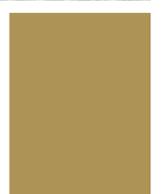
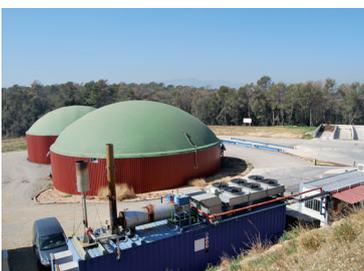




LIFE + MANEV
LIFE09 ENV/ES/000453

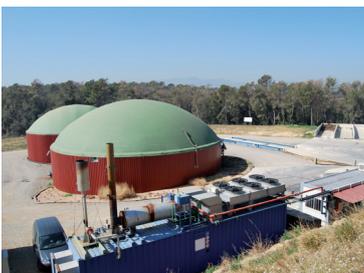
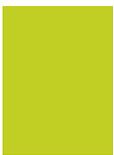


EVALUACIÓN DE SISTEMAS DE GESTIÓN DE ESTIÉRCOL EN EUROPA



EVALUACIÓN DE SISTEMAS DE GESTIÓN DE ESTIÉRCOL EN EUROPA

Diciembre 2015



Este documento ha sido elaborado como resultado de los trabajos realizados dentro del proyecto LIFE + MANEV: Evaluación de la gestión y tecnologías de tratamiento de estiércol para la protección medioambiental y la sostenibilidad de la ganadería en Europa (LIFE09 ENV/ES/000453).



Socios del proyecto:

Sociedad Aragonesa de Gestión Agroambiental - SARGA (España) – Coordinador
Universidad de Aarhus (Dinamarca)
Universidad de Milán (Italia)
Centro de Investigación de Producción Animal - CRPA (Italia)
Instituto de Investigación y Tecnología Agroalimentaria - IRTA (España)
Instituto Tecnológico Agrario de Castilla y León - ITACyL (España)
Consejo Superior de Investigaciones Científicas - CEBAS-CSIC (España)
Administración provincial de Warmia-Mazuria (Polonia).



EDITA: SARGA

Esta publicación ha sido posible gracias a la contribución del instrumento financiero LIFE de la Unión Europea

COORDINACIÓN: Marta Teresa Fernández, Eva Herrero Mallén y Berta Bescós Roy

AUTORES: (por orden alfabético)

Bernal, M. Pilar	Palatsi, Jordi
Bescós, Berta	Piccinini, Sergio
Bonmatí, August	Proniewicz, Marcin
Burgos, Laura	Provolo, Giorgio
Bustamante, M. Ángeles	Riaño, Berta
Clemente, Rafael	Riau, Victor
Fabbri, Claudio	Sáez, José A.
Flotats, Xavier	Teresa, Marta
García-González, Maria Cruz	Tey, Laura
Herrero, Eva	Torrellas, Marta
Mattachini, Gabriele	Valli, Laura
Moscatelli, Giuseppe	Ward, Alastair James
Noguerol, Joan	Wiśniewska, Hanna

TRADUCCIÓN: Natalia O. Prío Platz

REVISIÓN: Sharon Kirby

DISEÑO GRÁFICO: Marta López de Torres

MAQUETACIÓN: Aragón Digital

IMPRESIÓN: Tipolínea

Impreso en papel en cuya fabricación se ha utilizado celulosa libre de cloro.



DEPOSITO LEGAL: Z-825-2016

Queremos dedicar un agradecimiento especial a todas aquellas personas que han trabajado y colaborado en el proyecto, a Arturo Daudén y Christian Siegler, dos pilares en la preparación y ejecución del proyecto, a Reyes Fernández por la gestión financiera y a todo el personal de las plantas de tratamiento evaluadas por su ayuda e implicación en el proyecto.

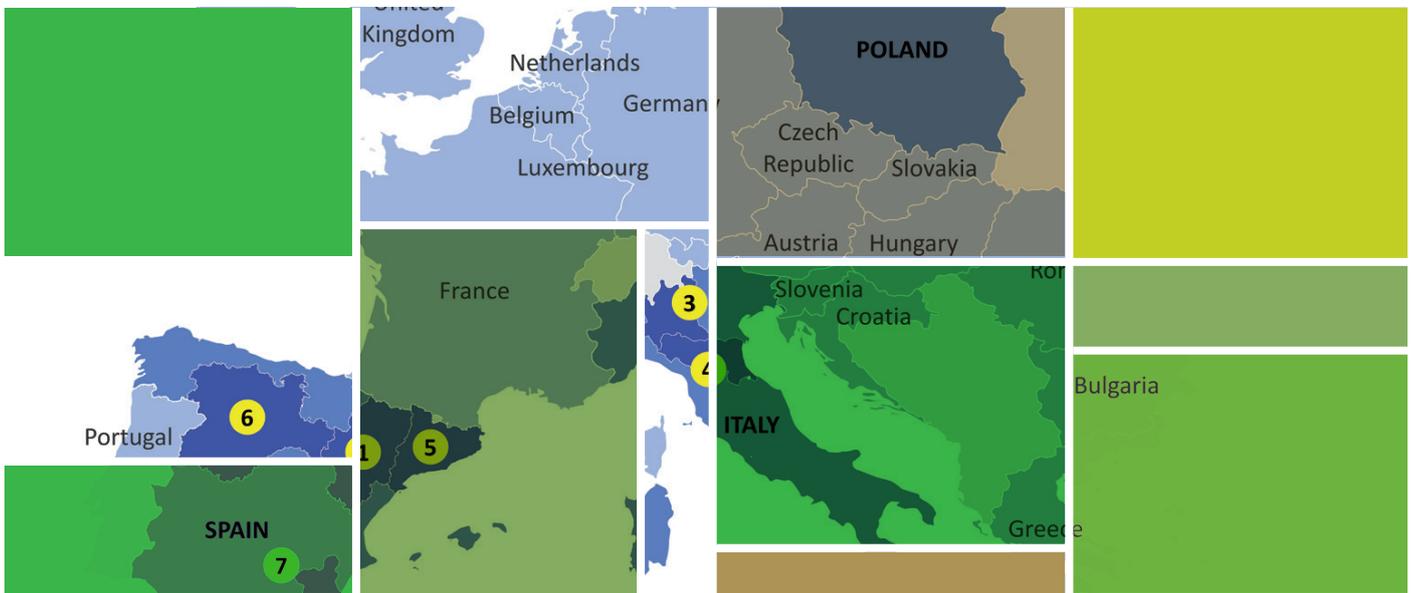
© 2015, SARGA

SARGA no se hace responsable de las interpretaciones del contenido de los artículos ni del uso indebido de los mismos.

No está permitida la reproducción total o parcial de este libro, ni su tratamiento informático, ni la transmisión de ninguna forma o por cualquier medio, ya sea mecánico, por fotocopia, por registro u otros métodos, ni su préstamo, alquiler o cualquier forma de cesión de uso del ejemplar, sin el permiso preciso y por escrito del editor.

1. EVALUACIÓN DE LA GESTIÓN Y TECNOLOGÍAS DE TRATAMIENTO DE ESTIÉRCOL PARA LA PROTECCIÓN MEDIOAMBIENTAL Y LA SOSTENIBILIDAD DE LA GANADERÍA EN EUROPA.....	07
2. SITUACIÓN ACTUAL DE LA PRODUCCIÓN GANADERA EN EUROPA	17
2.1. Situación actual de la producción ganadera en Europa	18
2.2. Impacto ambiental de la gestión de estiércol.....	24
2.3. Situación actual de la gestión del estiércol en Europa	30
3. PROTOCOLO COMÚN DE SEGUIMIENTO Y EVALUACIÓN	33
4. HERRAMIENTA MANEV PARA LA EVALUACIÓN DE SISTEMAS DE GESTIÓN DE ESTIÉRCOL.....	47
5. TECNOLOGÍAS DE TRATAMIENTO	57
Introducción a las tecnologías del tratamiento	58
5.1. Acidificación	60
5.2. Separación sólido-líquido	63
5.3. Digestión anaerobia	71
5.4. Tratamiento biológico aerobio	75
5.5. Compostaje	80
5.6. Concentración por evaporación al vacío.....	87
5.7. Secado térmico.....	91
5.8. Extracción y absorción de amoníaco.....	95
5.9. Filtración y ósmosis inversa	98
5.10. Fitodepuración.....	102
5.11. Aplicación agrícola	107
6. CASOS DE ESTUDIO EN EUROPA.....	113
Introducción – combinación de procesos.....	114
6.1. Caso de estudio 1 (SARGA): Planta de digestión anaerobia de purín de vacuno en Caparroso (Navarra, España).....	116
6.2. Caso de estudio 2 (SARGA): Gestión centralizada de purín porcino en la planta de digestión anaerobia de Purines Almazán, S.L en Almazán (Castilla y León, España)	125
6.3. Caso de estudio 3 (AU): Gestión de los purines en la planta de biogás de la Universidad de Aarhus en Tjele (Jutlandia, Dinamarca)	135
6.4. Caso de estudio 4 (UNIMI): Planta de tratamiento colectivo gestionada por Agroenergie Bergamasche S.C.A. (Lombardía, Italia).....	141
6.5. Caso de estudio 5 (CRPA): Planta de tratamiento de digestión anaerobia de Campo Bò en Parma (Emilia Romagna, Italia)	149
6.6. Caso de estudio 6 (IRTA): Planta de tratamiento de digestión anaerobia gestionada por Apergas en Vilademuls (Cataluña, España).....	156
6.7. Caso de estudio 7 (ITACyL): Planta de tratamiento en una explotación porcina con separación sólido-líquido y nitrificación-desnitrificación de la fracción líquida en Cuéllar (Castilla y León, España) ..	163
6.8. Caso de estudio 8 (CEBAS-CSIC): Compostaje en Murcia (España).....	169
6.9. Caso de estudio 9 (Warmia-Mazuria): Gestión de estiércol en la región administrativa de Warmia- Mazuria (Polonia).....	180





1. EVALUACIÓN DE LA GESTIÓN Y TECNOLOGÍAS DE TRATAMIENTO DE ESTIÉRCOL PARA LA PROTECCIÓN MEDIOAMBIENTAL Y LA SOSTENIBILIDAD DE LA GANADERÍA EN EUROPA

LIFE + MANEV - LIFE09/ENV/ES/000453

EVALUACIÓN DE LA GESTIÓN Y TECNOLOGÍAS DE TRATAMIENTO DE ESTIÉRCOL PARA LA PROTECCIÓN MEDIOAMBIENTAL Y LA SOSTENIBILIDAD DE LA GANADERÍA EN EUROPA

LIFE + MANEV – LIFE09/ENV/ES/000453

INTRODUCCIÓN

¿Sabías que la agricultura es uno de los sectores económicos más importantes de Europa? El valor bruto de los productos agrícolas en 2014 ascendió a 370 millones de euros. La ganadería contribuye casi con el 50% a la producción agrícola. La Unión Europea es uno de los principales productores en el mundo de los bienes de este sector.

Sin embargo, ¿conoces los posibles problemas ambientales derivados de su crianza? La ganadería en Europa genera 1.400 millones de toneladas de estiércol al año; para poder hacernos una idea, con esta cantidad, se podrían llenar más de 650 millones de piscinas olímpicas. Este gran volumen de estiércol generado es uno de los aspectos que más preocupa a la opinión pública, ya que una mala gestión puede originar contaminación en el aire, suelo y agua y, por lo tanto, afectar a la salud de las personas.

Número de plazas:

148.310.000



PORCINO

19%
ALEMANIA

18% ESPAÑA

9% FRANCIA

9% DINAMARCA

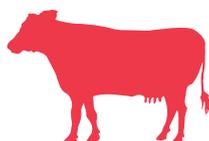
8% PAÍSES BAJOS

8% POLONIA

6% ITALIA

24% OTROS

88.379.000



VACUNO

22%
FRANCIA

14% ALEMANIA

11% REINO UNIDO

7% IRLANDA

7% ITALIA

7% ESPAÑA

6% POLONIA

26% OTROS

1.427.730.000



AVÍCOLA

13%
FRANCIA

12% ALEMANIA

11% REINO UNIDO

10% ESPAÑA

10% ITALIA

9% POLONIA

7% PAÍSES BAJOS

27% OTROS

Figura 1.1. Principales países productores de ganadería en Europa (Eurostat y Faostat, 2014).

EL PROBLEMA AMBIENTAL DERIVADO DE LA GESTIÓN DEL ESTIÉRCOL

El estiércol tiene un alto potencial como fertilizante orgánico en la agricultura, gracias a su contenido en nitrógeno, fósforo, potasio y materia orgánica, entre otros.

Sin embargo, la gran intensificación que la ganadería ha experimentado en las últimas décadas ha generado grandes cantidades de estiércol en zonas muy concretas, que dificultan su manejo.

Este desequilibrio, combinado con una mala gestión del estiércol puede causar problemas ambientales, tales como la contaminación por nitratos de las aguas subterráneas, la eutrofización de las aguas superficiales, la acumulación de metales y fósforo en los suelos y la propagación de agentes patógenos, por no hablar del rechazo social producido por los malos olores o las emisiones de amoníaco y gases de efecto invernadero a la atmósfera.

¿Sabías que el estiércol producido en Europa contiene 7 millones de toneladas de nitrógeno (N) (Leip, 2011)? Hoy en día 11 millones de tN de fertilizantes minerales se aplican a los cultivos en Europa. Si somos capaces de sustituir parte de este fertilizante mineral por el estiércol, el impacto ambiental se podría reducir considerablemente.

Además, la población mundial está aumentando y se espera que la demanda mundial de alimentos se duplique para el año 2050. Por lo tanto, el reto de reducir el impacto ambiental y económico de la gestión del estiércol será cada vez más importante y decisivo.

¿Tienes una idea de lo importante que es realizar una adecuada gestión del estiércol para evitar este problema ambiental? Para hacer más comprensible su impacto, se ha traducido a cifras económicas (Figura 1. 2). Se ha calculado en Euros el coste económico del daño provocado por las emisiones de amoníaco y gases de efecto invernadero (GEI) a la atmósfera y por el nitrógeno que llega a los ríos.

El coste de la contaminación derivado de la gestión del estiércol en Europa se ha estimado en 12.300 millones €/año. Esto es mucho, ¿no? Realmente es necesario actuar.

Pero, ¿cómo puedo saber cuál es la gestión más adecuada a implantar en mi granja? Antes de invertir dinero, es importante identificar la mejor estrategia para cada escenario.

Actualmente, en Europa, hay una amplia variedad de tratamientos de estiércol disponibles en el mercado. Cada uno tiene sus ventajas y sus inconvenientes. Sin embargo, hay una falta de unanimidad de criterios para su aplicación y, si bien existen numerosas investigaciones científicas, existen pocos estudios a escala real. Además, el alcance de estos estudios no incluye todos los aspectos involucrados.

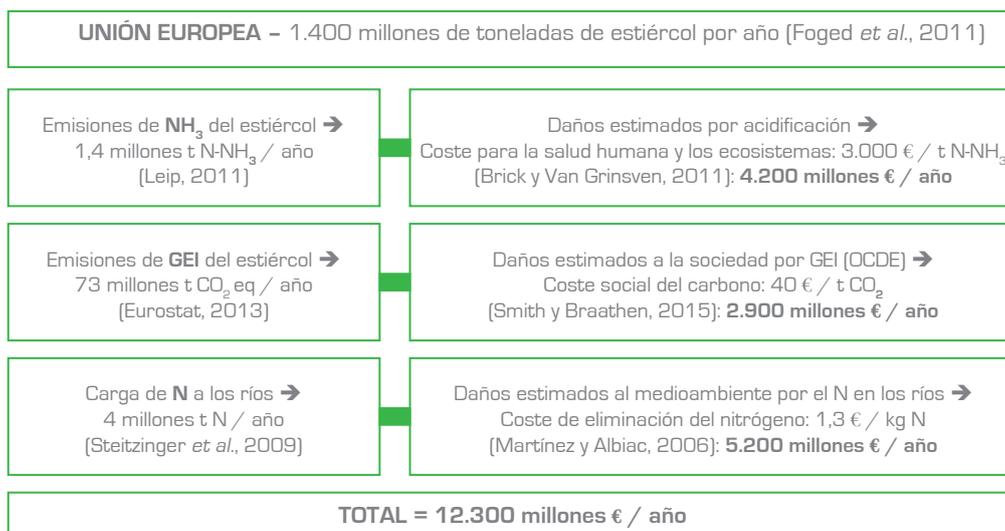


Figura 1.2. Estimación del coste del impacto ambiental derivado de la gestión del estiércol.

PROYECTO LIFE+ MANEV

Con el objetivo de contribuir a solventar esta situación, surge el proyecto LIFE+ MANEV en el marco del **Programa LIFE+** de la Unión Europea. El proyecto empezó en 2011 y ha tenido una duración de 5 años.

El **Programa LIFE** es el instrumento financiero de la UE de ayuda a proyectos de conservación del medio ambiente y la naturaleza en toda la UE. El objetivo general de LIFE es contribuir a la aplicación, actualización y desarrollo de la política comunitaria de medio ambiente y de la legislación, especialmente en lo que se refiere a la integración del medio ambiente en otras políticas, y para su desarrollo sostenible en la Comunidad.



El proyecto ha contado con la participación de ocho socios procedentes de ocho regiones europeas (Figura 1.3) con una elevada producción ganadera, coordinado por la empresa pública española SARGA, perteneciente al Departamento de Desarrollo Rural y Sostenibilidad del Gobierno de Aragón.

1. Sociedad Aragonesa de Gestión Agroambiental - SARGA (España) - Coordinador
2. Universidad de Aarhus (Dinamarca)
3. Universidad de Milán (Italia)
4. Centro de Investigación de Producción Animal - CRPA (Italia)
5. Instituto de Investigación y Tecnología Agroalimentarias - IRTA (España)
6. Instituto Tecnológico Agrario de Castilla y León - ITACyL (España)
7. Consejo Superior de Investigaciones Científicas - CEBAS-CSIC (España)
8. Administración Provincial de Warmia-Mazuria (Polonia)

El **objetivo del proyecto** es mejorar la protección del medio ambiente y de la sostenibilidad de la ganadería. **¿De qué forma?** Reuniendo todo el conocimiento y experiencias disponibles en la gestión de estiércoles en Europa y poniéndolas al servicio de los agentes implicados en el sector. De esta manera, se orienta al destinatario final en la elección del sistema de gestión que mejor se adapta a las necesidades del escenario agroganadero en el que se encuentra.

¿Qué tareas se han realizado en el proyecto para alcanzar este objetivo?

El primer paso fue realizar una búsqueda exhaustiva de los estudios previos disponibles sobre tecnologías de tratamiento del estiércol en diferentes regiones europeas para reunir todo el conocimiento y experiencias disponibles hasta el momento.

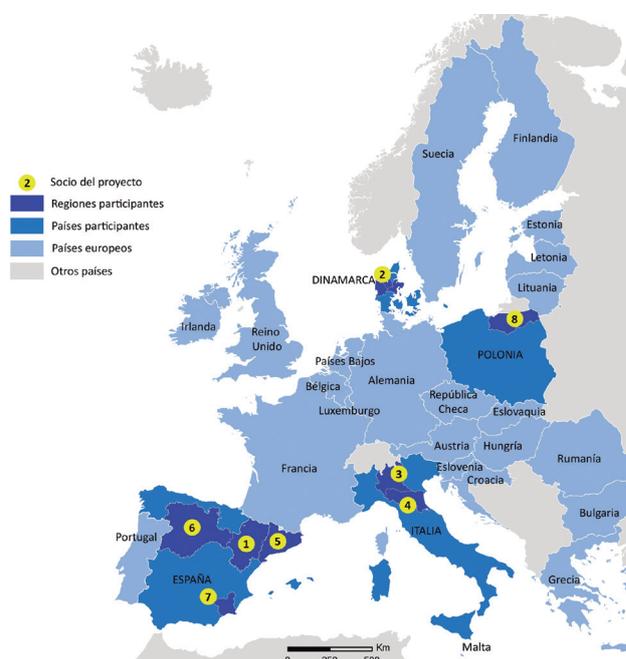


Figura 1.3. Socios y regiones participantes en el proyecto.

A continuación, fue necesario crear un protocolo que unificara los criterios y parámetros a seguir en la evaluación y comparación de diferentes plantas de tratamiento y sistemas de gestión de estiércoles.

El Protocolo Común de Evaluación y Seguimiento

es una guía en la que se establece la metodología a seguir para la evaluación de diferentes sistemas de gestión de estiércoles en un escenario específico con el objetivo de obtener resultados comparables con otros sistemas en cualquier parte de Europa. La evaluación llevada a cabo según este protocolo determina el impacto de los sistemas de gestión desde un punto de vista global atendiendo a los criterios medioambientales, agronómicos, energéticos, económicos, sociales, sanitarios y legales (Figura 1.4).



Figura 1.4. Los 7 criterios incluidos en el protocolo común de evaluación y seguimiento.

Este protocolo ha sido la base para evaluar 13 plantas de tratamiento en funcionamiento en diferentes escenarios europeos. Este trabajo permite entender mejor el rendimiento de cada una de las tecnologías y los diferentes impactos que pueden tener.

Los resultados obtenidos se han divulgado, no sólo en las regiones involucradas directamente en el desarrollo del proyecto, sino también en otras zonas europeas a través de seminarios y conferencias locales, regionales e internacionales dirigidos a granjeros, técnicos, científicos y administraciones locales. Al mismo tiempo, se ha creado una gran cantidad de material divulgativo sobre el proyecto en diferentes idiomas disponible en la página web www.lifemanev.eu.

¿Y cuál es el resultado final de lo que se ha hecho en el proyecto?

Con toda esta información, se ha desarrollado la herramienta MANEV, cuyo objetivo es ayudar a la toma de decisiones a la hora de implantar un sistema de gestión de estiércoles en una zona concreta, adecuado a sus necesidades y dentro del ámbito europeo.

MANEV está destinada a todos los agentes implicados en la gestión de los estiércoles (Figura 1.5): los ganaderos, preocupados por cumplir la legislación vigente reduciendo los costes de gestión, los agricultores, interesados en la obtención de un fertilizante orgánico de calidad, las administraciones locales o regionales, que velan por la protección del medioambiente, la seguridad, salud y la sostenibilidad del sector agroganadero, y las empresas de ingeniería, que se centran en el desarrollo y comercialización de tecnologías de tratamiento.



Figura 1.5. Agentes implicados en la gestión del estiércol.

La herramienta MANEV, disponible en la página web del proyecto, permite simular la implementación de diferentes estrategias de gestión en un escenario. Un informe detallado proporciona resultados indicativos que permite al usuario comparar diferentes alternativas de acuerdo con los principales aspectos implicados en la gestión del estiércol (Figura 1. 4).

Existen dos formas de utilizar la herramienta de acuerdo con el perfil del usuario, un modo guiado y un modo avanzado.

	<p>Si el usuario no posee un conocimiento técnico avanzado sobre tecnologías de tratamiento, el modo guiado le ayudará en la selección de sistemas de gestión. Un asistente recoge las necesidades del usuario a través de un sencillo cuestionario y le propone diferentes alternativas que se ajustan a su escenario.</p>
	<p>Los usuarios que disponen de un conocimiento técnico avanzado en las tecnologías de tratamiento de estiércol pueden diseñar y evaluar su propio sistema de gestión utilizando el modo avanzado.</p>

¿Qué tecnologías se pueden evaluar con la herramienta MANEV?

La herramienta incluye más de 20 tecnologías de tratamiento disponibles hoy en día en el mercado.

TECNOLOGÍAS DE TRATAMIENTO
Tratamientos que facilitan el manejo del estiércol
Tratamientos de valorización
Tratamientos de eliminación de nutrientes
Tratamientos de recuperación de nutrientes

Las tecnologías se han dividido en cuatro grupos según su objetivo principal.

Los **tratamientos para facilitar el manejo del estiércol** son las tecnologías de SEPARACIÓN (Figura 1. 6). El estiércol se divide en una fracción líquida y una fracción sólida para facilitar el transporte de nutrientes y su aplicación al campo como fertilizante orgánico. También se utiliza como una etapa previa a otros tratamientos más complejos. Existen diferentes sistemas de separación en función de su eficiencia, consumo energético y costes de inversión y operación. La elección de uno u otro dependerá del uso que se quiera dar a las fracciones sólida y líquida obtenidas después de la separación.

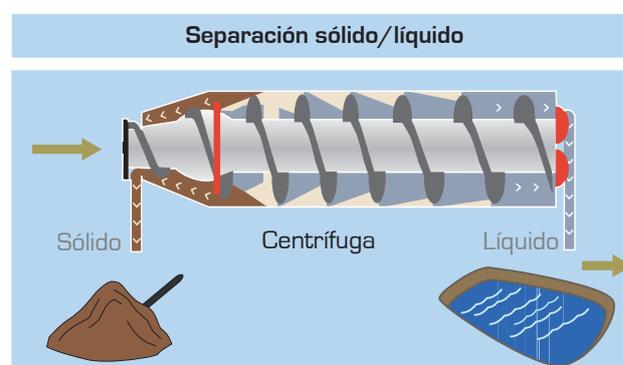


Figura 1.6. Esquema de un sistema de separación.

A través de los **sistemas de valorización**, se obtiene un producto final del estiércol con un valor añadido en el mercado. Uno de ellos es el COMPOSTAJE (Figura 1. 7), un proceso biológico en el que la materia orgánica se estabiliza y se degrada a CO₂ y agua en un medio aireado. El objetivo es la obtención de un fertilizante orgánico estable y de calidad para su valorización agronómica. Por otra parte, en los procesos de DIGESTIÓN ANAEROBIA (Figura 1. 8) se obtiene biogás a partir de la descomposición de la materia orgánica del estiércol en ausencia de oxígeno. El metano del biogás se utiliza para producir calor y energía eléctrica en motores de cogeneración.

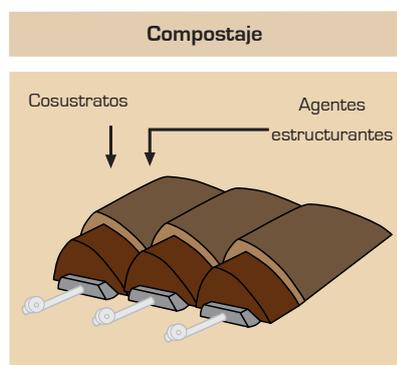


Figura 1.7. Esquema del tratamiento de compostaje.

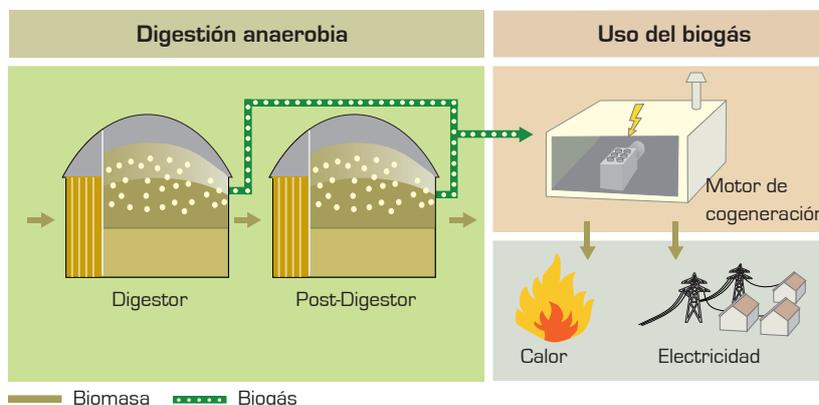


Figura 1.8. Esquema del tratamiento de digestión anaerobia.

En los **tratamientos de eliminación de nutrientes** se elimina parte del nitrógeno contenido en la fracción líquida del estiércol para reducir la carga de nutrientes en la zona. A través de ciclos de aireación y anoxia el nitrógeno amoniacal es transformado en nitrógeno gas (N_2) que se encuentra en el aire de forma natural (Figura 1. 9).

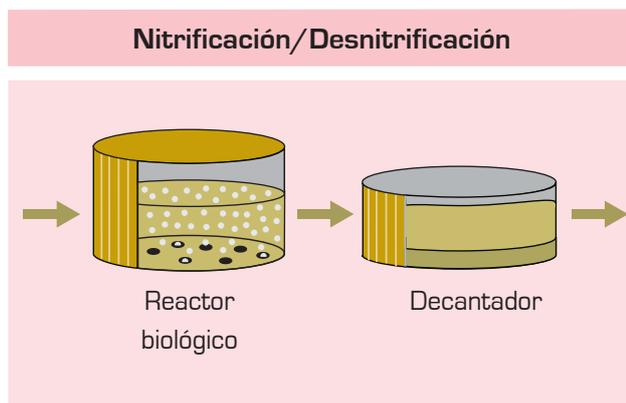


Figura 1.9. Esquema del tratamiento de N/DN.

Los **tratamientos de recuperación de nutrientes**, tales como el stripping de amoníaco, capturan el nitrógeno de la fracción líquida del estiércol y lo concentran mediante un proceso químico, convirtiéndolo en un fertilizante de gran valor y fácil de transportar (Figura 1. 10).

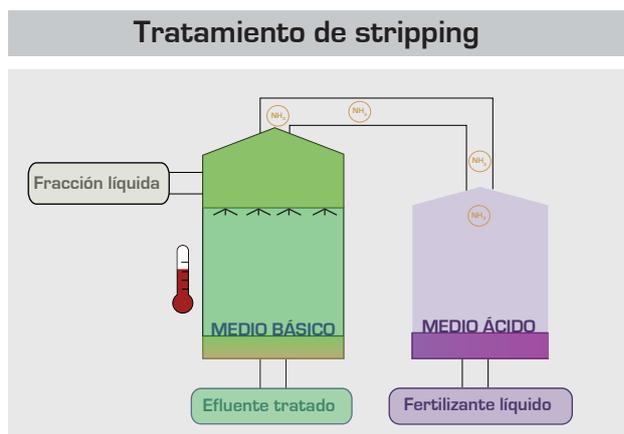


Figura 1.10. Esquema del tratamiento de stripping de amoníaco.

La herramienta MANEV también incluye **otros tratamientos** que están a disposición del usuario. La ACIDIFICACIÓN, que a través de la adición de ácido al estiércol disminuye las emisiones de gases a la atmósfera. La EVAPORACIÓN y el SECADO TÉRMICO, que reducen el volumen de estiércol a gestionar posteriormente mediante un tratamiento térmico. Para tratar efluentes que ya están previamente muy depurados existen tratamientos como la FITODEPURACIÓN y la ÓSMOSIS INVERSA. El estiércol o los productos resultantes de estos tratamientos pueden ser VALORIZADOS AGRÍCOLAMENTE al aplicarlos al campo.

PERSPECTIVAS DEL PROYECTO LIFE+ MANEV

¿Está esta herramienta preparada para evolucionar y ser transferida a otras áreas?

La herramienta MANEV se ha diseñado y programado de forma que puede ser actualizada y adaptada a los últimos avances tecnológicos en el campo de las tecnologías de tratamiento, con el objetivo de continuar siendo útil con el paso del tiempo. Por este motivo, su estructura de programación permite incorporar nuevas tecnologías de tratamiento, mejorar el diseño de las ya disponibles o eliminar aquellas que queden desactualizadas.

La configuración de la herramienta permite su uso en todos los Estados Miembros de la UE, debido a que las bases de datos que alimentan el sistema cubren todo esta área geográfica. Para transferir la herramienta MANEV a otras áreas fuera de la UE, sería necesario actualizar las bases de datos incluyendo los datos geográficos, económicos y medioambientales, así como los requerimientos agronómicos y sociales correspondientes a las nuevas áreas de actuación.

¿Cuál es el potencial de los resultados obtenidos en el proyecto MANEV?

El proyecto LIFE+ MANEV pretende ejercer de nexo de unión entre el conocimiento científico, las tecnologías disponibles en el mercado y el sector agroganadero. El conocimiento y experiencias adquiridas en sistemas de gestión de estiércol se ponen a disposición del usuario final para ayudarle a definir y mejorar la estrategia que le permita reducir el impacto medioambiental de su gestión de forma sostenible.

El potencial de los beneficios obtenidos a partir del proyecto MANEV depende de la adopción de tecnologías de tratamiento en las diferentes regiones y países de la UE. No obstante, el ámbito de uso de la herramienta es muy amplio, permitiendo llevar a cabo numerosos análisis entre los que se incluyen:

- Análisis comparativo de diferentes sistemas de gestión en un mismo escenario agroganadero.

- Análisis comparativo de un mismo tratamiento gestionando diferentes cantidades de estiércol para evaluar el efecto de la economía de escala en base al coste unitario de operación.
- Análisis comparativo de escenarios similares pero ubicados en diferentes países, con el objetivo de determinar el impacto de las restricciones legales y políticas estatales en la implementación de diferentes alternativas de gestión de estiércol. Estas barreras pueden ser el origen de grandes diferencias en el desarrollo y utilización de algunas tecnologías en unos países respecto a otros (ej. plantas de biogás).
- Análisis comparativo entre sistemas de gestión centralizados y a escala de granja.
- Evaluación del impacto que tiene la declaración de una Zona Vulnerable a la contaminación por nitratos.
- Evaluación del efecto que tiene los precios de mercado de los productos finales (compost, energía, etc.) y de cómo pueden afectar a la sostenibilidad de la gestión.

¿En qué análisis estarías interesado tú?

Por otro lado, y teniendo en cuenta las diferentes alternativas, la herramienta MANEV también puede ser usada como apoyo para la definición e implantación de políticas de sostenibilidad en el sector agroganadero a todas las escalas (europea, nacional, regional y/o local) como un instrumento para alcanzar una reducción en las emisiones de sustancias contaminantes a la atmósfera, suelo y agua. Las políticas europeas implicadas en este área son, principalmente, la Política Agraria Común (PAC), la Directiva sobre las Emisiones Industriales (DEI, 2010/75/EU), la Directiva Marco del Agua (DMA), la Directiva Nitratos y las Políticas de Desarrollo Rural 2014-2020 de la Comisión Europea (CE, 2013).

CONCLUSIONES

A pesar de que existen numerosas alternativas tecnológicas para tratar el estiércol, la elección de una u otra dependerá de las características del escenario agroganadero en el que nos encontremos.

Un conocimiento amplio de las tecnologías permite identificar el sistema de gestión de estiércol más adecuado. Por esta razón, la implementación de estas alternativas de gestión mejora la calidad ambiental y contribuyen a la sostenibilidad del sector cumpliendo los requisitos legales.

El proyecto MANEV unifica el conocimiento disponible sobre las diferentes tecnologías para la gestión del estiércol utilizadas hoy en día a gran escala a través de un análisis basado en un Protocolo Común de Evaluación y Seguimiento. La herramienta MANEV reúne el estado del arte de las diferentes tecnologías y sistemas de gestión poniendo todo este conocimiento a disposición de cada una de las partes interesadas con el objetivo de minimizar el impacto medioambiental y fortalecer el sector ganadero en Europa.

La gestión del estiércol no tiene una solución única. Las soluciones deben **adaptarse a las condiciones locales** y deben garantizar la viabilidad financiera cubriendo los costes del tratamiento seleccionado.

La **aplicación agrícola** del estiércol como fertilizante orgánico es la primera opción de gestión a contemplar, siempre y cuando sea viable.

La sustitución de forma adecuada de parte del **fertilizante mineral** utilizado en Europa por fertilizante orgánico (estiércol) puede reducir el impacto ambiental de las prácticas agrícolas.

Las diferentes **tecnologías de tratamiento** disponibles en el mercado son una buena estrategia de gestión en áreas excedentarias de ganadería intensiva, ya que permite reducir la cantidad de nitrógeno y fósforo concentrada en un área determinada.

Los **tratamientos de eliminación de nutrientes** son una opción que debe contemplarse únicamente en aquellos escenarios agroganaderos en los que no existan alternativas de valorización o reutilización.

La **digestión anaerobia** ayuda a alcanzar la sostenibilidad de tratamientos de eliminación de nutrientes.

El tratamiento de los estiércoles no es una solución por sí misma, pero puede formar parte de la implementación de un **sistema de gestión** adecuado.

Un sistema de gestión de estiércoles tiene que **mantener un equilibrio** entre los costes y los beneficios medioambientales que proporciona, garantizando su sostenibilidad.

Es necesario priorizar y continuar con el trabajo de **desarrollo y optimización** de las tecnologías de tratamiento bajo un punto de vista económico, priorizando este aspecto por encima de la mejora en la eficiencia de los tratamientos, la cual ya ha sido demostrada.

El éxito en la gestión del estiércol se alcanza con la **colaboración y cooperación** de todos los agentes implicados.

Es de suma importancia que la **tecnología y la innovación puedan llegar a los usuarios finales**.

BIBLIOGRAFÍA

Leip A., Achermann B., Billen G. *et al.* 2011. Integrating nitrogen fluxes at the European scale. En Sutton M., Howard C., Erisman J. *et al.* (Eds). The European Nitrogen Assessment. Cambridge University Press. Cambridge.

Foged, Henning Lyngsø, Xavier Flotats, August Bonmati Blasi, Jordi Palatsi, Albert Magri and Karl Martin Schelde. 2011. Inventory of manure processing activities in Europe. Technical Report N° I concerning "Manure Processing Activities in Europe" to the European Commission, Directorate-General Environment. Project reference: ENV.B.1/ETU/2010/0007.

EUROSTAT (http://ec.europa.eu/agriculture/statistics/factsheets/index_en.htm)

FAOSTAT (http://faostat3.fao.org/browse/Q/*/E)





2. SITUACIÓN ACTUAL DE LA PRODUCCIÓN GANADERA EN EUROPA

2.1. SITUACIÓN ACTUAL DE LA PRODUCCIÓN GANADERA EN EUROPA

Giuseppe Moscatelli, Laura Valli y Sergio Piccinini
CRPA - Centro de Investigación de la Producción Animal (Italia)

INTRODUCCIÓN

El valor añadido bruto (VAB) de la agricultura en la Unión Europea (UE-28), que en 2014 ascendía a 160 mil millones de euros, representa en torno al 1,3% del producto interior bruto (PIB) total de la UE-28 (Tabla 2.1.1). Ese mismo año, la producción total de bienes agrarios (facturación bruta) representó un valor de 369 mil millones de euros a los precios actuales de productor. Con 168 mil millones de euros, la producción ganadera juega un papel central en la economía agrícola de la UE, totalizando el 45,5% del valor total de la producción agrícola. La importancia relativa de las diversas producciones animales varía mucho entre los Esta-

dos miembros, dependiendo de las condiciones climáticas, edafológicas y económicas y de los hábitos de consumo. Sin embargo, la UE en su totalidad, es uno de los productores de productos lácteos, de ganado porcino, vacuno y avícola más importantes del mundo (Figura 2.1.1).

Se proporciona una perspectiva general de la población de porcino, vacuno y avícola en los Estados miembros más importantes y a nivel de la UE-28, suponiendo que esas sean las especies animales más importantes a la hora de estimar el sector ganadero y la producción de estiércol.

Tabla 2.1.1. Producción agrícola de la UE (Eurostat 2014).

	Millones de EUR	% total
Cerdos	35.613,7	9,6
Vacas	30.559,2	8,3
Aves	21.254,3	5,8
Otros animales	8.733,2	2,4
Leche	60.884,0	16,5
Huevos	8.396,8	2,3
Otros productos animales	2.605,4	0,7
Productos de bienes animales	168.046,6	45,5
Producción vegetal	201.025,4	54,5
Producción de bienes agrícolas	369.072,0	100,0

VAB agrario a precios básicos	159.742,1	43,2
-------------------------------	-----------	------

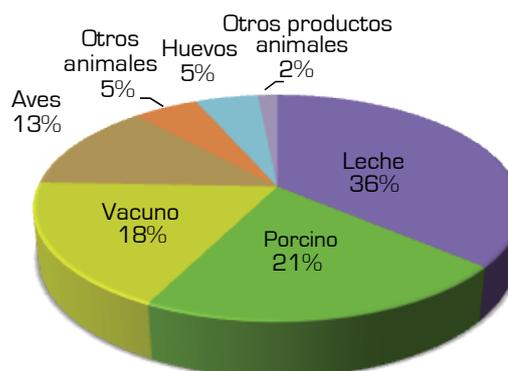


Figura 2.1.1. Distribución de los productos animales en la UE (Eurostat, 2014).

VACUNO

La UE tiene una cabaña bovina de unos 88,38 millones de plazas (diciembre 2014), lo que incluye 23,57 millones de vacas de leche y 12,09 millones de vacas de carne. Casi el 70% del ganado total se concentra en seis Estados miembros (Francia, Alemania, Reino Unido, Irlanda, Italia y España), que son los principales productores de carne y leche de toda la UE (Figura 2.1.2).

La producción total anual de carne es de unos 7,5 millones de toneladas (Figura 2.1.3), y el autoabastecimiento es cercano al 100%. En lo relativo a la carne de vacuno, la UE es el tercer productor mundial, por detrás de EE.UU. y Brasil.

También el sector lácteo es de gran importancia para la UE, representando una proporción significativa del valor de su producción agrícola. Se estima que la producción total de leche de la UE-28 se sitúa en torno a los 160 millones de toneladas (2014). A pesar del crecimiento continuo de la producción de leche durante los últimos años (Figura 2.1.4), la cabaña lechera en la UE no ha aumentado proporcionalmente, dado que la producción de leche por vaca ha mejorado.

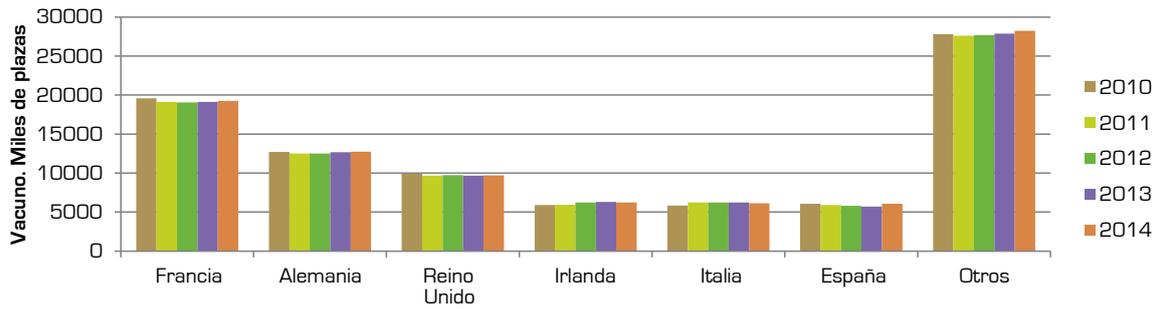


Figura 2.1.2. Población de ganado vacuno en la UE-28 (.000 plazas) (Eurostat).

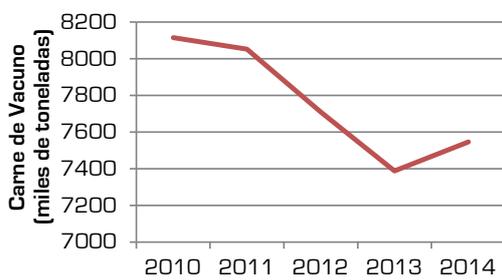


Figura 2.1.3. Producción de carne de vacuno en la UE-28 (miles de toneladas) (Eurostat).

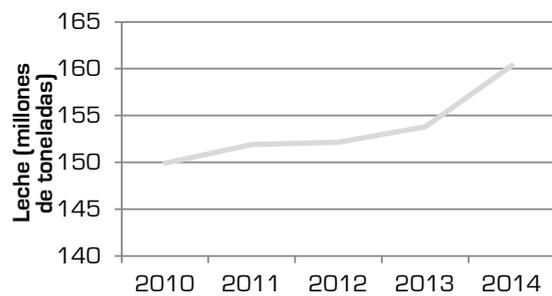


Figura 2.1.4. Producción de leche en la UE-28 (millones de toneladas) (Eurostat).

PORCINO

Con 150 millones de cerdos y una producción anual de unos 22 millones de toneladas de peso en canal, la UE es el segundo mayor productor de carne de cerdo del mundo, por detrás de China, y el mayor exportador de carne de porcino y productos derivados

A lo largo de los últimos cinco años, el ganado porcino ha descendido debido, sobre todo, al impacto de las normas sobre bienestar animal que motivaron una reducción significativa de la cabaña de cerdas reproductoras (Figura 2.1.5).

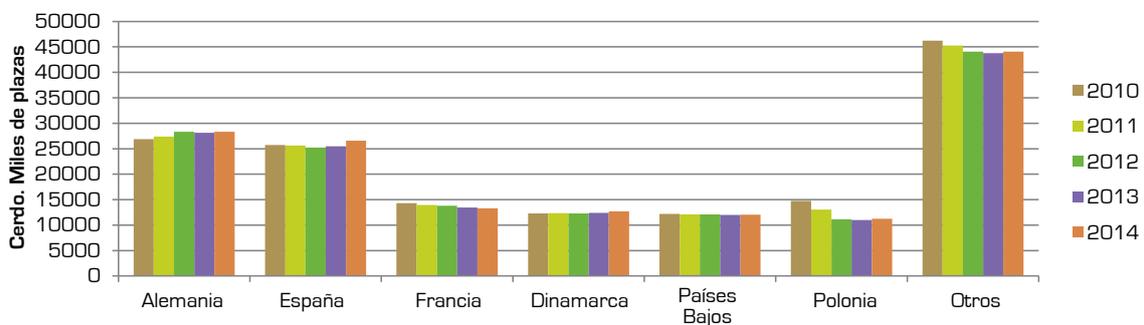


Figura 2.1.5. Población porcina en la UE-28 (miles de plazas) (Eurostat).

Sin embargo, la producción de carne de porcino se ha mantenido estable por la mejora de la productividad de las instalaciones de reproducción (Figura 2.1.6). Los productores principales son Alemania, España, Francia, Dinamarca, Países Bajos y Polonia, que representan el 70% de la población total de cerdos y la producción porcina.

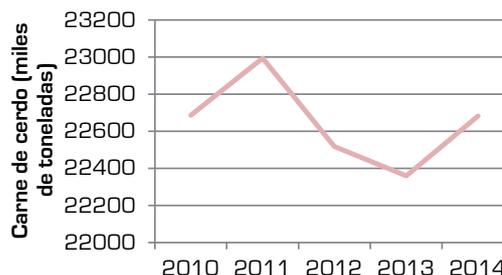


Figura 2.1.6. Producción de carne de porcino en la UE-28 (miles de plazas) (Eurostat).

AVÍCOLA

La UE también es uno de los mayores productores mundiales de carne de ave (pollo y pavo), junto con EE.UU., China y Brasil. La producción estimada en 2014 fue de 12,76 millones de toneladas. Los países que están a la cabeza en este sector son Francia, Alemania, Reino Unido, España, Italia y Polonia, que proporcionan el 70% de la producción de la UE de carne de ave y el 65% del censo aviar (Figura 2.1.7).

La producción de huevos en Europa representa una cantidad importante de la economía avícola, con una producción media de unos 6,5 millones de toneladas al año. La población de gallinas ponedoras de la UE-28 en 2014 era de 383 millones de plazas (el 28,6% del censo son pollos).

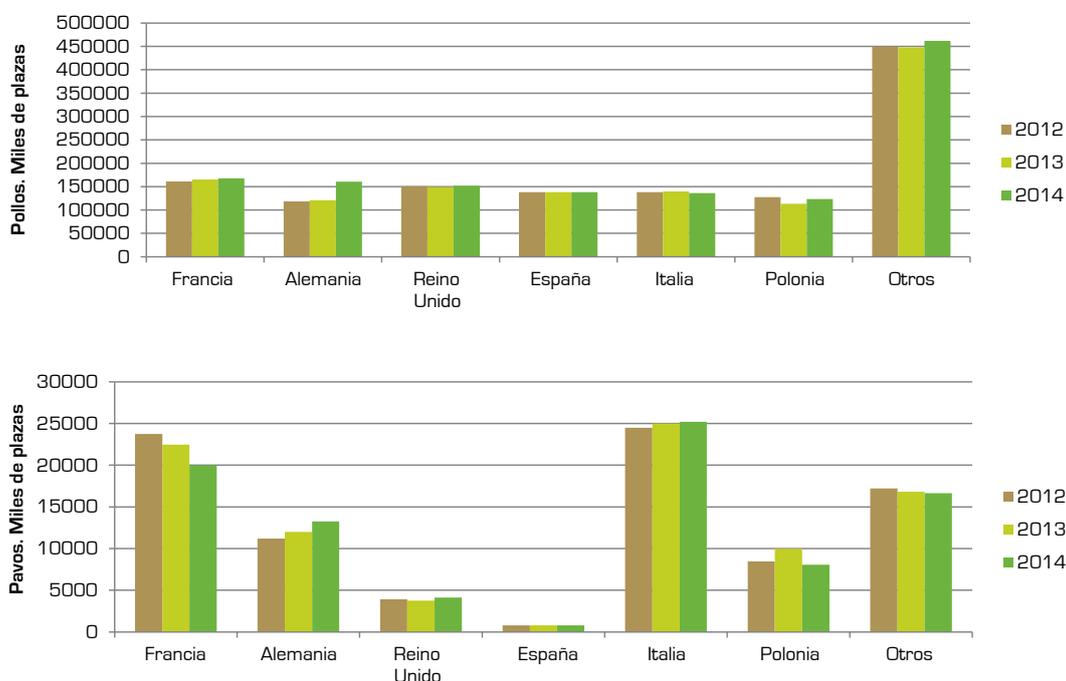


Figura 2.1.7. Población de pollos (superior) y pavos (inferior) en la UE-28 (miles de plazas) (Eurostat y Faostat).

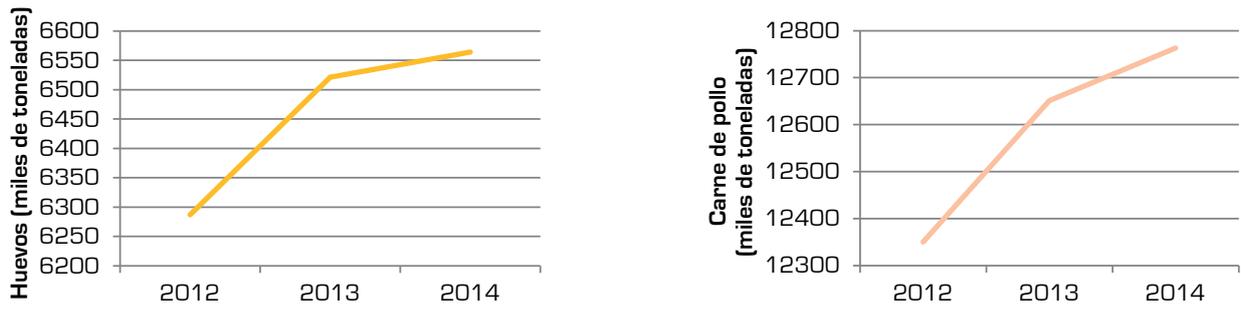


Figura 2.1.8. Producción de huevos (izq.) y producción de carne de pollo (dcha.) en la UE-28 (Faostat y Eurostat).

País	Cerdos	Vacas	Aves
Austria	2.868	1.961	16.300
Bélgica	6.350	2.477	36.219
Bulgaria	553	562	13.837
Croacia	1.156	441	8.716
Chipre	342	60	3.150
República checa	1.607	1.373	23.265
Dinamarca	12.709	1.553	14.241
Estonia	358	265	2.103
Finlandia	1.223	907	6.861
Francia	13.293	19.253	167.635
Alemania	28.339	12.742	160.774
Grecia	1.046	659	34.000
Hungría	3.136	802	30.075
Irlanda	1.506	6.243	15.000
Italia	8.676	6.125	136.000
Letonia	349	422	4.100
Lituania	714	737	8.820
Luxemburgo	93	201	111
Malta	47	15	1.000
Países Bajos	12.065	4.169	97.719
Polonia	11.266	5.660	123.512
Portugal	2.127	1.549	43.000
Rumania	5.042	2.069	80.136
Eslovaquia	642	466	11.365
Eslovenia	282	468	3.172
España	26.568	6.079	138.000
Suecia	1.469	1.436	8.582
Reino Unido	4.486	9.693	152.000
TOTAL:	148.311	88.388	1.339.693

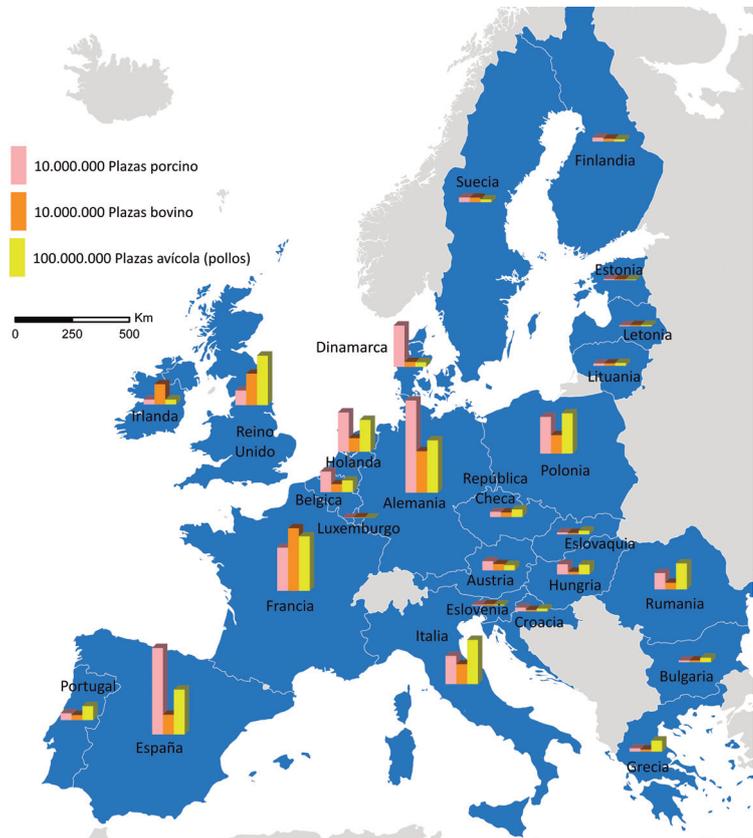


Figura 2.1.9. Perspectiva general de la población de vacas, cerdos y aves en los principales Estados Miembros europeos (Eurostat y Faostat, 2014).

PRODUCCIÓN DE ESTIÉRCOL

Se ha evaluado la producción europea de estiércol de ganado vacuno, porcino y avícola, dado que estas tres categorías son las que lo producen en mayor cantidad. La tabla 2.1.3 muestra la cantidad estimada de estiércol producido utilizando datos sobre población de ganado en la UE-28 en 2014 y los factores de producción de estiércol por plaza y por año propuestos en el Inventario de las actividades de procesamiento de estiércol en Europa (Foged *et al.*, 2011).

En la UE-28 se generan 1.389 millones de toneladas de estiércol de ganado. Solamente Francia, Alemania, Reino Unido y España son capaces de producir más del 50% del estiércol total de la UE-28. Ocho países producen cerca del 80% del estiércol total.

Tabla 2.1.3. Cantidad estimada de estiércol producido en la UE-28 (miles de toneladas/año) (Foged *et al.*, 2011; Eurostat).

	Estiércol de porcino	Estiércol de vacuno	Estiércol de ave	Estiércol total	% sobre el estiércol total	Acumulado
Francia	15.348	237.606	15.931	268.885	19,4%	19,4%
Alemania	32.721	157.254	15.279	205.254	14,8%	34,1%
Reino Unido	5.180	119.623	14.445	139.248	10,0%	44,2%
España	30.675	74.907	13.115	118.697	8,5%	52,7%
Italia	10.018	75.595	12.925	98.537	7,1%	59,8%
Polonia	13.007	69.855	11.738	94.600	6,8%	66,6%
Irlanda	1.738	77.047	1.426	80.210	5,8%	72,4%
Países Bajos	13.930	51.451	9.287	74.668	5,4%	77,7%
Bélgica	7.332	30.572	3.442	41.346	3,0%	80,7%
Rumanía	5.821	25.533	7.616	38.970	2,8%	83,5%
Dinamarca	14.674	19.166	1.353	35.193	2,5%	86,1%
Otros	20.796	152.091	20.761	193.648	13,9%	100,0%
TOTAL EU-28	171.241	1.090.700	127.317	1.389.257		

Estiércol producido (UE-28)

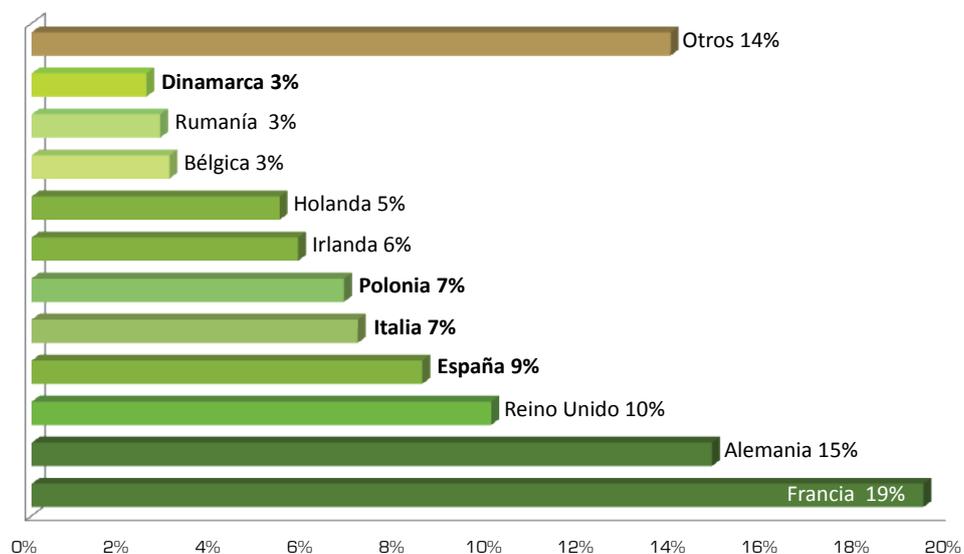


Figura 2.1.10. Estiércol de ganado producido en la UE-28 (Foged *et al.*, 2011; Eurostat).

BIBLIOGRAFÍA

Foged, Henning Lyngsø, Xavier Flotats, August Bonmati Blasi, Jordi Palatsi, Albert Magri y Karl Martin Schelde. 2011. Inventory of manure processing activities in Europe (Inventario de actividades de procesado de deyecciones en EU). Informe técnico nº I relativo a "Manure Processing Activities in Europe" para la Comisión Europea, DG Medio Ambiente. Referencia del proyecto: ENV.B.1/ETU/2010/0007.

EUROSTAT (http://ec.europa.eu/agriculture/statistics/factsheets/index_en.htm)

FAOSTAT (http://faostat3.fao.org/browse/Q/*E)

2.2. IMPACTO AMBIENTAL DE LA GESTIÓN DE ESTIÉRCOL

M. Pilar Bernal, José A. Sáez y M. Ángeles Bustamante
CEBAS-CSIC (España)

INTRODUCCIÓN

La agricultura tradicional se basaba en pequeñas instalaciones en las que los problemas medioambientales que podían derivarse de la acumulación de estiércol eran mínimos, dado que los excrementos de animales fertilizaban el suelo mientras que los animales se alimentaban de pasto, con una integración total entre el ganado y la agricultura. Los actuales sistemas de producción intensiva han motivado el aumento de tamaño de las granjas para aumentar la eficiencia de su producción (Burton y Turner, 2003). Como consecuencia, se han generado grandes cantidades de residuos en áreas localizadas, donde los suelos de cultivo disponibles para aplicar estiércol son limitados, lo que ocasiona un exceso de estiércol que no puede absorber la agricultura local.

La generación de un exceso de estiércol en áreas específicas, su acumulación y uso indiscriminado en los campos plantea graves riesgos de contaminación en los suelos, el agua y la atmósfera. El problema principal a nivel ambiental se manifiesta de diversas maneras: la contaminación de las aguas subterráneas, la eutrofización de las aguas

superficiales, la acumulación de nutrientes en el suelo, la dispersión de los agentes patógenos, la acumulación de compuestos tóxicos (metales pesados, etc.), la acidificación por el amoníaco, las emisiones de gases de efecto invernadero, los olores, el polvo y el ruido.



Figura 2.2.1. Vertido de purines de cerdo en un barranco.

CONTAMINACIÓN DEL SUELO

Los vertidos accidentales y los lugares de almacenamiento de estiércol en granjas y plantas de procesamiento constituyen las potenciales fuentes de contaminación del suelo, pero se considera que el mal uso que se hace del estiércol en suelos agrícolas es la causa principal. La acumulación de nutrientes y materia orgánica en el suelo se debe al uso inadecuado o excesivo de las deyecciones en los suelos agrícolas. Los estiércoles no son materiales fertilizantes equilibrados, por lo que su aplicación agronómica, basada en el aporte de un nutriente específico, puede implicar la aplicación de otros nutrientes en exceso para los requisitos de los cultivos, que se pueden ir acumulando en el suelo.

El **nitrógeno** es uno de los elementos que puede ser causa de contaminación debida a una aplicación inadecuada de los estiércoles en el suelo. El nitrógeno procedente de los estiércoles contiene formas inorgánicas (principalmente amonio) y compuestos orgánicos que han de

mineralizarse para estar disponibles para las plantas. El proceso de mineralización implica que los microorganismos transforman formas orgánicas en amonio y nitrato, este proceso depende de las características del estiércol, los factores ambientales (humedad y temperatura) y las características del suelo así como su uso. Las reacciones principales se pueden resumir en:

- Amonificación: transformación de N orgánico en amonio mediante la acción de una gran variedad de microorganismos y enzimas.
- Nitrificación: oxidación de amonio a nitrato. El proceso se realiza en dos pasos principales gracias a la acción de microorganismos especializados mediada por la formación de nitritos.

Una formación rápida y excesiva de N inorgánico (que sobrepase las necesidades de las plantas) puede causar

pérdidas de N, tanto por volatilización en forma de amoníaco (acumulación de amonio en suelos básicos), como mediante filtración de los nitratos, con el consecuente riesgo de contaminación del agua.

El **fósforo** está presente en el estiércol tanto en forma orgánica como inorgánica, pero la fracción orgánica se hidroliza rápidamente, con lo que la disponibilidad de P en los estiércoles y en los purines puede alcanzar el 90-100% de la concentración total. Sin embargo, el P inorgánico presente, o formado por mineralización de la fracción orgánica, puede precipitarse con facilidad en el suelo, principalmente si este es calizo, o ser adsorbido por los minerales del suelo. Aunque las concentraciones de N y P de los estiércoles pueden considerarse una fuente valiosa de nutrientes, su tasa de N/P suele ser más baja que la necesaria para la nutrición de las plantas. Por este motivo, la aplicación de deyecciones según los requisitos de N de los cultivos puede producir una acumulación importante de P en el suelo (Cabrera y Sims, 2000). Como consecuencia, también se deben considerar los criterios de P para la aplicación de estiércoles en la agricultura para evitar la acumulación excesiva de P. El fósforo es uno de los nutrientes menos móviles en el perfil del suelo, dado que forman fosfatos de hierro y aluminio insolubles en suelos ácidos y de calcio en suelos calizos, por lo que el riesgo de filtraciones y contaminación de las aguas por escorrentía suele ser menor que en el caso del nitrógeno. En los suelos calizos, el 40% del P total del estiércol de cerdo puede fijarse al suelo en formas no disponibles, como en el caso del fosfato de calcio, que podría alcanzar el 70% a altas dosis de aplicación (Bernal *et al.*, 1993a). Sin embargo, entre el 8 y el 13% del P de purín de cerdo puede infiltrarse en el perfil del suelo, llegando a los 90 cm de profundidad en suelos ácidos (Vetter y Steffens, 1981). El riesgo de contaminación está relacionado con los procesos de escorrentía superficial tras la aplicación de purines o estiércol en dosis altas y asociado a episodios de lluvia. Es por ello que la aplicación excesiva de estiércol durante un largo periodo de tiempo puede ir incrementando la concentración de P en el suelo, con el consiguiente alto riesgo de contaminar las aguas superficiales.

En los estiércoles, el **potasio** aparece principalmente en formas solubles, retenido a menudo en el complejo de cambio del suelo y su dinámica está estrechamente vinculada a los tipos de arcilla. En un sistema agrícola, las raíces de las plantas absorben potasio de la solución del suelo, inclinando el equilibrio para su solubilización a partir de las formas intercambiables. La aplicación de estiércol y purines proporciona este elemento en forma soluble, que interacciona rápidamente con el complejo de cambio del suelo, de modo que a menudo se retiene en la capa superficial con una baja filtración, especialmente en suelos arcillosos de composición illítica (Bernal *et al.*,



Figura 2.2.2. Estiércol de cerdo esparcido en un cultivo.

1993b), que retienen K en formas difícilmente intercambiables. Sin embargo, en suelos arenosos, un exceso de aplicación de estiércol o de purines puede causar un aumento de las sales solubles en la superficie del suelo, debido a las concentraciones de K y Na, siendo estos suelos más susceptibles a filtraciones de K.

Los estiércoles de animales pueden considerarse como una fuente de **materia orgánica** para la mejora de la fertilidad del suelo. El efecto positivo de la materia orgánica en el suelo se debe al aumento en la disponibilidad de nutrientes, la respiración del suelo, la actividad enzimática, la biomasa microbiana y la mejora de la estructura del suelo, impidiendo la erosión y favoreciendo la capacidad de retención de agua y las condiciones del agua contenida en el suelo. Sin embargo, si se incorporan cantidades excesivas de materia orgánica procedente de los estiércoles sin que estos hayan sido estabilizados, se pueden provocar condiciones de anoxia en el suelo debido a su rápida degradación microbiana (consumo de O_2 y producción de CO_2). En condiciones anaerobias, la degradación de la materia orgánica produce compuestos que son tóxicos para las plantas (ácidos orgánicos) o contaminantes para la atmósfera, en cuyo caso la falta de oxígeno en el suelo y la presencia de ácidos orgánicos afectan de forma adversa a la respiración de las raíces, su crecimiento y desarrollo. Además, varias propiedades del suelo se ven afectadas negativamente: obstrucción de poros, limitación de la permeabilidad, infiltración del agua, etc., dando como resultado una pérdida de la fertilidad física del suelo. Otro riesgo de contaminación asociado a la aplicación directa de estiércol es la acumulación de metales pesados. La concentración de **metales pesados** en las deyecciones es muy variable y está relacionada con la composición del alimento que ingieren los animales. El cobre y el cinc se encuentran en el estiércol de porcino en las concentraciones altas (Moral *et al.*, 2008), especialmente en el caso de los lechones, ya que con frecuencia se incorporan estos elementos en su dieta para evitar problemas de digestión. Su toxicidad potencial se debe

a su naturaleza acumulativa y el subsiguiente riesgo de entrada en la cadena alimenticia. La dinámica de los metales pesados en el suelo depende de las características del estiércol, y del suelo como: pH, textura, materia orgánica y de la presencia de óxidos de hierro, aluminio y manganeso. Por tanto, el riesgo asociado a la aplicación de metales pesados es mayor en suelos ácidos con una baja capacidad de cambio de cationes. Cuanto mayor sea la retención de metales pesados en el suelo, menor serán tanto la absorción por la planta como su filtración a las aguas subterráneas.

Los iones solubles más importantes excretados en la orina son Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- y SO_4^{2-} , disponibles especialmente en los purines por su naturaleza líquida [Moral *et al.*, 2008]. Los problemas de salinización del suelo pueden llegar a ser especialmente importantes cuando estos residuos se aplican en áreas áridas o semiáridas en las que las condiciones climáticas, la alta evapotranspiración y las escasas precipitaciones ocasionan una acumulación significativa de sales en la superficie del suelo, tras la aplicación de una gran cantidad de purines [Bernal *et al.*, 1992]. Sin embargo, no hay riesgo de sodificación debido a la mayor proporción de K^+ frente a Na^+ en el purín, junto con la retención favorable de K^+ en el complejo de cambio del suelo. Todo esto favorece la retención de K^+ en el complejo en lugar de Na^+ , ion que permanece, principalmente, en la solución del suelo y que puede ser lavado con el agua de la lluvia. Los problemas de salinidad del suelo no solo afectan al desarrollo de ciertas especies de plantas particularmente sensibles a las sales, sino también a la actividad biológica del suelo y a su estructura por el efecto dispersor del sodio, que causa la compactación del suelo.

Hay **otros problemas** asociados a la aplicación de estiércol en el suelo, como la incorporación de semillas de malas hierbas que compiten con los cultivos o la presencia de compuestos xenobióticos a nivel de trazas (restos de aditivos y medicamentos) que se pueden encontrar en las deyecciones y que se pueden acumular en el suelo causando problemas de contaminación. Además, el estiércol y los purines no son materiales microbiológicamente estériles y contienen la flora bacteriana típica del tracto digestivo de los animales, que a su vez contiene bacterias patógenas vegetativas, esporas, virus con diversas resistencias químicas y térmicas, así como parásitos en diferentes estados infecciosos. Todos ellos representan un riesgo epidemiológico alto [Martens y Böhm, 2009]. Los parámetros principales que determinan el riesgo de que se dispersen los agentes patógenos del estiércol son: la cantidad de excreta, el número de bacterias presentes en las deyecciones, el grado de dilución y la capacidad de los microorganismos de sobrevivir en el estiércol, el suelo, el agua o el medio ambiente [Burton y Turner, 2003].

CONTAMINACIÓN DEL AGUA

Las masas de agua se contaminan, principalmente, por la infiltración y la escorrentía, fenómenos que provocan la contaminación de las aguas subterráneas y de las aguas superficiales respectivamente. La escorrentía se produce por la acumulación de grandes volúmenes de residuos en suelos saturados o impermeables o bien cuando el sistema de almacenamiento se desborda, dando lugar a filtraciones. La contaminación de la superficie debida a la escorrentía tiene lugar, principalmente, en los primeros días tras la aplicación del estiércol al suelo, durante precipitaciones intensas. La fracción orgánica de los residuos llega a las aguas superficiales; por este motivo, en la mayoría de los países, la legislación regula los periodos de aplicación de estiércoles y purines. Para evitar infiltraciones, se debe almacenar el estiércol sólido en una superficie impermeable que disponga de un sistema de recogida del lixiviado. Tras la aplicación al suelo, existe el riesgo de que se produzcan filtraciones de nitratos a lo largo del año y de forma acumulativa en los años sucesivos. De hecho, los efluentes animales pueden causar degradación de los recursos hídricos, tanto de los superficiales como de los profundos, si no se manipulan correctamente. La utilización de sistemas de cultivo que maximicen el uso de nutrientes del suelo puede reducir la contaminación potencial de las aguas.

La acumulación de **nitratos** es el problema más acuciante de la contaminación de las aguas subterráneas, debido a las infiltraciones de nitratos como consecuencia de la gran movilidad de este anión en el perfil del suelo. En ciertas áreas específicas la concentración puede sobrepasar el límite establecido para el consumo humano (50 mg/l). La cantidad de estiércol que se aplique, el tipo de suelo y sus propiedades físicas, que pueden influir en la movilidad de los iones en el perfil (permeabilidad, textura), la climatología del lugar de aplicación y las prácti-



Figura 2.2.3. Eutrofización en aguas superficiales.

cas agronómicas (tipo de cultivo y tiempo de aplicación) condicionarán el riesgo de que se produzcan lixiviaciones de nitratos. Además, la dinámica de mineralización del estiércol determina la formación de los nitratos, formas de N con gran movilidad. En primavera, las plantas necesitan absorber mucha agua y nitrógeno para crecer, lo que reduce el contenido de nitrógeno en el suelo; también la menor cantidad de precipitaciones durante el verano hace disminuir progresivamente los drenajes y el caudal de agua de los acuíferos superficiales, reduciendo el riesgo de contaminación de las aguas subterráneas. En otoño se produce la situación opuesta: hay un caudal abundante de agua superficial y, a su vez, los cultivos absorben poco nitrógeno, lo que junto a la mineralización de los residuos de las cosechas, puede ocasionar un aumento de la concentración de nitratos en el suelo [Cann, 1993].

Con respecto al riesgo de **eutrofización** de las aguas superficiales debido a la escorrentía, tanto la materia orgánica como los nutrientes (especialmente el nitrógeno y el fósforo) del estiércol y los purines son responsables de esta contaminación. Eventos como las lluvias intensas inmediatamente tras la aplicación de estiércol o purines al suelo se asocian, principalmente, con la pérdida de nutrientes debida a la escorrentía superficial, en vez de a la lixiviación. Además, la incorporación de materia orgánica procedente del estiércol y los purines a cursos de agua puede causar una falta de oxígeno en el medio acuático, con el consecuente desarrollo de olores y la reducción de la biodiversidad. La contaminación por escorrentía se produce, principalmente, mediante el arrastre del material particulado, de modo que las concentraciones de N soluble en suspensión y el tipo de estiércol son particularmente determinantes en el riesgo de este tipo de contaminación. De manera parecida a la contaminación por lixiviación de nitratos, la escorrentía superficial es mayor en invierno que en primavera, y las prácticas de labranza pueden minimizar el riesgo de contaminación del agua debida a la escorrentía superficial. Así, entre las estrategias para reducir el riesgo de contaminación de N por escorrentía superficial se encuentra el limitar la cantidad de estiércol en cada aplicación ($50/m^3$ ha) e incorporar las deyecciones de forma inmediata o mediante inyección [Sørensen y Jensen, 2013]. Además, algunos tratamientos del estiércol reducen la concentración de NH_4^+-N , como el compostaje, con una inmovilización parcial en las formas orgánicas de N, o la separación sólido-líquido, cuya fracción sólida con bajo contenido en partículas facilita su incorporación al suelo [Sørensen y Jensen, 2013].

CONTAMINACIÓN DEL AIRE

Entre los impactos ambientales más importantes producidos por el ganado se encuentran las emisiones de amoníaco y de GEI (metano, óxido nitroso y dióxido de carbono), así como las de olores, polvo, compuestos orgánicos volátiles y microorganismos en forma de aerosoles.



Figura 2.2.3. Aplicación de purines en abanico o splash-plate.

Además de ser un contaminante atmosférico, el **amoníaco** contribuye significativamente a la lluvia ácida. La pérdida de amoníaco a la atmósfera se produce en la estabulación, en las instalaciones de almacenamiento de estiércol y en la aplicación de éste en el suelo. Aproximadamente, el 50% de las emisiones de amoníaco procedentes de la producción porcina se originan en las naves y durante el almacenamiento de los purines, mientras que el otro 50% se emite tras su aplicación al suelo [Martínez *et al.*, 2009]. La emisión de NH_3 tras la aplicación de estiércol depende de los procesos de adsorción del NH_4^+ en el suelo y en la fracción orgánica de las deyecciones, además de los procesos físicos que controlan el movimiento del líquido y sus interacciones con la capacidad de cambio catiónico del suelo. Las emisiones varían desde virtualmente inexistentes a más del 50% del NH_4^+-N añadido, dependiendo del tipo de estiércol, las condiciones ambientales (temperatura, viento y lluvia) y las propiedades del suelo ($CaCO_3$, capacidad de cambio de cationes, pH, etc.). Los procesos biológicos de transformación de N tienen poca influencia debido a la corta duración de las emisiones de NH_3 tras la aplicación de estiércol.

El sector ganadero representa una fuente importante de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) en todo el mundo, generando dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4) y óxido nitroso (N_2O) durante el proceso de producción. Los GEI se emiten bien directamente (p. ej. por la fermentación entérica y la gestión del estiércol) o bien indirectamente (p. ej. durante las actividades de producción de alimentos y la conversión del bosque en pastos). La contribución de la cadena de suministro del ganado

supone 7,1 Gt CO₂-eq, habiéndose estimado que las emisiones directas contribuyen con 5,4 Gt CO₂-eq a las emisiones globales (FAO, 2013a; FAO 2013b). Se considera que el ganado vacuno (cárnicos y lácteos) es el sector ganadero que más contribuye a las emisiones de los GEI (4,6 Gt), disminuyendo el valor a unas todavía significativas 3,3 Gt (el 71 % del total) cuando solo se consideran las emisiones directas de CH₄ y N₂O procedentes de la fermentación entérica y del estiércol; el 25% corresponde a las emisiones de N₂O y el 4 % a las del CH₄ del estiércol (FAO, 2013b). Otras especies de ganado tienen unos niveles de emisiones mucho menores, como el porcino (0,7 Gt CO₂-eq) y el aviar (0,7 Gt CO₂-eq), incluso cuando se considera todo el ciclo de vida de las emisiones (FAO, 2013a y 2013b).

El balance de GEI de la gestión del estiércol refleja una multitud de actividades microbianas: las emisiones de metano (CH₄) son el resultado neto de la metanogénesis y la oxidación del CH₄; el óxido nitroso (N₂O) es un producto de varios procesos, pero también puede ser consumido durante la desnitrificación antes de ser liberado a la atmósfera; y el balance del dióxido de carbono (CO₂) está influido por los estiércoles mediante la variación (neta) del carbono almacenado en el suelo como consecuencia de su aplicación al mismo y cualquier producción de bioenergía. Los alimentos de los animales (el contenido en fibra y en proteínas), el tipo de ganado, su estabulación, el sistema de almacenamiento del estiércol, las características de las deyecciones y las condiciones ambientales son factores que afectan a las emisiones de CH₄ y N₂O. Los procesos de producción y oxidación de CH₄ se asocian con condiciones anóxicas y óxicas respectivamente, mientras

que las emisiones de N₂O se estimulan en condiciones de limitación de O₂ (Sommer *et al.*, 2013). Por ello, las estrategias de mitigación deberán desarrollarse en todas las etapas del sistema de producción ganadera, desde la alimentación animal, el almacenamiento de estiércol y el tratamiento, a estrategias de aplicación en el suelo.

Las emisiones de **olores y polvo** son las más sensibles para la población debido a que son percibidas por ésta directamente. Su origen puede identificarse claramente en las naves y el sistema de almacenamiento (fuentes fijas), o bien ser temporal, como los olores y polvo producidos durante la aplicación agrícola del estiércol o durante su tratamiento. Los olores se originan esencialmente a partir de la degradación biológica de las sustancias contenidas en los excrementos del ganado por formación de diferentes gases en cantidades muy diversas (Batlló, 1993). Las emisiones de olores dependen de la composición del estiércol, las características de la granja, las condiciones climáticas del área y los procedimientos de distribución y aplicación de los estiércoles.

Los agentes patógenos presentes en el estiércol se transmiten por el aire debido a los aerosoles (Millner, 2009), procedentes de las granjas y durante la aplicación de las deyecciones en el campo. En condiciones específicas (de viento y lluvia) los microorganismos pueden dispersarse a grandes distancias (*Salmonella* puede sobrevivir hasta 2 horas en los aerosoles). La aplicación de purines en el suelo mediante inyección reduce drásticamente la formación de aerosoles y, con ello, la propagación de microorganismos patógenos y olores en el aire.

BIBLIOGRAFÍA

- Batlló, M. 1993. La problemática atmosférica de los residuos ganaderos. En: Residuos ganaderos. Fundación "La Caixa". Barcelona. Pp 59-73.
- Bernal, M.P., Roig, A., Madrid, R., Navarro, A.F. 1992. Salinity risks on calcareous soils following pig slurry applications. *Soil Use and Management Mang.* 8: 125-130
- Bernal, M.P., Roig, A., García, D. 1993a. Nutrient balances in calcareous soils after application of different rates of pig slurry. *Soil Use and Management*, 9, 9-14.
- Bernal, M.P., Lax, A., Roig, A. 1993b. The effect of pig slurry on exchangeable potassium in calcareous soils. *Biol. Fert. Soils* 16: 169-172.
- Burton, C.H., Turner, C. 2003. *Manure management. Treatment strategies for sustainable agriculture*, 2nd edition. Silsoe Research Institute, Bedford, UK.

- Cabrera, M.L. and Sims, J.T. 2000. Beneficial use of poultry by-products: challenges and opportunities. In: Land Application of Agricultural, Industrial, and Municipal By-Products. Ed: J.F. Power, W.A. Dick. SSSA Book Serie n° 6, SSSA, Wisconsin, pp.425-450.
- Cann, C. 1993. Alteraciones del medio ambiente producidas por los residuos zootécnicos: eutrofización. En: Residuos Ganaderos, Jornadas técnicas. Fundación "la Caixa", pp 40- 45.
- FAO. 2013a. Greenhouse gas emissions from pork and chicken supply chains, a global life cycle assessment. FAO, Roma, Italy.
- FAO. 2013b. Greenhouse gas emissions from ruminants supply chains, a global life cycle assessment. FAO, Roma, Italy.
- Martens, W., Böhm, R. 2009. Overview of the ability of diferent treatment methods for liquid and solid manure to inactivate pathogens. *Bioresource. Technology*. 100: 5374-5378.
- Martinez, J., Dabert, P., Barrington, S., Burton, C. 2009. Livestock waste treatment systems for environmental quality, food safety and sustainability. *Bioresource Technology* 100, 5527-5536.
- Millner, P.D. 2009. Bioaerosols associated with animal manure operations. *Bioresource. Technology*. 100: 5376-5385.
- Moral, R., Pérez-Murcia, M.D., Pérez-Espinosa, A., Moreno-Caselles, J., Paredes, C., Rufete, B. 2008. Salinity, organic content, micronutrients and heavy metals in pig slurries from South-eastern Spain. *Waste Management*. 28: 367-371.
- Sommer, S.G., Clough, T.J. Chadwick, D, Petersen, S.O. 2013. Greenhouse gas emissions from animal manures and technologies for their reduction. In: *Animal Manure Recycling. Treatment and Management*. S.G. Sommer, M.L. Chistensen, T. Schmidt, L.S. Jensen. John Wiley & Sons, Chichester, UK, pp. 177-194.
- Sørensen, P, Jensen, L.S. 2013. Nutrient leaching and runoff from land application of animal manure and measures for reduction. In: *Animal Manure Recycling. Treatment and Management*. S.G. Sommer, M.L. Chistensen, T. Schmidt, L.S. Jensen. John Wiley & Sons, Chichester, UK, pp. 194-210.
- Vetter, H., Steffens, G. 1981. Phosphorus accumulation in soil profiles and phosphorus losses after the application of animal manures. In: *Phosphorus in Sewage Sludge and Animal Wastes Slurries*. T.W.G. Hucker, G. Catroux (eds.). D. Reidel, Dordrecht, Germany, pp. 309-327.

2.3. SITUACIÓN ACTUAL DE LA GESTIÓN DEL ESTIÉRCOL EN EUROPA

Giorgio Provolo y Gabriele Mattachini
Universidad de Milán (Italia)

INTRODUCCIÓN

El estiércol producido por los animales en un entorno confinado ha de retirarse de la zona donde están los animales y a partir de ahí puede ser procesado, almacenado, transportado y aplicado al suelo.

La gestión del estiércol incluye todas las etapas, desde su generación hasta su uso final (Figura 2.3.1). Por tanto, en la gestión del estiércol también se suelen incluir las estrategias de alimentación para limitar la excreción de nutrientes. A continuación, la mayor parte del estiércol sólido y líquido producido se almacena. Normalmente es necesario almacenar los purines líquidos durante seis meses, pero este requisito varía dependiendo del país de que se trate y de los riesgos medioambientales de cada caso. En algunos países del norte de Europa, la capacidad de almacenamiento aumenta hasta nueve meses, y en otras situaciones se reduce a tres meses.

El tipo de almacenamiento puede ser muy diferente según el tipo de animal, el sistema de estabulación y las condiciones climáticas. Así, en algunas zonas se suele almacenar en fosos de estiércol internos bajo un suelo de rejilla, aunque los edificios de nueva construcción deberían limitar esta opción debido a las altas emisiones de amoníaco que se generan. Muchas granjas utilizan un almacén para deyecciones líquidas en el exterior del edificio de la granja, pero su forma, los materiales de construcción y la existencia o no de una cubierta varían según los casos. En los países del sur se emplean balsas y lagunas con revestimiento interior, pero los sistemas más comunes son los depósitos construidos sobre el terreno o parcial o totalmente soterrados.

postable a menudo se almacena en el establo hasta que se pueda distribuir, pero en algún caso se tiene que almacenar en una plataforma externa durante varios meses.

Antes de que se almacene, el estiércol puede procesarse para diversos fines. Los objetivos principales de los tratamientos del estiércol son:

- Obtener un producto más fácil de gestionar, por ejemplo separando la fracción sólida del purín líquido.
- Estabilizar el estiércol y obtener un fertilizante mejorado así como reducir olores, por ejemplo por medio del compostaje del estiércol sólido.
- Reducir el contenido en nutrientes del estiércol y cumplir con las normativas, por ejemplo eliminando nitrógeno mediante el proceso aerobio de nitrificación/desnitrificación.
- Producir energía, por ejemplo mediante la digestión anaerobia y la recuperación de biogás.

Hay varias tecnologías disponibles para procesar el estiércol sólido y líquido y su difusión a menudo está limitada a un país o región. Se puede encontrar una buena perspectiva general de los sistemas de tratamiento de estiércol utilizados en Europa en los informes del proyecto "Manure Processing Activities in Europe" (Foged *et al.*, 2011), que contiene los resultados de una encuesta realizada en diversos países sobre la aplicación de diferentes técnicas.



Figura 2.3.1. Diferentes etapas de la gestión del estiércol.

El estiércol sólido a menudo se almacena apilado confinándolo en una plataforma de hormigón, aunque en algunos países se permite guardarlo en montones que se dejan en los campos temporalmente. El estiércol de lecho com-

En general, la cantidad de estiércol que trata cada una de las tecnologías por separado en Europa es limitada y está bastante por debajo del 10% de las deyecciones totales producidas.



Figura 2.3.2. Separador de fase (tornillo prensa). Vista de la fracción sólida.

Una de las tecnologías más comunes es la separación de los sólidos del estiércol líquido (Figura 2.3.2).

La separación comprende tecnologías mecánicas, químicas y otras para conseguir la separación activa de los purines. En total, este informe estima que más de 11.000 instalaciones tratan alrededor del 3% de toda la producción de estiércol de ganado de la UE. La tecnología más utilizada es la separación mediante filtros de tambor rotativo. La encuesta señala que donde más se hace uso de la separación es en Italia, donde se emplea esta técnica para tratar el 24% del estiércol de ganado producido.

No se suelen utilizar aditivos ni otros pretratamientos (sólo para el 0,5% de toda la producción de estiércol de ganado de la UE).

El tratamiento anaerobio comprende procesos mesofílicos y termofílicos. Según la encuesta mencionada, 5.256 instalaciones realizan tratamiento anaerobio, lo cual re-

presenta el 6,4% de toda la producción de estiércol de ganado de la UE. El porcentaje aumenta en algunos países, alcanzando en Alemania el 19% del estiércol producido en el país. En estos casos la legislación y los incentivos aplicados en cada país son un factor clave.

El tratamiento de la fracción sólida comprende el compostaje, el secado y la combustión. En su conjunto, estos procesos se aplican al 0,8% de toda la producción de estiércol de ganado de la UE. Sobre todo se utilizan en España, donde se procesa el 3% de la producción de estiércol del país.

La fracción líquida del estiércol tras la separación o estiércoles diluidos, pueden ser tratados con tecnologías para obtener una reducción de volumen (ósmosis inversa, concentración), un producto más estabilizado (aireación, ozonización) y/o una reducción del contenido de nitrógeno en el líquido (stripping de amoníaco, nitrificación-desnitrificación). Según el informe de la encuesta, la cantidad de estiércol que se trata con estas tecnologías es el 0,7% de toda la producción de estiércol de ganado de la UE. Estos tratamientos parecen aplicarse a la producción de estiércol de ganado en España en un 3,9%, pero en un número relativamente limitado de plantas (87), mientras que el mayor número de instalaciones se encuentra en Francia (215). El proceso más común de este grupo es la nitrificación-desnitrificación. En total, se procesa el 7,8% de la producción de estiércol de ganado de la UE. A menudo se combinan distintos procesos en una sola instalación, y al comienzo de la cadena de procesos suele haber un paso de separación, en algunos casos tras la digestión anaerobia.

La encuesta destaca cómo la digestión anaerobia y la consiguiente producción de biogás ofrecen, a menudo, la posibilidad de introducir otras tecnologías de procesado



Figura 2.3.3. Vista de una planta colectiva de tratamiento de la provincia de Bérgamo (Martinengo, Lombardía, Italia).

de estiércol. De hecho, los beneficios derivados de la producción de energía pueden compensar las inversiones en otras tecnologías capaces de convertir el digerido en productos con propiedades más adecuadas para su distribución y aplicación al campo [reducción del contenido en nitrógeno, estabilización] o que ofrezcan características más aceptadas por el mercado (compostaje).

Algunas de las plantas de tratamiento procesan estiércol producido por varias granjas. La agrupación de granjas en un consorcio o cooperativa que lleve a cabo una gestión centralizada tiene la ventaja de lograr reducciones de costes y permitir que la planta funcione con mayor eficacia (Figura 2.3.3). En cambio, la transferencia de los efluentes desde y hacia las granjas es una operación que también se debe evaluar cuidadosamente por las posibles emisiones al medio ambiente.

El transporte del estiércol se puede llevar a cabo con sistemas diferentes: i) tractores y cisternas o remolques de purín, ii) camiones, iii) tubería. El sistema que más se utiliza es el transporte por carretera.

La **aplicación agrícola** (o la exportación a otras granjas o empresas) es el paso final de la gestión del estiércol. La aplicación al campo es una operación que se puede realizar con diferentes tecnologías, dependiendo del tipo y las condiciones del suelo, el periodo del año y el sistema de cultivo empleado. También hay que indicar que, si bien no ha sido posible encontrar estadísticas adecuadas, hay una clara tendencia hacia la utilización de técnicas que

incorporan el estiércol directamente o poco después de de la aplicación con el fin de minimizar las emisiones de amoníaco y de olores, aumentando la eficiencia de los nutrientes aplicados.

Con respecto al uso de los nutrientes, es necesario subrayar que el uso ineficiente de los fertilizantes ocasiona la acumulación de nutrientes en áreas de actividad agrícola intensa, pudiendo causar graves problemas ambientales en esas áreas y más allá. Como se resaltó durante la conferencia final del proyecto "Eficiencia de los recursos en la práctica - Cerrando ciclos minerales" (<http://mineral-cycles.eu>), para cerrar los ciclos minerales es necesario: i) un enfoque integrado y global, teniendo en cuenta todos los medios ambientales, ii) un aumento en el uso de prácticas y soluciones innovadoras, y iii) la aplicación mejorada de las políticas existentes con el objetivo de reducir la contaminación en su fuente.

La adopción de tratamientos adecuados está obteniendo más atención como medio posible para reducir el excedente de nutrientes y para equilibrar mejor la aplicación de nutrientes considerando la posibilidad de extraerlos (especialmente el nitrógeno y el fósforo) cuando sobrepasen los requisitos de los cultivos de la granja y exportarlos a otras áreas en las que los nutrientes y la materia orgánica sean deficitarios. Sin embargo, se debe señalar que el procesado del estiércol no puede ser la solución al problema, sino que solo es un componente dentro de un sistema de gestión que debe tener un enfoque global de toda la explotación.

BIBLIOGRAFÍA

Foged, Henning Lyngsø, Xavier Flotats, August Bonmati Blasi, Jordi Palatsi, Albert Magri y Karl Martin Schelde. 2011. Inventory of manure processing activities in Europe (Inventario de actividades de procesado de deyecciones en EU). Informe técnico nº I relativo a "Manure Processing Activities in Europe" para la Comisión Europea, DG Medio Ambiente. 138 pp.

Eficiencia de los recursos en la práctica - Cerrando ciclos minerales (<http://mineral-cycles.eu>)



3. PROTOCOLO COMÚN DE SEGUIMIENTO Y EVALUACIÓN

3. PROTOCOLO COMÚN DE SEGUIMIENTO Y EVALUACIÓN

Marta Teresa, Eva Herrero y Berta Bescós

SARGA - Sociedad Aragonesa de Gestión Agroambiental (España)

INTRODUCCIÓN

Las estrategias y tecnologías usadas en toda Europa dirigidas a la mejora de la gestión de los estiércoles son numerosas y muy diversas. Por ello, es necesario evaluar objetivamente las diferentes alternativas que pueden ser implementadas en un escenario agroganadero. Este análisis requiere unificar los criterios que proporcionen una visión global y suficiente del impacto que puede tener la implantación de cada sistema de gestión con el fin de obtener resultados comparables que faciliten la toma de decisiones.

Por este motivo, en el marco del proyecto LIFE+ MANEV se desarrolló un Protocolo Común de Seguimiento y Evaluación que establece las líneas generales para poder llevar a cabo un análisis completo de un sistema de gestión de estiércoles. En este documento, se unifican los parámetros, procesos de evaluación y unidades funcionales

a tener en cuenta desarrollando una metodología aplicable a cualquier escenario agroganadero previamente definido y proporcionando datos comparables en toda Europa. El análisis se lleva a cabo atendiendo a criterios medioambientales, agronómicos, energéticos, económicos, sociales, sanitarios y legislativos para evaluar el impacto desde un punto de vista global.

Este protocolo es la base sobre la que se han llevado a cabo la evaluación y seguimiento de las diferentes plantas de tratamiento analizadas en el proyecto por todos los socios y sobre la que se ha desarrollado la herramienta informática MANEV.

El documento completo está disponible en la página web del proyecto LIFE+ MANEV (www.lifemanev.eu).

ESCENARIO Y LIMITES DEL SISTEMA

Cada escenario representa una situación real donde se simula y evalúa la implantación de un sistema de gestión de estiércoles. Los límites geográficos y temporales del escenario a evaluar deben establecerse antes de comenzar con el análisis.

Los **LÍMITES GEOGRÁFICOS** del escenario comprenden desde el almacenamiento exterior del estiércol en la granja (fuera de las naves) hasta el destino final de los productos finales: fertilización agrícola, exportación a otras áreas o vertido a cauce (allí donde sea posible) (Figura 3.1).

- **Etapa 1. Almacenamiento exterior de la granja:** almacenamiento exterior del estiércol en las instalaciones de la explotación ganadera.

- **Etapa 2. Transporte + Almacenamiento intermedio:** almacenamiento intermedio incluyendo el transporte desde la explotación ganadera hasta las instalaciones de almacenamiento colectivo.

- **Etapa 3. Tratamiento** del estiércol directamente en la explotación ganadera o en instalaciones centralizadas. Esta etapa incluye la secuencia de unidades de procesos o tecnologías de tratamiento que combinadas forman la línea de proceso del estiércol en cada escenario.

- **Etapa 4. Gestión de los productos finales:** transporte y aplicación al campo del estiércol en la superficie agrícola disponible, exportación de los productos finales a áreas fuera del escenario evaluado o vertido a cauce de los efluentes tratados si se cumplen con los requisitos legales para llevarlo a cabo.

En el caso de la exportación, los ingresos obtenidos por la venta de los productos finales es el único parámetro que se tiene en cuenta en el análisis del escenario. El transporte y posterior gestión de los mismos formaría parte de la evaluación del escenario de destino.

La construcción de cualquiera de las instalaciones necesarias para llevar a cabo la gestión, bien sea depósitos de almacenamiento o plantas más complejas, así como el consumo de cosustratos en el proceso u otros materiales, sólo se tienen en cuenta desde un punto de vista económico en base a los precios locales.

Estos límites pueden comprender desde una única explotación ganadera con sus parcelas de cultivo hasta un área de influencia completa o plantas de tratamiento de gestión colectiva que procesan el purín de varias granjas.

Los **LÍMITES TEMPORALES** para la evaluación del sistema se han establecido en 15 años, periodo de vida útil medio que se ha considerado para las instalaciones de tratamiento, mientras que el periodo de seguimiento mínimo necesario se ha fijado en un año natural completo para poder incluir en el análisis el efecto que el cambio a lo largo del año en las condiciones climatológicas, en la producción y composición de estiércol generado en las granjas y las prácticas agrícolas, entre otros factores, pueden tener en el sistema de gestión a evaluar.

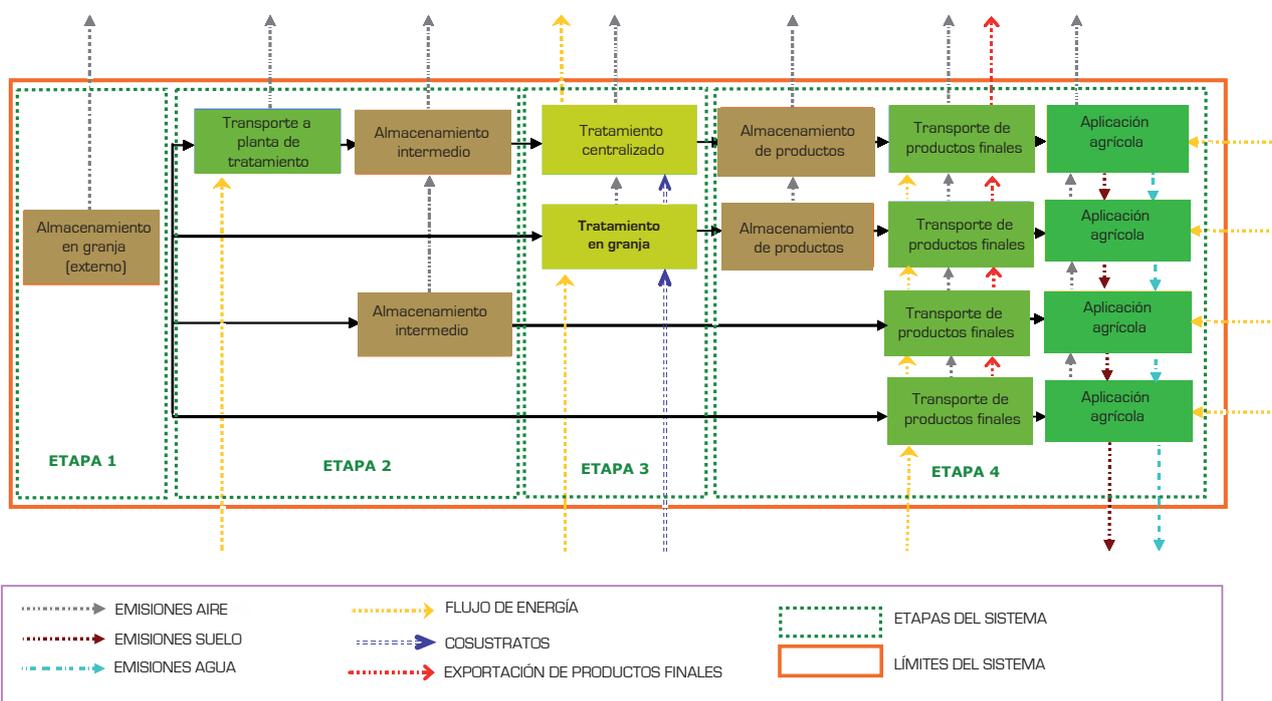


Figura 3.1. Límites geográficos del sistema a evaluar.

CRITERIOS, PARÁMETROS E INDICADORES DE EVALUACIÓN

El protocolo contempla siete criterios para llevar a cabo la evaluación desde un punto de vista global de un sistema de gestión o tecnología de tratamiento: medio ambiente, energía, economía, agronomía, social, bioseguridad y legislación (Tabla 3.1). Cada criterio incluye una lista de indicadores que se cuantifican a través de unos parámetros específicos y se expresan a través de unas unidades de referencia unificadas utilizando unos factores de caracterización.

La unidad funcional a la que se refieren todos los cálculos realizados es la tonelada de estiércol.

Tabla 3.1. Criterios, indicadores y parámetros establecidos en el Protocolo Común de Seguimiento y Evaluación.

CRITERIO	INDICADORES	PARÁMETROS
 Medio ambiente	AGUA: Eutrofización	Balance de N, balance de P
	AIRE: Acidificación	Emisiones de NH_3 , SO_2 , NO_x
	AIRE: Calentamiento global	Emisiones de CO_2 , CH_4 , N_2O
	SUELO: Salinidad	Conductividad eléctrica
	SUELO: Metales	Cu, Zn
 Energía	Producción de energía	Electricidad y calor
	Consumo de energía	Electricidad, calor y combustible
 Economía	Ingresos	Producción de energía; productos finales
	Gastos	Amortización, consumo de energía, reactivos, mantenimiento y mano de obra.
 Agronomía	Unidades fertilizantes NPK ¹	Balance NPK ¹
 Impacto social	Olores	Valores de referencia
	Ruido	Valores de referencia
	Impacto visual	Altura, distancias, población...
	Impacto en la actividad local	Puestos de trabajo creados
 Bioseguridad	<i>E. Coli</i>	Reducción/No reducción
	<i>Salmonella</i>	Reducción/No reducción
 Legislación	Legislación europea	Cumplimiento
	Legislación nacional	Cumplimiento
	Legislación local	Cumplimiento

¹NPK: Nitrógeno, Fósforo, Potasio

MEDIO AMBIENTE

El uso de malas prácticas en la gestión del estiércol puede provocar problemas medioambientales tales como la contaminación por nitratos del agua subterránea, la eutrofización de las aguas superficiales, la acidificación de los ecosistemas debido a las emisiones de amoníaco y el calentamiento global originado por las emisiones de gases de efecto invernadero. Además, la aplicación agrícola de dosis elevadas de forma regular a lo largo de los años puede ocasionar la acumulación de metales y fósforo en los suelos de cultivo.

El criterio medioambiental del protocolo cubre todos estos aspectos y define los parámetros a tener en cuenta y las unidades de referencia a utilizar para su análisis (Tabla 3.2).

A) CONTAMINACIÓN DEL AGUA: RIESGO POTENCIAL DE EUTROFIZACIÓN

Se analiza la concentración de **nitrógeno total (N)** y **fósforo total (P)** en el estiércol y en los productos finales con el objetivo de realizar un balance de masas teniendo en cuenta los nutrientes disponibles en el estiércol, las

necesidades de los cultivos y las dosis de aplicación al campo. Los kilogramos de nitrógeno y fósforo en exceso son las unidades utilizadas para determinar el riesgo potencial de eutrofización en el sistema.

B) CONTAMINACIÓN DEL AIRE: ACIDIFICACIÓN

El riesgo de acidificación se mide a través de las emisiones de **amoníaco (NH_3)**, **dióxido de azufre (SO_2)** y **óxido de nitrógeno (NO_x)**. Se utilizan los factores de emisión estándar de estos gases proporcionados por los organismos oficiales. Si se dispone de datos locales y/o experimentales, así como de información más precisa, se prioriza el uso de esta información en el análisis.

La unidad de referencia utilizada para la acidificación es kg SO_2 equivalente (Basset-Mens and van der Werf, 2005; López-Ridaura, 2009).

Los factores de caracterización acordados son los Factores Promedio Europeos mostrados en la tabla 3.3 (López-Ridaura, 2009; Basset-Mens y van der Werf, 2005; Guinée, 2002; Huijbregts, 1999).

Tabla 3.2. Indicadores y parámetros establecidos en el protocolo para la evaluación medioambiental del escenario.

	Sub-criterio	Indicadores	Parámetros	Unidades	Factores de caracterización	Unidades de referencia
MEDIO AMBIENTE	CONTAMINACIÓN DEL AGUA	Eutrofización	N	kg N	Balance de N	kg/ha
			P	kg P	Balance de P	
	CONTAMINACIÓN DEL AIRE	Acidificación	Emisiones de NH ₃	kg NH ₃	1,6	kg SO ₂ eq.
			Emisiones de SO ₂	kg SO ₂	1,2	
			Emisiones de NO _x	kg NO _x	0,5	
		Potencial de Calentamiento Global	Emisiones de CO ₂	kg CO ₂	1	kg CO ₂ eq.
			Emisiones de CH ₄	kg CH ₄	25	
			Emisiones de N ₂ O	kg N ₂ O	298	
	CONTAMINACIÓN DEL SUELO	Salinización	EC	dS/m	dS/m	dS/m
		Metales	Cu	mg/kg Cu	-	Restricciones legales
			Zn	mg/kg Zn	-	

Tabla 3.3. Factores de caracterización para el potencial de acidificación

	NH ₃	SO ₂	NO _x
kg SO ₂ eq.	1,6	1,2	0,5

Las **emisiones de NH₃** se producen en todas aquellas actividades en las que **el estiércol está en contacto con el aire** (almacenamiento, aplicación agrícola y depósitos descubiertos) y en las actividades de **transporte** (Tabla 3.4).

El cálculo de las emisiones de nitrógeno se realiza en base al contenido en nitrógeno amoniacal del estiércol o de los productos finales antes y después del periodo de almacenamiento (EMEP/EEA 2009).

Tabla 3.4. Metodología para determinar las emisiones de amoníaco en el escenario evaluado.

ACTIVIDADES	METODOLOGÍA
Etapas 1	
Almacenamiento en granja	EMEP/EEA 2009 - Cap. 4.B - Metodología Tier 2
Etapas 2	
Almacenamiento intermedio	EMEP/EEA 2009 - Cap. 4.B. - Metodología Tier 2
Transporte	EMEP/EEA 2009 - Cap. 1.A.3.b (actualización de junio 2010) - Metodología Tier 2.
Etapas 3	
Tratamiento Emisión directa en tratamientos aerobios y sistemas de almacenamiento en plantas de tratamiento.	Referencias científicas: Loyon, 2007; Balsari, 2007; Blanes-Vidal, 2009; Balsari, 2006; Sommer, 2003; Paillat, 2005; Sogaard 2002. Datos experimentales - Medidas directas
Etapas 4	
Gestión de productos finales Almacenamiento intermedio Aplicación agrícola	EMEP/EEA 2009 - Cap. 4B. - Metodología Tier 2
Gestión de productos finales Transporte de los productos finales Emisiones de maquinaria agrícola	EMEP/EEA 2009 - Cap. 1.A.3.b (Actualización de junio de 2010) - Metodología Tier 2

Las **emisiones de SO₂** tienen lugar en todas aquellas actividades en las que el estiércol, los productos intermedios o los productos finales son **transportados**. La tabla 3.5 muestra la metodología y parámetros necesarios a tener en cuenta para su determinación. En todos los casos se asume que todo el azufre contenido en el combustible es transformado a SO₂.

NOx es un término genérico para los **óxidos de nitrógeno NO y NO₂**. El NO se forma a través de la nitrificación en las capas superficiales de estiércol almacenado o en el estiércol aireado para reducir las emisiones de olor y en procesos de compostaje. En la actualidad, se dispone de pocos datos sobre las emisiones de NO producidas en los sistemas de gestión del estiércol. En el caso de los suelos, las emisiones de NO son producto de los procesos naturales de nitrificación. La aplicación del estiércol en las parcelas agrícolas como fertilizante así como las

deyecciones de los animales que pastan en el campo favorecen estos procesos (EMEP / EEA, 2009).

Las actividades que generan emisiones de NO en el escenario a evaluar son el almacenamiento, el transporte y la aplicación agrícola (Tabla 3.6).

C) CONTAMINACIÓN DEL AIRE: POTENCIAL DE CALENTAMIENTO GLOBAL

Los principales gases de efecto invernadero (GEI) con potencial de calentamiento atmosférico relacionados con la gestión del estiércol son el metano (CH₄), el óxido nitroso (N₂O) y el dióxido de carbono (CO₂). Se usan por defecto los factores de emisión estándar proporcionados por los organismos oficiales para los cálculos de emisión. Sin embargo, se prioriza el uso de factores de emisión o de datos locales más específicos siempre que se disponga

Tabla 3.5. Metodología para determinar las emisiones de SO₂ en los límites del escenario evaluado.

ACTIVIDADES	METODOLOGÍA
Etapa 2	
Transporte	EMEP/EEA 2009 - Cap 1.A.3.b Transporte por carretera (Actualización de junio de 2010) - Metodología Tier 1
Etapa 4	
Gestión de productos finales Transporte de productos finales Emisiones de maquinaria agrícola	EMEP/EEA 2009 - Cap. 4.B. - Metodología Tier 2

Tabla 3.6. Metodología para determinar las emisiones de NOx en el escenario evaluado.

ACTIVIDADES	METODOLOGÍA
Etapa 1	
Almacenamiento en granja	EMEP/EEA 2009 - Cap. 4.B - Metodología Tier 2
Etapa 2	
Transporte	EMEP/EEA 2009 Cap. 1.A.3.b (Actualización de junio del 2010) - Metodología Tier 2.
Almacenamiento intermedio	EMEP/EEA 2009 - Cap. 4.B - Metodología Tier 2
Etapa 3	
Tratamiento Emisiones directas en tratamientos aerobios y depósitos de almacenamiento en plantas de tratamiento.	EMEP/EEA 2009 - Cap. 4.B - Metodología Tier 2 Datos experimentales - Emisiones directas Referencias científicas - Loyon, 2007; Hansen, 2006; Brown, 2008.
Etapa 4	
Gestión de productos finales Almacenamiento intermedio Aplicación agrícola	EMEP/EEA 2009 - Cap. 4.B - Metodología Tier 2
Gestión de productos finales Transporte de productos finales Emisiones de maquinaria agrícola..	EMEP/EEA 2009 - Cap. 1.A.3.b (Actualización de junio 2010) - Metodología Tier 2.

de ellos ya que los valores por defecto no son exhaustivos en cuanto a la atribución de las reducciones de emisiones de algunas medidas indirectas que pueden emprenderse en el sector y que no tienen en cuenta todas las circunstancias locales.

La unidad de referencia para calcular el potencial de calentamiento global es **kg de CO₂ equivalente** de acuerdo con las directrices del IPCC.

Los factores de caracterización son aquellos vinculados a un potencial de calentamiento global en un horizonte de 100 años según los datos del IPCC (IPCC, 2007) (Tabla 3.7).

Tabla 3.7. Factores de caracterización del calentamiento global.

		CO ₂	CH ₄	N ₂ O
Durabilidad+ (años)			12	114
Potencial de calentamiento global kg CO₂ eq.	20 años	1	72	289
	100 años	1	25	298
	500 años	1	7,6	153

Las **emisiones de CO₂** se producen en todas aquellas etapas en las que hay consumo de energía, bien sea en el **transporte** (combustible) o en las **plantas de tratamiento** (electricidad y calor) (Tabla 3.8).

Tabla 3.8. Metodología para determinar las emisiones de CO₂ en el escenario evaluado.

ACTIVIDADES	METODOLOGÍA
Etapa 2	
Transporte	IPCC 2006 Vol. 2 Cap. 3 – Metodología Tier 2
Etapa 3	
Tratamiento Balance de energía, digestión anaerobia (composición del biogás).	EU-27 mix energético de combustibles Datos experimentales – Medidas directas Referencias científicas (Composición del biogás)
Etapa 4	
Gestión de los productos finales Emisiones de maquinaria agrícola.	IPCC 2006 Vol. 2 Cap. 3 – Metodología Tier 2

Las **emisiones de CH₄** se dan en condiciones anaerobias. Las actividades relacionadas con sistemas de gestión de

estiércol que causan emisiones de CH₄ son el almacenamiento, transporte y algunos tratamientos (Tabla 3.9).

Tabla 3.9. Metodología para determinar las emisiones de CH₄ en los límites del sistema evaluado.

ACTIVIDADES	METODOLOGÍA
Etapa 1	
Almacenamiento en granja	IPCC 2006 Vol. 4 Cap. 10 – Metodología Tier 2.
Etapa 2	
Almacenamiento intermedio Transporte	IPCC 2006 Vol. 4 Cap. 10 – Metodología Tier 2. IPCC 2006 Vol. 2 Cap 3 – Metodología Tier 3 IPCC 2006 Vol. 2 Cap 3 – Metodología Tier 2
Etapa 3	
Tratamiento Digestión anaerobia (composición del biogás)	IPCC 2006 Vol. 4 Cap 10 – Metodología Tier 2 Datos experimentales – Medidas directas Referencias científicas - [Loyon, 2006] [Hansen, 2006] [Brown, 2008]
Etapa 4	
Gestión de productos finales Transporte de productos finales y emisiones de maquinaria agrícola.	IPCC 2006 Vol. 2 Cap 3 – Metodología Tier 3 IPCC 2006 Vol. 2 Cap 3 – Metodología Tier 2

Las **emisiones de N₂O** se producen en procesos de nitrificación/desnitrificación, bien sea en almacenamientos aireados, en plantas de tratamiento NDN o en medios en

los que tienen lugar estos procesos biológicos de forma natural, tales como el suelo agrícola en condiciones aerobias (Tabla 3.10).

Tabla 3.10. Metodología para determinar las emisiones de N₂O en el escenario evaluado.

ACTIVIDADES	METODOLOGÍA
Etapa 1	
Almacenamiento en granja	IPCC 2006, Vol. 4 Cap. 10 – Metodología Tier 2.
Etapa 2	
Almacenamiento intermedio	IPCC 2006, Vol. 4 Cap. 10 – Metodología Tier 2.
Transporte	IPCC 2006 Vol. 2 Cap 3 – Metodología Tier 3 IPCC 2006 Vol. 2 Cap 3 – Metodología Tier 2
Etapa 3	
Tratamiento Emisiones directas en tratamientos aerobios en plantas de tratamiento.	IPCC 2006 Vol. 4 Cap. 10 Metodología Tier 2. <u>Datos experimentales:</u> composición de biogás y medidas de emisión directas. <u>Referencias científicas:</u> Loyon, 2006; Hansen, 2006; Brown, 2008.
Etapa 4	
Gestión de productos finales Transporte de los productos finales	IPCC 2006 Vol. 2 Cap 3 – Metodología Tier 3
Gestión de productos finales Emisiones de maquinaria agrícola	IPCC 2006 Vol. 2 Cap 3 – Metodología Tier 2
Gestión de productos finales Almacenamiento intermedio	IPCC 2006, Vol. 4 Cap. 10 – Metodología Tier 2
Gestión de productos finales Aplicación agrícola	IPCC 2006 Vol. 4 Cap. 11 – Metodología Tier 2

D) CONTAMINACIÓN DEL SUELO: SALINIZACIÓN

La **conductividad eléctrica** (CE) del estiércol y de los productos finales es el factor que se ha tenido en cuenta en el análisis del riesgo de salinización del escenario. No obstante, este riesgo solo se ha contemplado en aquellas zonas identificadas como zonas con un riesgo potencial de salinización por el Centro Europeo de Datos de Suelo (ESDAC) de la Comisión Europea (Tóth et al. 2008).

http://esdac.jrc.ec.europa.eu/public_path/salinisation.png

E) CONTAMINACIÓN DEL SUELO: METALES - COBRE Y CINCO

Se ha analizado la concentración de cobre [Cu] y cinc [Zn] en el estiércol y en los productos finales.

Las características del estiércol u otros productos orgánicos utilizados como fertilizantes orgánicos en el campo (EC, 2001) deben cumplir con las exigencias legales establecidas en cada lugar referentes a su composición y a los niveles máximos de aplicación permitidos en función de su contenido en metales.

Al no existir ninguna regulación a nivel europeo que establezca límites en el contenido en metales para los fertilizantes orgánicos, se utiliza como referencia la *Directiva del Consejo Directiva 86/278/CEE del Consejo de 12 de junio de 1986 relativa a la protección del medio ambiente y, en particular, de los suelos, en la utilización de los lodos de depuradora en agricultura.*

No obstante, en aquellos casos en los que exista una legislación nacional, regional o local que lo regule, esta debe ser la referencia prioritaria, p.ej. Real Decreto 824/2005 y Orden PRE/630/2011 en el caso de España.

ENERGÍA

El balance global energético del sistema tiene en cuenta la **energía consumida** (E_{cons}) y la **energía producida** (E_{pr}) tomando como unidad de referencia el **kWh**.

$$E = E_{\text{pr}} - E_{\text{cons}}$$

La tabla 3.11 muestra los parámetros y las unidades de referencia necesarias para el análisis.

Tabla 3.11. Indicadores y parámetros establecidos en el protocolo para para la evaluación energética del escenario.

	Indicadores	Parámetros	Unidades	Factores de caracterización	Unidades de referencia
ENERGÍA	CONSUMO DE ENERGÍA	Consumo de electricidad	kWh/t	1	kWh/t
		Consumo de calor	kWh/t	1	
		Consumo de combustible	kWh/t	1	
	PRODUCCIÓN DE ENERGÍA	Energía potencial - Energía potencial en el biogás (concentración de CH_4 del biogás)	kWh/t	1	
		Producción de electricidad - Energía eléctrica producida después de la transformación	kWh/t	1	
		Producción de calor - Calor producido después de la transformación	kWh/t	1	

A) CONSUMO DE ENERGÍA

El consumo de energía se calcula a partir del consumo de electricidad (E_e), calor (E_c) y combustible (E_{comb}) en el sistema de gestión.

$$E_{\text{cons}} = E_e + E_c + E_{\text{comb}}$$

La electricidad y el calor se consumen en las operaciones de tratamiento. Para poder realizar el balance energético es necesario medir y registrar directamente el consumo real en cada una de las unidades de proceso.

Durante el transporte, se consume combustible. El tipo de combustible consumido tiene que ser especificado en cada caso, si bien por lo general es diesel. En cualquier caso, el consumo de energía no renovable en el transporte debe calcularse a partir de su poder calorífico inferior (PCI) (López-Ridaura, 2009; Goedkoop, 2010; Basset-hombre y van der Wert, 2005).

Si no es posible la adquisición de registros y datos reales, se deben utilizar los datos de referencia especificados en las fichas técnicas de los equipos.

B) PRODUCCIÓN DE ENERGÍA

En los sistemas de gestión de estiércol la energía se produce únicamente en las plantas de digestión anaero-

bia, donde se genera biogás para la obtención de calor y electricidad. Es importante señalar que la producción de energía a partir de fuentes renovables proporciona una reducción importante en la emisión de gases de efecto invernadero.

El análisis se realiza atendiendo a dos puntos de vista: el potencial y la producción real de energía. La energía potencial (E_{pot}) del biogás producido se calcula de acuerdo con la concentración de metano en el biogás generado y en base a su poder calorífico inferior (PCI). Se expresa como kWh_p . (V = volumen de biogás).

$$E_{\text{pot}} = V [\text{m}^3] \cdot \text{LHV} [\text{kWh}/\text{m}^3]$$

El biogás puede destinarse a diferentes propósitos, puede alimentarse a una unidad de cogeneración, inyectarse a una red de gas natural o utilizarse como combustible para vehículos entre otras aplicaciones. La eficiencia del proceso dependerá del destino que se le dé al biogás.

En el caso de un motor de cogeneración, la **energía real producida** (E_{prod}) será la suma de la energía eléctrica (E_{prod_e}), la energía térmica (E_{prod_c}) y las pérdidas por eficiencia.

$$E_{\text{prod}} = E_{\text{prod}_e} + E_{\text{prod}_c} + \text{pérdidas}$$

La eficiencia en la producción de electricidad y calor a partir de las especificaciones técnicas de los equipos.

La producción eléctrica incluye la energía vertida a la red y la consumida en la propia planta.

$$E_{\text{prod total e}} = E_{\text{prod e pérdidas}} + E_{\text{prod e venta}} + E_{\text{prod e autoconsumo}}$$

La producción de calor incluye el calor vendido fuera del sistema, el consumido en las instalaciones y las pérdidas del propio sistema.

$$E_{\text{prod total c}} = E_{\text{prod c pérdidas}} + E_{\text{prod c venta}} + E_{\text{prod c autoconsumo}}$$

ECONOMÍA

Tabla 3.12. Indicadores y parámetros establecidos en el protocolo para la evaluación económica del escenario.

	Indicadores	Parámetros	Unidades	Factores de caracterización	Unidades de referencia
ECONOMÍA	Ingresos	Producción de energía (electricidad + calor) Venta de productos finales – Mercado potencial Otros	€/t	1	€/t
	Gastos	Amortización Consumo de energía (electricidad + calor + combustible) Consumibles Co-sustratos Mantenimiento Mano de obra Otros	€/t	1	

El balance de ingresos y gastos son los indicadores utilizados en el criterio económico (Tabla 3.12). La unidad de referencia para este criterio es el **€ por tonelada**.

A) INGRESOS

En un sistema de gestión del estiércol, los ingresos generados se obtienen de la venta de los diferentes productos finales con valor añadido obtenidos en el proceso de tratamiento: energía, fertilizantes orgánicos y otros.

Los ingresos obtenidos por la PRODUCCIÓN DE ENERGÍA dependen en gran medida de las tarifas, primas y subvenciones vigentes sobre la producción energética a partir de fuentes renovables, así como de la demanda y, en consecuencia, el precio del calor en el mercado local.

La evaluación del potencial de mercado del FERTILIZANTE ORGÁNICO se puede estimar de dos formas:

- De acuerdo con el valor del producto en el mercado local (siempre que sea posible).
- De acuerdo con el valor de las unidades fertilizantes contenidas en el estiércol o producto final (NPK), su eficiencia y los precios medios de estas unidades de acuerdo a los fertilizantes minerales más comunes vendidos en Europa.

Pueden existir OTROS INGRESOS que han de tenerse en cuenta y que dependen de las particularidades de cada zona, como por ejemplo subvenciones locales al sector.

B) GASTOS

Los gastos se analizan en función del coste de gestión por tonelada de estiércol [€/t de estiércol]. Dichos gastos incluyen:

- La AMORTIZACIÓN de los equipos e instalaciones integradas en el sistema teniendo en cuenta la inversión total y la vida útil de las mismas. El valor residual se considera siempre cero y se utiliza para el análisis una depreciación lineal.
- El gasto por CONSUMO DE ENERGÍA (electricidad, calor y combustible) del sistema.
- El gasto en CONSUMIBLES Y REACTIVOS utilizados para la operación y control de la planta de tratamiento (floculantes, coagulantes, antiespumantes, gastos de laboratorio...).
- El gasto en COSUSTRATOS y otros materiales que se añaden al proceso para mejorar los rendimientos del mismo.

- El gasto de MANTENIMIENTO incluyendo el reemplazo de los equipos. Si no se dispone de datos específicos, un % de la inversión total podría utilizarse como referencia.

- Los gastos de MANO DE OBRA atendiendo a dos ca-

tegorías (operario o técnico especializado) y el número de empleados necesario para operar la planta de tratamiento.

- OTROS GASTOS no considerados en otras categorías.

AGRONOMÍA

El estiércol y productos finales obtenidos en los tratamientos tienen un alto potencial como fertilizante orgánico en agricultura. Se aplica un coeficiente de eficiencia para determinar la disponibilidad de los nutrientes utilizando como referencia unidades fertilizantes para el nitrógeno (N), el fósforo (P) y el potasio (K). Los coeficientes utilizados se han obtenido de las series de decaimiento utilizadas como referencia de la mineralización de nutrientes (Pratt *et al*, 1973; USDA 2012) (Tabla 3.13).

El balance de nutrientes se lleva a cabo teniendo en cuenta las necesidades de los cultivos (y la composición del estiércol o productos finales cuantificados en unidades de fertilización NPK). El equilibrio agronómico considera las pérdidas y aportes en el campo y, en el caso de N, también las pérdidas debidas al sistema y a la época de aplicación.

Tabla 3.13. Indicadores y parámetros establecidos en el protocolo para la evaluación agronómica del escenario.

	Indicadores	Parámetros	Unidades	Factores de caracterización	Unidades de referencia
AGRONÓMICO	Unidades fertilizantes	Balance de nitrógeno: Necesidades de N del cultivo - N aplicado	kg N/ha	kg N/ha	€/ha
		Balance de fósforo: Necesidades de P del cultivo - P aplicado	kg P/ha	kg P/ha	
		Balance de potasio: Necesidades de K del cultivo - K aplicado	kg K/ha	kg K/ha	

IMPACTO SOCIAL

Otro criterio importante que se ha tenido en cuenta en la evaluación es el impacto social que puede tener la implantación de un sistema de gestión (Tabla 3.14).

Este criterio utiliza una unidad de referencia adimensional y cada parámetro se evalúa de forma independiente.

Tabla 3.14. Indicadores y parámetros establecidos en el protocolo para la evaluación del impacto social en el escenario.

	Indicadores	Parámetros	Unidades	Factor de caracterización	Unidades de referencia
IMPACTO SOCIAL	Olores	Molestias por olores	Escala adimensional (rango: 1-4; 1: sin olores; 4: máximas molestias por olores).	Adimensional	Adimensional - Combinación lineal de los valores estándar establecidos y ponderados.
	Ruido	Molestias por ruido	Sí/No	Adimensional	
	Impacto visual	Parámetros basados en las metodologías de evaluación de impacto ambiental.	Bajo/Moderado/Alto	Adimensional	
	Impacto en la actividad local	Puestos de trabajo creados	Número de operarios y técnicos especializados requeridos	Adimensional	

A) OLORES

Las molestias por la generación de olores se miden a través de una escala adimensional subjetiva con un rango de valores entre 1 a 4 en función de la intensidad de la molestia causada por el sistema de gestión de estiércol [1: mínimo y 4: máximo].

Siempre que sea posible, se realizarán mediciones directas basadas en la metodología estandarizada por la norma EN-13725 [Calidad del aire - Determinación de la concentración de olor por olfatometría dinámica 2006].

B) RUIDO

Siempre que sea posible, se realizarán medidas directas de ruido siguiendo la metodología y límites de referencia estandarizados en la Directiva 2002/49/CE o las normativas nacionales, regionales y/o locales si las hay. En el caso de España, la regulación aplicable es el Real Decreto 1367/2007.

Cuando no hay otra opción disponible, simplemente se indica si la generación de ruido provoca molestias en la zona que rodea a las instalaciones o no.

C) IMPACTO VISUAL

El impacto visual se analiza siguiendo una guía simplificada basada en metodologías utilizadas para la evaluación de impacto ambiental. El impacto se clasifica en bajo, moderado o alto de acuerdo a la puntuación global obtenida a partir de los siguientes factores:

1. Número de potenciales observadores

Campo visual: Distancia afectada por el campo visual. Se mide en función de la distancia al núcleo de población más cercano y al número de habitantes del mismo:

- 0-2.5 km - 0-500 habitantes..... +1
- 0-2.5 km - 500-1.000 habitantes +2
- 0-2.5 km - + 1.000 habitantes +3
- 2.5-5 km - 0-500 habitantes..... +0,5
- 2.5-5 km - 500-1.000 habitantes +1
- 2.5-5 km - + 1.000 habitantes +1,5
- 5-7.5 km - 0-500 habitantes..... +0,33
- 5-7.5 km - 500-1.000 habitantes +0,66
- 5-7.5 km - + 1.000 habitantes +1

Ratio superficie/altura: la superficie y altura media de las instalaciones se estima en función del volumen de estiércol gestionado en el sistema [Tabla 3.15].

Las referencias de superficie se han establecido a partir de valores medios de superficie ocupada por explotaciones ganaderas de porcino en función del número de plazas. Para las explotaciones de entre 0 y 1.000 plazas, se obtuvieron valores de superficie de entre 1.600 y 11.000 m²; para las explotaciones de entre 1.000 y 5.000 plazas los datos de superficie oscilaron entre 4.000 y 23.000 m² y para las explotaciones con más de 5.000 plazas los valores superficiales variaron de 6.500 a 30.000 m².

Para la altura, las referencias utilizadas fueron 3 m para las naves de cría y 12 m en instalaciones de tratamiento en las que hubiera procesos como la digestión anaerobia.

Presencia de vías de comunicación:

- Distancia:

- Hay carretera a menos de 3,5 km +1
- No hay carretera a menos de 3,5 km +0

- Intensidad del tráfico:

- Alta: +3
- Media: +2
- Baja: +1

2. Consistencia de los elementos visuales con los colores del entorno:

- Los colores de la instalación no son consistentes con los del entorno natural: +0
- Los colores de la instalación sí son consistentes con los del entorno natural: +1

3. Transporte generado por la actividad de la instalación:

- Alto: +3
- Medio: +2
- Bajo: +1

Tabla 3.15. Información tenida en cuenta para la estimación de la superficie y altura media de las instalaciones.

Superficie [m ²]	Altura media	Volumen	Puntuación
5.000	3	15.000	+1
	12	60.000	+3
15.000	3	45.000	+2
	12	180.000	+5
30.000	3	90.000	+4
	12	360.000	+6

4. Nivel de antropización (nivel de transformación del paisaje por la acción humana).

- Alto:+3
- Medio:+2
- Bajo:+1

5. ¿Se han adoptado medidas correctoras para reducir el impacto visual?

- Sí se han adoptado medidas (vegetación...):...+0
- No se han adoptado medidas:+1

D) IMPACTO EN LA ACTIVIDAD LOCAL – PUESTOS DE TRABAJO CREADOS

La creación de un número y cualificación de los puestos de trabajo necesarios para el funcionamiento de los diferentes sistemas de gestión se ha estimado teniendo en cuenta:

- Un valor de referencia de horas de trabajo anuales por persona de 1700 h/año (Valores medios obtenidos de la base de datos de la OCDE, 26 de noviembre de 2014, 12:08 UTC (GMT)).
- La cualificación de la mano de obra requerida: operarios o técnicos especializados.

BIOSEGURIDAD

Se deben realizar análisis periódicos en laboratorio de *E. coli* y *Salmonella* en el estiércol bruto y en los productos finales tras el proceso de tratamiento.

Los resultados obtenidos se contrastan con los requisitos legales vigentes en cada escenario (Tabla 3.16).

Tabla 3.16. Indicadores y parámetros establecidos en el protocolo para la evaluación de la bioseguridad del escenario.

	Indicadores	Parámetros	Unidades	Factores de caracterización	Unidades de referencia
BIOSEGURIDAD	<i>E.coli</i>	<i>E. coli</i>	ufc/ml	1	ufc/ml
	<i>Salmonella</i>	<i>Salmonella</i>	ufc/ml	1	

LEGISLACIÓN

La legislación vigente a todos niveles, europeo, nacional y local establece las restricciones y límites que se deben cumplir y que pueden condicionar la viabilidad de los diferentes sistemas de gestión de estiércol.

En aquellas áreas bajo el marco de regulaciones especiales (zonas vulnerables, LICs, ZEPAs, etc.) se debe destacar la mejora que la introducción de un nuevo sistema de gestión puede proporcionar a la zona.

BIBLIOGRAFÍA

Balsari, P.; Dinuccio, E., Gioelli, F. 2006. A low cost solution for ammonia emission abatement from slurry storage. International Congress Series 1293, 323-326.

Balsari, P.; Airoldi, G.; Dinuccio, E. and Gioelli, F. 2007. Ammonia emissions from farmyard manure heaps and slurry stores – Effect of environmental conditions and measuring methods. Gaseous emissions from Agricultural Systems 97, 4, 456-463.

Basset-Mens, C. and van der Werf, H.M.G., 2005. Scenario-based environmental assessment of farming systems: the case of pig production in France. Agriculture, Ecosystems and Environment 105, 127-144.

Brown, S; Kruger, C and Subler, S., 2008. Greenhouse Gas Balance for Composting Operations. Journal of environmental quality 37, 1396-1410.

Directiva 86/278/CEE del Consejo de 12 de junio de 1986 relativa a la protección del medio ambiente y, en particular, de los suelos, en la utilización de los lodos de depuradora en agricultura

Directiva 2002/49/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 25 de junio de 2002, sobre evaluación y gestión del ruido ambiental

EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook, 2009. European Environment Agency.

EN 13725:2003 Air quality-Determination of Odour Concentration by Dynamic Olfactometry.

EC, 2001. Working document on biological treatment of biowaste. 2nd draft.

Guinée, J.B.; Gorrée, M.; Heijungs, R.; Huppes, G.; Kleijn, R.; de Koning, A.; van Oers, L.; Wegener Sleswijk, A.; Suh, S.; Udo de Haes, H.A.; de Fruijn, H., Van Duin, R. and Huijbregts, M.A.J., 2002. Life Cycle Assessment An Operational Guide to the ISO Standards. Centre of Environmental Science, Leiden University, Leiden, The Netherlands.

Goedkoop, M.; de Schryver, A.; Oele, M.; Durksz, S.; de Roest, D., 2010. Introduction to LCA with SimaPro 7. PRé Consultants.

Hansen, M.N.; Henriksen, K. And Sommer, S.G. 2006. Observations of production and emission of greenhouse gases and ammonia during storage of solids separated from pig slurry: Effects of covering. *Atmospheric Environment* 40, 4172-4181.

Huijbregts, M.A.J., 1999. Life-Cycle Impact Assessment of Acidifying and Eutrophying Air Pollutants. Calculation of Characterisation Factors with Rains-LCA. Interfaculty Department of Environmental Science, Faculty of Environmental Science, University of Amsterdam, The Netherlands.

IPCC 2006, 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds). Published: IGES, Japan.

Loyon, L.; Guiziou, F.; Béline, F. and Peu, P., 2006. Gaseous emissions (NH_3 , N_2O , CH_4 , CO_2) during pig slurry biological aerobic treatment and treatment by-product storages. *International Congress Series* 1293, 299-302.

López-Ridaura, S; van der Werf, H; Paillat, J.M and Le Bris, B., 2009. Environmental evaluation of transfer and treatment of excess pig slurry by life cycle assessment. *Journal of Environmental Management* 90, 1296-1304.

Orden PRE/630/2011, de 23 de marzo, por la que se modifican los Anexos I, II, III, IV, V y VI del Real Decreto 824/2005, de 8 de julio, sobre productos fertilizantes

Paillat, J.M; Robin, P.; Hassouna, M. and Leterme, P. 2005. Predicting ammonia and carbon dioxide emissions from carbon and nitrogen biodegradability during animal waste composting. *Atmospheric Environment* 39, 36, 6833-3842.

Pratt, P. F., E. Broadbent, and J. P. Martin. Using Organic Wastes as Nitrogen Fertilizers. *California Agriculture*, June 1972.

Real Decreto 824/2005, de 8 de julio, sobre productos fertilizantes.

Real Decreto 1367/2007, de 19 de octubre, por el que se desarrolla la Ley 37/2003, de 17 de noviembre, del Ruido, en lo referente a zonificación acústica, objetivos de calidad y emisiones acústicas

Sommer, S.G., Générumont, S., Cellier, P., Hutchings, N.J., Olesen, J.E., Morvan, T. 2003. Processes controlling ammonia emission from livestock slurry in the field. *European Journal of Agronomy* 19, 4, 465-486.

Søgaard, H.T.; Sommer, S.G.; Hutchings, N.J.; Huijsmans, J.F.M.; Bussink, D.W.; Nicholsons, F. 2002. Ammonia volatilization from field-applied animal slurry—the ALFAM model. *Atmospheric Environment* 36, 20, 3309-3319.

Tóth G, Adhikari K, Várallyay Gy, Tóth T, Bódis K, Stolbovoy V. (2008). Updated map of salt affected soils in the European Union. in: Tóth, G., Montanarella, L. and Rusco, E. (eds.) *Threats to Soil Quality in Europe* EUR 23438 EN, Office for Official Publications of the European Communities; Luxembourg, p 61-74.

USDA, 2012. Agricultural Waste Management Field Handbook Part 651. Chapter 11 Waste Utilization. Soil Conservation Service.



4. HERRAMIENTA MANEV PARA LA EVALUACIÓN DE SISTEMAS DE GESTIÓN DE ESTIÉRCOL

4. HERRAMIENTA MANEV PARA LA EVALUACIÓN DE SISTEMAS DE GESTIÓN DE ESTIÉRCOL

Marta Teresa, Eva Herrero y Berta Bescós

SARGA - Sociedad Aragonesa de Gestión Agroambiental (España)

INTRODUCCIÓN

Existen un gran número de tecnologías disponibles en el mercado dirigidas a la mejora de la gestión del estiércol. Aunque no existe una solución universal para resolver el impacto medioambiental de estas actividades, las tecnologías de tratamiento pueden ser una buena estrategia en ciertas áreas, especialmente en aquellas zonas vulnerables a la contaminación por nitratos [ZV] y/o con excedentes de nutrientes. La selección de una u otra tecnología dependerá del tamaño de la explotación, de la localización geográfica, del tipo de suelo de cultivo, del clima y del método de producción, aspectos que otorgan a cada explotación unas características muy particulares (García-González *et al.*, 2015).

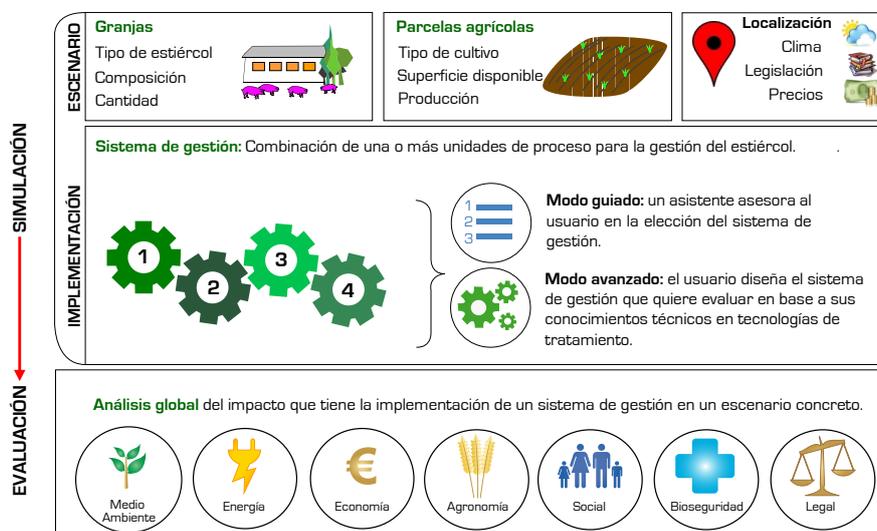
El uso de herramientas de apoyo a la toma de decisiones puede ayudar a los ganaderos a realizar una correcta gestión de los estiércoles. Si bien se han desarrollado multitud de aplicaciones informáticas con esta finalidad, éstas se centran, en su mayoría, en aspectos concretos

de la gestión, en indicadores medioambientales específicos, en una tecnología concreta o se focalizan en una región o país. Por este motivo, es necesario evaluar los sistemas de gestión de estiércol de forma global teniendo en cuenta todos los factores implicados en beneficio del sector ganadero, así como de la sociedad en general (Karmakar *et al.*, 2007).

Dentro del marco del proyecto LIFE + MANEV, se ha desarrollado una herramienta de apoyo en la toma de decisiones que pretende orientar a los diferentes agentes implicados en el sector agroganadero en la elección de la estrategia más adecuada para la gestión de los estiércoles, en función de las circunstancias locales y particulares de cada escenario agrícola. Este software, llamado herramienta MANEV, unifica el conocimiento y experiencia sobre las diferentes tecnologías que se ocupan de la gestión del estiércol en el ámbito europeo.

DESCRIPCIÓN DE LA HERRAMIENTA MANEV

Tabla 4.1. Esquema de la herramienta MANEV.



La herramienta MANEV, de acceso libre y disponible online en la página web del proyecto (www.lifemanev.eu), tiene como objetivo principal fomentar la protección medioambiental y el sector ganadero ayudando a los usuarios en la elección de aquellos sistemas de gestión de estiércoles que mejor cubran las necesidades de cada uno de los diferentes escenarios agrícolas.

Este proyecto unifica y homogeneiza el conocimiento y experiencias sobre las diferentes tecnologías existentes en Europa y los pone al servicio de los agentes implicados en estas actividades. Pretende ejercer de nexo de unión entre el conocimiento científico, el mercado tecnológico y el sector agroganadero.

¿Cómo funciona la herramienta MANEV? La herramienta MANEV simula y evalúa la implementación hipotética de un sistema de gestión en un escenario agrícola específico formado por una o varias granjas y las parcelas de cultivo vinculadas a dicha explotación, teniendo en cuenta

las características particulares vinculadas a la localización del mismo (clima, legislación, aspectos económicos, etc.). El análisis se lleva a cabo desde un punto de vista global basado en siete criterios: medio ambiente, energía, economía, agronomía, aspectos sociales, bioseguridad y legislación. El análisis comparativo de los resultados obtenidos al simular en un mismo escenario diferentes alternativas de gestión, ayudará al usuario en la elección de la mejor opción. La Figura 4.1 muestra el esquema de funcionamiento de la herramienta MANEV.

Esta herramienta pretende ser útil para todos los agentes implicados en la gestión del estiércol: ganaderos, agricultores, administraciones locales y regionales e ingenierías. Con el fin de alcanzar un amplio espectro de usuarios potenciales, se han desarrollado dos modos de uso en función de los conocimientos técnicos de los que disponga el usuario sobre tecnologías de tratamiento: un modo guiado y un modo avanzado.

¿CÓMO SE HA CREADO LA HERRAMIENTA?

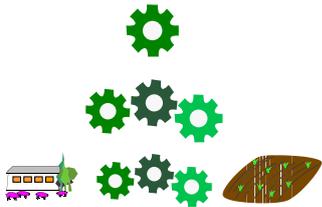
La herramienta MANEV se diseñó a partir de la experiencia y los conocimientos aportados por todos los socios del proyecto LIFE+ MANEV, así como de una amplia revisión bibliográfica sobre las tecnologías de tratamiento de estiércol disponibles en Europa.

La base de su diseño y creación fue el Protocolo Común de Seguimiento y Evaluación (Capítulo 3) desarrollado en el proyecto, donde se definen los criterios, parámetros e indicadores a utilizar en la evaluación de los diferentes sistemas para obtener datos homogéneos y comparables.

Hay disponibles 32 unidades de proceso diferentes en la aplicación informática que incluyen actividades de gestión generales (mezcla y transporte), tratamientos atendiendo a las diferentes estrategias a perseguir en los diferentes escenarios (facilitar el manejo del estiércol, obtener productos finales con valor añadido, eliminar nutrientes, concentrar y recuperar nutrientes o re-

ducir las emisiones de gases) y la gestión o uso final de los productos finales (Tabla 4.1). La combinación de una o más unidades de proceso en un escenario agrícola específico, forman un sistema de gestión de estiércol, el cual se simula y evalúa con el objetivo de determinar su impacto.

Las evaluaciones se llevan a cabo a través de los algoritmos creados por los socios del proyecto basados en la información disponible en artículos científicos, informes oficiales de organismos internacionales y datos experimentales. El diseño de los algoritmos se estructuró siguiendo un formato común donde se establecieron los parámetros clave de las entradas (Tabla 4.2) y salidas del proceso (Tabla 4.3). Las ENTRADAS pueden ser el estiércol procedente de una sola granja, una mezcla de estiércoles procedentes de varias granjas, co-sustratos y/o la salida de una unidad de proceso anterior. Las SALIDAS incluyen los diferentes productos finales



Las **unidades de proceso** son cada una de las etapas del sistema de gestión que provocan un cambio en las propiedades físico-químicas del estiércol así como en aspectos económicos o energéticos del sistema.

La combinación de diferentes unidades de proceso en un orden determinado dan lugar a **líneas de proceso**.

La implementación de esas líneas de proceso en un escenario específico dan forma a los **sistemas de gestión de estiércol**.

[salida 1, 2...] obtenidos después del tratamiento, el resultado de los balances económicos y energéticos, el impacto de la unidad de proceso o del sistema de

gestión en los parámetros relacionados con la bioseguridad y con el impacto social y las emisiones de gases.

Tabla 4.1. Unidades de proceso incluidas en la herramienta MANEV.

ESTRATEGIA PRINCIPAL	PROCESO	TIPO
Gestión general	MEZCLA	
	TRANSPORTE	Tractor + cisterna
		Tractor + contenedor de sólidos
Camión cisterna		
Facilitar el manejo del estiércol	ALMACENAMIENTO	Descubierto
		Cubierto
	SEPARACIÓN (S/L)	Centrifugación
		Centrifugación con reactivos
		Sedimentación
		Sedimentación con reactivos
		Tamizado
		Tamizado con reactivos
		Prensado
		Prensado con reactivos
SECADO		
Reducir las emisiones de amoníaco	ACIDIFICACIÓN	
Obtener productos con valor añadido	DIGESTIÓN ANAEROBIA	Mesofílica (T 38 - 40 °C)
	COMPOSTAJE	Pila estática
		Aireación pasiva
Eliminar nutrientes	TRATAMIENTO BIOLÓGICO AEROBIO	NDN - Nitrificación / desnitrificación
		SBR - Sequential Batch Reactor
	FITODEPURACIÓN	Sistemas superficiales
		Sistemas subsuperficiales
	Concentrar y recuperar nutrientes	STRIPPING
FILTRACIÓN + OSMÓISIS INVERSA		
EVAPORACIÓN		
Uso final de los productos	APLICACIÓN AGRÍCOLA	Aplicación en abanico
		Aplicación superficial en banda
		Inyección
		Aplicación de sólidos
	EXPORTACIÓN	

Para cada unidad de proceso se definieron los parámetros operacionales clave de los cálculos y las restricciones que limitan el correcto funcionamiento de cada uno de los tratamientos.

Los datos que alimentan el software proceden de diferentes fuentes, siendo prioritarias las bases de datos de organismos oficiales disponibles online que cubren todas las regiones de Europa y que garantizan y permiten su actualización periódica. La tabla 4.4 muestra las principales fuentes de datos utilizadas.

Los algoritmos fueron probados y validados con los datos experimentales obtenidos del seguimiento y evaluación de 13 plantas de tratamiento monitorizadas en el proyecto.

La herramienta MANEV es una aplicación web desarrollada en lenguaje C# en un entorno .NET. Su disponibilidad en línea en la página web del proyecto hace que sea más accesible para los usuarios, aunque esto implica que su desarrollo y programación puedan resultar más complicados que en una aplicación independiente.

Tabla 4.2. Parámetros establecidos para los datos de ENTRADA.

ENTRADAS
ENTRADA 1
Tipo de estiércol
Caudal [m ³ /día]
Caudal másico [t/día]
Sólidos totales [kg/t]
Sólidos volátiles [kg/t]
DQO - Demanda Química de Oxígeno [kg/t]
N - Nitrógeno Kjeldahl Total [kg/t]
N _A - Nitrógeno amoniacal [kg/t]
P - Fósforo [kg/t]
K - Potasio [kg/t]
CE - Conductividad Eléctrica [dS/m]
pH
Cu - Cobre [g/t]
Zn - Zinc [g/t]
<i>E. coli</i> [ufc/100 ml]
<i>Salmonella</i> [presencia/ausencia]

Tabla 4.3. Criterios y parámetros calculados en los datos de SALIDA.

SALIDAS	
SALIDA 1 (2...)	BALANCE ECONÓMICO
Caudal [m ³ /día]	Ingresos
Caudal másico [t/day]	Producción de energía [electricidad] [€/t y €/año]
Sólidos totales [kg/t]	Producción de energía [calor] [€/t y €/año]
Sólidos volátiles [kg/t]	Venta de productos finales [€/t y €/año]
DQO - Demanda Química de Oxígeno [kg/t]	Derechos de emisión de CO ₂ [€/t y €/año]
N - Nitrógeno Kjeldahl Total [kg/t]	TOTAL [€/t y €/año]
N _A - Nitrógeno amoniacal [kg/t]	Gastos
P - Fósforo [kg/t]	Coste de inversión [€]
K - Potasio [kg/t]	Vida útil [años]
CE - Conductividad eléctrica [dS/m]	Amortización [€/t y €/año]
pH	Consumo de energía [€/t y €/año]
Cu - Cobre [g/t]	Consumibles [€/t y €/año]
Zn - Zinc [g/t]	Cosustratos [€/t y €/año]
<i>E. coli</i> [ufc/100 ml]	Mantenimiento [€/t y €/año]
<i>Salmonella</i> [presencia/ausencia]	Mano de obra [€/t y €/año]
	TOTAL [€/t y €/año]
	BALANCE DE ENERGÍA
EMISIONES	Producción de energía
SO ₂ eq. [kg/t]	Combustible [kWh/t]
NH ₃ [kg/t]	Electricidad [kWh/t]
SO ₂ [kg/t]	Calor [kWh/t]
NO _x [kg/t]	Consumo de energía
CO ₂ eq. [kg/t]	Combustible [kWh/t]
CH ₄ [kg/t]	Electricidad [kWh/t]
N ₂ O [kg/t]	Calor [kWh/t]
CO ₂ [kg/t]	
SOCIAL	
Ruido [Sí/No]	
Olores [1-4]	

Tabla 4.4. Principales fuentes de información y datos que alimentan a la herramienta informática.

INFORMACIÓN	FUENTE
Cantidad y composición del estiércol producido en granja por tipo de animal y número de plazas	Revisión bibliográfica y legislación
Demanda de nutrientes de los cultivos (NPK)	Revisión bibliográfica
Factor de disponibilidad de los nutrientes (N_A , P_A y K_A)	U.S. Department of Agriculture
Factores de emisión	IPCC, EMEP y revisión bibliográfica
Dosis máxima de aplicación de nitrógeno procedente de fertilizantes orgánicos.	Legislación (Directiva nitratos)
Costes de maquinaria agrícola	Agroscope
Nomenclatura de las unidades territoriales (Territorial Units for Statistics - NUTS) y administraciones locales (Local Administrative units - LAU).	Base de datos de Eurostat
Tipos de cultivo y producciones	
Precios de fertilizantes minerales	
Precios de combustibles	
Costes horarios de mano de obra	
Datos climáticos	Base de datos ECA (European Climate Assessment)
Zonas Vulnerables a la contaminación por nitratos en la Unión Europea	DG Environment (Comisión Europea)
Suelos salinos en la Unión Europea	European Soil Data Centre (ESDAC) (Centro de investigación asociado a la Comisión Europea - JRC)

CÓMO SE UTILIZA LA HERRAMIENTA MANEV



La herramienta MANEV está disponible en la página web del proyecto LIFE+ MANEV (www.lifemanev.eu) en siete idiomas: inglés, español, italiano, danés, polaco, francés y alemán.

Los usuarios deben registrarse en la aplicación y, a continuación, deben introducir en su cuenta personal la información correspondiente a las granjas y las parcelas agrícolas que formarán parte de los escenarios que desea evaluar. Para ello es necesario, por un lado identificar, localizar e indicar el tipo de explotación y el número de plazas en cada una de las granjas, y por el otro, el tipo de cultivos y superficie agrícola de cada una de las parcelas. La herramienta proporciona datos por defecto de composición en el caso del estiércol y de necesidades de nutrientes en el caso de los cultivos. De esta forma se facilita la introducción de datos al usuario. No obstante, si el usuario considera que dispone de datos más precisos y ajustados a su escenario que los proporcionados por defecto, puede modificarlos como considere oportuno.

El usuario debe, a continuación, crear proyectos. Para ello tiene que seleccionar en primer lugar las granjas y parcelas que formarán parte del escenario en el que desea simular el proyecto y a continuación elegir uno de los dos modos de uso de la herramienta disponibles:



- Si el usuario carece de conocimientos técnicos avanzados en tecnologías de tratamiento, el

MODO GUIADO le orientará en la elección del sistema de gestión a través de un cuestionario:

Q1. ¿Qué estrategia de gestión está interesado en aplicar?

- Producir un fertilizante orgánico con valor añadido
- Producir electricidad y/o calor
- Reducir el volumen
- Facilitar el manejo a través de técnicas de separación
- Obtener un efluente tratado apto para vertido a cauce
- Reducir las emisiones de gases a la atmósfera

Q2. ¿Qué nivel de complejidad tecnológica puede asumir?

Q3. ¿Cuál es el coste de inversión máximo que puede asumir (€)?

Q4. ¿Cuál es el coste de operación máximo que puede asumir (€/t o €/m³)?

En función de las respuestas que proporcione el usuario, la herramienta filtra las líneas de proceso predefinidas que cumplen con los requisitos indicados por el usuario. Para ello, se diseñaron más de 1.000 líneas de proceso combinando diferentes tecnologías y cubriendo una amplia variedad de estrategias de gestión, niveles de complejidad tecnológica y costes de inversión y operación. En todos los casos, se prioriza la gestión agrícola directa del

estiércol, siempre y cuando el balance agronómico del escenario lo permita (Figura 4.2). Si hay un desequilibrio en el escenario y es necesario llevar a cabo una reducción de nutrientes, las líneas de proceso predefinidas siguen el esquema de la Figura 4.3.



• Los usuarios que disponen de conocimientos y experiencia técnica en tecnologías de tratamiento de estiércol pueden diseñar y evaluar el sistema de gestión que ellos deseen utilizando el MODO AVANZADO. El usuario puede crear un proyecto seleccionando una o varias granjas de su cuenta personal y combinando diferentes unidades de proceso siguiendo siempre un orden específico de manera que la salida de la unidad anterior sea la entrada de la siguiente. El valor por defec-

to utilizado para los diferentes parámetros de operacionales de cada unidad así como los valores establecidos como restricciones de uso de las tecnologías pueden ser modificados por el usuario bajo su propio criterio.

Por último, el proyecto genera un informe detallado que recoge los principales resultados de la simulación, atendiendo a los criterios medioambiental, económico, energético, agronómico, social, sanitario y jurídico.

La herramienta permite al usuario comparar diferentes proyectos con el objetivo de determinar el sistema de gestión que encaja mejor en el escenario, buscando el equilibrio entre los beneficios medioambientales y la sostenibilidad económica para el ganadero y/o agricultor.

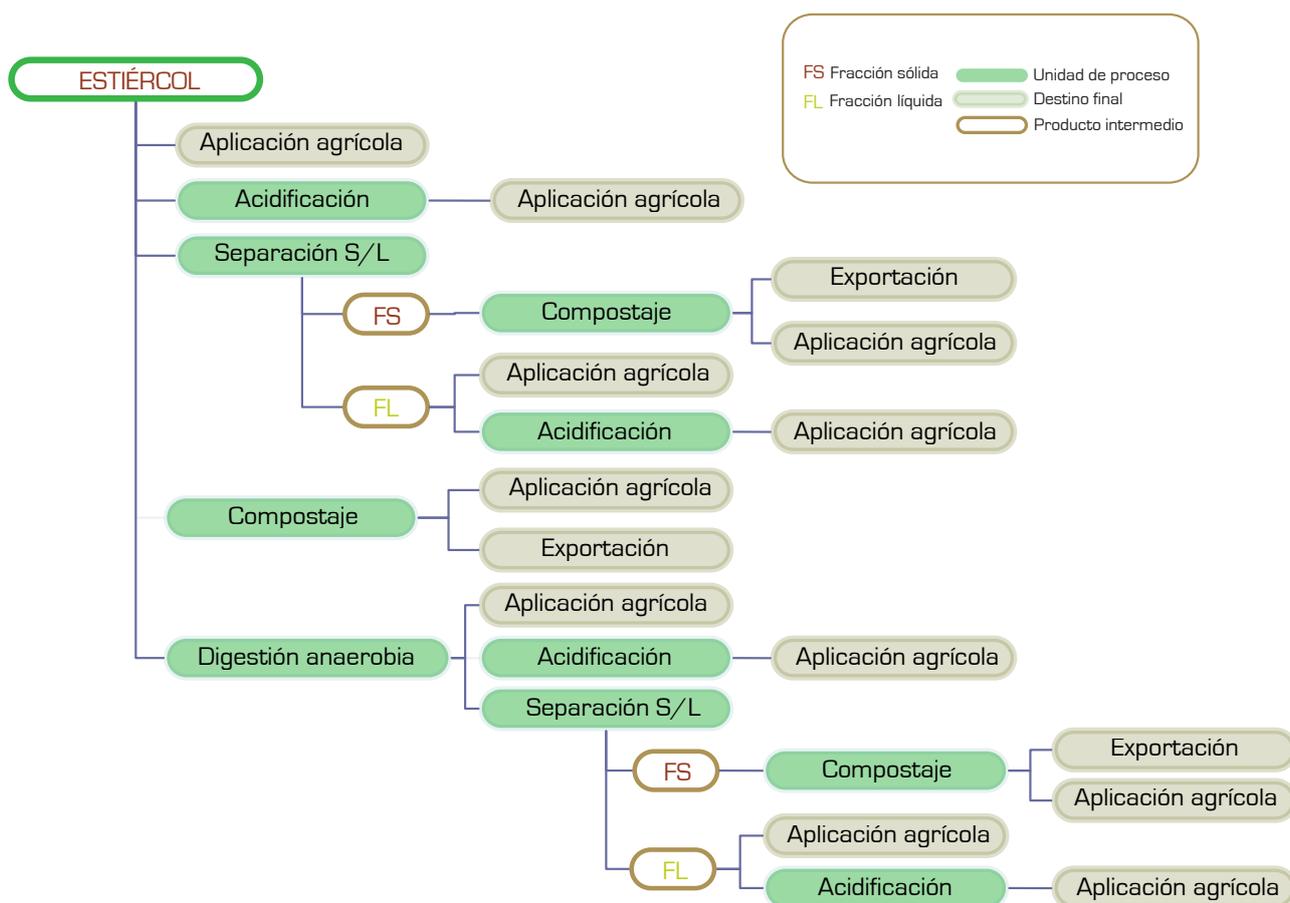


Figura 4.2. Diagrama de árbol: esquema de las líneas de proceso disponibles en el modo guiado en escenarios en equilibrio de nutrientes.

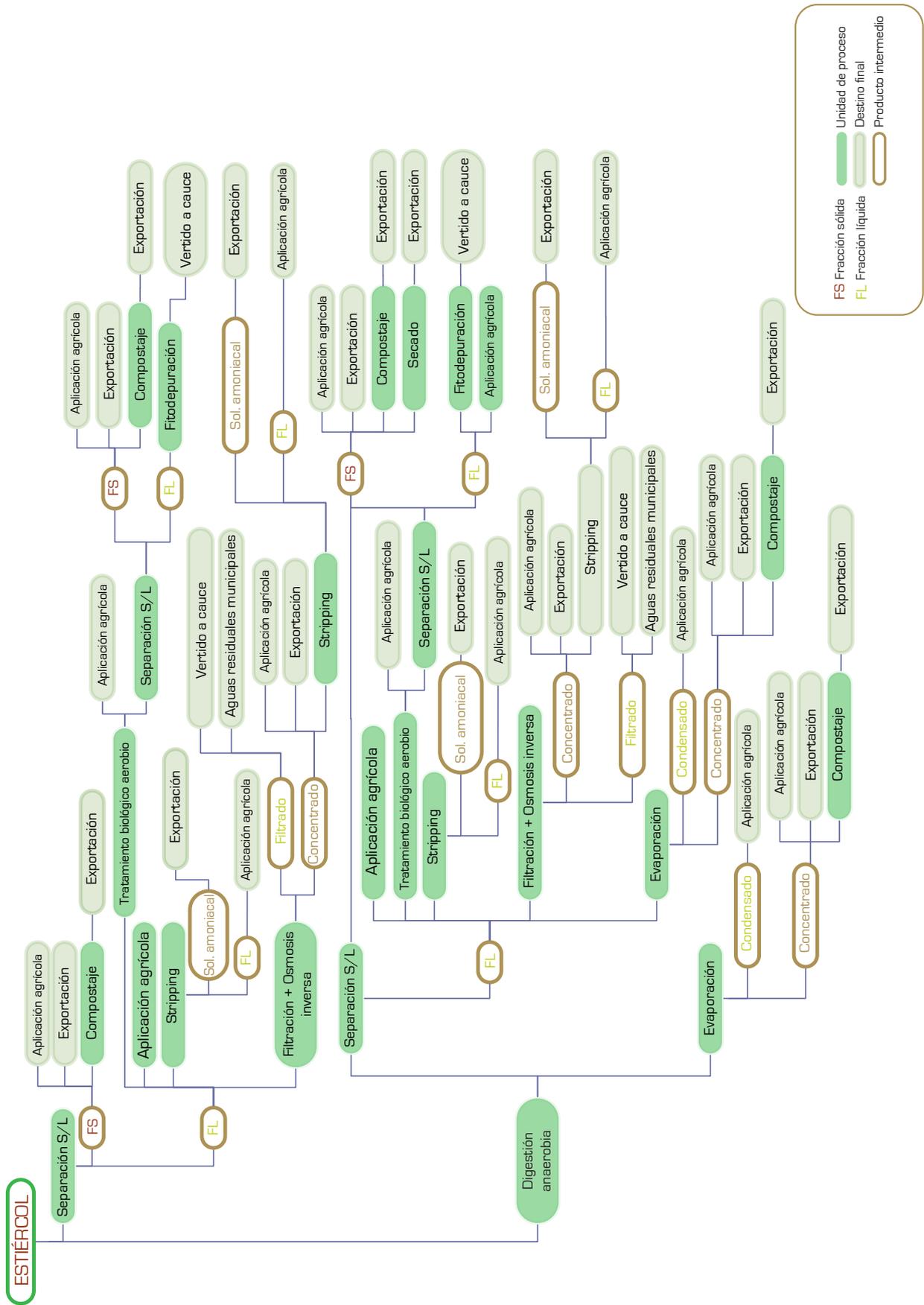


Figura 4.3. Diagrama de árbol: esquema de las líneas de proceso disponibles en el modo guiado en escenarios con exceso de nutrientes.

PRINCIPALES DESAFÍOS EN EL DESARROLLO DE LA HERRAMIENTA MANEV

El diseño y desarrollo de esta herramienta se ha encontrado con los siguientes desafíos para alcanzar su objetivo:

- Las tecnologías de tratamiento disponibles en el mercado están en constante evolución: el diseño de la herramienta es modular y flexible de forma que permite añadir o modificar nuevas unidades de proceso con el fin de mantener actualizadas las tecnologías de tratamiento disponibles de forma consistente con la evolución del mercado tecnológico en Europa.
- El ámbito europeo de la herramienta permite unificar el conocimiento y homogeneiza la evaluación para la comparación entre diferentes escenarios. Este amplio ámbito de trabajo se alcanza sacrificando precisión en los resultados proporcionados por la aplica-

ción. Sin embargo, el objetivo prioritario perseguido es la obtención de resultados que permitan comparar diferentes alternativas de gestión por encima de la obtención de resultados que se aproximen de forma exhaustiva a la realidad de cada lugar.

- La disponibilidad on-line de la herramienta facilita su acceso y su difusión por toda Europa.
- El diseño sencillo, manejable e intuitivo de la herramienta MANEV intenta contrarrestar su complejidad interna. Funcionalidades prácticas, tales como la ubicación geográfica a través de mapas y los valores predeterminados proporcionados al usuario, ayudan al usuario a manejar la aplicación reduciendo el número de datos que es necesario introducir para llevar a cabo las simulaciones.

CONCLUSIONES

La herramienta MANEV proporciona a Europa un instrumento que unifica el conocimiento sobre las diferentes tecnologías de tratamiento de estiércol existentes dirigidas a la protección medioambiental y la sostenibilidad de la ganadería en Europa.

La aplicación informática se ajusta a los conocimientos del usuario sobre tecnologías de tratamiento y responde a dos necesidades básicas en la elección del sistema de gestión: obtención de una visión general de las técnicas adecuadas para un escenario específico y la evaluación desde un punto de vista global de líneas de proceso específicas combinando diferentes tecnologías.

Esta herramienta reúne y muestra todo el trabajo de investigación y la experiencia adquirida durante los últimos años en el uso de diferentes alternativas tecnológicas en toda Europa para la gestión del estiércol y proporciona un fácil acceso a toda esta información para los usuarios interesados. Este trabajo pretende ser una herramienta de apoyo para todas las partes implicadas, desde las personas encargadas de definir las políticas a seguir hasta los agricultores y ganaderos locales, transmitiendo el conocimiento adquirido sobre las debilidades y fortalezas de los diferentes sistemas de gestión desde un punto de vista global.

BIBLIOGRAFÍA

García-González, M.C., Riaño, B., Teresa, M., Herrero, E., Ward, A.J., Provolo, G., Moscatelli, G., Piccinini, S., Bonmatí, A., Bernal, P., Wiśniewska, H., Proniewicz, M. (2015). Treatment of swine manure: case studies in European's N surplus areas. *Journal of Scientia Agricola* [accepted].

Karmakar, S., Lagüe, C., Agnew, J., Landry, H. (2007). Integrated decision support system (DSS) for manure management: A review and perspective. *Computers and Electronics in Agriculture* 57, 190–201.





5. TECNOLOGÍAS DE TRATAMIENTO

5. INTRODUCCIÓN A LAS TECNOLOGÍAS DE TRATAMIENTO

Berta Bescós, Marta Teresa y Eva Herrero

SARGA - Sociedad Aragonesa de Gestión Agroambiental (España)

INTRODUCCIÓN

En Europa, existe una gran variedad de tecnologías de tratamiento dirigidas a la mejora de la gestión de los estiércoles atendiendo a los aspectos medioambientales de la misma y a la sostenibilidad del sector agroganadero.

Las circunstancias locales de cada escenario agrícola determinan los objetivos a perseguir y la adecuación o no del uso de ciertas tecnologías de tratamiento. El tipo y tamaño de la granja, las condiciones pedoclimáticas, las prácticas agrícolas, así como el marco legal en el que nos encontramos, todo ello condicionado por el lugar en el que se ubica el escenario a analizar, determinarán la elección del sistema de gestión a implantar.

La herramienta MANEV [Capítulo 4] trabaja con unidades de proceso, entendidas como cada uno de los pasos

o etapas que implica un cambio cuantitativo o cualitativo desde el punto de vista de cualquiera de los 7 criterios de evaluación utilizados en el análisis, como por ejemplo, cambios en las propiedades físico-químicas del purín, transporte o gestión del producto final. Las diferentes tecnologías o unidades de proceso contempladas, se pueden combinar de muy diversas formas y configurar adecuados sistemas de gestión de estiércol.

Las unidades de proceso incluidas en la herramienta MANEV son tecnologías disponibles en el Mercado europeo y cuyo desarrollo tecnológico les permite estar siendo utilizadas en la actualidad a gran escala en diferentes sitios de Europa (Tabla 5.1). Las tecnologías más relevantes se describen en el capítulo 5.

Tabla 5.1. Unidades de proceso incluidas en la herramienta MANEV (Teresa *et al.*, 2014)

Proceso	Tipo	Descripción
Almacenamiento	Sin cubierta Cubierto	Almacenamiento del estiércol y control de los flujos de alimentación a procesos de tratamiento posteriores.
Acidificación		Reducción de las emisiones de NH ₃ a través de la adición de ácido al purín.
Separación sólido/líquido	Centrifugación Centrifugación con reactivos Sedimentación Sedimentación con reactivos Tamizado Tamizado con reactivos Prensado Prensado con reactivos Filtración + Osmosis inversa	Separación del estiércol en una fracción sólida y una fracción líquida por medio de procesos físico-químicos. Este tratamiento facilita el posterior manejo de ambas fracciones y concentra el fósforo y la materia seca en la fracción sólida.
Digestión anaerobia	Mesofílica (T 38 - 40 °C)	Degradación biológica de la material orgánica del purín en ausencias de oxígeno para la producción de biogás. Este proceso permite reducir las emisiones de CH ₄ y evita la generación de olores. Estabiliza la materia orgánica e higieniza los productos finales.
Compostaje	Pila estática Aireación pasiva Aireación intensiva	Tratamiento biológico aerobio que degrada la materia orgánica residual y produce compost, un fertilizante orgánico con alto valor añadido.
Tratamiento biológico aerobio	Nitrificación / desnitrificación SBR	Eliminación de nitrógeno a través de su transformación en nitrógeno molecular en un proceso biológico que combina ciclos de aireación y anoxia.
Stripping	pH y/o T	Recuperación del nitrógeno amoniacal presente en el estiércol forzando su volatilización a través de un aumento del pH y de la temperatura y capturándolo posteriormente en un medio ácido.
Fitodepuración	Sistemas superficiales Sistemas subsuperficiales	Tratamiento terciario de eliminación, para efluentes muy depurados previamente, a través de procesos biológicos y físico-químicos en los que participan ecosistemas de plantas acuáticas.
Evaporación		Concentración del estiércol a través de un proceso térmico de evaporación.

Proceso	Tipo	Descripción
Secado térmico		Secado térmico del estiércol.
Aplicación agrícola	Aplicación en abanico Aplicación en superficie Inyección Aplicación de sólidos	Valorización agrícola del estiércol, o de los productos finales de un proceso de tratamiento, como fertilizante orgánico (NPK).
Exportación		Venta y/o transferencia del estiércol, o de los productos finales de un proceso de tratamiento, fuera del escenario agroganadero de estudio.

5.1. ACIDIFICACIÓN

Alastair James Ward
Universidad de Aarhus (Dinamarca)

DATOS GENERALES

La acidificación del estiércol es un proceso por el que las emisiones de amoníaco y la producción de óxido nitroso se reducen al reducir el pH del estiércol. El proceso se ha utilizado de diversas maneras para reducir las emisiones de amoníaco y/o las pérdidas de N en la estabulación de los animales, en el almacenamiento y en el campo. En este estudio no se va a tratar la acidificación durante la aplicación en el campo.

El objetivo principal de la acidificación es reducir las emisiones de amoníaco, con lo que se reducen así las pérdidas y se dota al nitrógeno amoniacal del estiércol de una composición más estable que ofrece una mayor certidumbre acerca del N aplicado al campo. Sin embargo, en las situaciones en las que sea necesario eliminar N, será más

difícil llevar a cabo un proceso de stripping de amoníaco a pH alto y se necesitaría aumentar el consumo de bases para elevar el pH. El propósito que se persigue al utilizar una unidad de acidificación en la estabulación del ganado es mejorar el entorno en el que se crían los animales.

El bajo pH y, más específicamente, el alto contenido en azufre tras la acidificación puede causar problemas cuando se trata el estiércol posteriormente en una digestión anaerobia, aunque esto también significa que la acidificación reducirá las pérdidas de CH_4 durante el almacenamiento. Finalmente, la emisión de H_2S aumentará a un pH más bajo, aunque las evidencias sugieren que este es un efecto a corto plazo que puede atribuirse parcialmente al agitado.

ESQUEMA

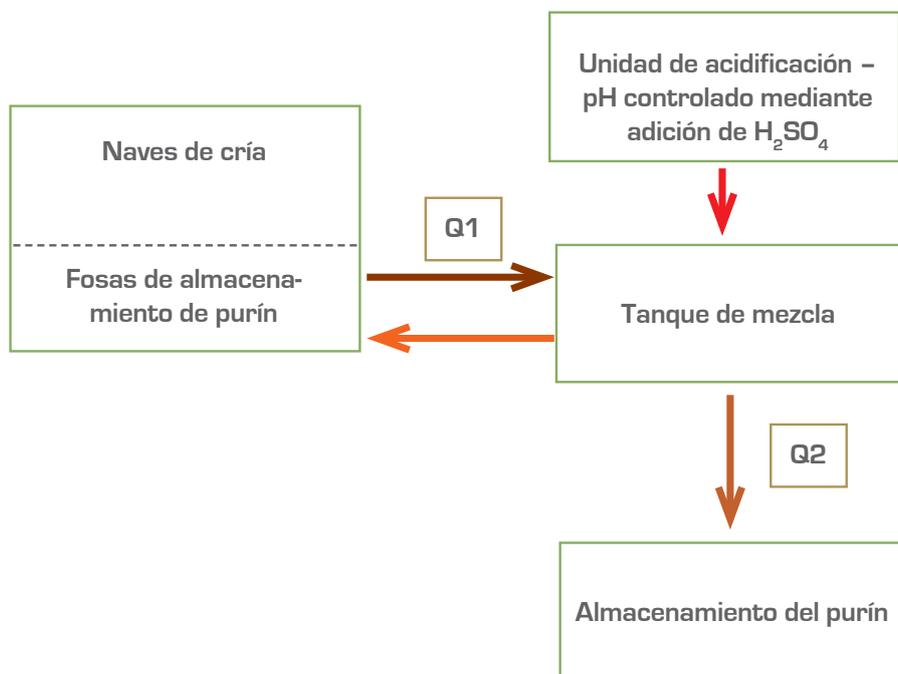


Figura 5.1.1. Esquema del proceso de acidificación.



Figura 5.1.2. Unidad de acidificación Infarm ©Lanbrugsavisen.

DESCRIPCIÓN TÉCNICA

La acidificación del estiércol es una técnica utilizada desde hace muchos años. Inicialmente se llevaba a cabo a través de la adición de biomasa para autoacidificar mediante la producción de ácidos grasos volátiles durante los procesos naturales de hidrólisis/fermentación. Se planteó el uso de H_2SO_4 para acidificar artificialmente el estiércol, pero no se llegó a poner en marcha por problemas de seguridad y de formación de espuma. Estos problemas se han resuelto con productos comercializados recientemente como por ejemplo Infarm en Dinamarca.

Estas tecnologías se basan simplemente en el equilibrio del NH_3/NH_4^+ en relación con el pH. El amoníaco tiene un pka de 9,25 y, así, cuanto más bajo sea el pH, mayor será la parte en estado de NH_4^+ , y en complejos con otros iones, y no se perderá en forma de NH_3 gaseoso. El proceso de la acidificación consiste en retirar el estiércol de los fosos mediante bombas en aquellos establos que tienen suelos de rejilla u otros sistemas de almacenamiento del estiércol bajo el suelo y enviarlo a la unidad de acidificación. En la unidad, se mide el pH y se añade H_2SO_4 al 96% al estiércol mediante un sistema de control para obtener un pH de alrededor de 5,5 sin problemas de formación de espuma. El ácido se añade a la parte superior de un depósito conectado al establo. El tanque se agita suavemente para mezclar el ácido y se airea el proceso para evitar la formación de espuma antes de devolver el estiércol acidificado de nuevo a los establos. El purín de los establos se suele enviar a la unidad de acidificación a diario o semanalmente. El purín se retira periódicamente a un almacén exterior, como se haría en la granja antes de montar el sistema de acidificación. Se utiliza un sistema similar para la acidificación de los tanques de almacenamiento del estiércol o bien se puede añadir directamente el ácido al tanque con el riesgo de formación de espuma.

Las unidades de acidificación suelen ser módulos independientes que solo requieren conexión a las fosas del estiércol y suministro eléctrico.

PARÁMETROS OPERACIONALES MÁS IMPORTANTES

El parámetro operacional más importantes es el pH inicial del estiércol (aunque la alcalinidad del estiércol es también muy importante) para determinar la cantidad de ácido necesaria. El contenido en materia seca también es importante para garantizar una mezcla con el ácido adecuada.

RENDIMIENTOS

La acidificación del estiércol líquido hasta un pH de 5,5 afecta a muchos aspectos. En cuanto a emisiones gaseosas los datos publicados parecen depender del tipo de ácido utilizado, aunque solo el H_2SO_4 parece utilizarse comercialmente. Los cambios en las emisiones gaseosas no siempre están totalmente documentados y la gran variedad de valores sugiere que es difícil de medir. Los cambios son los siguientes:

- Una reducción del 50-70% en las emisiones de amoníaco en los alojamientos animales y del 50-88% en las instalaciones de almacenamiento.
- Se han encontrado emisiones más bajas de CH_4 durante el almacenamiento, con reducciones entre el 17-90%.

- Un aumento en las emisiones de H_2S durante el proceso de acidificación, aunque esto es temporal.

La acidificación también tiene otros efectos, incluyendo:

- Una reducción de los nutrientes en la fracción sólida tras la separación, por ejemplo la estruvita se disuelve con un pH bajo y permanece en la fracción líquida.
- Un aumento en el crecimiento de las plantas, tal vez debido al S adicional.
- Una reducción de las emisiones de amoníaco durante el compostaje subsiguiente de hasta el 70%.
- Una retención mayor de NH_4^+ durante la filtración, dado que la mayor parte de N_A es soluble a un pH bajo.
- Una producción más lenta de N_A a partir de las proteínas debido a la reducción de la acción microbiana.

BALANCE DE ENERGÍA

El consumo de energía del sistema es muy bajo, calculado para que sea menos de 0,001 kWh por plaza al día para el sistema de control. Esto no incluye la energía para bombear el estiércol, que se considera parte de la instalación existente.

BALANCE ECONÓMICO

En cuanto a los aspectos económicos, el sistema requiere de personal diestro, pero es un proceso simple que solo requiere la adición de H_2SO_4 al 96% a una dosis de, aproximadamente, 5 kg por tonelada de estiércol. Una unidad de acidificación tiene un coste de inversión de alrededor de 100.000 euros para la unidad de estiércol de ganado, con un gasto en consumibles (ácido) de unos 1.500 euros al año y un bajo consumo de energía.

AGENTES PATÓGENOS

No hay muchos estudios sobre los agentes patógenos del estiércol acidificado, pero hay pruebas que sugieren que el aumento de la concentración de la forma protonada de los ácidos grasos volátiles a pH bajo causa problemas graves en el metabolismo microbiano y, por tanto, toda actividad microbiana, incluyendo la de los patógenos, es limitada.

CAMBIO CLIMÁTICO

El proceso de acidificación reduce la emisión de amoníaco en los procesos subsiguientes. El amoníaco tiene el potencial de depositarse tras la emisión y oxidarse en N_2O , con lo que se pueden reducir las emisiones de gases de efecto invernadero aguas abajo tal y como se ha mencionado anteriormente. También la reducción en las emisiones de CH_4 en los procesos subsiguientes, tales como el almacenamiento, debido a la inhibición de la metanogénesis puede suponer un cambio sustancial en las emisiones de los gases de efecto invernadero, aunque estas emisiones dependen, en gran medida, del método de almacenamiento.

TENDENCIA FUTURA

La tecnología se ha investigado de manera académica en muchas instituciones y se ha demostrado a escala industrial en varios países del noroeste de Europa, pero actualmente solo se utiliza comercialmente en Dinamarca, donde la proporción de estiércol acidificado ha aumentado del 2% en 2008 al 10% en 2012. Esto se debe al control nacional de las emisiones de amoníaco y, por tanto, el crecimiento futuro de esta tecnología en otros países dependerá directamente de sus legislaciones.

5.2. SEPARACIÓN SÓLIDO-LÍQUIDO

Berta Riaño y María Cruz García-González

Instituto Tecnológico Agrario de Castilla y León - ITACyL (España)

DATOS GENERALES

El uso de estas técnicas está generalizado en las explotaciones ganaderas de Europa, ya que suelen ser relativamente baratas y sencillas y no requieren mucha atención. Las tecnologías de separación sólido-líquido permiten separar el estiércol en una fracción sólida, que contiene materia seca (MS) rica en nutrientes, y una fracción líquida, con lo que ambas se pueden gestionar por separado. En particular, la fracción sólida puede exportarse con mayor facilidad para su uso en otras áreas cultivables, reduciendo los costes de transporte (Burton, 2007). Por otro lado, la fracción líquida también es más fácil de manejar, reduciendo el riesgo de obstrucciones en las tuberías.

Sin embargo, los procesos de separación sólido-líquido no eliminan el exceso de nitrógeno amoniacal, no reducen la

carga de la materia orgánica biodegradable y no reducen el contenido de agentes patógenos (Burton, 2007), por lo que ambas fracciones han de ser gestionadas correctamente. Además, la separación sólido-líquido no aborda los problemas de los olores. Las técnicas de separación sólido-líquido causan un aumento de la concentración de metales pesados, como el Cu y el Zn, en la fracción sólida, lo que puede plantear un problema ambiental si aquella se utiliza como fertilizante (Hjorth *et al.*, 2010).

La aplicación de una técnica de separación sólido-líquido es crucial como pretratamiento para un tratamiento biológico aerobio posterior de la fracción líquida o para el compostaje de la fracción sólida. También se puede utilizar como postratamiento para el digerido procedente de los digestores anaerobios.

ESQUEMA

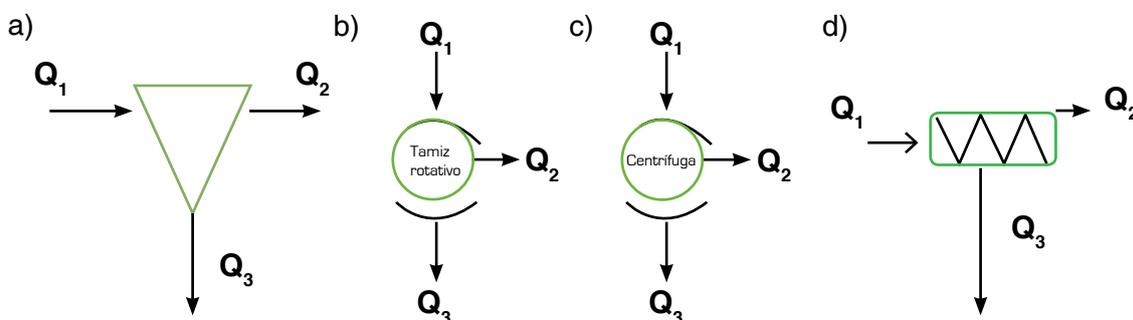


Figura 5.2.1. Esquema de las tecnologías de separación sólido-líquido: a) sedimentación, b) tamizado, c) centrifugación y d) prensado. Q1: entrada de estiércol, Q2: fracción líquida, Q3: fracción sólida. En estos procesos mecánicos, la adición de coagulantes y floculantes aumenta la eficiencia de separación.

DESCRIPCIÓN TÉCNICA

El método de separación sólido-líquido influye en las posibilidades de recuperar los nutrientes del estiércol, dado que los distintos métodos afectan a las tasas de nutrientes en el líquido y en la fracción sólida (Hjorth, *et al.*, 2010). Los diversos métodos desarrollados para la separación sólido-líquido se pueden dividir en las categorías siguientes: sedimentación, tamizado, filtración presurizada y centrifuga, y la combinación de todas ellas con la adición de sustancias químicas.

SEDIMENTACIÓN

La sedimentación es un proceso físico en el que los sólidos en suspensión se separan de la fracción líquida por gravedad. La mayor parte de los espesantes consisten en un contenedor cilíndrico en su parte superior y cónico en la inferior (Figura 5.2.2). En el tratamiento por lotes, el purín entra por la zona superior del sedimentador, y los sólidos se decantan en la parte inferior del mismo, desde

donde estos se pueden retirar. Son sistemas sencillos que requieren de una baja inversión y se suelen utilizar para el almacenamiento estacional de estiércol.

Tabla 5.2.1. Principales factores que afectan a la eficiencia de sedimentación.

Factor	Comentario
Tipo de estiércol	Purín de porcino y vacuno y estiércol líquido de porcino y vacuno (Flotats <i>et al.</i> , 2011)
Contenido de sólidos	La eficiencia de separación disminuye considerablemente cuando se trata de purines con un contenido de sólidos menor del 1% y mayor del 4%. Dentro de este rango, la eficiencia de separación aumenta al aumentar el contenido de sólidos (Ndegwa <i>et al.</i> , 2001). No se recomienda cuando el contenido total de sólidos en el estiércol de entrada es mayor del 4% (Chastain, 2013).
Tiempo de decantación	Aumentar el tiempo de decantación aumenta la eficiencia de separación, aunque este proceso parece haberse completado durante la primera hora del tiempo de retención.

TAMIZADO

Esta tecnología de separación implica el empleo de un tamiz que tenga un tamaño específico de poro que solo permita el paso de las partículas sólidas cuyo tamaño sea más pequeño que el de las aberturas. La fracción líquida fluye a través del tamiz y se drena.

Los separadores de tamiz pueden ser estáticos, de vibración o rotativos. El primer tipo presenta el diseño más sencillo: el purín se bombea hacia la parte superior del separador, la fracción líquida fluye a través del tamiz, mientras que la fracción sólida se retiene en el tamiz y se retira por gravedad y presión del caudal (Figura 5.2.3 I, Figura 5.2.4). En los separadores vibratorios, los tamices presentan una vibración rápida, reduciendo los riesgos de obstrucción en comparación con los tamices estáticos (Figura 5.2.3 II). Finalmente, los tamices rotativos consisten en un cilindro perforado rotativo con un área de carga en la parte superior y una rasqueta para eliminar los sólidos (torta de filtro) (Figura 5.2.3 III).



Figura 5.2.2. Decantador cilíndrico con base cónica.

La separación por tamices suele utilizarse como pretratamiento para evitar fenómenos de sedimentación durante el almacenamiento, como proceso de acondicionamiento antes de su bombeo o acoplado con sistemas de separación más eficientes (Flotats *et al.*, 2011).

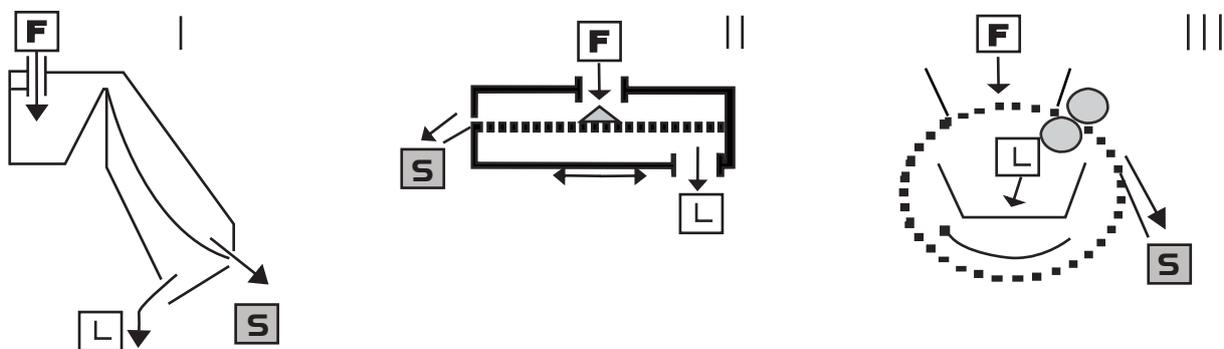


Figura 5.2.3. I: Tamiz estático, II: Tamiz vibratorio, III: Tamiz rotativo. F: Purín de entrada, L: Fracción líquida, S: Fracción sólida. Adaptado de Burton y Turner (2003).



Figura 5.2.4. a) Tamiz estático instalado en una explotación lechera; b) y c) tamices rotativos.

Tabla 5.2.2. Principales factores que afectan a la eficiencia del tamizado.

Factor	Comentario
Tipo de estiércol	Purín de porcino y vacuno (Flotats <i>et al.</i> , 2011)
Contenido de sólidos	Esta tecnología de separación sólido-líquido no se recomienda cuando el contenido de sólidos totales en el estiércol de entrada es mayor del 6% (Chastain, 2013).
Tamaño de poro del tamiz	En el caso del estiércol de ganado porcino, utilizar tamices con tamaños de poro más pequeños de 0,5 mm causa continuos problemas operativos. En el caso de estiércol de ganado lechero, el tamaño de tamiz que se suele utilizar con mayor frecuencia está entre 1,5-1,7 mm.

CENTRIFUGACIÓN

Esta tecnología consiste en generar una fuerza centrífuga para causar la separación de los sólidos del líquido. Hay dos tipos de decantadores-centrífuga: verticales y horizontales. La centrífuga horizontal consiste en un cilindro cerrado que hace girar la cinta a alta velocidad pero ligeramente diferente de la velocidad de la cubeta [el revestimiento exterior] (Hjorth *et al.*, 2010).

Las partículas sólidas se transportan hacia el extremo cónico y se dejan salir por las aberturas de descarga de sólidos (Figura 5.2.5). La fracción líquida, que contiene una suspensión de sustancias coloidales, componentes orgánicos y sales, se descarga a través de aberturas de vertido de líquidos en la parte ancha de la centrífuga.

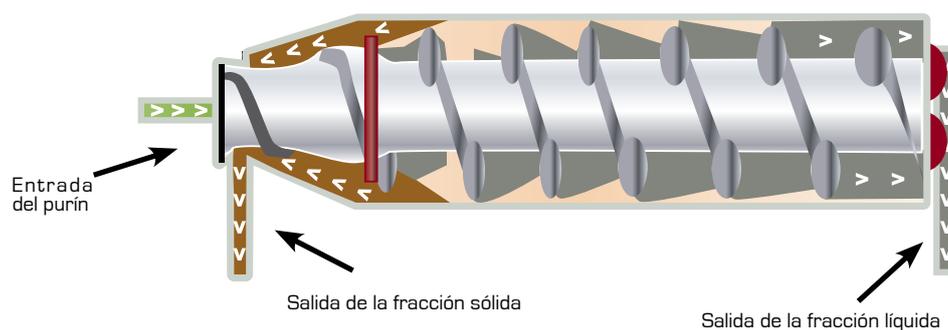


Figura 5.2.5. Decantador-centrífuga típico. Adaptado de Moller *et al.* (2007).

Tabla 5.2.3. Principales factores que afectan a la eficiencia de la centrifugación.

Factor	Comentario
Tipo de estiércol	Purín de porcino y vacuno y digerido procedente de la digestión anaerobia (Flotats <i>et al.</i> , 2011)
Contenido de sólidos	La eficiencia de separación de la materia seca aumenta al aumentar el contenido de materia seca (MS) del purín (Flotats <i>et al.</i> , 2011). Sin embargo, no se recomienda cuando el contenido total de sólidos en el estiércol de entrada es mayor del 10% (Chastain, 2013).
Velocidad	Al aumentar la velocidad de la centrifuga se aumenta el contenido de MS de la fracción sólida, aunque este hecho no tiene efectos en la separación de P, K y N (Hjorth <i>et al.</i> , 2010).
Tiempo de retención	Se ha observado que aumentar el tiempo de retención reduciendo la tasa de alimentación volumétrica aumenta la eficiencia de la separación del purín.

FILTRACIÓN POR PRENSADO

La configuración más típica es un tornillo prensa en el que se transporta el purín en un tamiz cilíndrico (0,5-1 mm) con un tornillo sinfín (Figura 5.2.6). Como se muestra en la Figura 5.2.7, el líquido pasa a través del tamiz y se recoge en un contenedor que lo rodea, mientras que al final del eje se presiona la fracción sólida contra una placa produciendo una torta de filtro con un alto contenido de MS, a menudo con el doble de concentración en MS que en el caso del tamizado por gravedad (Flotats *et al.*, 2011; Hjorth *et al.*, 2010).

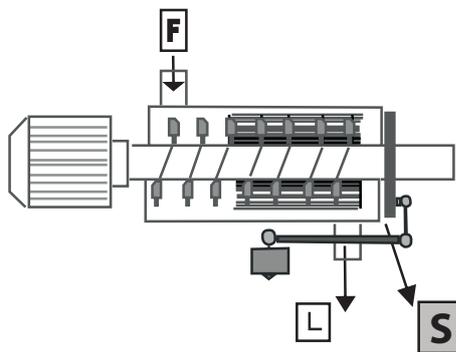


Figura 5.2.7. Esquema de un tornillo prensa. F: entrada del purín, L: salida de la fracción líquida, S: salida de la fracción sólida. Adaptado de Burton y Turner (2003).



Figura 5.2.6. Tornillo prensa en una granja porcina.

Tabla 5.2.4. Principales factores que afectan a la eficiencia de la filtración por prensado.

Factor	Comentario
Tipo de estiércol	Purín de porcino y vacuno (Flotats <i>et al.</i> , 2011)
Contenido de sólidos	Esta tecnología de separación sólido-líquido no se recomienda cuando el contenido de sólidos totales en el estiércol de entrada es menor del 2% (Chastain, 2013).
Presión aplicada	Al aumentar la presión aplicada aumenta el contenido de materia seca en la fracción sólida (Hjorth <i>et al.</i> , 2010).

COAGULACIÓN-FLOCULACIÓN

El uso de aditivos químicos aumenta la eficiencia de los procesos mecánicos de separación sólido-líquido, reduce la concentración de fósforo en la fracción líquida y/o aumenta el contenido de materia seca en la fracción sólida. En el purín no se agregan las partículas coloidales porque están cargadas negativamente y se repelen entre sí (Gregory, 1989). Sin embargo, se puede facilitar la agregación añadiendo cationes multivalentes (principalmente cloruros de aluminio y de hierro, sulfatos de aluminio y de hierro, así como óxidos de calcio y magnesio) que provocan la coagulación y/o polímeros (como el quitosano y la poliacrilamida), gracias a los cuales tiene lugar la floculación (García *et al.*, 2009; Hjorth *et*

al., 2010; Vanotti y Hunt, 1999). Durante el proceso de coagulación, los cationes multivalentes neutralizan, total o parcialmente, la carga negativa superficial adsorbiendo los iones cargados de signo opuesto hacia los iones de las partículas, creando una doble capa y, con ello, eliminando la barrera electrostática que impide la agregación (Figura 5.2.8a). Durante la floculación, los polímeros de alto peso molecular crean áreas locales cargadas positiva y negativamente sobre la superficie de las partículas, dando como resultado una fuerte atracción eléctrica entre las ellas (Figura 5.2.8b). Los polímeros de cadena larga son adsorbidos hacia la superficie de más de una partícula, provocando la formación de agregados en forma de flóculos grandes cuya separación es más fácil (Figura 5.2.8c).

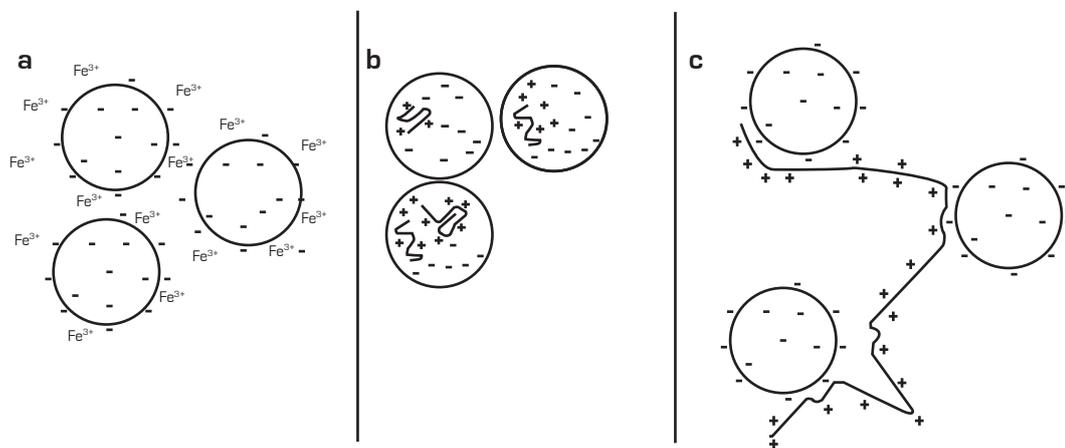


Figura 5.2.8. Representaciones esquemáticas de a) coagulación, b) floculación y c) agregación (de Hjorth *et al.* 2008).

Los procesos de coagulación-floculación se suelen utilizar frecuentemente antes de la separación sólido-líquido, pero también se pueden emplear después. En este último caso, la construcción de balsas de coagulación-floculación con una ligera pendiente permite retirar con facilidad la fracción sólida utilizando un equipo de carga (Figura 5.2.9).



Figura 5.2.9. Balsas de coagulación-floculación con una pendiente para retirar los sólidos.

Tabla 5.2.5. Principales factores que afectan a la eficiencia de la coagulación-floculación.

Factor	Comentario
Tipo de estiércol	Estiércol líquido de porcino y vacuno, y purín de porcino y vacuno (Flotats <i>et al.</i> , 2011).
Dosis de coagulante y floculante	Hay una dosis óptima, y superarla puede provocar que las partículas cambien positivamente, contrarrestando la agregación (Gregory, 1989; Hjorth <i>et al.</i> , 2010).
Contenido de sólidos	La separación sólido-líquido es más eficiente con purines que tengan un alto contenido de sólidos (Vanotti <i>et al.</i> , 2002).
Agitación aplicada (en tiempo y velocidad)	La agitación aplicada tiene un gran impacto en la formación de los agregados; agitar demasiado poco hace que los agregados no sean uniformes ni estables debido a una baja captación de partículas, mientras que agitar demasiado hace que los agregados se destruyan (Flotats <i>et al.</i> , 2011).

RENDIMIENTOS

Eficiencias de separación de la materia seca y los nutrientes

El índice de separación es la relación de la recuperación de la masa total de un componente (MS o nutrientes) en la fracción sólida en proporción a la masa de ese componente en el purín fresco original (Tabla 5.2.6). A mayor índice de separación mayor cantidad del componente dado en la fracción sólida.

Balance económico y balance energético

Los costes de inversión aproximados y el consumo de energía de cada tecnología se muestran en la tabla 5.2.7. En la Figura 5.2.10 se muestra una estimación del coste de cada tecnología como función del flujo de estiércol tratado. Esta estimación incluye la depreciación, el mantenimiento, la mano de obra y el consumo de energía.

Tabla 5.2.6. Índices de separación para cada tecnología de separación. La desviación estándar se muestra entre paréntesis. Tabla adaptada de Hjorth *et al.* (2010).

Tecnología de separación	Índice de separación (%)				
	Volumen	Materia seca	N	NH ₄ ⁺ -N	P
Sedimentación	22 (4)	56 (10)	33 (2)	28 (2)	52 (21)
Tamizado	23 (16)	44 (27)	27 (17)	23 (19)	34 (21)
Centrifugación	14 (7)	61 (16)	28 (10)	16 (8)	71 (14)
Filtración por prensado	11 (15)	37 (18)	15 (17)	2,6 ^a	17 (14)
Coagulación-floculación	22 (16)	70 (13)	43 (24)	20 (14)	79 (21)

^aFuente propia.

Tabla 5.2.7. Costes de inversión y consumo de energía de cada tecnología de separación.

Tecnología de separación	Inversión (€)	Consumo de energía (kW/t)
Sedimentación	17.000 ^a	0,0-0,1 ^a
Tamizado	3.500-8.000 (tamiz) 15.000 (tamiz vibratorio) ^a	0,19 ^b
Centrifugación	40.000-100.000 ^a	2,90 ^b
Prensado	30.000 ^c	0,53 ^b

^aFuente: Flotats *et al.* (2011). ^bFuente: Moller *et al.* (2000). ^cComunicación personal.

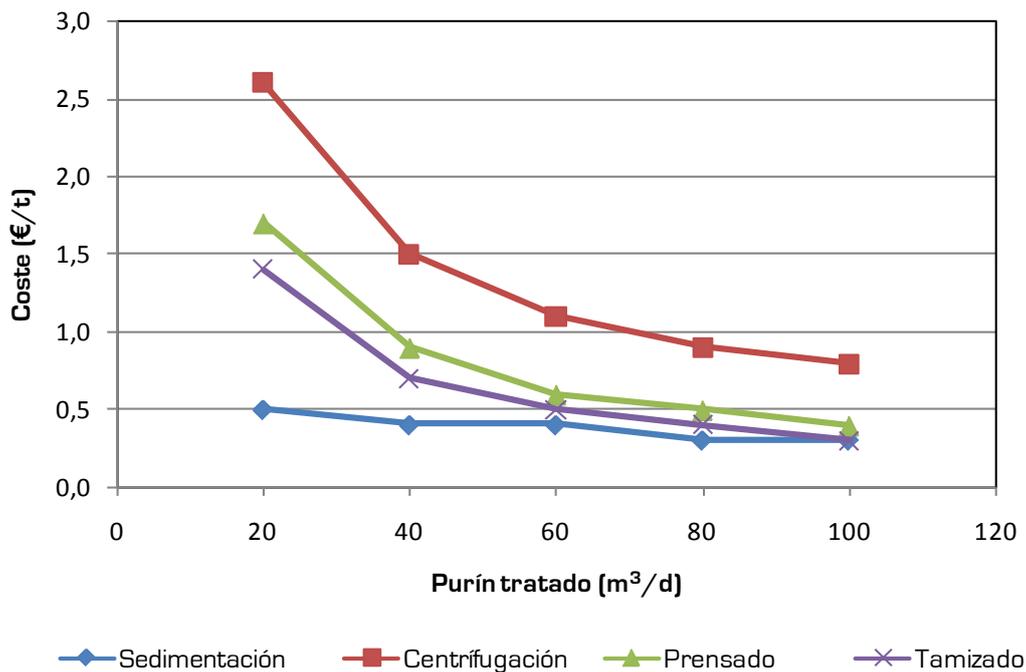


Figura 5.2.10. Coste estimado de las diversas tecnologías sólido-líquido como función del flujo de estiércol tratado.

La coagulación-floculación junto con la separación mecánica sólido-líquido puede aumentar el coste total del proceso en 0,2-0,4 €/t, dependiendo del contenido de sólidos del estiércol tratado, el flujo tratado y el tipo de sustancia química utilizada.

Otra información

Hay poca información sobre la eliminación de agentes patógenos y las emisiones gaseosas en las tecnologías de separación sólido-líquido. En la tabla 5.2.8 se puede encontrar otra información útil resumida.

Tabla 5.2.8. Complejidad, ruido y olor en las tecnologías de separación sólido-líquido.

Tecnología de separación	Complejidad	Ruido	Olor [escala 1-4]
Sedimentación	Baja	No	3
Tamizado	Baja	Sí	3
Centrifugación	Media	Sí	3
Prensado	Baja	Sí	3

CAMBIO CLIMÁTICO

Los procesos de separación sólido-líquido reducen el volumen del estiércol a la vez que aumentan la concentración de nutrientes, recortando así los costes de transporte y su impacto correspondiente en el cambio climático, dado que las emisiones de gases de efecto invernadero derivadas del transporte se reducen (Riaño y García-González, 2015).

TENDENCIA FUTURA

Las tecnologías de preferencia en el futuro deberían tener como objetivo prioritario el reciclaje de nutrientes (Foged *et al.*, 2011). En este sentido, la implantación de separación sólido-líquido desempeñará una función importante como mejor tecnología posible en futuros escenarios agrícolas. Los esfuerzos del futuro deberían centrarse en la optimización del rendimiento de las tecnologías de separación sólido-líquido con vistas a reducir costes y, a la vez, aumentar la concentración de nutrientes en la fracción sólida separada.

BIBLIOGRAFÍA

Burton, C.H. (2007). The potential contribution of separation technologies to the management of livestock manure. *Livest. Sci.* 112, 208-216.

Burton, C.H., Turner, C. (2003). *Manure Management: Treatment Strategies for Sustainable Agriculture*. Silsoe Research Institute, Bedford, R.U., pp. 178-179.

Chastain, J.P. (2013). *Solid-liquid separation alternatives for manure handling and treatment*. Clemson University.

Flotats, X., Foged, H.F., Bonmatí, A., Palatsi, J., Magri, A., Schelde, K.M. (2011). *Manure Processing Technologies*. En: Informe técnico nº II relativo a "Manure Processing Activities in Europe" para la Comisión Europea. DG Medio Ambiente, p. 184.

Foged, H., Flotats, X., Bonmati Blasi, A. (2011). *Future trends on manure processing activities in Europe*. Informe técnico nº V relativo a "Manure processing activities in Europe" para la Comisión Europea, DG Medio Ambiente, 34 pp.

Garcia M.C., Szogi A.A., Vanotti, M.B., Chastain J.P., Millner P.D. (2009) Enhanced solid-liquid separation of dairy manure with natural flocculants. *Bioresour. Technol.* 100 (22), 5417-5423.

Gregory J. (1989) *Fundamentals of flocculation*. *Crit. Rev. Env. Cont.* 19, 185-229.

Hjorth, M., Christensen, K.V., Christensen, M.L., Sommer, S.G. (2010). Solid-liquid separation of animal slurry in theory and practice. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 30, 153-180.

Møller H.B., Hansen J.D., Sørensen C.A.G. (2007) Nutrient recovery by solid-liquid separation and methane productivity of solids. *Trans. ASABE* 50, 193-200.

Møller H.B., Lund, I., Sommer, S.G., 2000. Solid-liquid separation of livestock slurry: efficiency and cost. *Bioresour. Technol.*, 74, 223-229.

Ndegwa P.M., Zhu J., Luo A.C. (2001) Effects of solid levels and chemical additives on removal of solids and phosphorus in swine manure. *J. Environ. Eng.* 127, 1111-1115.

Riaño, B., García-González, M.C. (2015). Greenhouse gas emissions of an on-farm swine manure treatment plant: comparison with conventional storage in anaerobic tanks. *J. Clean. Prod.*, 103, 542-548.

Vanotti M.B., Hunt P.G. (1999) Solids and nutrient removal from flushed swine manure using polyacrylamides. *Trans. ASAE* 42, 1833-1840.

Vanotti M.B., Rashash D.M.C., Hunt P.G. (2002) Solid-liquid separation of flushed swine manure with PAM: Effect of wastewater strength. *Trans. ASAE* 45, 1959-69.

5.3. DIGESTIÓN ANAEROBIA

Xavier Flotats y August Bonmati

Instituto de Investigación y Tecnología Agroalimentarias - IRTA (España)

DATOS GENERALES

La digestión anaerobia es un proceso microbiológico que sucede después de que tengan lugar diferentes reacciones siguiendo un esquema sinérgico en el que la materia orgánica se transforma en biogás, un gas inflamable constituido, principalmente, por metano (CH_4) y dióxido de carbono (CO_2), con un contenido en CH_4 que varía desde el 55% al 75% en volumen. Este proceso se puede aplicar a los lodos de depuración, al estiércol animal, a los residuos orgánicos industriales, a la fracción orgánica de los residuos sólidos municipales, a los cultivos energéticos y a las aguas residuales con alta carga orgánica, convirtiendo todos estos materiales en recursos para la producción de energía renovable en forma de CH_4 .

La producción de energía primaria de biogás en Europa fue de 13,4 Mtep (millones de toneladas equivalentes de petróleo), con una producción eléctrica de 52,3 TWh durante 2013 y con más de 14.000 plantas de biogás en la Unión Europea (Euroobserver, 2014). Alemania tiene unas 7.000 plantas de biogás que procesan, sobre todo, cultivos energéticos y estiércol, así como residuos orgánicos industriales y domésticos, con una producción de energía primaria estimada de 6,7 Mtep y ventas a la red eléctrica de alrededor de 29 TWh durante 2013.

Además de los usos clásicos del biogás para la producción de energía térmica o eléctrica, el uso como combustible de vehículos o como sustituto natural del gas, tras un proceso de refinado para producir biometano, está ganando interés en todo el mundo. La inyección a la red de gas natural permite almacenar el biometano y utilizarlo a distancia del lugar donde se produce para consumirlo donde y cuando la eficiencia de conversión de energía sea mayor, en vez de transformarlo en electricidad en la planta sin recuperar de forma útil y eficiente el calor desaprovechado. Se piensa que esta práctica será el próximo paso en el desarrollo industrial del sector del biogás, habiendo ya 258 plantas de biometano a finales de 2014 solamente en 12 Estados miembros de la UE y siendo Alemania el país líder con más de 150 plantas de biometano que sumaron una capacidad de unos 93.650 Nm^3/h en 2014, prácticamente duplicándola desde 2011. Suecia lidera el uso del biogás como biocombustible, dado que ya hay muchos autobuses en la ciudad de Estocolmo que funcionan con biometano.

ESQUEMA

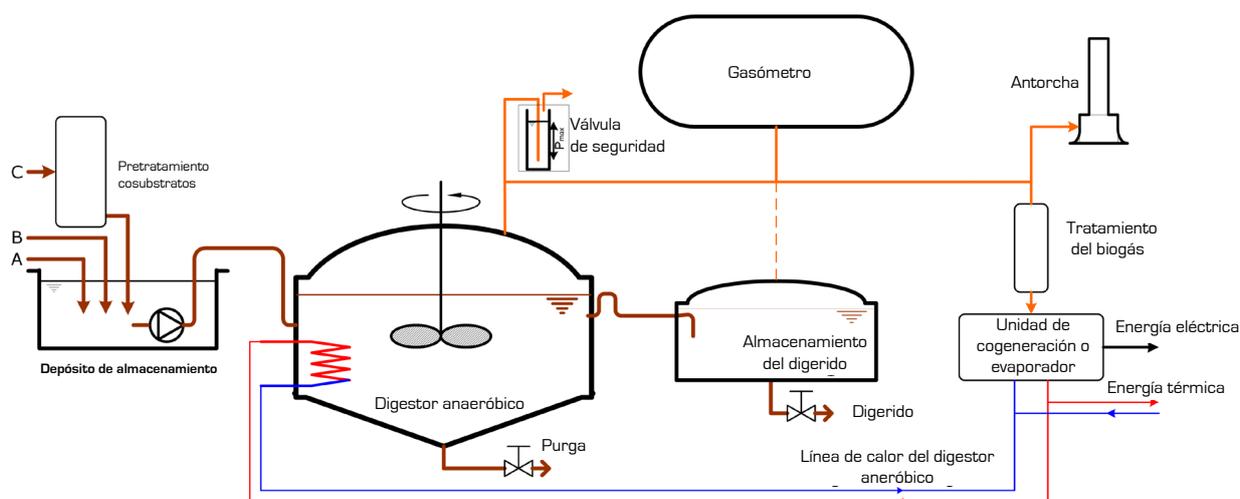


Figura 5.3.1. Esquema general de una planta de codigestión.

DESCRIPCIÓN TÉCNICA

La Figura 5.3.2 muestra un esquema de las reacciones principales que ocurren durante el proceso de digestión anaerobia y de los microorganismos que las catalizan. El detectar los pasos que limitan la velocidad del proceso ayuda a comprender las tendencias tecnológicas en el diseño de los reactores y las instalaciones desarrolladas para superar estas limitaciones. Considerando que 0,35 m³ CH₄ equivalen a 1 kg de DQO (demanda química de oxígeno), el conocer el DQO inicial de un residuo orgánico que va a ser consumido por microorganismos anaerobios (biodegradabilidad anaerobia) permite estimar el potencial del metano final. Algunos residuos, como los lignocelulósicos, presentan valores muy bajos, y una tendencia general del sector del biogás es adoptar métodos para aumentar la biodegradabilidad de este tipo de materiales.

En la Figura 5.3.2 se puede apreciar que todos los compuestos orgánicos se convierten en diferentes ácidos grasos volátiles, cuya acumulación podría reducir el pH a niveles bajos, inhibiendo el crecimiento microbiano. El pH también afecta al equilibrio entre amonio y amoniaco libre, que es un inhibidor de metanógenos acetoclásticos. En el equilibrio entre el CO₂ y el bicarbonato es importante mantener el pH en torno a la neutralidad, y la capacidad de amortiguación de un residuo que va a ser procesado es una propiedad a considerar para un buen proceso de digestión anaerobia. Mientras que los estiércoles animales tienen una gran capacidad de amortiguación, aunque

poco potencial de producción de metano y alto contenido en amonio, algunos residuos orgánicos industriales presentan las características opuestas, siendo la digestión anaerobia de mezclas de ambos sustratos la manera de tener altas producciones de biogás y un proceso estable. Esta práctica, llamada codigestión, que consiste en mezclar residuos con composiciones complementarias, permite dar viabilidad económica a las plantas de tratamiento, unificar los métodos de gestión y optimizar los costes de inversión, y es el concepto base de las plantas de biogás centralizadas y las existentes en las granjas en el sector agrícola. La Figura 5.3.1 muestra el esquema de una planta de codigestión.

La digestión anaerobia para el tratamiento de la biomasa orgánica tiene aplicación en la ganadería animal porque:

- acelera el proceso de estabilización de los purines y del estiércol para su almacenamiento futuro y su uso agrícola como fertilizante;
- permite eliminar el olor y provoca menos emisiones de metano (gases de efecto invernadero);
- permite eliminar las semillas de las malas hierbas, los parásitos y los huevos así como las larvas de los insectos, lo cual será beneficioso para emplear el estiércol como fertilizante;

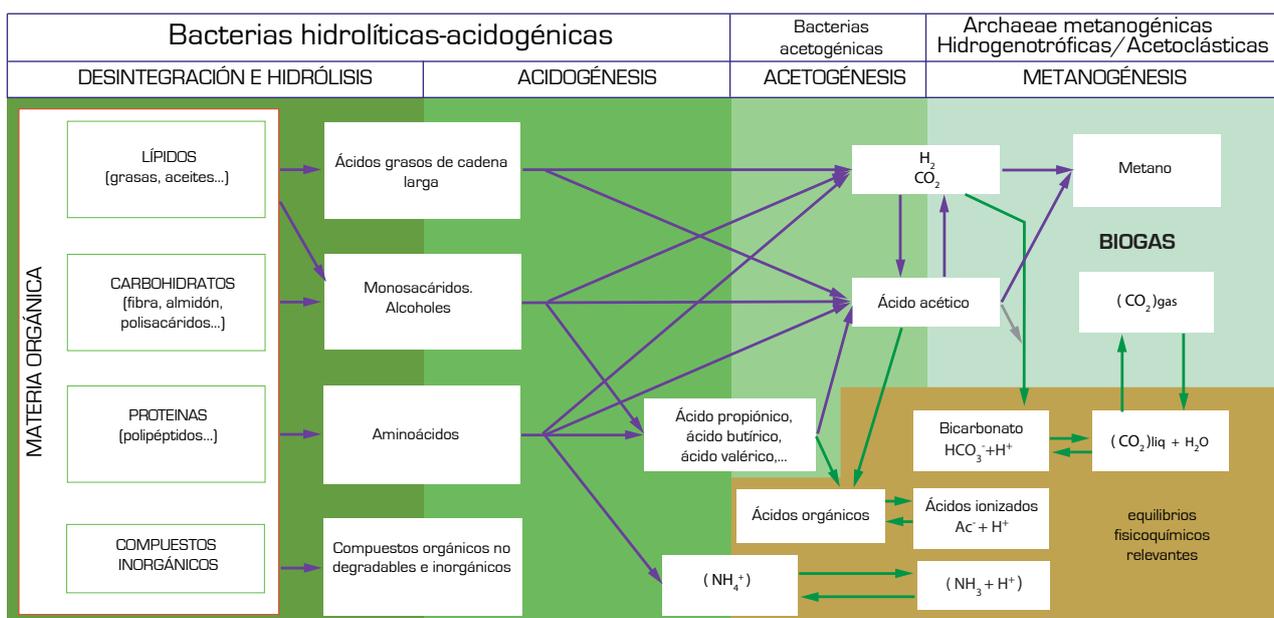


Figura 5.3.2. Fases del proceso de digestión anaerobia.

- permite una recuperación energética y económica del estiércol animal y de los purines.



Figura 5.3.3. Planta de digestión anaerobia en una granja de vacas lecheras (Cataluña, España)



Figura 5.3.4. Motor de cogeneración alimentado por biogás

RENDIMIENTOS

Siguiendo el esquema de la planta de biogás de la Figura 5.3.2, el estiércol llega al almacén de entrada, donde se homogeneiza y se mezcla con cosustratos para aumentar la producción de biogás de la planta. La producción de biogás a partir de estiércol es relativamente baja (en torno a 10-15 m³/tonelada en el caso del purín de cerdo y 22-27 m³/toneladas en el del estiércol de vaca), mientras que algunos residuos orgánicos industriales presentan valores mucho más altos (como tierras filtrantes (bentonita) de aceite – 350-450 m³/tonelada – o el lactosuero concentrado – 100-130 m³/tonelada), lo que permite que las mezclas produzcan el biogás suficiente como para equilibrar la economía de la planta, dependiendo de los precios de la energía y las políticas

sobre subvenciones que tenga cada país. Algunos cosustratos potenciales requieren pretratamientos térmicos con fines de saneamiento, como los residuos del matadero (70-100 m³/tonelada).

La configuración habitual del digestor anaerobio para el estiércol y la codigestión sigue el diseño del reactor de tanque con agitación continua (CSTR), con un tiempo de retención hidráulica (TRH) comprendido entre los 20 y los 70 días. Los mayores valores de TRH se pueden encontrar cuando algunos cosustratos son biodegradables lentamente (p. ej. los cultivos) y/o es necesaria una adaptación a altas concentraciones de amoníaco o de otros inhibidores.

Tras el proceso, es recomendable mantener el efluente en un almacén cubierto antes de su uso agrícola para permitir que se libere biogás del líquido y recuperar el biogás producido en esta fase, lo que puede llegar al 10-15% de la producción total.

La línea de gas debe incluir un gasómetro para su almacenamiento temporal, que puede estar encima del digestor, un sistema de válvulas de seguridad con el objetivo de mantener la presión del gas en un rango seguro cuando los sistemas de control activo no funcionen, una llama para quemar el biogás cuando no pueda utilizarse y se haya alcanzado la máxima capacidad de almacenamiento del biogás, un sistema de tratamiento de biogás para eliminar o reducir la humedad, el polvo y el sulfuro de hidrógeno (H₂S), que puede afectar negativamente a la unidad que convierte el biogás en energía, y la unidad de producción de energía final.

La transformación de biogás en energía utilizable puede realizarse por combustión directa en una caldera, lo que solo produce calor, o por combustión en una unidad de cogeneración o CHP para producir energía eléctrica y térmica. 1 m³ de biogás produce 1,8 – 2 kWh de energía eléctrica y 2-3 kWh de energía térmica, dependiendo de la potencia de la unidad de cogeneración. Para utilizar el biogás como biocombustible o para inyectarlo en la red de gas natural es necesario refinarlo aún más para obtener el 95-98% del contenido de metano (biometano), que se puede encontrar en algunas plantas de biogás a gran escala.

CAMBIO CLIMÁTICO

El proceso contribuye a la mitigación de las emisiones antropogénicas de CO₂. Se considera que la reducción de las emisiones de combustible fósil cuando se sustituye por biogás es de aproximadamente el 90%. En el caso de los estiércoles, este valor casi se puede duplicar, dado

que su digestión anaerobia controlada y el uso energético subsiguiente del biogás reducen las emisiones naturales de CH_4 a la atmósfera durante el almacenamiento y la gestión del estiércol. Una planta típica de digestión anaerobia a escala de granja que trate estiércol (junto con el 5% de los cosustratos) reduce entre 50 y 70 kg CO_2 eq./ t estiércol, con respecto a una situación de referencia en la que se utilice el estiércol como fertilizante tras 4-6 meses de almacenamiento (Foged *et al.*, 2011).

TENDENCIA FUTURA

Las tendencias generales de la digestión anaerobia para el procesado del estiércol se pueden resumir en las siguientes:

- a. Centrar la investigación para aumentar la producción de biogás a partir de la fracción de fibras del estiércol, constituida principalmente por compuestos lignocelulósicos, con los pretratamientos adecuados para reducir la dependencia económica de otros residuos orgánicos como cosustratos, que podrían tender a aumentar los costes económicos por su suministro.
- b. Integrar la digestión anaerobia en procesos combinados globales que traten la recuperación y gestión de nutrientes con el fin de elaborar estrategias sostenibles de procesado de estiércol.

BIBLIOGRAFÍA

Foged, H.L., X. Flotats, A. Bonmati, K. M. Schelde, J. Palatsi, and A. Magri and Z. Juznic-Zonta (2011). Assessment of economic feasibility and environmental performance of manure processing technologies. Technical Report No. IV concerning "Manure Processing Activities in Europe" to the European Commission, Directorate-General Environment. Project reference: ENV.B.1/ETU/2010/0007, 130 pp. <http://hdl.handle.net/2117/18947>.

5.4. TRATAMIENTO BIOLÓGICO AEROBIO

Giorgio Provolo y Gabriele Mattachini
Universidad de Milán (Italia)

DATOS GENERALES

El término «tratamiento biológico aerobio» incluye varios procesos diferentes, esto es, todos aquellos procesos en los que tiene lugar la degradación de materia orgánica por microorganismos aerobios (Burton y Turner, 2003). Sin embargo, en este contexto solo nos vamos a referir a un proceso aerobio específico que implica la nitrificación aerobia seguida de una desnitrificación anaerobia. Este proceso se utiliza para reducir la materia orgánica, pero especialmente para eliminar el nitrógeno que se transforma en nitrógeno molecular y se libera al aire.

La nitrificación-desnitrificación puede realizarse con diversas tecnologías que comparten algunos elementos y métodos. A este proceso a menudo, pero no necesariamente, le precede la separación de sólidos gruesos y finos que entran en la planta y le sigue la eliminación del exceso de biomasa. En algunos casos, se puede completar el tratamiento con un paso adicional para eliminar fósforo por floculación y sedimentación.

El objetivo del tratamiento va desde la simple reducción de la carga orgánica y del nitrógeno hasta la eliminación total de contaminantes dirigido al vertido del líquido resultante en cauces de aguas superficiales.

Durante el tratamiento es posible que se produzcan emisiones de amoníaco (NH_3) y de óxido nitroso (N_2O) a la atmósfera, pero estas emisiones pueden contenerse mediante una configuración y gestión adecuadas de la planta (Béline y Martínez, 2002).

El tratamiento requiere una estructura dedicada y la planta puede ser, en algunos casos, muy compleja. Solo personal formado debe realizar la gestión del sistema.

Este tipo de tratamiento es adecuado para granjas que no pueden encontrar otras soluciones para la gestión del exceso de nitrógeno. Es la única tecnología que reduce el contenido de nitrógeno en el efluente de forma que no plantee problemas ambientales (nitrógeno molecular).

Los altos costes de inversión y gestión hacen que estos sistemas sean caros, por lo que su elección debe sopesarse con sabiduría y con ayuda técnica cualificada.

En consecuencia, este proceso no está muy extendido. No obstante, en algunas zonas de ganadería intensiva, como por ejemplo Bretaña (Francia), la tecnología está muy extendida y representa el 90% de las unidades de tratamiento de las granjas (Béline *et al.*, 2004).

Además, se debe señalar que, desde un punto de vista ambiental, puede que el tratamiento biológico no sea considerado una buena solución por la mineralización de la materia orgánica y la liberación de nitrógeno, tratándose de un proceso conceptualmente opuesto al utilizado para la síntesis de amoníaco para la producción de fertilizantes minerales.

ESQUEMA

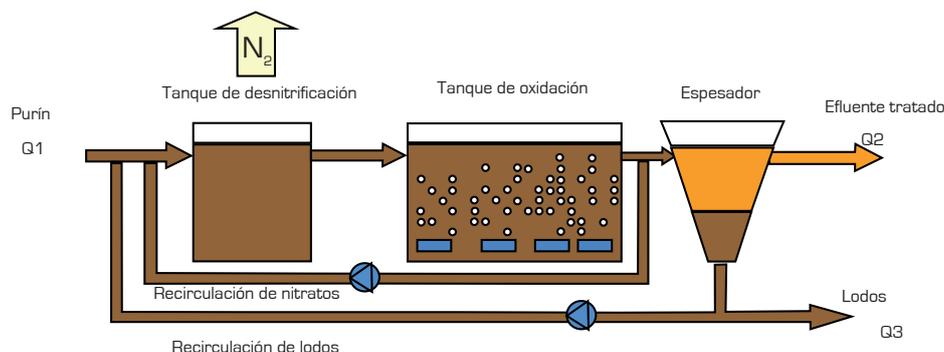


Figura 5.4.1. Esquema a: nitrificación y desnitrificación en diferentes depósitos.

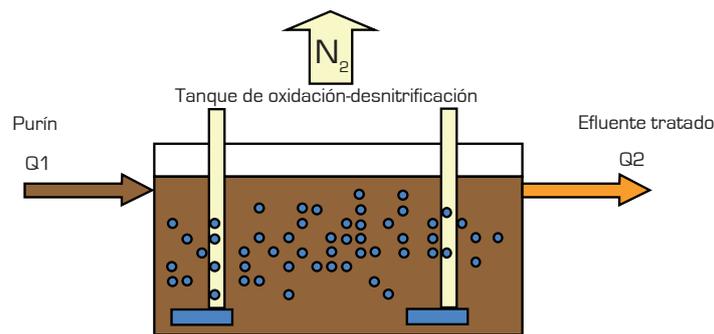


Figura 5.4.2. Esquema b: nitrificación y desnitrificación en el mismo depósito

DESCRIPCIÓN TÉCNICA

El tratamiento para la eliminación combinada de la materia orgánica y el nitrógeno se basa en una combinación de dos fases: fase de oxidación y fase anóxica. En la fase de oxidación la materia orgánica se degrada y el nitrógeno orgánico se mineraliza. En esta fase los microorganismos aerobios también transforman el nitrógeno amoniacal en nitrato. Para garantizar la concentración necesaria de O₂, se inyecta aire mediante sistemas de aireación y difusores.

La fase anóxica que permite la transformación de los nitratos en nitrógeno molecular (N₂) se realiza gracias a unos microorganismos heterótrofos con ayuda de una fuente de carbono orgánico disponible.

El resultado de este tratamiento es una reducción de la materia orgánica que se oxida, con la consiguiente disminución de los olores y la eliminación de nitrógeno; este proceso puede ser muy eficiente, llegando a liberar a la atmósfera hasta el 90% del nitrógeno que entra en el proceso.

El crecimiento bacteriano produce una biomasa que se puede separar por sedimentación y hacer recircular parcialmente para garantizar la concentración adecuada de biomasa en las dos fases del tratamiento. Se pueden llevar a cabo las dos fases en instalaciones simplificadas alternando fases anóxicas y de oxigenación en el mismo depósito con ciclos que duren entre 4 y 12 horas.

Se deberá realizar la separación antes del tratamiento biológico para eliminar sólidos, reducir la carga orgánica y, con ello, también el tamaño del sistema y los requisitos energéticos.

El lodo producido en el proceso se puede utilizar para producir energía (biogás) o bien se puede almacenar como tal o tras deshidratarlo por separación con centrifugadoras o filtros banda..

El consumo energético es alto. La fase de nitrificación-desnitrificación puede tener rendimientos de eliminación elevados que lleguen al 95% del nitrógeno total que entra en esta fase, pero las fracciones sólidas y el lodo que se producen por separado contienen una proporción significativa del nitrógeno presente en el efluente inicial de la planta (25-40%) y la mayor parte el fósforo que se separa de la fracción líquida que abandona la planta.

Las fracciones sólidas se deben utilizar en los campos de cultivo. La fracción líquida debería seguir tratándose y verterse en aguas superficiales, pero como pocas veces llega a los límites requeridos, se suele distribuir por los campos.

El proceso de nitrificación se representa mediante una serie de reacciones que tienen lugar en un medio aerobio que puede resumirse como sigue:

- $C_5H_7O_2N + 5O_2 \rightarrow 5CO_2 + 2H_2O + NH_3$, donde la materia orgánica se degrada y el nitrógeno orgánico se transforma en amoníaco.
- $NH_3 + 2O_2 \rightarrow NO_3^- + H_2O + H^+$, donde el amoníaco se convierte en nitrato.

Los microorganismos que participan en la transformación del nitrógeno son de dos grupos especializados de bacterias nitrificantes, las bacterias autótrofas estrictamente aerobias: el grupo de bacterias denominado nitrosomonas actúa durante el primer paso oxidando el amoníaco transformándolo en nitrito, mientras que el segundo grupo de bacterias, las nitrobacter, oxidan el nitrito convirtiéndolo en nitrato. Parece ser que la concentración de oxígeno disuelto (que se aporta mediante soplantes adecuadas) es fundamental para la actividad de estas bacterias; de hecho, tienen velocidades máximas para la concentración de oxígeno de 3 mg/l de O₂; al disminuir la concentración, la velocidad se reduce significativamente hasta llegar casi

a cero a concentraciones menores de 0,5 mg/l. El valor que se suele adoptar en las plantas para garantizar una buena nitrificación se sitúa en concentraciones de oxígeno disuelto de 2 mg/l.

Para que las reacciones de nitrificación den buenos resultados uno de los parámetros más importantes es la temperatura; de hecho, la tasa de crecimiento de las nitrosomonas es muy sensible a su variación. La tasa de crecimiento de estos microorganismos se triplica al pasar de 10 ° a 20 °C.

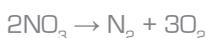
Los requisitos de oxígeno para la fase aerobia son:

- 0,9 kg O₂ por kg de DBO eliminado.
- 4,6 kg O₂ por kg de amoníaco oxidado.

Los sistemas de difusión de aire de los depósitos de oxidación pueden tener diferentes tasas de transferencia en relación con el tamaño de las burbujas que se producen y con el movimiento dentro de la masa. En términos generales, se puede considerar que el medio de transferencia de oxígeno tiene un consumo unitario de 1,6-1,8 kg de O₂/kWh, aunque el rango de variación puede ser mucho mayor dependiendo de los sistemas utilizados con valores mínimos de 1 kg de O₂/kWh y máximos de 2,5 kg O₂/kWh.

Tras la fase de nitrificación el efluente se mantiene en condiciones de anoxia, donde tendrá lugar la fase de desnitrificación, en la que los nitratos procedentes de la fase anterior se transforman en nitrógeno molecular y se liberan a la atmósfera.

En un medio anóxico, las bacterias anaerobias facultativas utilizan el nitrato como aceptor de electrones, liberan el nitrógeno molecular a la atmósfera como producto de desecho de la reacción siguiente:



Por tanto, el proceso de desnitrificación consiste en la reducción de nitratos a nitrógeno molecular. Las bacterias se encargan de realizarlo, pero para ello, además de falta de oxígeno, necesitan también una fuente de carbono orgánico.

El suministro de carbono en las instalaciones para el tratamiento del estiércol animal, caracterizado por un gran contenido de sustancias orgánicas, puede derivarse del purín mismo, adoptando la configuración adecuada en la planta.

El proceso aerobio para la eliminación de nitrógeno suele ponerse en marcha siguiendo dos esquemas de tratamiento posibles.

Proceso aerobio con aireación y fase anóxica en depósitos diferentes (NDN)

Esta solución consiste en tener dos depósitos separados para las dos fases y un decantador para eliminar el lodo contenido en el líquido de salida (Esquema a). Se utiliza este esquema operativo cuando son necesarios altos rendimientos de eliminación y el líquido de salida se puede seguir tratando para eliminar el fósforo y los sólidos restantes antes de verterlo en aguas superficiales.

Con el fin de mantener una concentración adecuada de carbono orgánico en la fase de desnitrificación, el depósito de desnitrificación se sitúa al comienzo del proceso, lo que pone el carbono orgánico que se encuentra en el purín de entrada a disposición de los microorganismos. El licor de mezcla se recircula continuamente para llevar los nitratos obtenidos durante la fase de oxidación al depósito de desnitrificación.

A continuación, este licor de mezcla se lleva a un espesador que concentra los sólidos (y los microorganismos) en el fondo por sedimentación. El lodo se extrae por medio de una bomba y se hace recircular parcialmente (para mantener la concentración deseada de biomasa en los depósitos de proceso), tras lo cual se elimina parcialmente.



Figura 5.4.3. Proceso aerobio con aireación (izquierda) y fase anóxica (derecha) en diferentes depósitos. En primer plano el depósito de sedimentación.

Proceso aerobio en reactores biológicos secuenciales (SBR)

El sistema SBR implica la entrada de purines en un depósito donde tiene lugar el proceso de nitrificación-desnitrificación por inyección de aire alternando periodos de anoxia (Esquema b). La inyección de aire es el único coste energético del sistema y también ayuda a la mezcla. A diferencia del sistema N/DN con SBR, la fase de sedimentación se realiza en el mismo depósito antes del vertido. Parte del

lodo sale del depósito con el líquido, ya que no hay ningún decantador externo.

Es útil proporcionar una separación aguas arriba para reducir la carga orgánica y el consumo de oxígeno.



Figura 5.4.4. Proceso de eliminación de nitrógeno en reactores biológicos secuenciales (SBR). El depósito está en la fase aerobia (nitrificación).

PARÁMETROS OPERATIVOS MÁS IMPORTANTES

En ambas configuraciones al proceso le afectan varios parámetros operativos, algunos de los cuales están relacionados con la actividad bacteriana (tasa de nitrificación y desnitrificación, los sólidos en suspensión en el licor de mezcla).

La eficiencia de eliminación de nitrógeno es un parámetro de diseño, dado que su valor se utiliza para dimensionar la planta y su equipo. La eficiencia puede variar en un rango de valores: desde el 60 al 90% para la NDN y del 30 al 70% para el SBR.

Uno de los parámetros clave es la temperatura del proceso, que depende de las condiciones climáticas en la ubicación de la planta. El tipo de soplante es otro parámetro operativo que no influye en el proceso pero afecta al consumo energético. La concentración de oxígeno necesaria se establece, como valor por defecto, a 2 mg/l.

Hay dos restricciones: una está relacionada con los sólidos totales. Cuando están por encima de 25 (NDN) o de 30 (SBR) kg/t el proceso no puede funcionar como se espera. En este caso es necesario un proceso de separación sólido-líquido.

La segunda está relacionada con la disponibilidad de carbono orgánico para las bacterias desnitrificadoras. En caso de que no haya una fuente interna suficiente de carbono orgánico el proceso necesitará de una fuente externa.

RENDIMIENTOS

Las características de entrada y el nivel de eliminación de nitrógeno requerido afectan al rendimiento del proceso. Un ejemplo de valores típicos se muestra en la tabla 5.4.1 para las dos configuraciones de plantas. Como puede observarse, la opción NDN parece ser mejor para eliminar volumen y algunos elementos como el fósforo, pero la producción de lodo no se ha incluido en esos valores.

Tabla 5.4.1. Valores típicos de las tecnologías de tratamiento NDN y SBR.

Eficiencias de eliminación (parámetros principales)	NDN	SBR
Caudal (m ³ /día)	11%	0%
Caudal másico (t/día)	11%	0%
Sólidos totales (kg/t)	55%	44%
SV (kg/t)	62%	48%
DQO (kg/t)	91%	67%
NKT (kg/t)	77%	60%
NAT (kg/t)	73%	50%
P (kg/t)	28%	0%
K (kg/t)	0%	0%
CE (dS/m)	0%	0%
pH	-5%	-4%

El consumo energético típico es de 2,5-3 kWh por kg de nitrógeno eliminado.

Con respecto a la reducción de agentes patógenos, los resultados pueden variar según la temperatura del proceso. *Salmonella*, *E. coli* y otras enterobacteriáceas son sensibles a temperaturas por encima de 45 °C. En esas condiciones, tiempos de aireación de 48h son suficientes para la inactivación. Sin embargo, no siempre se alcanzan estas condiciones y, en general, se obtiene una reducción pero no una inactivación completa (Burton y Turner, 2003).

CAMBIO CLIMÁTICO

El proceso se basa en aireación que requiere energía eléctrica para la soplante. Así, considerando una emisión de CO₂ de 0,181 kg/kWh¹, las emisiones son de 0,45-0,54 kg CO₂ kg por kg de nitrógeno eliminado.

Durante el proceso de nitrificación-desnitrificación se produce una pérdida de N₂O. Las emisiones de este poderoso GEI dependen, principalmente, de la correcta gestión de la planta. Un valor de referencia podría ser

un 5%, una media entre los valores de 0-10% descubiertos por Béline y Martínez (2002).

Otra emisión de gases está relacionada con la volatilización de amoníaco, que puede ocurrir en algún punto del proceso. También en este caso se ha utilizado un valor medio como valor de referencia (el 3% del contenido inicial de N amoniacal del purín).

TENDENCIA FUTURA

El tratamiento aerobio de la eliminación de nitrógeno ha sido, durante varios años, prácticamente el único tratamiento de eliminación de nitrógeno propuesto a las granjas existentes con un gran excedente de nutrientes. El proceso requiere energía y produce emisiones de GEI y amoníaco. Además, el nitrógeno se pierde en el aire.

En los últimos años se han propuesto algunas tecnologías nuevas para recuperar nitrógeno del purín para su uso posterior en agricultura o en otros sectores. Por tanto, el tratamiento aerobio puede volverse menos atractivo en el futuro. Además, la revisión del documento técnico de referencia BREF para la definición de las Mejores Técnicas Disponibles (MTD) en aplicación de la Directiva Industrial de Emisiones (IED) puede modificar la aplicabilidad de esta técnica a condiciones específicas.

BIBLIOGRAFÍA

F. Béline, M. L. Daumer, F. Guiziou, 2004. Biological aerobic treatment of pig slurry in France: nutrients removal efficiency and separation performances. *Transactions of the ASAE*, 47(3): 857-864.

F. Béline, J. Martínez, 2002. Nitrogen transformations during biological aerobic treatment of pig slurry: effect of intermittent aeration on nitrous oxide emissions. *Bioresource Technology* 83 (2002) 225-228.

C.H. Burton, C. Turner, 2003. Manure management. *Treatment Strategies for Sustainable Agriculture*. Silsoe Research Institute, R.U.

5.5. COMPOSTAJE

M. Pilar Bernal, José A. Sáez y Rafael Clemente

Consejo Superior de Investigaciones Científicas - CEBAS-CSIC (España)

DATOS GENERALES

El compostaje está ganando interés dentro de las estrategias de gestión del estiércol debido a los beneficios económicos y medioambientales, dado que este proceso elimina o reduce los riesgos asociados a la aplicación directa y lleva a conseguir un producto final estabilizado, que se puede utilizar para mejorar y mantener la calidad del suelo y su fertilidad [Larney y Hao, 2007].

El compostaje es un proceso de descomposición biológica espontánea del material orgánico sólido en un entorno predominantemente aerobio, durante el cual las bacterias, hongos y otros microorganismos, incluyendo microartrópodos, descomponen los compuestos orgánicos, transformándolos en un sustrato orgánico utilizable llamado compost. Por tanto, el compostaje es un proceso biooxidativo que conlleva la mineralización y humificación parcial de la materia orgánica (MO), lo cual da un producto final estabilizado, libre de fitotoxicidad y agentes patógenos y con ciertas propiedades húmicas [Zucconi y de Bertoldi, 1987]. Así pues, el compostaje ayuda a reciclar elementos de interés agronómico [macro y micronutrientes, MO], reduce el volumen de residuos y el contenido en humedad, degrada sustancias orgánicas tóxicas y reduce el riesgo de transferencias de agentes patógenos y de las semillas de las malas hierbas, haciendo el material más fácil de manejar, peletizar y transportar fuera de las regiones de producción. Recientemente, el compostaje ha recibido un interés renovado y ampliado como medio de abordar los retos actuales de gestión de los residuos, en particular para reducir la cantidad de los que acaban en vertederos y las emisiones de CH_4 asociadas procedentes de la degradación de materiales orgánicos.

El proceso de compostaje ocurre de manera espontánea [no se necesita energía externa], durante el cual los microorganismos mineralizan y metabolizan con facilidad los compuestos orgánicos simples en

presencia de oxígeno, produciendo CO_2 y compuestos inorgánicos, liberando calor [proceso exotérmico], lo que aumenta la temperatura del material. Por tanto, el proceso se compone de dos fases (Figura 5.5.1), indicadas por el desarrollo del perfil de temperatura: la fase biooxidativa y la fase de maduración [Bernal *et al.*, 2009].

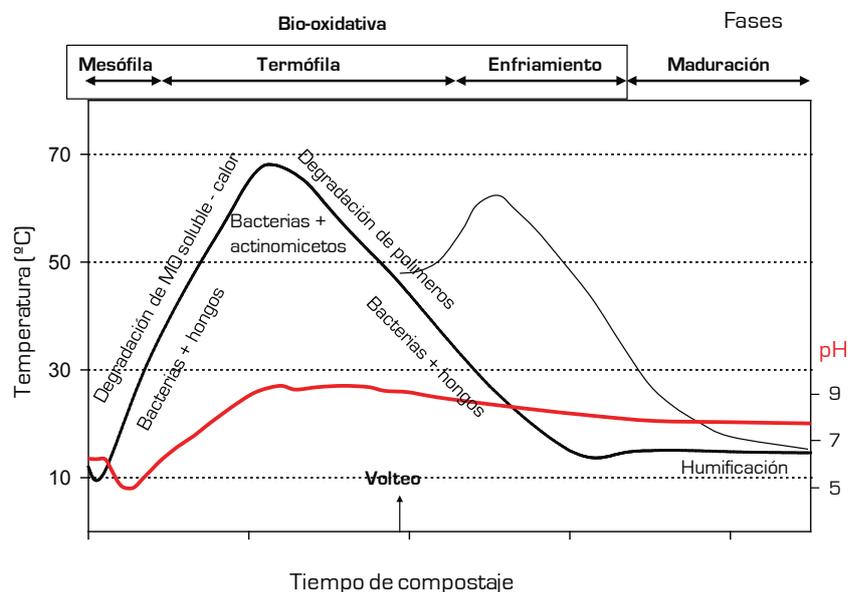


Figura 5.5.1. Perfil de temperatura que describe las diferentes fases del proceso de compostaje (la línea más delgada indica la temperatura tras un volteo mecánico).

Figura 5.5.1. Perfil de temperatura que describe las diferentes fases del proceso de compostaje (la línea punteada indica la temperatura tras un volteo mecánico).

La fase biooxidativa se desarrolla en tres etapas [Keener *et al.*, 2000]:

- 1) una fase mesófila que dura 1-3 días, en la que las bacterias mesófilas y los hongos degradan los compuestos simples [azúcares, aminoácidos, proteínas, etc.] aumentando la temperatura con rapidez;
- 2) una fase termófila, en la que los microorganismos termófilos degradan las grasas, la celulosa, la hemicelulosa y parcialmente la lignina; durante esta fase ocurre la máxima degradación de la MO, junto con la destrucción de los microorganismos patógenos;

3) la fase de enfriamiento, caracterizada por una reducción de la temperatura debido a la reducción de la actividad microbiana asociada al agotamiento de los sustratos orgánicos degradables; los microorganismos mesófilos, capaces de degradar los azúcares restantes, la celulosa y la hemicelulosa vuelven a colonizar la masa de compost.

En general, los purines de cerdo suelen mostrar varias características que influyen fuertemente en el diseño y el desarrollo del proceso de compostaje (Moral *et al.*, 2005; Yagüe *et al.*, 2012):

- Los valores neutros o básicos de pH, que junto con una baja relación C/N y una alta concentración de amonio pueden causar grandes pérdidas de nitrógeno por volatilización como amoníaco.
- Los altos valores de conductividad eléctrica, que pueden reducir la calidad del compost final obtenido.
- El alto contenido en humedad, que hace difícil lograr el compostaje sin un agente estructurante.
- La presencia de contaminantes, como los metales pesados (especialmente Zn y Cu en los purines de lechones).

- La presencia de agentes patógenos (bacterias, virus y parásitos).

Por tanto, los purines de cerdo poseen un contenido excesivo de agua para poder ser compostados directamente, con lo que puede ser necesario realizar un pretratamiento basado en una separación sólido-líquido. Este proceso de separación de fases permite que se concentren los sólidos volátiles y los totales en la fracción sólida, con unas condiciones adecuadas para el compostaje. Además, la adición de un agente estructurante mejora el compostaje de los purines optimizando las propiedades del sustrato, tales como el espacio poroso, el contenido de humedad, la relación C/N, la densidad de las partículas, el pH y la estructura mecánica, afectando positivamente a la velocidad de descomposición. En este sentido, los subproductos lignocelulósicos tanto agrícolas como forestales suelen utilizarse como agentes estructurantes en el co-compostaje de estiércoles animales (Bernal *et al.*, 2009), como paja de cereal, residuo del desmotado del algodón, subproductos de heno y madera (virutas de pino, hojas y residuos de castaños y serrín). Todos tienen un contenido bajo en humedad y alto en carbono orgánico, altas relaciones C/N (una media de 50 para la paja de cereal y > 80 para los subproductos de madera), que puede compensar los bajos valores de los estiércoles animales y de los purines.

ESQUEMA

El proceso de compostaje de los purines de cerdo se puede representar como un diagrama de flujo (Figura 5.5.2); el purín se recoge y se almacena en un tanque; tras someterlo a un proceso de separación sólido-líquido, el líquido puede someterse a otros tratamientos adicionales o puede ser utilizado en los suelos agrícolas. La fracción

sólida se composte mezclando con un agente estructurante adecuado, y durante la fase biooxidativa, se proporciona aireación a la masa de compostaje. Finalmente, es necesario un periodo de maduración para obtener un compost maduro, durante el cual ya no será necesario suministrar aireación.

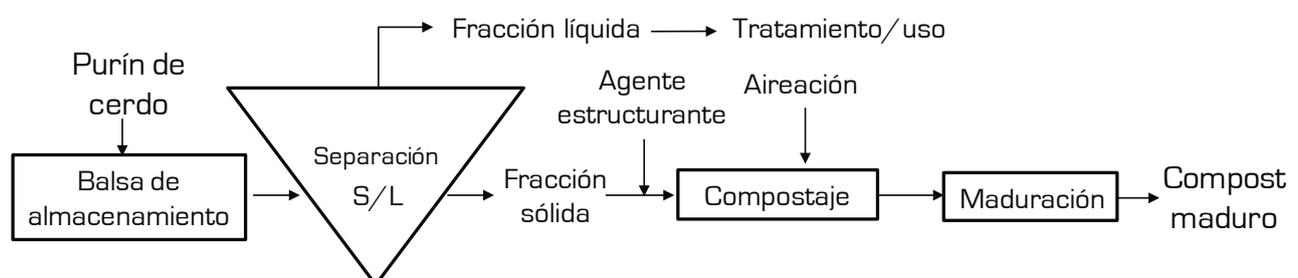


Figura 5.5.2. Esquema del proceso de compostaje de los purines de cerdo.



Figura 5.5.3 y 5.5.4. Compostaje en hilera (windrow composting): maquinaria de volteo.

DESCRIPCIÓN TÉCNICA

El compostaje ocurre de manera natural, pero un compostaje eficiente necesita del control de varios factores que determinan las condiciones óptimas para el desarrollo microbiano y la degradación de la materia orgánica (MO). Dichos factores pueden dividirse en dos grupos: aquellos que dependen de la formulación de la mezcla de compostaje [balance de nutrientes, pH, tamaño de las partículas, porosidad y humedad] y aquellos que dependen de la manipulación del proceso [concentración de O_2 , temperatura y contenido de agua] (Bernal, 2008):

Balance de nutrientes: definido, principalmente, por la relación C/N. La relación C/N adecuada para el compostaje está entre 25-35, porque se considera que los microorganismos necesitan 30 partes de C por unidad de N; una relación C/N alta hace que el proceso sea muy lento, ya que hay un exceso de sustrato degradable para los microorganismos; una relación C/N baja hace que haya un exceso de N por cada C degradable y se produce N inorgánico en exceso, que se puede perder por la volatilización como amoníaco.

pH: un pH de 6,7-9,0 es adecuado para una buena actividad microbiana durante el compostaje. Los valores óptimos se encuentran entre 5,5 y 8,0 (de Bertoldi *et al.*, 1983; Miller, 1992). Normalmente el pH no es un factor clave para el compostaje de estiércol; sin embargo, es muy importante para controlar las pérdidas de N por volatilización como amoníaco, que puede ser particularmente alta a un pH > 7,5.

Microorganismos: los microorganismos implicados en el compostaje se desarrollan según el perfil de temperatura (Ryckeboer *et al.*, 2003). Así, las bacterias predominan en la primera etapa del compostaje (fase mesofílica); los hongos están presentes durante todo el proceso pero predominan a niveles de humedad inferiores al 35% y no son activos a temperaturas > 60 °C; los actinomi-

cetos predominan durante la estabilización y la maduración, y junto con los hongos son capaces de degradar los polímeros resistentes. A temperaturas superiores a 60 °C, se inhibe la acción de los agentes patógenos y los parásitos.

Tamaño y distribución de las partículas: estos parámetros son críticos para equilibrar el área superficial para el crecimiento de los microorganismos y el mantenimiento de la porosidad adecuada para la aireación. A mayor tamaño de la partícula, menor relación entre superficie y masa, de modo que las partículas grandes no se descomponen adecuadamente porque los microorganismos no pueden acceder a su interior con facilidad. Sin embargo, las partículas demasiado pequeñas pueden compactar la masa, reduciendo la porosidad y la aireación (Haug, 1993). Para los sistemas con volteos y de aireación forzada se considera que 10 mm es el tamaño óptimo de partícula, pero para pilas grandes y con aireación natural un tamaño de 50 mm sería adecuado (Gajalakshimi y Abbasi, 2008).

Porosidad: afecta a la distribución de aire. Si la porosidad es mayor del 50%, la pila se mantendrá a baja temperatura porque la energía que se pierde es mayor que el calor producido. Una porosidad demasiado baja causa condiciones anaerobias y generación de olores. El porcentaje de espacio del poro ocupado por el aire en las pilas de compostaje deberá estar entre el 35 y el 50%.

Aireación: este es un factor clave del compostaje. Una buena aireación controla la temperatura, elimina el exceso de humedad y CO_2 y aporta O_2 para que los procesos biológicos tengan lugar. La concentración óptima de O_2 se encuentra entre el 15 y el 20% (Miller, 1992). Una aireación insuficiente puede provocar condiciones anaerobias así como la proliferación de microorganismos anaerobios y la producción de malos olores; por otro lado

una ventilación excesiva puede enfriar la masa, reduciendo la actividad metabólica de los microorganismos (Kulcu y Yaldiz, 2004).

Humedad: el contenido óptimo de agua para un correcto desarrollo del proceso de compostaje suele variar entre el 50 y el 60% (Gajalakshmi y Abbasi, 2008). El contenido de humedad no debe saturar los poros, permitiendo la circulación de O_2 y de los gases que resultan de la degradación de MO. Cuando el porcentaje de humedad excede el 60%, se inhibe el movimiento de O_2 y el proceso tiende a volverse anaerobio (Das y Keener, 1997).

Temperatura: la dinámica de temperatura muestra la actividad microbiana y la situación del proceso de compostaje. El rango óptimo de temperatura se encuentra entre 40 y 65 °C (de Bertoldi *et al.*, 1983), y son necesarias temperaturas superiores a 55 °C para su saneamiento. A temperaturas superiores a 63 °C, la actividad microbiana disminuye con rapidez ya que se sobrepasa el óptimo para microorganismos termófilos. El intervalo de 52-60 °C es el más favorable para la descomposición de la materia orgánica (Miller, 1992).

Se han desarrollado diferentes tecnologías de compostaje basadas en el sistema de aireación: pila volteada, aireación forzada o mediante aireación pasiva donde se permite que el aire fluya pasivamente a través de la pila (Imbeah, 1998). La dificultad tecnológica aumenta en el orden siguiente: pila estática con aireación pasiva; compostaje en pilas con volteo mecánico; pila estática con aireación forzada; sistemas cerrados (reactores de compostaje).

La aireación pasiva ocurre mediante tres mecanismos: difusión molecular, convección eólica y convección térmica, pero la aireación puede favorecerse mediante el uso de tuberías perforadas que atraviesen la pila. Aunque es un sistema muy económico, se pueden desarrollar condiciones anaerobias si no se controla cuidadosamente. El compostaje en pilas o hileras hace referencia a al sistema común en el que los sólidos se distribuyen en un montón alargado y el volteo mecánico a intervalos frecuentes aporta la aireación. Se puede emplear una amplia variedad de máquinas para el volteo mecánico del material, desde simples palas de carga hasta equipo de volteo especializado. Las pilas estáticas aireadas se basan en la construcción de una pila bien mezclada situada sobre un sistema de conductos de aireación o sobre un suelo poroso con tuberías por debajo. Hay dos sistemas principales: con ventilación forzada, en el que la pila se airea mediante el bombeo de aire por una soplante (sistema Rutgers – con control de la temperatura), mientras que bajo presión negativa o succión (sistema Beltsville) el aire se extrae de la pila mediante un sistema de bombas

de succión y dicho aire de salida puede pasar a través de un biofiltro para controlar los olores. Los sistemas en cerrados son, esencialmente, reactores que pueden incorporar el tratamiento de gas. Pueden categorizarse como: contenedores, silos, lechos agitados, túneles y naves cerradas.



Figura 5.5.5. Compostaje en hilera (windrow composting): sistema de pila estática con aireación forzada. Vista del sistema de aire forzado.

RENDIMIENTOS

Básicamente, la evolución de la temperatura y la degradación y estabilización de la MO son los parámetros que indican el rendimiento del proceso de compostaje. Un proceso de compostaje adecuado debe suceder por las tres etapas de la fase biooxidativa y también la fase de maduración, durante la cual la degradación de la MO y la estabilización microbiana deben tener lugar junto con la destrucción de los microorganismos patógenos, dando lugar a un compost estabilizado e higienizado. El rendimiento adecuado del proceso debe dar lugar a un compost maduro y estabilizado con propiedades húmicas en su MO y sin fitotoxicidad ni microorganismos patógenos. Todas estas propiedades, junto con la concentración de nutrientes, definen la calidad del compost y, por lo tanto, su uso.

Así, los criterios de calidad del compost incluyen: parámetros agronómicos (humedad, sales solubles, pH, MO, macro y micronutrientes, relación C/N y formas inorgánicas de N), estabilidad microbiana (respiración microbiana -medida como producción de CO_2 o consumo de O_2 , autocalentamiento, presencia de compuestos degradables como los ácidos grasos volátiles o el C orgánico soluble), aspectos higiénicos (principalmente presencia de *E. coli* y *Salmonella*), ausencia de fitotoxicidad (mediante ensayos de germinación y crecimiento de plantas), humidificación de MO (índices de humidificación, concentración de sustancias húmicas y caracterización de las mismas mediante análisis elementales, moleculares y espectroscópicos,

grupos funcionales y capacidad de cambio de cationes), propiedades físicas (color, olor, tamaño de las partículas), presencia de componentes indeseados (germinación de las semillas de malas hierbas, vidrio, metales, plásticos, piedras, etc.) y la concentración de metales pesados.

CAMBIO CLIMÁTICO

Durante el compostaje, tanto los gases de efecto invernadero (CH_4 y N_2O) como el gas acidificante NH_3 pueden producirse y emitirse por la pila. La emisión de los gases refleja la transformación de la materia orgánica. La concentración de nitrógeno amoniacal total ($\text{NAT}=\text{NH}_3+\text{NH}_4^+$), la temperatura y el pH afectan a las emisiones de amoníaco. Inmediatamente tras comenzar el compostaje, las temperaturas son altas y el pH aumenta debido a la degradación de los ácidos orgánicos, y el equilibrio $\text{NH}_4^+ - \text{NH}_3$ tiende hacia la formación de NH_3 . El aire caliente se mueve hacia la superficie del material creando un flujo de convección que transporta el NH_3 liberado a la superficie y a la atmósfera. En consecuencia, la emisión potencial de NH_3 aumenta y el NH_3 se emite principalmente durante la fase termofila del compostaje; tras pocas semanas, la emisión se reduce hasta valores bajos, debido a la disminución de la concentración de NH_3 y la transformación de NH_4^+ en N orgánico o su nitrificación.

Durante la degradación de la materia orgánica se producen grandes cantidades de CO_2 y de CH_4 . En la fase biooxidativa se pueden formar lugares anaerobios dentro del material a compostar, debido a un consumo de O_2 mayor que su reposición mediante la aireación, lo que puede aumentar la producción de CH_4 por parte de los microorganismos metanogénicos (Hellmann *et al.*, 1997). Así, la velocidad de producción del CH_4 aumenta con la temperatura (Husted, 1994) hasta que se sobrepasa el límite de temperatura que permite la supervivencia de los microorganismos y la producción de CH_4 disminuye. La producción de metano puede comenzar desde el inicio del proceso de compostaje, pero la emisión se retrasa con frecuencia porque el CH_4 producido en el centro de la pila se transforma en CO_2 durante el transporte hacia la superficie (Sommer and Møller, 2000). La producción de CH_4 se relaciona exponencialmente con la temperatura y, por tanto, la emisión puede ser alta durante la fase termofila y descender a velocidades bajas en la fase mesofila debido a las menores temperaturas y por agotamiento de la materia orgánica de fácil descomposición.

La emisión de N_2O es baja durante la fase termofila, porque la producción de nitratos es baja o nula, y el NO_3^- es el sustrato para la producción de N_2O . A temperaturas superiores a 40-45 °C la nitrificación es insignificante, y

el aumento de la concentración de NAT por mineralización de las formas orgánicas inhibirá la actividad de los microorganismos nitrificantes, debido a una concentración excesiva de NH_3 (Kim *et al.* 2006). Cuando la temperatura desciende, se forman zonas más frías en la pila de compostaje, donde la nitrificación puede ser activa, y por tanto se puede producir N_2O y ser emitido a la atmósfera. Es entonces cuando se determina la emisión más alta de N_2O , una vez que la temperatura de la pila haya descendido a condiciones mesofílicas. Aunque la temperatura sea alta en el centro de la pila, puede producirse N_2O en la superficie, ya que tiene una temperatura más baja, y puede detectarse emisión de N_2O durante la fase termofílica.

El uso de agentes estructurantes puede reducir la emisión de N_2O y de CH_4 (Pardo *et al.* 2015) debido a un aumento de la porosidad, un mayor intercambio de aire y una reducción de las zonas anaerobias de la pila (Sommer y Møller, 2000). Sin embargo, estos tratamientos pueden aumentar la emisión de NH_3 , provocando un cambio en el tipo de contaminación: se midieron mayores pérdidas de NH_3 en una pila de estiércol con volteos periódicos que en una pila estática, mientras que las emisiones de N_2O fueron más altas en la pila estática que en la pila volteada (Amon *et al.*, 2001).

TENDENCIA FUTURA

Es necesario desarrollar un mercado para el compost que apoye o fomente el compostaje del estiércol, lo cual depende, en gran medida, de la definición y adopción de estándares de calidad. Los criterios de calidad se establecen en distintos países en base al grado de madurez, los criterios agronómicos (MO, nutrientes, pH y CE), las condiciones higiénicas y también a la presencia de impurezas (plásticos, metales, vidrio o piedras) y de las semillas de las malas hierbas, que pueden afectar negativamente a la producción de los cultivos. Todos los países han establecido límites de concentración para los metales pesados, según la naturaleza tóxica de cada elemento y su consideración como micronutrientes de las plantas. Sin embargo, la falta de armonización a nivel internacional crea incertidumbres legales a la hora de tomar decisiones sobre gestión de residuos y para la promoción de la garantía de calidad. En Europa, los criterios propuestos para el concepto final de residuo para los residuos biodegradables sujetos a tratamiento biológico (Saveyn & Eder, 2014) podrían ser la forma más eficiente de establecer estándares para composts que posibiliten su libre circulación en el mercado europeo interno y permitan su uso sin necesidad de hacer el seguimiento y control de los suelos a los que se aplican. La identificación de los

parámetros fiables para evaluar la calidad del compost debe definir las condiciones específicas y las normas para sus distintos usos. Para la aplicación de compost a los suelos, han de tenerse en cuenta la diversidad de las propiedades del suelo, el clima y las prácticas de usos del suelo en toda Europa y dentro de cada país.

BIBLIOGRAFÍA

- Amon, B., Amon, T., Boxberger y J., Alt, C. 2001. Emissions of NH_3 , N_2O and CH_4 from dairy cows housed in a farmyard manure tying stall [housing, manure storage, manure spreading]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 60: 103-113.
- Bernal, M.P. 2008. Compost: Production, Use and Impact on Carbon and Nitrogen Cycles. Proceedings 631, International Fertiliser Society, York, R.U.
- Bernal, M.P., Albuquerque, J.A. y Moral, R. 2009. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresource Technology* 100: 5444-5453.
- Das, K. y Keener, H.M. 1997. Moisture effect on compaction and permeability in composts. *Journal of Environmental Engineering* 123, 275-281.
- de Bertoldi, M., Vallini, G. y Pera, A. 1983. The biology of composting: a review. *Waste Management and Research* 1: 157-176.
- Ford, M. y Fleming, R. 2002. Mechanical solid-liquid separation of livestock manure. Literature review. Ridgetown College. University of Guelph, Ontario, Canadá.
- Gajalakshmi, S. y Abbasi, S.A. 2008. Solid waste management by composting: State of the art. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 38: 311-400.
- Haug, R.T., 1993. *The Principal Handbook of Compost Engineering*. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, EE.UU.
- Hellmann, B., Zelles, L., Palojarvi, A. y Bai, Q. 1997. Emission of climate-relevant trace gases and succession of microbial communities during open-windrow composting. *Applied Environmental Microbiology* 63: 1011-1018.
- Husted S. 1994. Seasonal variation in methane emission from stored slurry and solid manures. *Journal of Environmental Quality* 23: 585-592.
- Imbeah, M. 1998. Composting piggery waste: a review. *Bioresource Technology* 63, 197-203.
- Keener, H.M., Dick, W.A. y Hoitink, H.A.J. 2000. Composting and beneficial utilization of composted by-product materials. En Dick, W.A. (Ed.). *Land Application of Agricultural, Industrial, and Municipal By-products*. Soil Science Society of America, Inc., Madison, pp. 315-341.
- Kim, D.J., Lee, D.I. y Keller, J. 2006. Effect of temperature and free ammonia on nitrification and nitrite accumulation in landfill leachate and analysis of its nitrifying bacterial community by FISH. *Bioresource Technology* 97: 459-468
- Kulcu, R. y Yaldiz, O. 2004. Determination of aeration rate and kinetics of composting some agricultural wastes. *Bioresource Technology* 93: 49-57.
- Larney, F.J. y Hao, X. 2007. A review of composting as a management alternative for beef cattle feedlot manure in southern Alberta, Canada. *Bioresource Technology* 98, 3221-3227.

Miller, F.C. 1992. Composting as a process based on the control of ecologically selective factors. En Metting, F.B. Jr. (Ed.). *Soil Microbial Ecology. Applications in Agricultural and Environmental Management*. Marcel Dekker, Inc., New York, pp. 515-544.

Moral, R., Pérez-Murcia, M. D., Pérez-Espinosa, A., Moreno-Caselles, J. y Paredes, C. 2005. Estimation of nutrient values of pig slurries in Southeast Spain easily determined properties. *Waste Management*, 25, 719-725.

Pardo, G., Moral, R. y Aguilera, E. 2014. Gaseous emissions from management of solid waste: a systematic review. *Global Change Biology* 21: 1313-1327.

Rickerboer, J., Mergaert, J., Vaes, K., Klammer, S., De Clercq, D., Coosemans, J., Insam, H. y Swings, J. 2003. A survey of bacteria and fungi occurring during composting and shelf-heating processes. *Annals of Microbiology* 53: 349-410.

Saveyn, H. y Eder, P. 2014. End-of-waste criteria for biodegradable waste subjected to biological treatment (compost & digestate): Technical proposals. Publications Office of the European Union, Luxemburgo. Disponible en: <http://www.jrc.ec.europa.eu>

Sommer, S.G. y Møller, H.B. 2000 Emission of greenhouse gases during composting of deep litter from pig production - effect of straw content. *Journal of Agricultural Science* 134: 327-335.

Yagüe, M.R., Bosch-Serra, A.D. y Boixadera, J. 2012. Measurement and estimation of the fertiliser value of pig slurry by physicochemical models: Usefulness and constraints. *Biosystems Engineering* 3, 206-216.

Zucconi, F. y de Bertoldi, M. 1987. Compost specifications for the production and characterization of compost from municipal solid waste. En: de Bertoldi, M., Ferranti, M.P., L'Hermite, P., Zucconi, F. (Eds.), *Compost: Production, Quality and Use*. Elsevier, Barking, pp. 30-50.

5.6. CONCENTRACIÓN POR EVAPORACIÓN AL VACÍO

Victor Riau y August Bonmatí

Instituto de Investigación y Tecnología Agroalimentarias - IRTA (España)

DATOS GENERALES

La redistribución de nutrientes entre las áreas que tienen un excedente estructural de estiércol de ganado y las que tienen un déficit está limitada por el alto coste del transporte y de la distribución debido al alto contenido de agua inherente al purín (más del 90%) y su relativamente baja concentración de nutrientes. El objetivo de la evaporación es vaporizar [aplicar calor a] la mayor parte del agua de una solución [en este caso la fracción líquida del purín] para obtener un concentrado que contiene un producto deseado [en este caso nutrientes y materia orgánica]. Además de obtener un concentrado con un contenido más bajo de agua y una concentración más alta de nutrientes que el purín original, otro objetivo debería ser obtener un condensado purificado [agua] que podría reutilizarse [Bonmatí *et al.*, 2003].

En Europa, esta tecnología se aplica, principalmente, en el campo del tratamiento de residuos de producción in-

dustrial, en algunos casos con el propósito de recuperar sustancias químicas, como en la industria galvánica. La evaporación al vacío se ha aplicado durante años también para el tratamiento de lixiviados de vertederos. En el sector agroindustrial esta tecnología se ha probado en la industria láctea para la recuperación de proteínas a partir del suero y en la industria del aceite de oliva para el tratamiento de las aguas residuales procedentes de los molinos (o almazaras) de aceite. Se han realizado otras pruebas en residuos procedentes de la producción de pulpa de madera y papel [Chiumenti *et al.*, 2013]. Con respecto al estiércol de ganado, se ha aplicado evaporación para procesar purín de porcino y el digerido procedente de plantas de codigestión de biogás [Flotats *et al.*, 2009]. En el caso de España, había 21 plantas centralizadas de procesamiento de purín porcino utilizando este proceso. No obstante, por motivos económicos todas estas plantas se han cerrado.

ESQUEMA

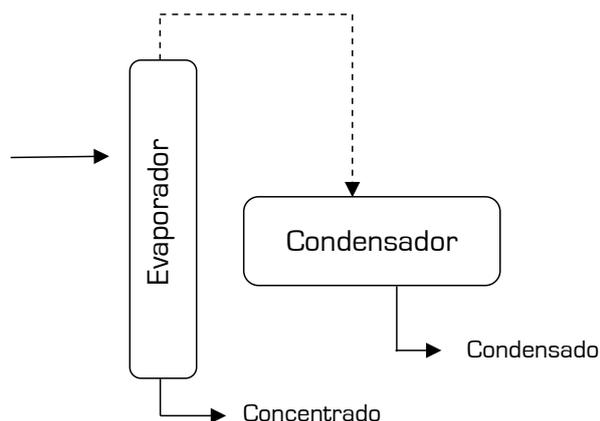


Figura 5.6.1. Esquema del proceso de evaporación al vacío.



Figura 5.6.2. Evaporador al vacío. Planta de tratamiento Tracjusa [Cataluña, España]

DESCRIPCIÓN TÉCNICA

La evaporación puede realizarse a presión atmosférica o en condiciones de vacío. La evaporación al vacío es más común, dado que las bajas temperaturas del proceso y la hermeticidad del tanque utilizado permiten un mejor control de las emisiones y un menor consumo energético. Cuando la presión dentro de la unidad del evaporador se reduce por debajo de la presión de vapor del líquido, este se evapora y tiene lugar la consiguiente concentración de sustrato tratado; el agua evaporada, se condensa por enfriamiento y se recoge en el tanque de condensado (Figura 5.6.1) [Chiumenti *et al.*, 2013].

Por medio de este proceso podría obtenerse un concentrado con un contenido del 25-30% de sólidos totales (ST), representando entre el 15-20% del caudal del proceso (a partir de la fracción acidificada de un purín porcino digerido con unos ST del 2,5-3,5% en una instalación industrial). Además, se podría recuperar hasta el 98% del nitrógeno (que quedaría en el concentrado) si se mantuviera un pH <5,5.

En cuanto a consumo energético, se obtuvieron 21 kWh/m³ de energía eléctrica y entre 107 y 353 kWh/m³ de calor en una experiencia piloto a escala de una granja que trata 0,5 m³/hora [Flotats *et al.*, 2011]. Por otro lado, el incremento en el número de etapas de evaporación podría reducir el consumo de energía significativamente. Por este motivo, un sistema de evaporación a escala industrial suele consistir en, al menos, dos pasos. El consumo de energía de los evaporadores de efecto simple es muy alto y supone la mayor parte del coste de un sistema de evaporación. Cada etapa de evaporación añadida reduce el consumo de energía en un 33%, aunque el coste de la inversión, en ese caso, aumenta.

A pesar de que con diseños de evaporadores claramente diferentes el proceso podría ser atractivo para tratar purines/estiércoles con alto contenido en materia seca, especialmente por encima del 30% (p. ej. deyecciones de avícola), debido a las menores cantidades de agua a eliminar y a la mayor producción de producto seco [Burton y Turner, 2003], deberían analizarse las cuestiones energéticas y económicas con cuidado.

RENDIMIENTOS

La evaporación de purines puede ocasionar una contaminación atmosférica grave si no se lleva a cabo correctamente. Los purines contienen compuestos volátiles que se emiten cuando sube la temperatura. En este sentido, la evaporación al vacío ofrece varias ventajas: como tiene lugar en un sistema cerrado, se pueden tratar los gases de salida con facilidad. Además, las bajas temperaturas del tratamiento, debidas a las bajas presiones en que se realiza, reducen la emisión de compuestos volátiles.

Para garantizar la recuperación de nitrógeno en el vapor del concentrado y garantizar su ausencia en los condensados recuperados, se debe modificar el equilibrio amoníaco (NH₃-N)-amonio (NH₄⁺-N) por medio del control del pH [normalmente añadiendo un ácido fuerte] (Figura 5.6.3). Si dentro del evaporador el pH se mantiene en 5,5, la recuperación del amonio en el concentrado está garantizada. Por el contrario, con un pH <5,5 otros compuestos volátiles, como los ácidos grasos volátiles (AGV)

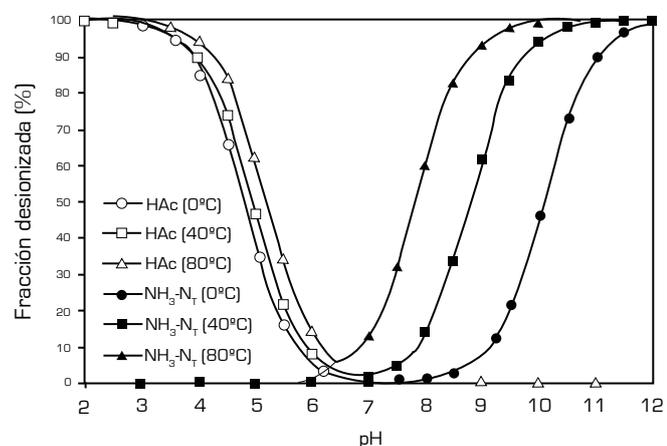


Figura 5.6.3. NH₃-N y una fracción de ácido acético (HAc) no ionizado como función del pH a diferentes temperaturas [Bonmatí y Flotats, 2003].

están presentes en su forma no ionizada (volátil) y pueden ser fácilmente transferidos al condensado, lo que acarrea claras implicaciones (contaminación orgánica) en los condensados y los requisitos posteriores al tratamiento. Esta contaminación orgánica podría ser menor en el caso de flujos tratados previamente por digestión anaerobia.

Para la regulación del pH se deberá añadir ácido sulfúrico u otro ácido fuerte (Bonmatí y Flotats, 2003). El consumo de ácido dependerá de la alcalinidad del purín/estiércol. No son necesarios los reactivos para que tenga calidad reactivo. En consecuencia, en algunas aplicaciones se han utilizado subproductos de H_2SO_4 de baja pureza.

Como ya se ha mencionado, el caudal procesado (estiércol/purín líquido) requiere una etapa de acidificación previa para evitar emisiones de amoníaco. El uso de un ácido fuerte tiene diversas implicaciones:

- La elección de los materiales constructivos (resistencia a altas temperaturas y pH ácido). Precisa materiales de gran calidad (p. ej. acero inoxidable).



Figura 5.6.4. Evaporador al vacío. Planta de tratamiento de Langa de Duero (España).

- El riesgo de accidentes y la necesidad de cursos de formación sobre riesgos y seguridad para los trabajadores.

- La introducción de formas de azufre (si la acidificación se realiza con H_2SO_4) que podrían aparecer (a concentraciones bajas) en los condensados.

Aunque este proceso se aplica normalmente a gran escala, hay experiencias piloto a escala de granja.

Desde el punto de vista de los efectos en el aire, el agua y los suelos, el proceso, en teoría, no muestra emisiones al aire, dado que el flujo evaporado se recupera como condensado. Por tanto, teóricamente el proceso es «con emisiones 0», incluyendo olores. Si hubiera metales pesados presentes en el estiércol fresco, se encontrarían en el flujo del concentrado, y según su concentración el uso del concentrado como fertilizante podría verse limitado.

CAMBIO CLIMÁTICO

El consumo energético medio del proceso de evaporación se sitúa en torno a los 21 kWh/m^3 de energía eléctrica y entre 107 y 353 kWh/m^3 de energía térmica (con un caudal de tratamiento medio de $0,5 \text{ m}^3/\text{h}$). Así, considerando una emisión de CO_2 de $0,181 \text{ kg/kWh}$, las emisiones relacionadas con el consumo de energía eléctrica rondan $3,8 \text{ kg CO}_2$ por m^3 de purín tratado y $19,4\text{-}63,9 \text{ kg CO}_2$ por m^3 de purín tratado en términos de consumo de energía calórica. Este último consumo se podría reducir si un flujo térmico residual (p. ej. energía térmica recuperada de un motor de cogeneración que consume biogás) suministrara parte de la energía térmica necesaria. Otras emisiones de GEI, como el metano, son mínimas en este proceso.

TENDENCIA FUTURA

Las tendencias futuras de uso de esta tecnología dependerán, sobre todo, de las necesidades de energía térmica. La existencia de una fuente barata de calor es la limitación principal para la aplicación práctica de este proceso a escala de explotación.

En este sentido, la digestión anaerobia previa presentaría ventajas claras: suministraría una parte de la energía requerida y eliminaría la materia orgánica, impidiendo su volatilización en el proceso de evaporación y proporcionando condensados de mayor calidad. Estas ventajas hacen que la estrategia de tratamiento combinado sea

económicamente más viable que el proceso de evaporación únicamente.

Es importante realizar una correcta evaluación de la viabilidad de la tecnología de evaporación al vacío respecto a las necesidades efectivas para la operación del proceso (consumo de energía y de ácido) y, por lo tanto, respecto a su sostenibilidad económica.

BIBLIOGRAFÍA

Bonmatí, A., Campos, E., Flotats, X. 2003. Concentration of pig slurry by evaporation: Anaerobic digestion as the key process. *Water Sci Technol* 48 (4), 189-194.

Bonmatí, A., Flotats, X. (2003). Pig slurry concentration by vacuum evaporation: Influence of previous mesophilic anaerobic digestion process. *J Air Waste Manage* 53 (1), 21-31.

Burton, C.H., Turner, C. (Eds) (2003). *Manure Management. Treatment strategies for sustainable agriculture*. Silsoe Research Institute, 490 pps. ISBN: 0-9531282-6-1.

Chiumenti A., da Borso F., Chiumenti R., Teri F., Segantin P. 2013. Treatment of digestate from a co-digestion biogas plant by means of vacuum evaporation: Tests for process optimization and environmental sustainability. *Waste Manage* 33, 1339-1344.

Flotats, X., Bonmatí, A., Fernandez, B., Magrí, A. Manure treatment technologies: on-farm versus centralized strategies NE of Spain as case study. *Bioresource Technology* (2009) 100 (22), pp 5516-5526.

Flotats, X., H. L. Foged, A. Bonmati, J. Palatsi, A. Magri y K. M. Schelde (2011). *Manure Processing technologies*. Informe técnico nº II relativo a "Manure Processing Activities in Europe" para la Comisión Europea, DG Medio Ambiente. Referencia del proyecto: ENV.B.1/ETU/2010/0007, 184 pp. <http://hdl.handle.net/2117/18944>

5.7. SECADO TÉRMICO

Giuseppe Moscatelli, Sergio Piccinini y Claudio Fabbri
CRPA - Centro de Investigación de la Producción Animal (Italia)

DATOS GENERALES

La tecnología procesa la fracción sólida del digerido o el estiércol por secado térmico, obteniéndose un producto final seco con muy poco contenido en agua (< 15%). Es económicamente sostenible solo si hay disponible un excedente de energía térmica producida por una unidad de cogeneración (CHP). Para ello, el proceso de secado suele estar vinculado a la digestión anaerobia (DA) y a la presencia de una unidad de cogeneración que utilice el biogás, que se deriva del proceso de DA, para producir la electricidad que se suele vender a la red.

Los objetivos del proceso de secado son:

- producir un fertilizante comercial, estable y fácil de transportar y de distribuir al campo;
- una reducción del volumen y el peso del digerido o del estiércol;

- concentración y recuperación de nutrientes (N, P y K) y de materia orgánica.

Para el procesado de estiércol o digerido se suelen utilizar tecnologías con secador de cinta dentro de una cámara cerrada ventilada por un flujo de aire caliente (a 70-110 °C). Esta solución requiere la captura y el tratamiento, mediante un lavador de gases ácido, del aire de salida del secador antes de ser emitido a la atmósfera.

El proceso de secado térmico del estiércol o el digerido satisface la necesidad de reducir la pérdida de nutrientes en el medio ambiente. El proceso logra recuperar en un fertilizante de origen renovable los nutrientes y materia orgánica de forma exportable a zonas de ganadería no intensiva.

ESQUEMA

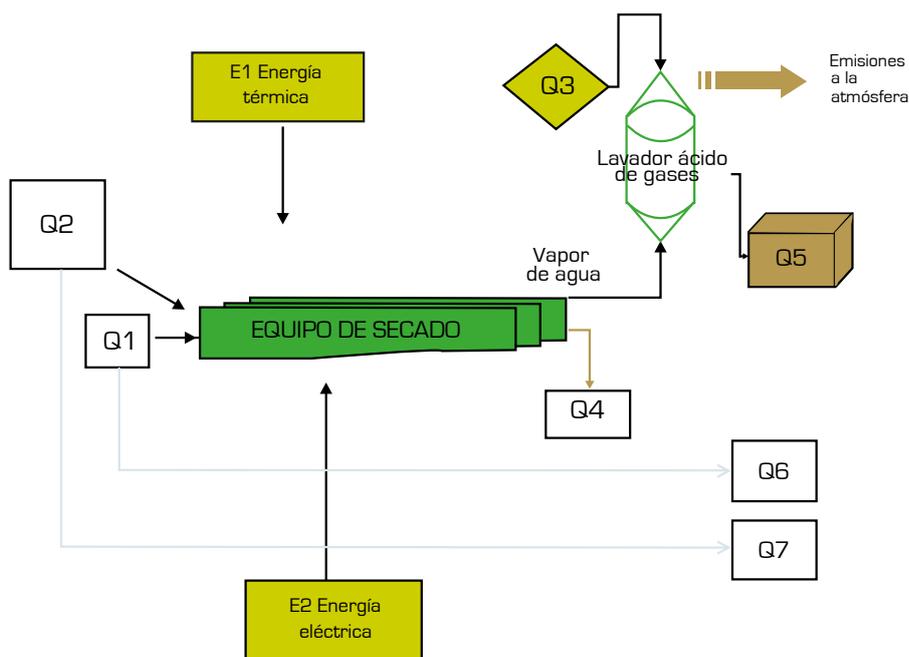


Figura 5.7.1. Esquema del proceso de tratamiento de secado térmico.

- Q1: fracción sólida de la separación S/L;
- Q2: fracción líquida de la separación S/L (tratable si hay disponible un excedente de calor tras haber tratado toda la fracción sólida disponible);
- Q3: ácido sulfúrico necesario en el lavador de gases ácido;
- Q4: digerido seco;
- Q5: sulfato de amonio;
- Q6 - Q7: excedente de la fracción sólida [Q1] y/o excedente de la fracción líquida [Q2] no tratable por carecer de la energía térmica suficiente;

DESCRIPCIÓN TÉCNICA

En la tabla 5.7.1 se clasifican los procesos de secado según la temperatura del proceso, las modalidades de transferencia de calor y la manipulación del sustrato a secar.

En el secado térmico a baja temperatura (<110°C), el intercambio de calor con el sustrato es convectivo y son necesarios grandes volúmenes de aire y un largo tiempo de permanencia en el lecho/la cinta de secado (desde 20 minutos hasta 1 hora). En los procesos a alta temperatura (mucho mayor que 120 °C) normalmente el intercambio de calor con el sustrato es tanto convectivo como conductivo. Los tiempos de permanencia se reducen (algunos minutos o menos) y la temperatura de secado del producto se mantiene constante a lo largo del tiempo.

El proceso se aplica normalmente a las fracciones sólidas del digerido o del estiércol con un contenido de materia seca que va del 14 al 22%. El digerido crudo o el estiércol tiene que someterse previamente a la separación sólido-líquido. La fracción sólida producida por el separador se carga sobre una cinta y entra en la cámara de secado cerrada. Si hubiera disponible un excedente de energía térmica, una parte del sólido secado que sale de la cámara de secado podría mezclarse con una cantidad de la fracción líquida producida por el separador y esta mezcla se podría cargar a la entrada de la cámara de secado. El intercambiador de calor produce un flujo de aire caliente utilizando la energía térmica del motor de cogeneración. La cámara de secado se mantiene bajo presión gracias a los ventiladores del extractor de aire y el aire caliente pasa por la cinta ventilada cargada de estiércol. La cinta puede tener más niveles. El estiércol húmedo se carga en un nivel alto y al final se vierte desde el nivel más bajo. El producto secado puede ser peletizado para gestionarlo con mayor facilidad y para comercializarlo de manera más rentable.

El circuito del flujo de aire secante de salida se puede verter a la atmósfera (normalmente si la temperatura de proceso es baja < 110° y se utiliza un gran volumen de aire), o se puede cerrar con una recirculación del aire antes de su condensación (normalmente a una alta temperatura de proceso para recuperar calor y donde el volumen de la corriente de aire es bajo). En el primer caso suelen necesitarse dispositivos (lavador) para capturar amoníaco, compuestos orgánicos volátiles (COV) y polvo. Con un circuito cerrado se pueden evitar emisiones de gases y olores, dado que no hay emisiones a la atmósfera al recircular el flujo de aire, pero es necesaria energía para que se condense el vapor. El tratamiento del flujo de aire de salida desde el secador, rico en amoníaco y vapor de agua, a través de un lavador (con ácido sulfúrico) recupera amoníaco en una solución de sulfato de amonio ((NH₄)₂SO₄), que se puede utilizar como fertilizante líquido o recirculado en el proceso de secado para enriquecer el contenido en nitrógeno del producto seco final.



Figura 5.7.2. Planta de secado con el lavador y la unidad de cogeneración. Granja Green Energy - Brescia, Italia (CRPA, 2015).

Tabla 5.7.1. Tipo y clasificación del proceso de secado térmico

Temperatura del proceso de secado	Modalidades de transferencia de calor	Equipo que contiene/manipula el sustrato	Circuito del flujo de aire secante
< 110°C	Flujo de aire secante calentado en un intercambiador de calor con agua o aceite térmico (agua caliente y/o gases calientes del motor de cogeneración)	Correa, lecho, cinta o discos rotativos con ventilación forzada	Abierto, emisión a la atmósfera tras haber sido tratado
	Gases calientes utilizados directamente		
> 120°C	Flujo de aire secante y sustrato calentado por intercambiador de calor con aceite térmico (gases calientes por CHP)	Cilindro rotativo	Abierto, emisión a la atmósfera tras haber sido tratado
			Cerrado con condensación y recirculación del flujo de aire
		Rotor interno de alta velocidad	Abierto, emisión a la atmósfera tras haber sido tratado
			Cerrado con condensación y recirculación del flujo de aire

RENDIMIENTOS

Información operativa más importante:

- Los sólidos totales en el producto secado suponen un porcentaje mayor del 80-85%;
- El producto final puede peletizarse;
- En el lavador de gases se utiliza ácido sulfúrico ; 3,5 kg H_2SO_4 por kg $N-NH_4$ extraíble;
- Se recomienda que la energía térmica disponible para las tecnologías de circuito abierto y temperatura de proceso $< 110^\circ C$ sea: > 200 kWth ;
- Se recomienda que la energía térmica disponible para las tecnologías de circuito de flujo de aire cerrado y temperatura de proceso $> 120^\circ C$ (por ejemplo un rotor interno de alta velocidad) sea: en torno a 1 MWth;
- Vida útil de la planta: 15 años;
- Nivel de complejidad: medio-alto;
- Escala: escala de explotación grande o escala de agrupaciones de granjas;
- Fiabilidad de la tecnología: discreta;
- Nivel de desarrollo: bueno, con aplicaciones a escala de granja con estiércol y digerido;

Balance de nutrientes y productos finales:

- Producto final (con ST 85%): 14-15% de la masa de entrada del estiércol/digerido;
- Agua evaporada: 85-86% de la masa de entrada del estiércol/digerido;
- Nitrógeno (considerando 100 como entrada y N_A 40-45% del NKT de la fracción sólida fresca de entrada): 3,6% de N en emisiones de amoníaco, 59,6% de N en producto final seco y 36,8% de N en solución de sulfato de amonio del lavador;
- Recuperación casi total de P, K y contenido mineral en el producto seco.

Balance energético:

- Consumo de energía térmica: alrededor de 1,3 kWh/kg de agua evaporada en el caso de secador de correa/cinta de baja eficiencia, Puede ser inferior

a 0,85 kWh/kg de agua evaporada para sistemas de secado de mayor eficiencia, como la cámara estática horizontal con sistema de hojas rotatorias;

- Consumo de energía eléctrica: desde 15 kW/t de producto para secar para el secador de correa/cinta a una escala de 1 MW, hasta 30 kW/t para una escala de 300 kW. El consumo energético puede subir en caso de que el sistema con el rotor interno se encuentre a alta temperatura y con una condensación y recirculación del flujo de aire.

Balance económico:

- Comercialización rentable del producto seco como fertilizante con un alto contenido de materia orgánica: 40-100 €/t si no está peletizado y 80-150 €/t si se vende peletizado en relación al contenido en NPK y al marco que regula los nutrientes y la materia orgánica;
- Comercialización rentable de la solución de sulfato de amonio que sale del lavador: el valor económico podría llegar a 30 €/t si el contenido en N es 6% y la solución no está tan contaminada por sólidos en suspensión;
- Reducción de los costes de transporte y una deslocalización más fácil de los nutrientes hasta grandes distancias;
- Reducción de costes debido a que es necesaria menos superficie de suelo para distribuir el estiércol, especialmente en áreas con excedente de nutrientes que tengan zonas vulnerables.



Figura 5.7.3. Producto final del digerido secado. Granja Green Energy - Brescia, Italia (CRPA, 2015)



Figura 5.7.4. Planta de secado: cámara cerrada (azul) que contiene el sistema de cintas de soporte, la caja del lavador (blanco) y la bolsa con digerido seco enfrente de la «Flubox™» que contiene la solución de sulfato de amonio. Granja San Giuliano - Trento, Italia (CRPA, 2013).

Agentes patógenos:

- Reducción significativa del contenido de agentes patógenos [particularmente de *Escherichia Coli* y *Salmonella*] si la temperatura del proceso sobrepasa los 90 °C y el contenido total de sólidos del producto final es mayor del 80-85%.

CAMBIO CLIMÁTICO

El secado térmico produce un material estable por tratamiento físico-mecánico reduciendo las emisiones de GEI del producto secado frente a las emisiones de GEI que se producen durante el almacenamiento, la manipulación y la distribución en el suelo del purín sin tratar o del digerido. Si se utiliza el excedente de energía térmica producido por la unidad de cogeneración (CHP), no son necesarios los combustibles fósiles para producir energía térmica y el CO₂ eq./kWht es nulo. Además, el secado

térmico recupera N, P y K del estiércol para producir un fertilizante valioso (pellet y sulfato de amonio). Se evitan 4,57 kg CO₂eq/kg N, 1,18 kg CO₂eq/kg P₂O₅ y 0,64 kg CO₂eq/kg K₂O (Informe JRC n° EUR 27215 EN, 2015) derivadas de la producción de fertilizantes sintéticos y se sustituyen por fertilizantes renovables.

TENDENCIA FUTURA

Las políticas de la UE sobre protección ambiental y climática van a provocar que aumenten las tecnologías de procesado del estiércol y de productos de desecho finales.

El secado térmico ayuda al reciclado de nutrientes y la tendencia futura podría ser positiva. La producción de fertilizantes minerales de N y P se encarecerá en el futuro, la producción de fertilizantes sintéticos tiene impactos en las emisiones de gases de efecto invernadero y el P mineral es una fuente no renovable, por lo que las tecnologías que producen fertilizantes renovables por procesamiento de estiércol podrían verse favorecidas.



Figura 5.7.5. TurboDryer con un rotor interno de alta velocidad. VOMM - Milán, Italia (CRPA, 2013).

BIBLIOGRAFÍA

Baldini C., Bonacini I., Bonazzi G., Mantovi P., Moscatelli G., Navarotto P., Uberti G. EQUIZOO Riequilibrio dei carichi di azoto da effluenti zootecnici e loro valorizzazione a fini fertilizzanti - Quaderni della Ricerca n. 159 - marzo 2014 - Regione Lombardia - Direzione Generale Agricoltura (www.agricoltura.regione.lombardia.it).

Flotats, Xavier, Henning Lyngsø Foged, August Bonmati Blasi, Jordi Palatsi, Albert Magri y Karl Martin Schelde. 2011. Manure processing technologies. Informe técnico n° II relativo a "Manure Processing Activities in Europe" para la Comisión Europea, DG Medio Ambiente. Referencia del proyecto: ENV.B.1/ETU/2010/0007.

JRC, 2015. Solids and gaseous bioenergy pathways: input values and GHG emissions. Informe 2015 n° EUR 27215 pág. 14 - ISBN 978-92-79-47895-6 (PDF) - ISSN 1831-9424 (en línea) <https://ec.europa.eu/jrc/en/publications>.

5.8. EXTRACCIÓN Y ABSORCIÓN DE AMONIACO

Victor Riau y August Bonmatí

Instituto de Investigación y Tecnología Agroalimentarias - IRTA (España)

DATOS GENERALES

La extracción de amoníaco por arrastre de aire o stripping es un proceso físico-químico cuyo objetivo es transferir el amoníaco volátil [muy dependiente del pH y la temperatura] de su fase líquida a fase gaseosa por medio del contacto líquido-gas [aire o vapor, normalmente a contracorriente] y su recuperación posterior en una solución ácida como sal de amonio o por condensación. El proceso suele realizarse en columnas con material de relleno para favorecer el contacto entre líquido y gas [Frear *et al.*, 2011].

La extracción de amoníaco puede combinarse con el proceso de digestión anaerobia al tratar estiércol, pues dado que hay una considerable concentración de amoníaco en el efluente debido al proceso de conversión biológica, el nitrógeno orgánico se degrada a amoníaco. La extracción de amoníaco con aire requiere adición de álcali para aumentar el pH y/o bien calor para aumentar la temperatura para liberar el amonio libre [Bonmatí y Flotats, 2003]. A este respecto, cuando se combina la digestión anaerobia con un proceso de extracción/absorción, el biogás producido durante la digestión anaerobia puede proporcionar, parcial o totalmente, el calor necesario para extraer a alta temperatura.

El stripping ya se ha aplicado con éxito al sobrenadante de la digestión anaerobia (DA) de las plantas municipales de tratamiento de aguas residuales, lixiviados de vertederos y aguas residuales industriales a escala comercial. También se ha probado con éxito en laboratorio para purín de porcino así como para el sobrenadante de purín digerido de ganado vacuno de leche, consiguiendo eliminar más del 90% de amoníaco en los ensayos [Bonmatí y Flotats, 2003, Laurení *et al.*, 2013, Jiang *et al.*, 2014]. Sin embargo, no se pueden encontrar muchos casos en sistemas de digestión anaerobia a escala de granja. En la región de Lombardía (Italia), hay algunas instalaciones que lo han puesto en marcha como parte de una línea de tratamiento, principalmente como tratamiento posterior del digerido [Moscatelli, G. y Fabbri, C., 2008].

En el sector de la ganadería, el proceso se ha aplicado, tanto como tratamiento previo como posterior a la digestión anaerobia, a los purines de porcino, a los estiércoles de vacuno y avícola fermentados, con un amplio rango de eficiencias de eliminación. Sin embargo, aún no se ha establecido una clara relación entre las características de los estiércoles y la eficiencia de eliminación, pero es probable que el contenido de la materia orgánica sea el parámetro más importante [Laurení *et al.*, 2013].

ESQUEMA

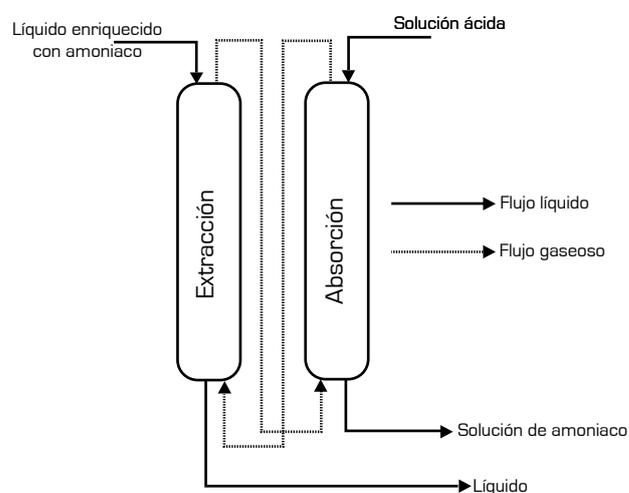


Figura 5.8.1. Esquema del proceso de extracción-absorción.

DESCRIPCIÓN TÉCNICA

La Figura 5.8.1 muestra un diagrama esquemático de la tecnología de extracción-absorción. El proceso se suele realizar en columnas verticales, en las que la fase líquida (flujo rico en amoníaco) se introduce por la parte superior mientras que la fase gaseosa entra a contracorriente desde la parte inferior. Para aumentar el contacto líquido/gas las columnas se suelen rellenar con material de relleno (piezas de material inerte de diferentes formas y tamaños). El amoníaco extraído se recupera bien por absorción en una segunda columna, con una solución ácida contracorriente, o bien por condensación de vapor, obteniendo NH_4OH o sales de amoníaco. Ambas, las soluciones de amoníaco líquido y las sales de amoníaco sólido podrían utilizarse directamente como fertilizantes o venderse para otras aplicaciones industriales (industria papelera). Con el propósito de eliminar la materia orgánica volátil, una etapa de digestión anaerobia previa, mejora el proceso de extracción, evitando la transferencia de los compuestos orgánicos volátiles (COV) a la solución absorbida (Bonmatí y Flotats, 2003; Laurení *et al.* 2013).

La cantidad de amoníaco que se puede extraer de un residuo líquido o absorber en la solución ácida depende, en gran medida, de dos equilibrios termodinámicos: equilibrio de disociación de amoníaco en el líquido y equilibrio líquido/gas de amoníaco (Ley de Henry). El equilibrio del amoníaco en solución acuosa depende del pH y de la temperatura, y la concentración de amoníaco libre se expresa con la ecuación siguiente,

$$[\text{NH}_3] = \frac{[\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+]}{1 + \frac{[\text{H}^+]}{K_a}} = \frac{[\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+]}{1 + 10^{\text{pKa} - \text{pH}}}$$

donde $[\text{NH}_3]$ es la concentración de amoníaco libre, $[\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+]$ es la concentración total de amoníaco, $[\text{H}^+]$ es la concentración de iones hidrógeno, y K_a es la constante de ionización del ácido para el amoníaco. Se puede representar pKa en función de la temperatura T mediante la ecuación siguiente obtenida por la regresión polinómica de datos de Lide (1993). Cuanto mayor son el pH y la temperatura, mayor es la fracción de amoníaco libre.

$$\text{pKa} = 4 \cdot 10^{-8} \times T^3 + 9 \cdot 10^{-5} \times T^2 - 0.0356 \times T + 10.072$$

RENDIMIENTOS

Como se ha señalado anteriormente, los dos parámetros fundamentales de control del proceso son la temperatura y el pH, ya que establecen el equilibrio entre amoníaco (NH_3) y amonio (NH_4^+). El pH suele establecerse entre 9 y 10 por medio de la adición de base o de una extracción previa de CO_2 . Para la extracción con aire, las temperaturas normales de trabajo se establecen por debajo de 100°C , mientras que las temperaturas más altas son características de la extracción con vapor. Con respecto a los reactivos utilizados, se añaden NaOH , $\text{Ca}(\text{OH})_2$ u otras bases para aumentar el pH (en caso de que la extracción de CO_2 no fuera suficiente), mientras que se suelen utilizar soluciones de H_2SO_4 , HNO_3 o H_3PO_4 para absorber el NH_3 de la fase gaseosa.

En cuanto a consumo energético, está directamente relacionado con la eficiencia del proceso. Se puede lograr reducir el amoníaco hasta el 95% en condiciones óptimas y es posible recuperar el amoníaco casi completamente por absorción en soluciones ácidas con solo un pequeño exceso de ácido estequiométrico (1.1:2 $\text{H}_2\text{SO}_4:\text{NH}_3$), pero el consumo de energía y, por tanto, el coste marginal de la eliminación de nitrógeno puede aumentar de manera inaceptable (un 138%) frente a un proceso con una eficiencia del 86% (Sagberg *et al.*, 2006).

Por otro lado, dependiendo de la temperatura de trabajo, los requisitos de energía térmica pueden jugar un papel de primer orden en el consumo energético pero, como se ha indicado anteriormente, el uso de biogás en equipos de cogeneración podría proporcionar la energía necesaria para calentar el purín.



Figura 5.8.2. Planta de extracción de amoníaco situada en una planta de biogás en Brescia, Italia - CRPA, 2015.

El coste de inversión podría establecerse entre 0,25 y 0,5 millones de euros para tratar 10-15 m³/h y los costes operativos ascienden a 0,66 €/m³ para el NaOH y a 0,21 €/m³ para el H₂SO₄, así como 2,5-4,5 €/kg de nitrógeno extraído (solo para la columna de extracción). Al menos se debería considerar un rango equivalente de valores para el proceso de absorción (Flotats *et al.*, 2011).

CAMBIO CLIMÁTICO

El consumo energético medio del proceso al 85% de eficiencia ronda los 6 kWh por kg de nitrógeno extraído (Sagberg *et al.*, 2006). Así, considerando una emisión de CO₂ de 0,181 kg kWh⁻¹, las emisiones relacionadas con todo el proceso vienen a ser de 1,086 kg CO₂ kg por kg de nitrógeno extraído. Considerando una concentración de 2000 mg NH₄-N/l en el purín, las emisiones de CO₂ son de unos 2,2 Kg CO₂/m³_{purín}. Otras emisiones de GEI, como el metano, son mínimas en este proceso.

TENDENCIA FUTURA

Desde la perspectiva de su implantación industrial para los purines animales, la tecnología de stripping ha de abordar dos retos importantes: los costes de inversión y de operación, que han de ser acordes con la economía del sector agrícola, y la calidad del producto recuperado en cuanto a la concentración de nutrientes y la contaminación de la materia orgánica, dado que debería poder ser comercializable para cubrir parte de los costes operativos. Sin embargo, hasta ahora la información disponible sobre la calidad del producto recuperado y, por tanto, sobre sus posibilidades de utilización (esto es, como material fresco para la industria de los fertilizantes) es limitada. A este respecto, se ha observado un mayor nivel de contaminación de las sales derivadas del purín fresco en comparación con el digerido (Bonmatí y Flotats, 2003), aunque los estudios se han centrado en la cuantificación de los compuestos orgánicos atrapados (Laureni *et al.* 2013). Además, son necesarios nuevos estudios para optimizar el proceso en términos de consumo de energía y de reactivos, lo que haría que esta tecnología fuera más atractiva para el sector agroindustrial.

BIBLIOGRAFÍA

- Bonmatí, A., Flotats, X. (2003). Air stripping of ammonia from pig slurry: characterisation and feasibility as a pre- or post- treatment to mesophilic anaerobic digestion. *Waste Management* 53(3), 261 – 272.
- Flotats, Xavier, Henning Lyngsø Foged, August Bonmati Blasi, Jordi Palatsi, Albert Magri y Karl Martin Schelde. 2011. Manure processing technologies. Informe técnico n° II relativo a “Manure Processing Activities in Europe” para la Comisión Europea, DG Medio Ambiente. 184 pp.
- Frear, C., Liao, W., Ewing, T., Chen, S. 2011. Evaluation of co-digestion at a commercial dairy anaerobic digester. *Clean: Soil, Air, Water* 39, 697–704.
- Jiang, A., Zhang, T., Zhao, Q.-B., Li, X., Chen, S., Frear, C. 2014. Evaluation of an integrated ammonia stripping, recovery, and biogas scrubbing system for use with anaerobically digested dairy manure. *Biosyst. Eng.* 119, 117–126.
- Laureni, M., Palatsi, J., Llovera, M., Bonmatí, A. 2013. Influence of pig slurry characteristics on ammonia stripping efficiencies and quality of the recovered ammonium-sulfate solution. *J Chem Technol Biotechnol.* 88, 1654–1662.
- Lide, D. (Ed.), 1993. CRC Handbook of Chemistry and Physics. A Ready-reference Book of Chemical and Physical Data. CRC Press, Boca Raton.
- Moscatelli, G., Fabbri, C. 2008. Strippaggio, tecnica efficient per l'abbattimento dell'azoto. *L'informatore Agrario*, 18, 45-50.
- Sagberg, P., Ryrfors, P., Berg, K.G. 2006. 10 years of operation of an integrated nutrient removal treatment plant: ups and downs. Background and water treatment. *Water Science & Technology* 53 (12), 83-90.

5.9. FILTRACIÓN Y ÓSMOSIS INVERSA

Alastair James Ward

Universidad de Aarhus University (Dinamarca)

DATOS GENERALES

Los sistemas de filtración se han venido utilizando desde hace tiempo para proporcionar agua potable limpia, pero en los últimos años se han investigado para el tratamiento de estiércol líquido. La filtración de estiércol es un grupo de procesos que pueden eliminar sólidos, materia orgánica, nitrógeno, fósforo y potasio de las deyecciones. Hay cuatro tipos de tecnologías disponibles: microfiltración (MF), ultrafiltración (UF), nanofiltración (NF) y ósmosis inversa (OI). Estos tipos se clasifican en dos grupos: la MF y la UF son, principalmente, para reducir los sólidos, mientras que la NF y la OI se utilizan para eliminar N_A y K.

La MF y la UF funcionan a baja presión debido a que las moléculas y partículas eliminadas son relativamente grandes, y esto se refleja en el caudal que pasa a través de la membrana del filtro.

El proceso seguido es el de una separación tradicional (la fracción líquida sigue la vía de la filtración) y a menudo se emplea una prefiltración de en torno a $100\mu\text{m}$ para eliminar partículas más pequeñas y evitar obstrucciones o daños a la membrana.

La NF y la OI son sistemas que se pueden utilizar para la eliminación/recuperación de amoníaco como parte de la filtración. Estos métodos suelen necesitar como pretratamiento una MF (y, como se ha señalado más arriba, un procedimiento de separación previo). La NF retiene las moléculas de amonio en el estiércol (en complejos

aniónicos), mientras que el amoníaco libre pasa a su través. Así, un pH más bajo, que favorece el equilibrio hacia el amonio en vez de hacia el amoníaco libre, puede utilizarse para reducir la cantidad de N_A que pasa a través del filtro.

La NF y la OI son sistemas que requieren una presión considerable para funcionar, presentando por ello una mayor complejidad técnica si se comparan con la MF y la UF. En estos procesos se produce un elevado aumento de presión y ello se ha de contrarrestar ejerciendo una elevada presión de trabajo.

Un tratamiento biológico del estiércol (como por ejemplo la digestión anaerobia) puede aumentar la proporción de las partículas finas que pueden pasar o bien obstruir las membranas de MF. Dichos sistemas han de retro-lavarse con frecuencia para eliminar las partículas que se quedan atrapadas en los poros y para evitar que se forme torta en la superficie, ya que el flujo a través de las membranas de MF puede llegar a reducirse hasta menos de un 20% tras haber estado funcionando tan solo 50 días. De forma similar, el rendimiento medido en sistemas de UF que operan con digerido revelan que el caudal se reduce hasta menos de un 10% en 60 días, aunque este caudal se mantiene estable tras alcanzar la tasa mencionada. Los lavados con soluciones ácidas a alta temperatura pueden eliminar parte de las partículas atrapadas, pero gran cantidad de ellas permanecerán permanentemente atrapadas dentro del material matriz.

ESQUEMA

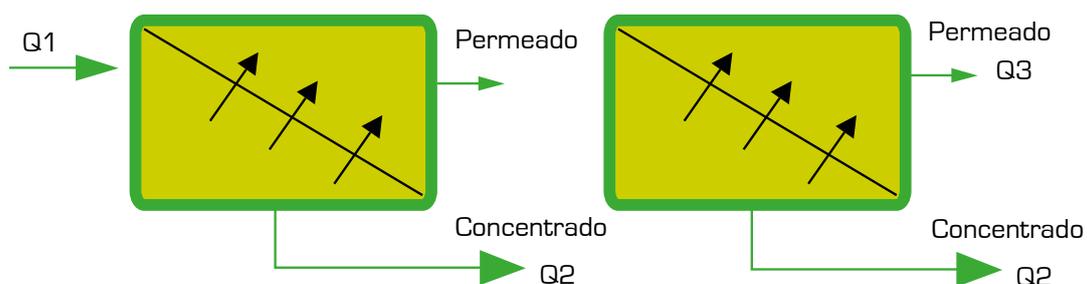


Figura 5.9.1. Esquema del proceso de tratamiento.

DESCRIPCIÓN TÉCNICA

Las membranas de MF suelen ser ésteres de cerámica o de celulosa. Las membranas de cerámica suelen ser de óxido de aluminio o de titanio sinterizado. Las membranas de cerámica ofrecen un caudal mayor (aprox. 65L/m²/h en comparación con 40L/m²/h de las membranas de éster de celulosa), mientras que los ésteres de celulosa producen una mejor calidad de permeado con menos sólidos y demanda química de oxígeno. Las membranas cerámicas ofrecen muchas ventajas respecto a los ésteres de celulosa, como una estrecha distribución de tamaños de los poros, fácil limpieza, mayor vida útil y resistencia a pH extremos, pero son considerablemente más caras, lo cual no las favorece.

Las membranas de OI suelen estar hechas de poliamida o polisulfona.

Las membranas están disponibles en varios módulos:

- Los módulos en espiral se encuentran en muchas industrias y tienen la huella más pequeña. Son baratos pero tienden a bloquearse debido a la formación de partículas coloidales durante las operaciones de tratamiento del estiércol.
- Las membranas tubulares consisten en paquetes de tubos de membrana colocados juntos en paralelo. Son adecuadas para sistemas con muchos sólidos en suspensión, pero tienen una gran huella y un gran volumen interno, lo que hace que su funcionamiento y limpieza sean costosos.
- Las membranas de fibra pueden soportar grandes caudales en un área pequeña; su diseño se parece al tipo tubular, pero los tubos de membrana de fibra tienen un diámetro mucho menor (<2mm comparado con los 12-25mm de las membranas tubulares).
- Las membranas planas son láminas planas de material de membrana.

La NF se caracteriza por retener moléculas >200-400 Da hasta 150 Da, mientras que la RO puede retener moléculas/partículas y sales disueltas por encima de 100 Da.

Los procesos de filtración siguen una tendencia general de aumentar la presión del sistema y disminuir el flujo a medida que se reduce el tamaño del poro, como se muestra en la tabla 5.9.1.

Tabla 5.9.1. Proceso de filtración

Tipo	Tamaño del poro (µm)	Presión (bares)	Caudal (l/m ² ·h)
MF	0,03-10	0,1-2,0	>50
UF	0,002-0,10	1-5	10-50
NF	0,001-0,01	5-20	1,4-12
OI	0,0001	10-100	0,05-1,40

(Información procedente de www.agro-technology-atlas.eu)

Los parámetros operacionales principales son el caudal que pasa por el filtro, el pH y la presión transmembrana.

RENDIMIENTOS

MF Y UF

La MF puede eliminar el 75% de los sólidos en suspensión, el 85% de la DQO pero < 20% N. Casi el 90% del fósforo puede ser eliminado por UF, dado que el P tiende a asociarse con partículas de 0,45-10 µm.

NF Y OI

Se ha demostrado que la unidad de NF elimina el 52% del N_A y el 78% de K.

Con respecto a la OI, se ha descubierto que la retención del N_A se encuentra en el rango del 93% al 99,8%, produciendo un concentrado con N_A de entre 6-10 g/l. Se ha demostrado que la retención de los ST en los sistemas de OI varía entre el 83% y el 100%.

La retención del N_A aumenta mucho a un pH bajo; en las membranas de OI la retención del N_A puede acercarse al 100% a un pH 4.

La NF produce una calidad del filtrado adecuadamente limpia para el lavado de los establos y las viviendas de los animales o para riego. La NF y la OI también producen filtrados de una calidad adecuada para el lavado de los establos y las viviendas de los animales, aunque el tratamiento en ciclos consecutivos o el uso de zeolita o columnas de intercambio de iones puede mejorar la calidad hasta que sea adecuada para liberarla en los cursos de agua.

La retención de partículas siguiendo el orden MF<UF<NF<OI significa que el rendimiento es mejor en detrimento de un aumento de presión (y del consumo energético) y de un menor caudal.

BALANCE ENERGÉTICO

El consumo típico de los sistemas de filtración es de 0,2-1 kWh/m³ para la UF, 0,7-1,5 kWh/m³ para la NF y de 1,5-10 kWh/m³ para la OI (www.agro-technology-atlas.eu).

El consumo eléctrico de la MF/UF + OI de los principales proveedores europeos (OFEN, 2009) es de:

- 12,8 kWh/t [KTBL]
 - 28 kWh/m³ [Lemmens]
 - 30 kWh/t de estiércol [WUR]
 - 22 kWh/m³ - 60.000 m³/año [A3 Watersolutions]
- El consumo eléctrico medio: 27 kWh/m³

BALANCE ECONÓMICO

En el caso de los sistemas MF el gasto de los filtros cerámicos no compensa la vida útil más larga y el mantenimiento más fácil si se compara con los ésteres de celulosa. El mayor consumo de energía de los sistemas que tienen un tamaño menor de retención de partículas aumentará mucho la inversión y los costes operativos.

Los costes típicos de un sistema de filtración son:

- Módulos en espiral agua 137 € por m²
- Módulos en espiral industria 137 € por m²
- Tubular 1.278€ por m²
- Placas y marcos > 1.540 € por m²
- Sistema de fibra > 1.540 € por m²
- Cerámica > 2.720 € por m²

AGENTES PATÓGENOS

Los agentes patógenos se pueden eliminar mediante varias tecnologías de filtración; se ha demostrado que algunos virus y bacterias se eliminan utilizando MF y, en consecuencia, la retención de partículas progresivamente más pequeñas mediante UF, NF y OI también puede eliminarlos de forma más completa.

CAMBIO CLIMÁTICO

La filtración del estiércol puede no tener un impacto directo en las emisiones de gases de efecto invernadero, pero la eliminación del nitrógeno amoniacal permite reducir las emisiones de N₂O de las fracciones sólidas. Las fracciones sólidas del estiércol también tienen una emisión más baja de metano debido a su naturaleza más aerobia del material, pero podría haber emisiones considerables de CH₄ y NH₃ procedentes de la fracción líquida, dependiendo de la técnica de almacenamiento y de apli-

cación utilizada: un aumento de N en la fracción líquida podría volatilizarse, depositarse y convertirse en N₂O, mientras que la naturaleza anaerobia del líquido puede generar emisiones de CH₄. La fracción líquida tiene una DQO más reducida que el estiércol, pero como la DQO se concentra en forma soluble o contenida en las partículas más pequeñas, la producción de CH₄ sería bastante rápida una vez que se dieran condiciones anaerobias.

TENDENCIA FUTURA

Debido a los altos costes operativos y de mantenimiento, es probable que la filtración de estiércol siga siendo viable solo en situaciones muy especiales. Si se realizaran mejoras en los materiales, tanto en cuanto a costes como a longevidad, estas tecnologías se volverían más generalizadas.

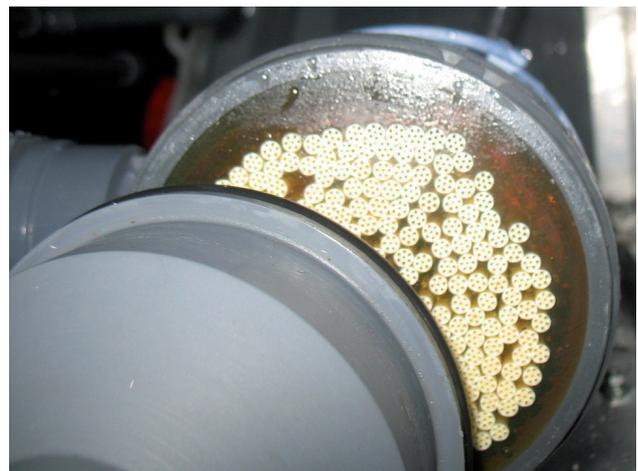


Figura 5.9.2. Unidad de ultrafiltración.



Figura 5.9.3. Unidades de microfiltros rotativos.

BIBLIOGRAFÍA

Bakx, T., Membrez, Y., Mottet, A., Joss, A. and Boehler, M. (OFEN, 2009) État de l'art des méthodes (rentables) pour l'élimination, la concentration ou la transformation de l'azote pour les installations de biogaz agricoles de taille petite/moyenne. Rapport final. Office fédéral de l'énergie. www.recherche-energetique.ch

www.agro-technology-atlas.eu

5.10. FITODEPURACIÓN

Giuseppe Moscatelli, Sergio Piccinini y Claudio Fabbri
Centro de Investigación de la Producción Animal - CRPA (Italia)

DATOS GENERALES

La fitodepuración (humedales construidos, o CW por sus siglas en inglés) es un tratamiento de aguas residuales basado en procesos y mecanismos físicos, químicos y biológicos que ya existen en los humedales naturales, como son: sedimentación, filtración, absorción por las plantas, eliminación de microbios, precipitación química, hidrólisis, respiración aerobia y nitrificación/desnitrificación.

No hay una sola vía que describa el amplio rango de procesos implicados en la eliminación de una sustancia determinada. Debido a esta complejidad, los humedales construidos se han considerado sistemas de "caja negra" desde sus comienzos (García *et al.*, 2010).

Los humedales construidos son capaces de eliminar o reducir la carga de nutrientes (especialmente de nitróge-

no), la materia orgánica y los contaminantes de las aguas residuales, logrando obtener una buena calidad del agua.

Los humedales construidos se han utilizado con éxito en tratamientos de aguas residuales municipales y agroindustriales.

Estos sistemas se clasifican, principalmente, en:

- sistemas de flujo superficial libre (FS), en los que el agua fluye sobre el sustrato en contacto con la atmósfera,
- sistemas de flujo subsuperficial (FSS), en los que el agua circula a través de un medio de filtración. Los sistemas subsuperficiales se dividen, según la dirección del flujo, en horizontales (FH) o verticales (FV).

ESQUEMA

Sistema de humedales construidos de flujo superficial libre (FS):

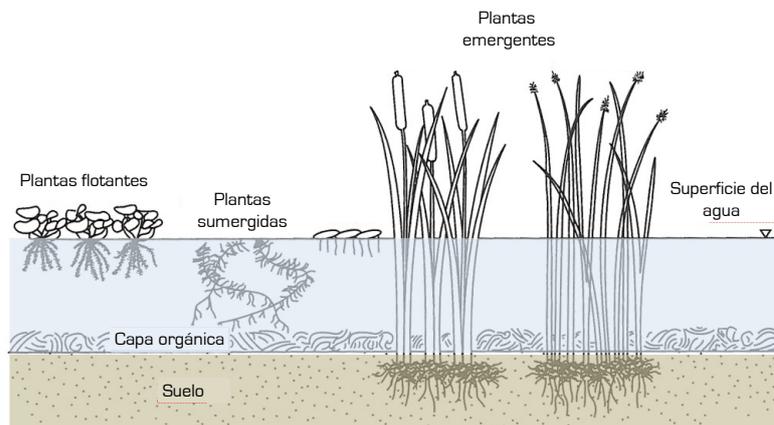


Figura 5.10.1. Esquema de un humedal de flujo superficial (modificado de Metcalf & Eddy, 2000).

Sistema de humedales construidos de flujo subsuperficial (FSS):



Figura 5.10.2. Esquema de un humedal de flujo subsuperficial con flujo horizontal (izquierda) y flujo vertical (derecha) (ARPAT, 2005).

DESCRIPCIÓN TÉCNICA

Los sistemas de flujo superficial libre (FS) reproducen los pantanos y marismas naturales, en los que el agua está en contacto directo con la atmósfera. Normalmente se trata de canales con un fondo de suelo impermeable o con una barrera artificial impermeable (hecha de PVC o PEAD, con un espesor de >1 mm), vegetación flotante y/o emergente y niveles poco profundos de agua (de 0,1 a 0,6 m).

Los sistemas de flujo subsuperficial (FSS) se componen de un medio que actúa como filtro (piedra triturada, grava, arena) y el agua residual, que fluye a través de ese medio. Este sistema proporciona un efecto de filtro, que actúa como sustrato para el desarrollo de las plantas y posee una superficie ampliada para la proliferación de microorganismos. La profundidad de los sistemas FSS suele ser de entre 0,5 y 1,0 m. El diámetro recomendado de la grava varía entre 5 y 20 mm, y se debe utilizar grava o piedra molida de mayor tamaño cuando las aguas residuales entran y salen del humedal. La arena es especialmente adecuada para sistema FSS vertical.

En los humedales de tipo FSS horizontal, el medio se mantiene saturado bajo un continuo flujo de aguas residuales. Así, el oxígeno se transfiere de la atmósfera al humedal gracias a las plantas emergentes.

El sistema FSS vertical funciona como un proceso por lotes, en lugar de en modo de flujo continuo. La entrada de aguas residuales se va dosificando a intervalos de tiempo para dar tiempo a que drene el filtro. En consecuencia, el sistema no está siempre saturado por las aguas residuales y es más fácil que se transfiera el oxígeno del aire por difusión. Los sistemas verticales tienen una mayor capacidad de tratamiento que los horizontales (ya que necesitan de menor superficie para tratar la misma car-

ga orgánica), aunque por otro lado también pueden obstruirse con mayor facilidad.

La relación recomendada entre la anchura y la longitud de las balsas o canales para los sistemas FSS es de 1:2, y la pendiente del fondo debería rondar el 1%. El tiempo que tarda el agua en cruzar estas balsas o canales suele ser de unos pocos días en el FS y en el FSS horizontal y de algunas horas en el FSS vertical.

También hay sistemas híbridos que combinan los diversos tipos de humedales construidos para conseguir tasas más altas de eliminación. Generalmente, los sistemas verticales se combinan con los horizontales para provocar etapas sucesivas de nitrificación y desnitrificación aumentando el rendimiento de eliminación de nitrógeno.

El material de relleno, además de servir de soporte para la vegetación, desempeña una función activa de filtración mecánica y constituye, junto con los sistemas de raíces, el sustrato sobre el que se adhiere la biopelícula (bacterias, hongos, protozoos, metazoos pequeños).

Las especies vegetales que se deben utilizar en los humedales construidos se pueden clasificar en:

- flotantes, adecuadas para el FS, como lenteja de agua (*Lemna spp.*), nenúfar (*Nymphaea spp.*), jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*);
- subemergentes, adecuadas para el FS, como la espiga de agua (*Potamogeton spp.*), la peste de agua o luchecillo (*Elodea Canadensis*) y la mil hojas de agua, bejuquillo, cola de zorro o pinito de agua (*Ceratophyllum demersum*);



Figura 5.10.3. Red de tuberías en un humedal construido de tipo FSS-FV antes de plantar (CRPA, 2011).



Figura 5.10.4. Desarrollos vegetales en un humedal construido de tipo FSS-FH (CRPA, 2006).

- emergentes, adaptadas al FS y al FSS, como el carrizo (*Phragmites australis*), la totora o espadaña (*Typha latifolia*), la enea (*Scirpus spp.*) y el junco o candilejo (*Juncus spp.*, *Cyperus spp.*, otros).

La planta más utilizada en los sistemas FSS es, sin duda, el carrizo (*Phragmites australis*). Por este motivo, se suele aludir a los FSS con los apelativos de juncal, aguazal, estero, carrizal, cañaveral, marisma o pantano.

Las eficiencias de eliminación de la materia orgánica y los nutrientes suelen ser mayores para los FSS que para los FS, pero en los primeros una carga excesiva de sólidos en suspensión puede causar una obstrucción rápida.

La conversión del nitrógeno de las aguas residuales en formas gaseosas de N es el mecanismo principal de elimi-

nación de N en los humedales construidos (recordemos, CW por sus siglas en inglés), mientras que la absorción de las plantas y la acumulación en los humedales representa una fracción de eliminación carga de N limitada. El fósforo puede oxidarse y eliminarse por decantación/filtración o ser eliminado por adsorción vegetal y microbiana. La eliminación y la muerte natural de los agentes patógenos tienen lugar en los humedales construidos.

Un sistema de humedales construidos para los purines del ganado es capaz de proporcionar un rendimiento adecuado solo si se sitúa al final de una línea de tratamiento que incluya otros tratamientos aguas arriba con una fuerte eliminación de la carga orgánica, los sólidos suspendidos, el nitrógeno y el fósforo.

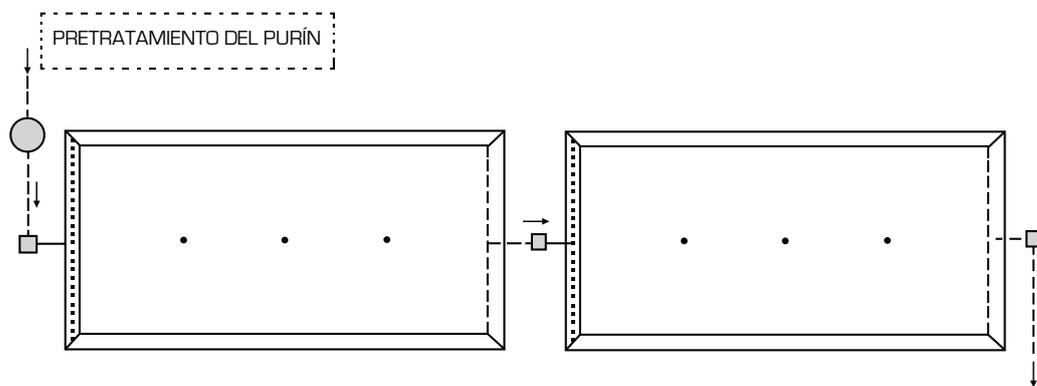


Figura 5.10.5. Diseño típico de una planta de fitodepuración, con un pretratamiento, dos humedales y pozos de control (CRPA, 2006).

RENDIMIENTOS

Información operacional más importante:

- Solo se recomienda la fitodepuración para la purificación de las aguas residuales o purines pretratados.
- El efluente tratado puede ser vertido tanto en el sistema de alcantarillado público como en el curso de agua superficial, dependiendo de la concentración residual de contaminantes.
- El efluente tratado puede reutilizarse para el riego con fertilizantes de los cultivos.
- Las tasas de eliminación pueden variar durante el año debido a los patrones meteorológicos estacionales.
- En algunas circunstancias los contaminantes pueden incluso liberarse al medio (p. ej. en precipitaciones extremas).
- La expectativa de vida de las plantas es de, al menos, 10 años.
- La fiabilidad tecnológica es buena para las aguas residuales municipales, aunque no se ha investigado suficientemente para los distintos tipos de purines animales.
- En el sector ganadero los buenos resultados se limitan al tratamiento de las aguas residuales procedentes de salas de ordeño y de purines de cerdo pretratados.
- El olor y los insectos pueden suponer un problema, especialmente en los sistemas FS.
- Se recomiendan las siguientes tasas de carga en los flujos a tratar (EPA, 2000):

- DBO₅ y SST < 70 kg/ha al día.
- NKT o NH₃ < 3 kg/ha al día
- P < 0,2 kg/ha al día
- Carga hidráulica < 500 m³/ha al día
- Tiempo de retención > 10 días

La carga hidráulica óptima se encuentra entre 200 y 500 m³/ha-día. Trabajar con menos de 200 m³/ha-día cuando se tratan los purines es un riesgo real si se alcanzan las tasas de carga máxima recomendadas de DBO, SST, NKT y P.

Balance de nutrientes y productos finales:

- La eliminación de nutrientes está afectada por el tiempo de retención hidráulica (TRH), la temperatura, las propiedades físicas y químicas del medio y el tipo de planta.
- Las tasas típicas de eliminación del N en los humedales construidos varían entre el 40 y el 70% o más cuando la carga de N es baja.
- Los sistemas verticales de FSS dan los mejores rendimientos en eliminación de N, especialmente si se combinaban con sistemas de FS o de FSS horizontal.
- La eliminación de fósforo en todos los tipos de humedales construidos es baja a menos que se utilicen sustratos especiales (FSS) con alta capacidad de sorción (adsorción y absorción).
- Las investigaciones han mostrado que con el tiempo los sitios donde se elimina el P de los humedales se saturan en este elemento.

Balance energético:

- Baja demanda energética, si es que la hay, dado que el agua puede ser impulsada, por gravedad en el sistema.

Balance económico:

- Es necesaria una superficie relativamente grande de tierra en comparación con los sistemas convencionales de tratamiento de aguas residuales.
- Es de fácil construcción, bajo nivel de complejidad, mínimas necesidades de equipamiento y bajos costes operativos.
- La recogida y gestión de la biomasa son los pasos más complejos/costosos, especialmente si no existe una estrategia de marketing rentable del producto final.

Agentes patógenos:

- En general, la eliminación de bacterias fecales coliformes a través del sistema de humedales (especialmente el FSS) es excelente.

CAMBIO CLIMÁTICO

Los humedales construidos ofrecen una solución de bajo consumo energético en comparación con una planta convencional de tratamiento de aguas residuales. Cada kWh de energía eléctrica ahorrado produce una reducción de emisiones de GEI de 0,491 kg CO₂ respecto al mix energético español en relación a los consumidores y la baja tensión (0,632 kg CO₂ si corresponde al mix energético italiano) (Ecoinvent, 2014).

Hay un riesgo de emisiones de GEI (CH₄ y N₂O), dado que es difícil controlar el proceso de nitrificación-desnitrificación en los humedales construidos. El factor de emisión (FE) de CH₄ depende del máximo potencial de producción del CH₄ (B₀) y del factor de corrección del metano (MCF): $EF = B_0 \cdot MCF$. Las Directrices del IPCC de 2006 proporcionan un valor del B₀ por defecto para las aguas residuales domésticas e industriales de 0,25 kg CH₄/kg DQO y un factor MCF de 0,4 para el sistema FS de humedales construidos, 0,1 para el FSS Horizontal y de 0,01 para el FSS Vertical. Los factores de emisión para el N₂O emitido por las aguas residuales domésticas e industriales tratadas por los humedales construidos son 0,0013 kg N₂O-N/kg N para el sistema FS, 0,0079 kg N₂O-N/kg N para el sistema FSS Horizontal y 0,00023 kg N₂O-N/kg N para el FSS Vertical (IPCC, 2013. Suplemento a las Directrices del IPCC de 2006 para los Inventarios Nacionales de Gases de Efecto Invernadero).

TENDENCIA FUTURA

En el sector ganadero los buenos resultados se limitan al tratamiento de las aguas residuales procedentes de salas de ordeño y de purines de cerdo pretratados. La aplicación de los humedales construidos al sector ganadero es bastante reciente pero presenta buenas perspectivas como tratamiento final. No se recomienda el uso de la fitodepuración en purines como sistema de tratamiento independiente. Los humedales construidos (CW) son una buena opción para tratar las aguas residuales de las industrias lácteas o agroindustriales donde el alcantarillado público esté lejos y haya superficie de suelo disponible para construirlos.

BIBLIOGRAFÍA

ARPAT, 2005. Linee guida per la progettazione e gestione di zone umide artificiali per la depurazione dei reflui civili. Agenzia per la Protezione dell'Ambiente e per i servizi Tecnici della Toscana (APAT) y Agenzia regionale per la protezione ambientale della Toscana (ARPAT). Ed. Marco Mazzoni.

Ecoinvent, 2014. Ecoinvent Database v3. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, Suiza.

EPA, 2000. Manual. Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters. National Risk Management Research Laboratory. Office of Research and Development. U.S. Environmental Protection Agency.

Flotats X., Lyngsø Foged H., Bonmati A., Palatsi B.J., Magri A. y Schelde K. M. (2011). Technical Report to the European Commission, Directorate-General Environment. Manure Processing Activities in Europe - Project reference: ENV.B.1/ETU/2010/0007.

García J., Diederik P.L., Rousseau, J. Morato, E. Lesage, V. Matamoros y J.M. Bayona (2010) Contaminant Removal Processes in Subsurface-Flow Constructed Wetlands: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 40, 7, 561-661.

IPCC, 2013. Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Chapter 6 – Constructed Wetlands for Wastewater treatment.

Metcalf y Eddy, 2000. Ingeniería de aguas residuales. Tratamiento, vertido y reutilización. Ed. McGraw-Hill. 3ª Edición.

Folleto C.R.P.A. 6.18 n. 2/2006. Impianti di fitodepurazione di acque reflue da zona mungitura e caseificio. ISSN 0393-5094. Disponible en:

[http://www.stabulum.it/Impianti di fitodepurazione di acque reflue da zona mungitura e caseificio.pdf](http://www.stabulum.it/Impianti%20di%20fitodepurazione%20di%20acque%20reflue%20da%20zona%20mungitura%20e%20caseificio.pdf)

5.11. APLICACIÓN AGRÍCOLA

Berta Bescós, Marta Teresa y Eva Herrero

Sociedad Aragonesa de Gestión Agroambiental – SARGA (España)

DATOS GENERALES

La aplicación agrícola ha sido el método tradicional de reciclaje de los estiércoles animales. Históricamente, el estiércol ha sido considerado como un recurso valioso para restaurar los nutrientes del suelo y mejorar la producción de cultivos [Wadman *et al.*, 1987].

Esta técnica no es exactamente una tecnología de tratamiento, sin embargo, siempre que es posible, no sólo con el estiércol bruto sino también con cualquier producto orgánico procedente de otros procesos o tratamientos, su utilización como fertilizante orgánico es la opción más simple y más recomendable.

Tanto el estiércol bruto como el procesado son una excelente fuente de nutrientes para las plantas, tales como nitrógeno, fósforo y potasio (NPK), así como de otros nutrientes secundarios necesarios para los cultivos.

Para una buena planificación en el uso del estiércol como fertilizante orgánico es importante tener en cuenta que el momento de aplicación debe coincidir con la época en que los cultivos necesiten el aporte del nutriente y que la dosis se ajusta a sus necesidades. Esto permite mejorar en gran medida los rendimientos de los cultivos, reducir el gasto en fertilizantes minerales, reducir la pérdida de nutrientes al medio ambiente, mejorar los niveles de materia orgánica del suelo y ayudar en el cumplimiento de la normativa vigente [DEFRA, 2011].

El estiércol animal es con diferencia el mayor subproducto derivado de la producción animal. La actividad ganadera en Europa genera 1.400 millones de toneladas de estiércol [Foged *et al.*, 2011].

Existe una gran variedad de equipos y técnicas empleadas para aplicar y esparcir el estiércol, tanto líquido como sólido, en el campo. Una gran parte del estiércol se aplica utilizando maquinaria del tipo esparcidor, que distribuye el estiércol sobre la superficie del suelo lanzándolo y dispersándolo previamente en el aire en forma de abanico. En algunos países, como los Países Bajos, Dinamarca y Bélgica-Flandes, se exige el uso de sistemas de aplicación con tubos colgantes y/o de inyectores, que depositan el estiércol directamente sobre el suelo, para reducir las emisiones generadas en esta actividad. Poco a poco estas técnicas se están volviendo cada vez más populares en otros países. En el caso del estiércol sólido, habitualmente la práctica habitual consiste en esparcirlo después de haber sido desmenuzado en trozos más pequeños. Es un requisito legal en algunos Estados miembros la incorporación al suelo del estiércol después de su aplicación. Habitualmente, esta gestión agrícola del estiércol la realizan empresas subcontratadas, de esta forma no se utilizan exclusivamente las tierras de los productores del estiércol [BREF, 2015].

ESQUEMA

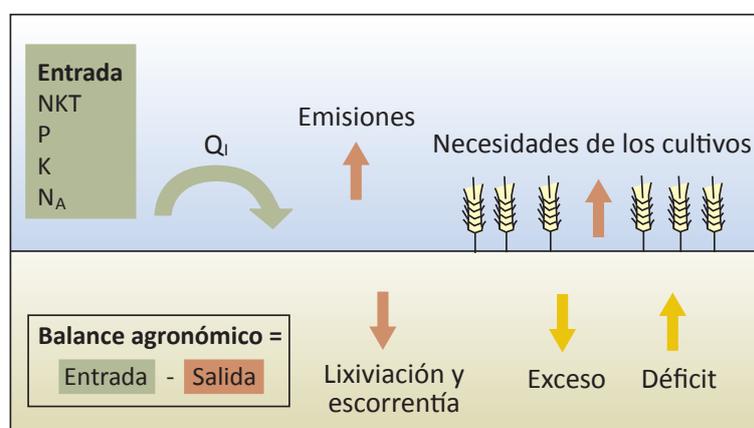


Figura 5.11.1. Esquema de la aplicación agrícola del estiércol.

DESCRIPCIÓN TÉCNICA

Es necesario conocer el tipo, cantidad y composición de los productos orgánicos a gestionar, así como las necesidades de los cultivos, de forma que los nutrientes puedan ser manejados de manera efectiva en dosis y tiempo. Para el abonado agrícola se puede utilizar el estiércol bruto, una mezcla de diferentes estiércoles, el digerido u otros productos finales de los sistemas de tratamiento.

El equipo de aplicación [Tabla 5.11.1] varía en función del tipo de estiércol (líquido o sólido), las técnicas de aplicación, el uso y la estructura del suelo.

Tabla 5.11.1. Equipos de aplicación agrícola más habituales para diferentes productos.

PRODUCTO	SISTEMA DE APLICACIÓN
LÍQUIDO	Abanico o plato esparcidor
	Aplicación superficial o en banda con tubos colgantes
	Inyección
SÓLIDO	Esparcidor de sólidos

La legislación establece las condiciones en las que debe realizarse el transporte y la aplicación del estiércol: época del año, condiciones climatológicas, pendiente del terreno, estado del suelo, respeto de zonas de seguridad, etc. El operador o gestor de este subproducto debe estar al tanto de estos reglamentos y velar por su cumplimiento (BREF, 2015).

Las técnicas de aplicación agrícola no requieren del uso de grandes infraestructuras para su implementación y los costes de operación no son elevados. Su empleo es sencillo, sin embargo es conveniente disponer de una buena formación para realizar un adecuado uso de ellas.

La volatilización de amoníaco en la aplicación del estiércol es uno de los aspectos medioambientales más importantes a tener en cuenta. Son muchos los factores que influyen, tales como las condiciones climáticas, la etapa de crecimiento de cultivos, el tipo de estiércol y los equipos de aplicación utilizados. Los medios más eficaces para reducir las emisiones de amoníaco son la acidificación de estiércol previamente a su utilización, el uso de sistemas de aplicación en superficie, sistemas de inyección o la incorporación inmediata del estiércol en el suelo.



Figuras 5.11.2-5.11.5. Abanico. Esparcidor de sólidos. Inyección. Aplicación con tubos colgantes.

RENDIMIENTO

Hay cuatro grupos de parámetros que deben ser considerados (Tabla 5.11.2) en la aplicación agrícola por su influencia en el balance de nutrientes, las emisiones, el balance energético y el balance económico.

Tabla 5.11.2. Aspectos y parámetros que afectan a la aplicación agrícola.

	ASPECTOS PRINCIPALES/PARÁMETROS
GENERAL	País (clima y aspectos económicos) Marco legal (dosis máximas: N, P, K; metales; patógenos; otros)
ESTIERCOL/ DIGERIDO	Tipo de estiércol y otros (Factor disponibilidad de nutrientes $[N_A, P_A, K_A]$) Composición Cantidad
CULTIVO	Tipo de cultivo (extracción de nutrientes, producción) Superficie (ha) Zona vulnerable/ Zona no vulnerable Nutriente limitante (NPK)
SISTEMA DE APLICACIÓN	Tipo de sistema de aplicación Tipo de vehículo empleado para la aplicación Época de aplicación (templada o fría)

BALANCE DE NUTRIENTES Y PÉRDIDAS

La clave de la aplicación de los estiércoles como abonos orgánicos es conseguir un equilibrio en el balance agronómico (Figura 5.11.1), donde, por un lado, hay que tener en cuenta la cantidad y composición del estiércol que se aplica, y por el otro las necesidades nutricionales (NPK) de los cultivos en función de los rendimientos esperados. Éstos últimos dependen de la zona en que nos encontremos, al igual que la legislación aplicable en cada caso.

En un escenario en balance hay disponible suficiente superficie de cultivo para poder asimilar y gestionar todo el estiércol generado en esa zona.

Para llevar a cabo una buena planificación en lo relativo a los aspectos agronómicos, la dosis y el tiempo de aplicación son requisitos previos para el óptimo uso del estiércol como fertilizante. La planificación debe asegurar que las cantidades necesarias de nutrientes esenciales se suministren en el momento exigido por los cultivos.

Si el cultivo requiere más nutrientes que aquellos contenidos en los estiércoles y otros productos orgánicos disponibles en la zona, se pueden complementar con fertilizante mineral.

En un escenario excedentario no todos los nutrientes del estiércol pueden ser asimilados por los cultivos existen-

tes en el mismo. En ese caso, el escenario no está en balance. Es necesaria una reducción de nutrientes, ya sea a través de su exportación a otras áreas o mediante la aplicación de tecnologías de tratamiento.

Incluso cuando se utilizan las mejores prácticas, pueden producirse pérdidas durante y después de la aplicación agrícola de los estiércoles en las tierras de cultivo:

Pérdidas de nutrientes por lixiviación y escorrentía: afectan el nitrógeno, fósforo y potasio. Están relacionadas con la cantidad y tipo de producto, el tipo de cultivo, la época de aplicación y el tipo y estado del suelo.

Pérdidas de nutrientes debido a las emisiones a la atmósfera afectan al balance de nitrógeno. Están relacionadas con la cantidad y tipo de producto, el sistema de aplicación, la incorporación o no al suelo y la temperatura ambiente.

Los nutrientes disponibles para los cultivos en la época de aplicación, se estiman a partir de la diferencia entre los aportados en el estiércol y las pérdidas durante el proceso.

Las plantas sólo pueden utilizar los nutrientes que se encuentran en forma inorgánica. Esta es la forma en que se encuentran en los fertilizantes minerales. El nitrógeno y el fósforo en los estiércoles también se encuentran en formas orgánicas no disponibles de forma inmediata y al 100% para los cultivos. En el caso del potasio, su disponibilidad en el estiércol se considera similar a la del fertilizante comercial. El factor de disponibilidad de nutrientes es la proporción de todos los nutrientes que se encuentran a disposición de los cultivos y depende del tipo de estiércol.

Existe normativa que regula las dosis de aplicación de nutrientes procedentes de abonos orgánicos. Cuando los requerimientos del cultivo son mayores que las dosis máximas permitidas por ley no pueden ser satisfechos en su totalidad con abono orgánico. El balance de nutrientes debe llevarse a cabo en base a la condición más restrictiva: el nutriente disponible para cubrir los requerimientos del cultivo o la dosis máxima permitida por ley.

EMISIONES

Las emisiones de amoníaco se reducen cuando el contenido en materia seca del producto a aplicar, la temperatura del aire, la velocidad del viento, la radiación solar y la superficie de exposición al aire en la aplicación son menores. Las emisiones de amoníaco en proporción al

contenido de nitrógeno amoniacal (N_A) en el purín aplicado generalmente son inferiores cuanto mayor es la concentración de N_A y la dosis aplicada. El tipo de estiércol también es un factor a tener en cuenta.

Las condiciones del suelo también son un factor determinante que afecta a la tasa de infiltración. Un suelo seco, de textura gruesa con buen drenaje, permite una infiltración rápida, que dará lugar a una reducción de las emisiones, al contrario que un suelo húmedo y compacto con una reducida tasa de infiltración (BREF, 2015).

Una suspensión con una alta viscosidad tendrá menos capacidad de infiltración en el suelo durante la aplicación aumentando así las emisiones de NH_3 . Al mismo tiempo, se ha observado que el digerido penetra en el suelo más fácil y rápidamente ya que no se adhiere a la superficie tanto como estiércol bruto (BREF, 2015).

Las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) son debidas a las emisiones de N_2O principalmente.

BALANCE DE ENERGÍA

El consumo de energía es debido al transporte y actividades de aplicación. El consumo de combustible de los vehículos depende de la distancia recorrida, el equipo utilizado y el estado de la parcela.

BALANCE ECONÓMICO

En el balance económico, los gastos vienen determinados por el equipo utilizado, el consumo de combustible y las horas de trabajo necesarias. El balance es muy diferente en función de si el agricultor realiza estas actividades con su maquinaria propia o, si por el contrario, subcontrata un servicio externo.

Los costes de la aplicación de estiércol calculados a nivel de parcela, teniendo en cuenta el trabajo de la maquinaria y los costes de tiempo y mano de obra al año varían entre aprox. 1,6 y 13 €/m³ de estiércol aplicado (Huijsmans *et al.*, 2003). El factor clave es la distancia de transporte, que determinará el consumo de diesel y la mano de obra.

Los sistemas de aplicación con tubos colgantes, discos o inyección son, en promedio, 2 €/m³ mayores que los sistemas de aplicación en superficie tradicional (Huijsmans *et al.*, 2003). La subcontratación de este servicio a una empresa externa puede proporcionar una reducción de costes ya que este gestor especializado tiene la posibilidad de utilizar la maquinaria de forma más eficiente (más volumen y más horas de trabajo por año), respecto a un granjero que gestiona únicamente su explotación.

Los ingresos de esta actividad están relacionados con el valor económico del producto orgánico utilizado como abono, en función de su contenido en N, P y K. Si se tiene en cuenta el precio medio de las unidades fertilizantes de los fertilizantes minerales más utilizados en el mercado europeo, el valor del estiércol aplicado en el campo puede estar entorno a 5,1 €/t en base a su contenido en N, P y K y considerando una eficiencia útil del 75% para el N, y teniendo en cuenta que el efecto de primer año sería del 65% (Jacobsen, 2011). No obstante, es importante señalar que el precio real de mercado dependerá de la demanda existente en cada zona.

CAMBIO CLIMÁTICO

Las prácticas utilizadas para aplicar el estiércol o el digerido en el campo o los pastos afectan directamente a las emisiones de GEI derivadas de esta actividad. Los fertilizantes orgánicos deben aplicarse, idealmente, en forma líquida para que puedan penetrar rápidamente en el suelo o, en el caso del estiércol sólido, incorporarse de forma inmediata. Los agricultores pueden compartir el uso de sistemas aplicadores más eficientes aunque más costosos en modelos de gestión colectiva que les permitan optimizar el uso del estiércol y el digerido reduciendo las emisiones de N_2O y NH_3 (CEU, 2015).

Las emisiones de N_2O se producen en el suelo después de la aplicación del estiércol debido a las reacciones de nitrificación-desnitrificación, así como en la capa superficial del purín en sistemas de almacenamiento. Las emisiones de CH_4 se producen principalmente por la descomposición de la materia orgánica del purín en condiciones anaerobias (Chadwick *et al.*, 2011).

Con el fin de reducir las emisiones de GEI en la aplicación agrícola del purín, algunas estrategias a seguir son la reducción de la concentración de N en el estiércol en un tratamiento previo, evitar las condiciones anaeróbicas o la reducción del contenido en C degradable en el estiércol. Los procesos de separación sólido/líquido y los pretratamientos de digestión anaerobia pueden mitigar la emisión de CH_4 originada en la aplicación del purín utilizando técnicas de inyección, las cuales son superiores a las generadas en la aplicación en superficie. Es posible reducir las emisiones de N_2O generadas a través de la época de aplicación (p.ej. evitando aplicar cuando se prevé lluvia) y manteniendo el pH del suelo en valores por encima de 6.5 (Hristov *et al.* 2013).

El uso de estiércol como una alternativa o un complemento al fertilizante mineral proporciona una reducción de emisiones de GEI derivadas de la producción y transporte

de estos productos. La reducción de emisiones que es posible alcanzar cuando el purín se gestiona de forma adecuada es de 16,6 kg of CO₂ eq. por metro cúbico (Ceotto, 2005). También se reducen las emisiones de N₂O derivadas del uso de fertilizantes inorgánicos de nitrógeno.

TENDENCIA FUTURA

El estiércol animal es una alternativa sostenible al uso intensivo de energía y alto coste de los fertilizantes sintéticos y puede ser una fuente de fertilizante muy eficaz cuando el contenido de nutrientes disponibles y la tasa de mineralización se sincronizan con la absorción de nutrientes de los cultivos (Montes *et al.*, 2014).

Las estrategias de manejo de nitrógeno de la UE han de ser reconsideradas poniendo el foco en la promoción de la fertilización orgánica, a expensas de los fertilizantes químicos (que son extremadamente demandantes de energía para su síntesis y contribuyen con el 12% de las emisiones), y el hecho científicamente demostrado de que la mayoría de los cultivos prefieren la forma inorgánica de N-amoniaco presente en el estiércol y el digerido en lugar de la forma de N-nitrato altamente propenso a ser lixiviado a las aguas subterráneas (CEU, 2015).

Una cuestión importante acerca del manejo del estiércol generado en Europa es que contiene 7 millones tN que puede ser utilizado como abono orgánico para sustituir una parte considerable de los 11 millones de tN contenido en los fertilizantes minerales aplicados a los cultivos (Leip 2011, Iguacel 2006). Si se utiliza todo este estiércol para la fertilización de cultivos, el uso de fertilizantes minerales, posiblemente, podría disminuir a la mitad, poniendo freno a la entrada de nitrógeno a los suelos. La consecuencia sería una reducción considerable de las

emisiones de óxido nítrico a la atmósfera, y también una reducción de la carga de nitrógeno a los acuíferos.

En la actualidad, la carga total de nitrógeno a los ríos europeos es de 4 millones de N (Seitzinger *et al.*, 2009), y los daños ambientales derivados de esta contaminación son superiores a 5.200 millones de euros (Martínez y Albiac 2006). Además, el uso de menos fertilizantes minerales reduciría las emisiones de gases de efecto invernadero generadas en su producción industrial.

En la mayoría de los países europeos, el nitrógeno es el factor limitante en la aplicación al suelo debido a su impacto ambiental. Sin embargo, en algunos otros países (por ejemplo, Irlanda, Suecia, Estonia, Finlandia, Alemania, Bélgica-Flandes, Dinamarca, Lituania, Letonia y Polonia), la carga de fósforo se utiliza como un factor limitante, así, ya sea como una restricción legal o como sólo una recomendación (BREF, 2015).

Europa depende en gran medida de las importaciones de fertilizantes de fósforo y potasio (recursos finitos) y del gas natural utilizado para la síntesis de fertilizantes nitrogenados (CEU, 2015). La recuperación de estos nutrientes a partir de los abonos orgánicos es altamente recomendable.

Otra alternativa consiste en conseguir la colaboración de los agentes implicados para lograr la acción colectiva de reducción de las emisiones. Esto supone la cooperación entre todos los agentes del sector: ganaderos y agricultores individuales, sus asociaciones, las industrias de transformación, organizaciones medioambientales, y autoridades locales, regionales, nacionales responsables de las políticas agraria, medioambiental y de recursos hídricos. El desafío no es sencillo y requiere organizar la utilización del estiércol como abonado orgánico que sustituya al abonado mineral.

BIBLIOGRAFÍA

BREF, 2015. Integrated Pollution Prevention and Control. Reference Document on Best Available Techniques for Intensive Rearing of Poultry and Pigs. European Commission. Review.

Ceotto, E. (2005). The issues of energy and carbon cycle: new perspectives for assessing the environmental impact of animal waste utilization. *Bioresource Technology* 96, 191 – 196.

Chadwick, D; Sommer, S.; Thorman, R.; Fanguero, D.; Cardenas, L.; Amon, B.; Misselbrook, T. (2011). Manure management: Implications for greenhouse gas emissions. *Animal Feed Science and Technology* 166-167, 514-531.

Council of European Union (CEU) (2015). Towards climate-smart agriculture. 2015.

Defra, 2011. Think manures. A guide to manure management.

Foged H., X. Flotats, A. Blasi, J. Palatsi, A. Magri, K.Schelde. [2011]. Inventory of manure processing activities in Europe. Technical Report No I concerning "Manure Processing Activities in Europe" to the European Commission. Directorate-General Environment. European Commission. Bruselas.

Hristov, A.N., Oh, J., Lee, C., Meinen, R., Montes, F., Ott, T., Firkins, J., Rotz, A., Dell, C., Adesogan, A., Yang, W., Tricarico, J., Kebreab, E., Waghorn, G., Dijkstra, J. & Oosting, S., [2013]. Mitigation of greenhouse gas emissions in livestock production – A review of technical options for non-CO₂ emissions. Edited by Pierre J. Gerber, Benjamin Henderson and Harinder P.S. Makkar. FAO Animal Production and Health Paper No. 177. FAO, Rome, Italy.

Iguacel F. 2006. Estiércoles y fertilización nitrogenada. En Andreu J. *et al.* (Eds.) Fertilización Nitrogenada. Guía de Actualización. Centro de Transferencia Agroalimentaria. Gobierno de Aragón. Zaragoza.

Jacobsen, B. [2011] Costs of slurry separation technologies and alternative use of the solid fraction for biogas production or burning – a Danish perspective. International Journal of Agricultural Management, Volume 1 Issue 2 ISSN 2047-3710 ' 2011 International Farm Management Association and Institute of Agricultural Management.

Leip A., Achermann B., Billen G. *et al.* 2011. Integrating nitrogen fluxes at the European scale. En Sutton M., Howard C., Erisman J. *et al.* (Eds). The European Nitrogen Assessment. Cambridge University Press. Cambridge.

Martínez Y. y J. Albiac 2006. Nitrate pollution control under soil heterogeneity. Land Use Policy 23: 521-532.

Montes, F., Meinen, R., Dell, C., Rotz, A., Hristov, A. N., Oh J., Waghorn, G., Gerber, P. J., Henderson, B., Makkar, H. P. S. and Dijkstra, J. [2014] Mitigation of methane and nitrous oxide emissions from animal operations: II. A review of manure management mitigation options. J. Anim. Sci. 2013.91:5070–5094 doi:10.2527/jas2013-6584.

Petersen, S.O.; Sommer, S.G.; Béline, F.; Burton, C.; Dach, J.; Dournad, J.Y.; Leip, A.; Misselbrook, T.; Nicholén, F.; Poulsen, H.D.; Provoló, G.; Sørensen, P.; Vinnerås, B.; Weiske, A.; Bernal, M.-P.; Böhm, R.; Juhász, C.; Mihelic, R. (2007). Recycling of livestock manure in a whole-farm perspective. Livestock Science 112, 180-191.

Seitzinger S., Mayorga E., Kroeze C. *et al.* 2009. Global river nutrient export trajectories 1970-2050: a Millenium Ecosystem Assessment scenario analysis. Global Biochemical Cycles. doi: 10.1029/2009GB003587.



6. CASOS DE ESTUDIO EN EUROPA

6. INTRODUCCIÓN – COMBINACIÓN DE PROCESOS

Giorgio Provolo y Gabriele Mattachini
Universidad de Milán (Italia)

INTRODUCCIÓN – COMBINACIÓN DE PROCESOS

Dentro del marco del proyecto LIFE+ MANEV se ha realizado un seguimiento y evaluación de diferentes plantas de tratamiento y sistemas de gestión del estiércol en funcionamiento en toda Europa con el fin de obtener datos reales que permitan validar los resultados e información que proporciona la herramienta informática MANEV.

Los diferentes casos de estudio recogidos en este capítulo contienen una breve descripción de los sistemas evaluados en el proyecto y un resumen de los principales resultados y conclusiones obtenidos.

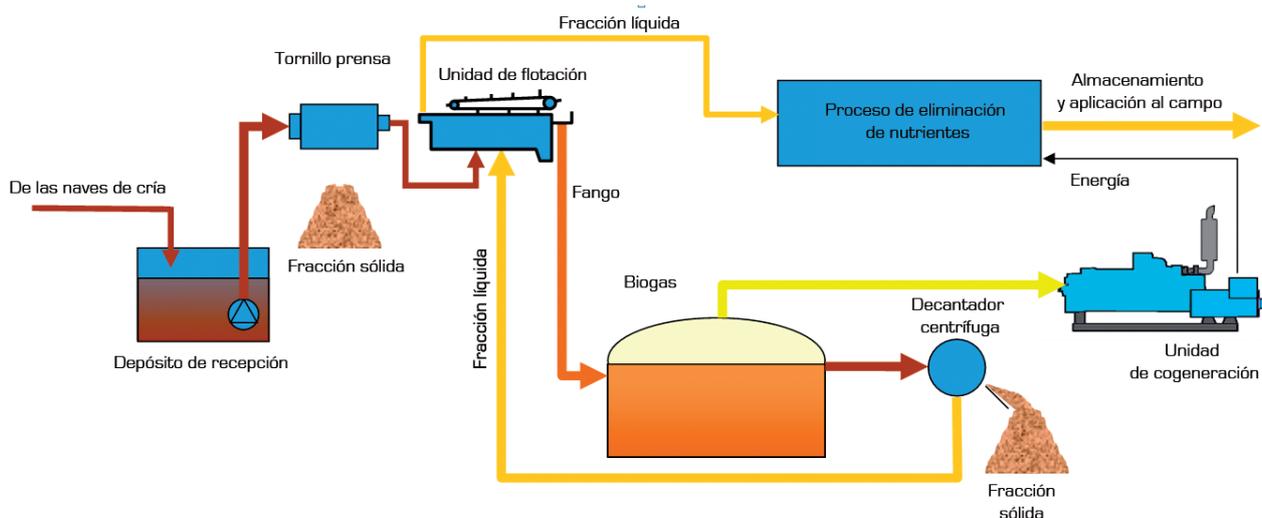
Es importante señalar que los trabajos no se han centrado en una única tecnología de forma aislada, sino en el sistema de gestión completo y desde un punto de vista global. En este ámbito, uno de los aspectos más interesantes a tener en cuenta ha sido la combinación de diferentes procesos o etapas unitarias para configurar un único sistema de gestión.

De hecho, a pesar de que se han registrado datos de cada una de las unidades que conformaban las líneas de

proceso evaluadas, el fin último perseguido ha sido conocer el rendimiento global del sistema.

La combinación de diferentes procesos es una práctica habitual por diferentes motivos. Algunas tecnologías no se pueden aplicar por sí solas y requieren la utilización de pretratamientos adecuados para poder alcanzar los rendimientos deseados. Por ejemplo, una explotación en la que se produce estiércol líquido y está interesada en llevar a cabo un proceso de compostaje, requiere inevitablemente una etapa de separación previa que le permita obtener una fracción sólida adecuada para poder llevar a cabo este tratamiento. Del mismo modo, una etapa de separación previa beneficia notablemente los resultados obtenidos en tratamientos aerobios y, por este motivo, prácticamente todas las instalaciones de este tipo tienen esta unidad incorporada a la línea de proceso.

Cuando una explotación agrícola genera un excedente de nutrientes que no puede gestionar en la superficie agrícola que tiene a su disposición, es necesario implementar tratamientos de eliminación de nutrientes. En



Figuras 6.1. Ejemplo de combinación de diferentes procesos para la reducción de emisiones en la gestión del estiércol.

esos casos, la opción más habitual es la combinación de este proceso con una digestión anaerobia. La venta de energía obtenida a partir del biogás producido permite asumir los costes derivados del tratamiento de eliminación de nutrientes. Estos sistemas de gestión pueden ser complejos y necesitan combinar varias tecnologías en una misma planta. La figura 6.1 muestra la línea de proceso de un sistema en el que el purín es inicialmente separado en un tornillo prensa y una unidad de flotación obteniendo una fracción líquida que se envía a un tratamiento de eliminación de nutrientes (stripping, osmosis inversa o tratamiento aerobio). De forma paralela, el fango procedente de la unidad de flotación se trata en un digester anaerobio para la producción de biogás y el digerido se separa en un decantador centrífuga. La fracción líquida obtenida en esta última etapa se recircula a la unidad de flotación. El biogás generado se usa en un motor de cogeneración y la energía resultante se utiliza en parte para cubrir las necesidades del proceso de eliminación de nutrientes.

El esquema descrito contribuye a mejorar la sostenibilidad medioambiental de la gestión del purín pero requiere una elevada inversión y una formación técnica cualificada de las personas que operan la instalación, condiciones

que no suelen presentarse en las explotaciones ganaderas habitualmente. Por este motivo, cuando se implementa este tipo de alternativas el modelo de gestión que se suele adoptar es un sistema centralizado a través de la asociación de varios ganaderos. Las plantas de tratamiento de gestión colectiva posibilitan económicamente la implantación de estos sistemas gestión y la contratación personal especializado.

El principal inconveniente de la gestión colectiva es la necesidad de transportar el purín desde las granjas hasta la planta y, en algunas ocasiones, los productos finales de vuelta a las granjas para su posterior gestión.

La amplia variedad de procesos y plantas de tratamiento evaluados durante el proyecto han proporcionado un conocimiento profundo sobre el funcionamiento y rendimiento de cada tecnología y de la combinación de las mismas. Adicionalmente, los datos experimentales obtenidos, han sido utilizados para la validación de la herramienta informática MANEV con datos obtenidos a partir de casos reales.

6.1. CASO DE ESTUDIO 1: PLANTA DE DIGESTIÓN ANAEROBIA DE PURÍN DE VACUNO EN CAPARROSO (NAVARRA, ESPAÑA)

Eva Herrero, Marta Teresa y Berta Bescós
Sociedad Aragonesa de Gestión Agroambiental - SARGA, S.L.U.

1. ESCENARIO Y SISTEMA DE GESTIÓN DE ESTIÉRCOL

Sarga ha evaluado el proceso de la planta de digestión anaerobia gestionada por HTN.Biogas, S.L. (Figura 6.1.1) y localizada en Caparroso (Navarra, España). En estas instalaciones se trata el purín de una granja de vacuno de leche de 3.000 cabezas, ubicada a 2 km de la planta. Durante el periodo de seguimiento y evaluación, se alimentaba al proceso un caudal diario de 380 m³ de purín/día, lo que representaba, en términos de masa, el 65% de la masa alimentada a la línea de proceso. El 35% restante eran cosustratos procedentes de la industria agroalimentaria de la zona, otros estiércoles, residuos vegetales, subproductos de matadero, lodos, etc.

El purín se transporta por tubería de gravedad desde la granja hasta la planta y llega a un tanque de recepción donde se mezcla con los cosustratos y se homogeneiza. La mezcla de entrada es pasteurizada y a continuación se lleva a cabo una digestión mesofílica, en ausencia de oxígeno, en dos líneas de proceso trabajando en paralelo. Dos motores de cogeneración, de 2 MWe cada uno, utilizan el biogás para producir calor y electricidad.

El digerido se separa en un decantador-centrífuga en dos fracciones, una sólida y otra líquida. Ambas fracciones se utilizan como fertilizante orgánico siguiendo un plan de fertilización que incluye aproximadamente 6.900 has de campos de cultivo en el entorno de la planta de tratamiento.



Figura 6.1.1. Vista general de la planta de digestión anaerobia de Caparroso (Navarra, España).

2. ESQUEMA DEL SISTEMA DE GESTIÓN DE ESTIÉRCOL

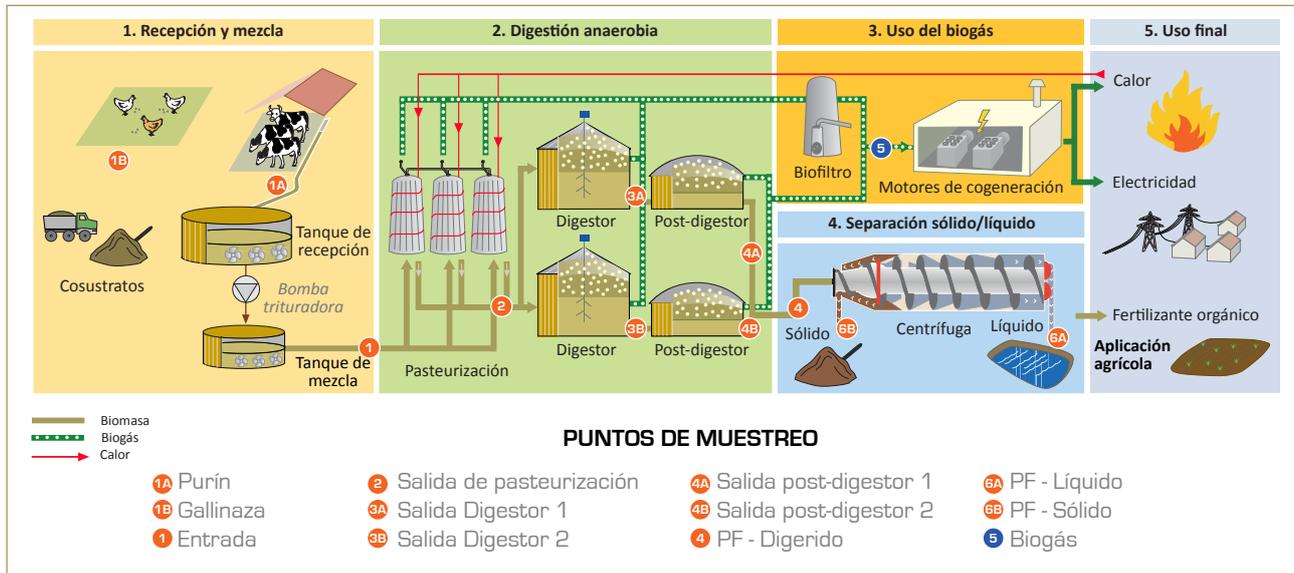


Figura 6.1.2. Línea de proceso de la planta de tratamiento de Caparrosos (Navarra, España).

Tabla 6.1.1. Datos generales de la línea de proceso.

Entrada:	
- Purín de vacuno [t/año]	144,419
- Gallinaza [t/año]	9,550
- Residuos agroindustriales [t/año]	61,807
Tiempo de retención hidráulica [digestor + post-digestor] [días]	63
Temperatura de la digestión anaerobia [°C]	41
Potencia eléctrica del motor de cogeneración [kWe]	2,900
Productos finales:	
- Digerido [t/año]	182,467
- Biogás [m³/año]	8,837,893
- Calor [MWh/año]	17,226
- Electricidad [MWh/año]	17,027

¹ En las instalaciones, hay dos unidades de cogeneración de 2.000 kWe cada una. No obstante, durante el periodo de seguimiento y evaluación, la planta trabajó con una potencia de 2.900 kWe

La línea de proceso (Figura 6.1.2 y Tabla 6.1.1) de la planta de tratamiento está formada por las siguientes etapas:

1. Recepción y mezcla. Una tubería de 2 km de longitud transporta el purín desde la granja hasta la planta usando la gravedad como fuerza impulsora. El estiércol se mezcla en un tanque de recepción de 800 m³ con los cosustratos, transportados por camión hasta las instalaciones. Un primer desbaste tiene lugar dentro de este tanque con una bomba trituradora. A continuación, la mezcla se bombea a un tanque de 550 m³ y se homogeneiza.

2. Digestión anaerobia. Previamente a la digestión anaerobia, una unidad de pasteurización elimina todas las bacterias y semillas de la mezcla de entrada procesando la alimentación a 70 °C durante 1 hora. La temperatura del flujo de entrada se eleva en dos inter-

cambiadores de calor trabajando en línea que suavizan el gradiente térmico del proceso. El primero de ellos usa la temperatura del producto pasteurizado, la cual es superior a 70 °C. El segundo intercambiador utiliza el calor excedente de la unidad de cogeneración.

El biogás se genera en dos líneas de digestión anaerobia trabajando en paralelo. Cada una de ellas está formada por un digestor primario de 8.000 m³ y un post-digestor de 3.000 m³, ambos aislados térmicamente. El proceso termofílico, en ausencia de oxígeno, permanece a 41 °C con unos tiempos de retención hidráulica de aprox. 63 días. Los agitadores verticales homogeneizan el líquido en los digestores y facilitan la liberación del biogás.

3. Uso del biogás. El biogás, almacenado en los digestores y post-digestores se alimenta a dos motores de cogeneración de 2 MWe cada uno. En estos equipos

se genera suficiente calor y electricidad para cubrir las necesidades del proceso y vender el exceso a la red pública. Una antorcha de seguridad permite quemar el biogás cuando es necesario.

4. Separación sólido/líquido. El digerido se separa en un decantador-centrífuga añadiendo polielectrolito catiónico al proceso para mejorar su rendimiento. Los productos finales obtenidos: una fracción sólida y una líquida del digerido, se almacenan en una nave cubierta y en un tanque soterrado cubierto respectivamente.

5. Uso final. Ambas fracciones obtenidas en el proceso de separación, así como el digerido bruto ocasionalmente, se usan como fertilizante orgánico de

alto valor añadido en los campos de cultivo de la zona. Se sigue un plan de fertilización específico que permite ajustar las dosis de aplicación a las necesidades de los cultivos, teniendo en cuenta los límites legales establecidos. En aquellos periodos de tiempo en los que los cultivos no demandan nutrientes, los productos finales se almacenan hasta el momento adecuado.

La aplicación agrícola cubre distancias de hasta 20 km, priorizando las distancias cortas para la fracción líquida y las distancias largas para la fracción sólida. Los vehículos utilizados para esta actividad tienen integrado un sistema de aplicación que reduce la generación de emisiones.

3. RESULTADOS DE LA EVALUACIÓN

Tabla 6.1.2. Principales resultados del muestreo de la línea de proceso.

Parámetro	Unidades	Punto de muestreo	17 campañas de muestreo		Frecuencia de muestreo
			Media	D. E.	
NKT	kg/t	1. ENTRADA	3,76	1,45	1 muestra/mes
		4. PF - Digerido	3,94	0,88	1 muestra/mes
		6A. PF - Líquido	3,90	0,87	1 muestra/mes
		6B. PF - Sólido	11,42	11,34	1 muestra/mes
		Aumento (+)/Reducción (-)¹ (%)	+4,9%		
N _A	kg/t	1. ENTRADA	2,50	0,79	1 muestra/mes
		4. PF - Digerido	3,06	0,86	1 muestra/mes
		6A. PF - Líquido	3,18	0,65	1 muestra/mes
		6B. PF - Sólido	2,93	1,36	1 muestra/mes
		Aumento (+)/Reducción (-)¹ (%)	+22,4%		
MS	kg/t	1. ENTRADA	83,71	10,55	1 muestra/mes
		4. PF - Digerido	46,49	10,43	1 muestra/mes
		6A. PF - Líquido	32,32	3,68	1 muestra/mes
		6B. PF - Sólido	315,88	42,61	1 muestra/mes
		Aumento (+)/Reducción (-)¹ (%)	-44,5%		
SV	kg/t	1. ENTRADA	64,30	9,72	1 muestra/mes
		4. PF - Digerido	28,27	7,73	1 muestra/mes
		6A. PF - Líquido	18,14	5,29	1 muestra/mes
		6B. PF - Sólido	207,30	45,95	1 muestra/mes
		Aumento (+)/Reducción (-)¹ (%)	-56,0%		
DQO	kg/t	1. ENTRADA	70,27	19,13	1 muestra/mes
		4. PF - Digerido	38,59	15,33	1 muestra/mes
		6A. PF - Líquido	33,56	7,07	1 muestra/mes
		6B. PF - Sólido	71,12	49,08	1 muestra/mes
		Aumento (+)/Reducción (-)¹ (%)	-45,1%		
P	kg/t	1. ENTRADA	0,82	0,76	1 muestra/mes
		4. PF - Digerido	0,64	0,61	1 muestra/mes
		6A. PF - Líquido	0,60	0,86	1 muestra/mes
		6B. PF - Sólido	6,58	10,71	1 muestra/mes
		Aumento (+)/Reducción (-)¹ (%)	-21,7%		
K	kg/t	1. ENTRADA	1,84	0,35	1 muestra/mes
		4. PF - Digerido	1,82	0,50	1 muestra/mes
		6A. PF - Líquido	1,87	0,39	1 muestra/mes
		6B. PF - Sólido	2,70	1,55	1 muestra/mes
		Aumento (+)/Reducción (-)¹ (%)	-1,1%		
Cu	kg/t	1. ENTRADA	0,006	0,001	1 muestra/mes
		4. PF - Digerido	0,006	0,002	1 muestra/mes
		6A. PF - Líquido	0,005	0,008	1 muestra/mes
		6B. PF - Sólido	0,012	0,005	1 muestra/mes
		Aumento (+)/Reducción (-)¹ (%)	-4,8%		
Zn	kg/t	1. ENTRADA	0,024	0,006	1 muestra/mes
		4. PF - Digerido	0,024	0,009	1 muestra/mes
		6A. PF - Líquido	0,020	0,005	1 muestra/mes
		6B. PF - Sólido	0,069	0,019	1 muestra/mes
		Aumento (+)/Reducción (-)¹ (%)	-1,2%		
CE	mS/cm	1. ENTRADA	18,4	2,5	1 muestra/mes
		4. PF - Digerido	22,4	3,8	1 muestra/mes
		6A. PF - Líquido	24,1	2,1	1 muestra/mes
		6B. PF - Sólido	6,1	5,3	1 muestra/mes
		Aumento (+)/Reducción (-)¹ (%)	+22,0%		
pH	pH u.	1. ENTRADA	6,7	0,5	1 muestra/mes
		4. PF - Digerido	7,9	0,2	1 muestra/mes
		6A. PF - Líquido	8,1	0,3	1 muestra/mes
		6B. PF - Sólido	8,5	0,5	1 muestra/mes
		Aumento (+)/Reducción (-)¹ (%)	+18,5%		

¹ Los porcentajes de aumento/reducción se han calculado teniendo en cuenta el caudal y composición de la mezcla de entrada a la unidad de pasteurización (1. ENTRADA) y el caudal y composición del digerido obtenido en la unidad de digestión anaerobia antes de su separación sólido/líquido (4. PF-Digerido).

El seguimiento de la planta de tratamiento se realizó de acuerdo a las directrices definidas en el Protocolo Común de Seguimiento y Evaluación (CEMP) desarrollado en el proyecto LIFE+ MANEV (Capítulo 3). El trabajo se prolongó durante 17 meses de operación estable de la instalación. La información y datos necesarios se obtuvieron a partir de:

- Registros diarios: registros manuales y/o automáticos de los principales parámetros de la línea de proceso: caudales diarios, temperatura, consumo eléctrico, producción de biogás, etc.
- Campañas de muestreo mensuales: se tomaron mensualmente muestras representativas de diferentes puntos de la línea de proceso (Figura 6.1.2) y se analizaron posteriormente en un laboratorio externo cualificado.

La tabla 6.1.2 muestra el **balance de masas** del proceso teniendo en cuenta la mezcla de entrada de estiércol y cosustratos (1. ENTRADA) y el digerido obtenido como producto final (4. PF-Digerido). Se muestran las propiedades físico-químicas de ambos puntos de la línea de proceso así como de las fracciones obtenidas después de la unidad de separación (media y desviación estándar (D.E.)).

Los principales resultados obtenidos a partir del sistema de tratamiento evaluado en la planta de HTN.Biogás, S.L. se muestran en la tabla 6.1.3. Los datos obtenidos se comparan con un escenario base en el que el 100% del estiércol se gestionaba directamente aplicándose al campo como fertilizante orgánico sin llevar a cabo ningún tratamiento intermedio.

Tabla 6.1.3. Resumen de los resultados de seguimiento y control.

		Sistema sin tratamiento		HTN.Biogás		
Medio ambiente	Potencial de calentamiento global	kg CO ₂ eq./t	58,30 (purín) 84,85 (purín + cosustratos) ¹		30,67	
	Potencial de acidificación	kg SO ₂ eq./t	1,98 (purín) 2,75 (purín + cosustratos) ¹		2,92	
Energía ²	Electricidad	kWh/t	-		60,1	
	Calor	kWh/t	-		Excedente	
	Combustible	kWh/t	-		0	
Economía	Ingresos	€/t	-		-	
	Gastos	€/t	-		-	
Agronomía	Balance de nitrógeno ^{3,4}	kg N/ha	Maíz 343,1 [30,9]	Cebada 57,5 [5,2]	Maíz 402,7 [90,5]	Cebada 67,5 [15,2]
	Balance de fósforo ³	kg P/ha	Maíz 102,1 [-20,1]	Cebada 17,1 [-6,9]	Maíz 65,3 [-57,3]	Cebada 10,9 [-13,0]
	Balance de potasio ³	kg K/ha	Maíz 230,2 [-26,2]	Cebada 38,6 [-7,2]	Maíz 186,1 [-70,4]	Cebada 31,2 [-14,6]
Impacto social	Demanda de trabajo – Operario ⁵	h/año	-		17,000 ⁶	
	Demanda de trabajo – Técnico especializado ⁵	h/año	-		5,100 ⁷	
	Olor		-		2	
	Ruido	Sí/No	-		Sí	
Bioseguridad	Reducción de patógenos	Sí/No	-		Sí	

¹ Potencial de Calentamiento Global en un sistema de gestión en el que la mezcla purín + co-sustratos es aplicada directamente al campo como fertilizante orgánico. Se ha utilizado la misma cantidad y composición de mezcla que entra a la planta para la evaluación.

² Valores referidos a las etapas 2, 3 y 4 de la línea de proceso.

³ kg/ha aplicado [Balance: Nutrientes aplicados - Necesidades de nutrientes de los cultivos (kg/ha); Nutrientes aplicados = Concentración en el PF-digerido x dosis aplicada (kg/ha)].

Balance basado en el nitrógeno disponible a corto plazo (nitrógeno amoniacal).

En el caso del escenario "sin tratamiento" el balance se llevó a cabo teniendo en cuenta la composición del purín, no de la mezcla de entrada.

⁴ Las necesidades de nutrientes del maíz no pueden ser cubiertas al 100% con la aplicación de digerido debido a las restricciones legales vigentes en la región. No obstante, el balance de nutrientes se ha llevado a cabo considerando que el 100% de la demanda de nutrientes por parte del cultivo es cubierta abonando con el digerido para analizar el equilibrio entre el contenido en NPK del digerido y la demanda de nutrientes de los cultivos.

⁵ Se han considerado 1.700 horas/año • puesto de trabajo (valores medios obtenidos de la base de datos de la OCDE. Datos tomados el 26/11/2014, 12:08 UTC (GMT)).

⁶ 10 operarios

⁷ 3 jefes de planta, técnicos especializados y/o coordinadores.

I. MEDIO AMBIENTE

Emisiones. Las emisiones del sistema de gestión de estiércol se han evaluado siguiendo las directrices definidas en el CEMP y basadas en la metodología Tier 2 del IPCC. Se ha tenido en cuenta como punto de partida el transporte de la granja a la planta, incluyendo las emisiones vinculadas al transporte por camión de los cosustratos, el almacenamiento del digerido, el transporte del digerido y la aplicación agrícola de los productos finales. El periodo de almacenamiento en la granja se considera despreciable ya que el purín se introduce al proceso lo más fresco posible para optimizar los rendimientos del proceso de digestión anaerobia. La fracción líquida del digerido es inicialmente almacenada en un depósito cubierto y, fuera de la temporada de fertilización, se acumula en dos balsas descubiertas de mayor tamaño hasta el momento de aplicación al campo adecuado.

Las emisiones anuales de gases de efecto invernadero (GEI) estimadas son 6.618 t CO₂ eq./año. La aplicación agrícola sería responsable de aproximadamente el 50% del poder de calentamiento global de estas emisiones y, en menor medida, el almacenamiento del digerido, etapa responsable del 42% aproximadamente. El 8% restante se debería al sistema centralizado de transporte (Figuras 6.1.3 y 6.1.4).

CALENTAMIENTO GLOBAL
Contribución por gases
kg CO₂ eq./t entrada

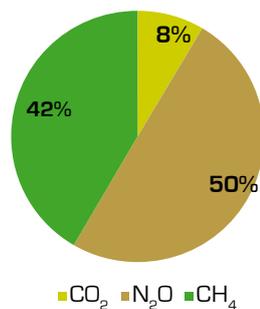


Figura 6.1.3. Contribución al calentamiento global de las emisiones de GEI generadas en el sistema de gestión de purín evaluado.

Por otro lado, la planta valoriza energéticamente 5.268.823 m³ de metano al año, lo que equivale a 86.409 t CO₂ eq./año. Este metano se usa para la producción de energía renovable que se exporta fuera del sistema y contribuye a reducir el consumo de energía de fuentes no renovables en la red.

Al evaluar las emisiones de NH₃, SO₂ y NO_x generadas en el sistema de gestión evaluado, de acuerdo con el CEMP y en base a las directrices de la Agencia Europea del Me-

dio Ambiente (AEMA) (EMEP/EEA, 2010), se obtuvo un poder de acidificación (PA) de 629 t SO₂ eq./año. El almacenamiento del digerido era responsable del 37% de estas emisiones y la aplicación agrícola del 63%. Las emisiones derivadas del sistema centralizado de transporte eran despreciables (Figuras 6.1.6 y 6.1.7).

El verano de 2014, se llevó a cabo un ensayo experimental con el objetivo de evaluar las emisiones de amoníaco generadas al aplicar la fracción líquida del digerido diluido (1:10-1:30) con agua e inyectado en una red de riego con aspersores en un campo de maíz. Las estimaciones se basaron en un balance de masas a partir de los volúmenes y composición registrados y muestreados durante el ensayo antes y después de la aplicación por aspersión (Informe técnico del proyecto LIFE+ MANEV, 2015).

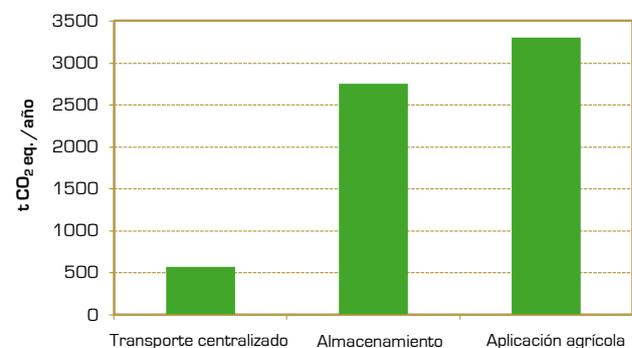


Figura 6.1.4. Emisiones de GEI en las diferentes etapas del sistema de gestión de purín evaluado.

El ensayo se repitió cuatro veces, y tuvo lugar durante el verano, en condiciones climatológicas que favorecen la generación de emisiones [temperaturas medias en torno a los 30 °C y una velocidad media del viento de 2 m/s]. Los resultados obtenidos permitieron concluir que, bajo las circunstancias del ensayo, las pérdidas de nitrógeno amoniacal fueron aproximadamente el 20% del nitrógeno amoniacal inyectado en el sistema de riego (Figura 6.1.5). Este valor es inferior a los factores de emisión proporcionados por la AEMA en su guía para la elaboración de inventarios de emisiones (EMEP/EEA, 2010), donde para el caso de la aplicación agrícola del purín de vacuno se estima una emisión del 55% del nitrógeno amoniacal aplicado a campo.

Agua y suelo. El digerido contiene una mayor proporción de nitrógeno mineral que el purín bruto, lo que aumenta la disponibilidad de este nutriente para las plantas a corto plazo. Por este motivo, si es gestionado de forma correcta y en el momento adecuado, el digerido puede ser más eficiente cubriendo las necesidades de nutrientes de los cultivos y evitando la pérdida por filtración o acumulación en el suelo.

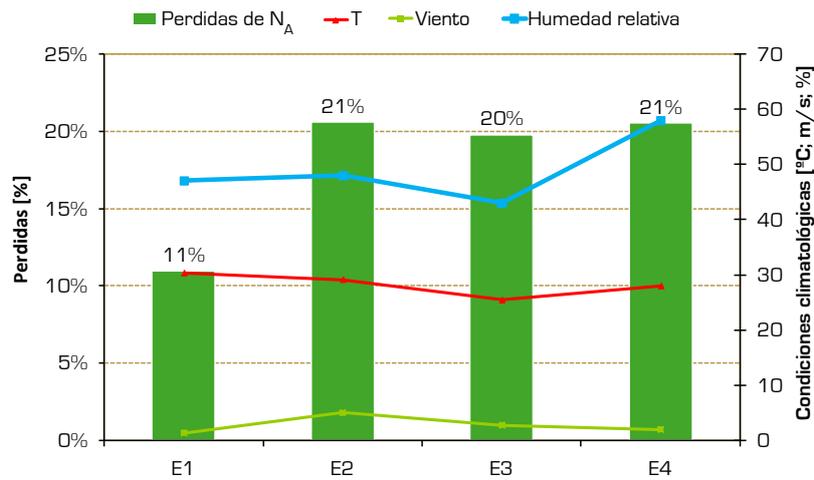


Figura 6.1.5. Pérdidas de nitrógeno amoniacal (N_A) en el ensayo de emisiones

ACIDIFICACIÓN
Contribución por gases
kg SO₂ eq./t entrada

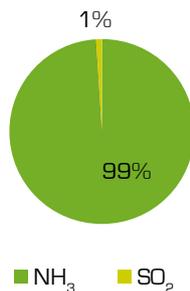


Figura 6.1.6. Contribución a la acidificación de las emisiones generadas en el sistema de gestión evaluado.

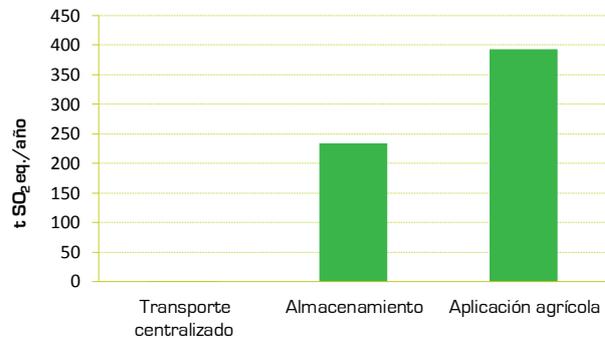


Figura 6.1.7. Emisión de gases con poder de acidificación en las diferentes etapas del sistema de gestión.

II. ENERGÍA

El biogás generado en el proceso procede de los tanques de pasteurización, los digestores y los post-digestores. La producción media diaria de biogás es de 24.213 m³/día (contenido en CH₄ del 59,6%) y las dos unidades de cogeneración tienen una eficiencia eléctrica del 42,7% y una eficiencia térmica del 43,2% (Tabla 6.1.4).

La utilización de cosustratos orgánicos en el proceso aumentó la carga orgánica hasta 2,6 kg de materia orgánica/m³ digestor/día y las producciones de biogás hasta 37,2 m³ biogás/t entrada. Estos valores son muy superiores a los encontrados en la bibliografía para la producción de biogás a partir de purín bruto que varían entre 10 - 22 m³ biogás/t purín (Flotats, 2011; MARMA 2010).

La producción media anual en la planta, durante el período de seguimiento, fue de 17.027 MWh de electricidad y 17.226 MWh de calor, mientras el consumo eléctrico de las instalaciones fue de aproximadamente el 16% de la electricidad generada.

Tabla 6.1.4. Principales datos energéticos de la planta de tratamiento.

Producción media de biogás (m ³ biogás/t entrada)	37,2
Producción media de biogás (m ³ /año)	8.837.893
Composición media de biogás (% CH ₄)	59,6
Producción media de energía eléctrica (kWh/m ³ biogás)	1,93
Producción media de energía eléctrica (kWh/t entrada)	71,59
Producción media de energía térmica (kWh/m ³ biogás)	1,95
Producción media de energía térmica (kWh/t entrada)	72,43
Consumo medio de energía eléctrica de la instalación (kWh/t entrada)	11,5

El consumo eléctrico se distribuía de la siguiente forma: 20% sistema de cogeneración, entre el 2 y el 9% en servicios generales tales como iluminación y entre el 70 y 80% en los equipos instalados en la línea de proceso, siendo los sistemas de agitación los responsables del 50% de este consumo energético.

III. ECONOMÍA

La inversión inicial de la planta superó los 14,2 millones de euros (2011). Los ingresos de operación dependen en gran medida de la normativa para la producción de energía renovable procedente del biogás. Las políticas energéticas definidas por el gobierno afectan de forma directa al balance de explotación, lo que provoca que la viabilidad económica de estas instalaciones sea vulnerable a las modificaciones en este marco regulatorio, el cual ha sufrido severos cambios durante los últimos años en España.

Si estas instalaciones se encontraran dentro del régimen para el comercio de derechos de emisión de GEI de la Unión Europea, la recuperación anual de 5.268.823 m³ de metano al año tendría un valor económico de 741.387€/año de acuerdo con el precio de los derechos de emisión consultado en noviembre del 2015: 8,58 €/t CO₂ eq. (EU ETS 30/11/2015).

El valor monetario del digerido como fertilizante orgánico, de acuerdo con su contenido en macronutrientes (NPK) y el precio medio de los fertilizantes minerales más utilizados en Europa (Eurostat, 2015), sería de aproximadamente 7 €/t. La producción media anual de digerido es de 182.467 t/año, lo que generaría un potencial de ingreso anual de 1.277.268 €/año al precio de mercado del fertilizante mineral. No obstante, son las prácticas agrícolas de cada zona las que determinan la demanda y el precio real de mercado de este producto. Además, se deben tener en cuenta otros factores tales como el valor añadido del aporte de materia orgánica del digerido, la pérdida de valor por los posibles desequilibrios entre la proporción de nutrientes aportada y las necesidades reales de los cultivos y/o las dificultades para manejar este tipo de material si no se dispone de los equipos y sistemas adecuados. La pérdida de eficiencia vinculada a la presencia de nutrientes en formas de lenta asimilación para la planta en el fertilizante orgánico se minimiza en el caso del digerido, gracias al proceso de mineralización que tiene lugar durante la digestión anaerobia.

IV. AGRONOMÍA

El digerido, así como las dos fracciones obtenidas después de la etapa de separación en la centrifuga, una fracción sólida con un elevado contenido en fósforo y una

fracción líquida que concentra la mayor parte del nitrógeno y del potasio, se aplican en los campos de cultivo de la zona (Tabla 6.1.5 y Figura 6.1.8). Los tres productos son utilizados como fertilizantes orgánicos. La fracción sólida se transporta a mayores distancias y la fracción líquida y el digerido se gestionan en las áreas más cercanas.

Tabla 6.1.5. Eficiencia de separación de la centrifuga.

	Eficiencia de separación [%]	Min	Max
MS	41 ± 9	28	53
NKT	12 ± 6	2	21
P	44 ± 9	28	56
K	7 ± 4	1	11

*Eficiencia de separación (en términos de masa) = $[(\text{Digerido} - \text{Fracción líquida})/\text{Digerido}] \times 100$.

Las concentraciones de P, K y metales no varían en el proceso de digestión, aunque la fracción sólida concentra en el 6% de la masa de digerido, el 44% del fósforo total y el 41% de la materia seca, mientras que la fracción líquida contiene en el 94% de la masa de digerido, el 88% del nitrógeno y el 93% del potasio.

Durante el proceso de digestión la ratio N_A/NKT aumenta un 17%.

El plan de fertilización utilizado por la planta para gestionar los productos finales incluye más de 6.900 has en las que el 52% de la superficie se dedican al cultivo de cebada y el 41% al de maíz, cultivos que en la Comunidad de Navarra tienen unas producciones medias de 2,18 y 11,15 t/ha respectivamente (Estadísticas agrícolas de Producción agrícola, Gobierno de Navarra, 2014).

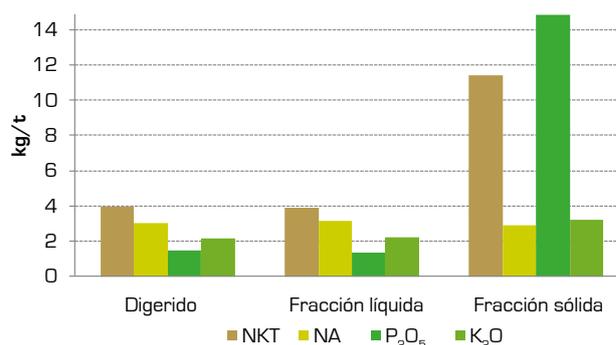


Tabla 6.1.8. Composición de los productos finales.

Las necesidades medias de estos cultivos se han estimado en 24 kg de N/t, 11 kg de P₂O₅/t y 21 kg de K₂O/t de cultivo en el caso de la cebada y 28 kg de N/t, 11 kg de P₂O₅/t y 23 kg de K₂O/t de cultivo en el caso del maíz (Domínguez, 1997). Al realizar un balance entre las necesidades de nutrientes de estos cereales con el

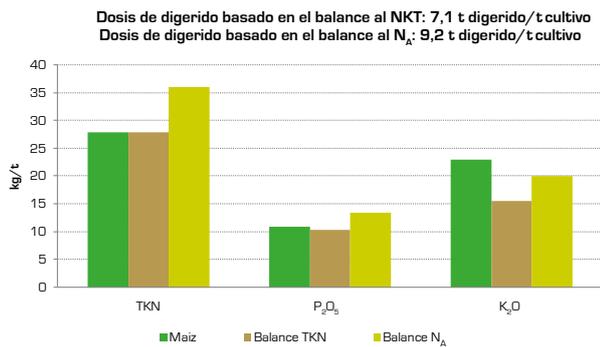


Figura 6.1.9. Demanda de nutrientes del maíz y composición del digerido.

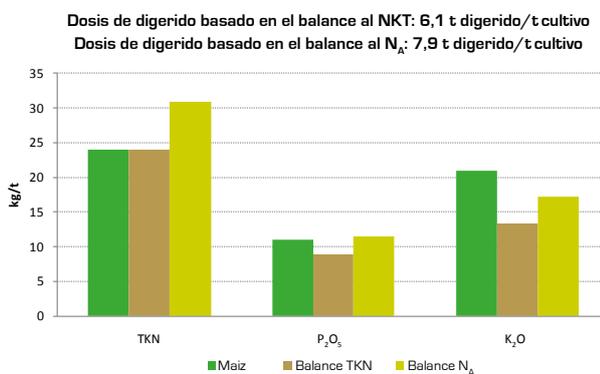


Figura 6.1.10. Demanda de nutrientes de la cebada y composición del digerido.

contenido en NPK de los productos finales obtenidos en la planta (Figura 6.1.9 y 6.1.10), se puede concluir que el digerido es un fertilizante equilibrado, teniendo en cuenta que la fracción de nitrógeno mineral disponible a corto plazo (nitrógeno amoniacal) es el 78% del nitrógeno total (ratio N_A/NKT). La fracción sólida es una fuente valiosa de fósforo, cuyo poder fertilizante es adecuado para su aplicación durante la época de siembra en el caso del maíz, y su transporte, al ser más económico permite cubrir mayores distancias. La fracción líquida contiene la mayor parte del nitrógeno en su forma mineral, así como la mayor parte del potasio.

En el caso del maíz, si las dosis a aplicar se calculan en base a las necesidades de nitrógeno del cultivo, se debe aplicar aproximadamente 7,1 t digerido/t cultivo para cubrir todas las necesidades. Con esta dosis de aplicación, se aportaría prácticamente el 100% de las necesidades de fósforo y 2/3 de las necesidades de potasio. Si el balance se lleva a cabo con el contenido en nitrógeno amoniacal del digerido, forma en la que el nitrógeno está disponible para la planta de forma inmediata, las necesidades de potasio prácticamente se cubrirían, pero la dosis de fósforo superaría las necesidades reales del cultivo. En el caso de la cebada, las necesidades de fósforo

se cubrirían fácilmente pero los aportes de potasio no resultarían suficientes.

No obstante, otros factores tales como las características del suelo u otras posibles fuentes de nutrientes deben evaluarse en cada caso para poder determinar si es necesario el aporte adicional de fertilizantes sintéticos a los cultivos.

V. IMPACTO SOCIAL

La instalación se encuentra lejos de núcleos de población y a 2 km de la granja. El purín se transporta por tubería de gravedad hasta la planta lo que evita el tráfico rodado y la generación de ruido y olores ligado a la actividad de transporte.

La nave donde se encuentra ubicado el tanque de recepción se mantiene cerrado mientras no haya actividad de carga y descarga en los depósitos. Un sistema extractor capta el aire de la nave y lo trata en un biofiltro para la eliminación de olores. Las naves donde se almacena la fracción sólida también se mantienen cerradas y la fracción líquida se almacena en un depósito cubierto.

Todos los digestores se han recubierto con planchas metálicas de tonos verdes, lo que minimiza el impacto visual de las instalaciones.

La gran dimensión de las instalaciones requiere para su operación la creación de 13 nuevos puestos de trabajos directos y 10 puestos indirectos adicionales.

VI. BIOSEGURIDAD

En el proceso de pasteurización se elimina la presencia de *E. coli* y *Salmonella* y no se ha detectado presencia de ninguno de ellos más allá de esta etapa en el proceso.

4. CONCLUSIONES

El sistema de digestión anaerobia evaluado permite alcanzar, entre otros, dos beneficios medioambientales directos relacionados con la reducción de emisión de GEI. El proceso permite generar energía de fuentes renovables recuperando 8.837.893 m³ de biogás/año, lo que es equivalente a 86.409 t CO₂ eq./año y reduce la emisión de gases de efecto invernadero vinculados a la gestión de estiércoles, especialmente en las etapas de almacenamiento.

El uso de edificaciones y tanques de almacenamiento cerrados, así como la disposición de biofiltros para tratar el

aire de las naves, evita la emisión de olores y otros gases, tales como el NH_3 que tienen lugar principalmente en las etapas de almacenamiento y aplicación agrícola.

La concentración en macronutrientes permanece constante a lo largo de la línea de proceso. Las casi 7.000 has de tierra arable incluidas en el plan de fertilización permiten llevar a cabo una gestión agrícola adecuada.

El sistema de separación instalado en la planta permite concentrar en el 6% del digerido, en términos de masa, el 41% de la material seca y el 44% del fósforo.

La eficiencia del proceso se optimiza con el uso de cosustratos. No obstante, la viabilidad económica de la planta es muy vulnerable a cambios normativos vinculados con los sistemas de producción energética.

5. BIBLIOGRAFÍA

Common Evaluation and Monitoring Protocol. 2015. Technical report LIFE+ MANEV project.

Dominguez, A. 1997. Tratado de Fertilización. Ed. Mundi-Prensa.

European Emission Allowances / Global Environmental Exchange <https://www.eex.com/en/market-data/emission-allowances/spot-market/european-emission-allowances#!/2015/11/30>

Flotats, Xavier, Henning Lyngsø Foged, August Bonmati Blasi, Jordi Palatsi, Albert Magri yKarl Martin Schelde. 2011. Manure processing technologies. Technical Report No. II concerning "Manure Processing Activities in Europe" to the European Commission, Directorate-General Environment.

Eurostat. 2015. Prices of mineral fertilizer by country. <http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/agriculture/data/database>

IPCC 2006, 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. yTanabe K. (eds). Published: IGES, Japan.

MARMA 2010. El sector del biogás agroindustrial en España. Dirección General de Recursos Agrícolas y Ganaderos.

Gobierno de Navarra. 2014. Estadísticas agrícolas. Producción agrícola. (<http://www.navarra.es/AppsExt/GN.InstitutoEstadistica.Web/informacionestadistica.aspx?R=1&E=497>).

6.2. CASO DE ESTUDIO 2: GESTIÓN CENTRALIZADA DE PURÍN PORCINO EN LA PLANTA DE DIGESTIÓN ANAEROBIA DE PURINES ALMAZÁN, S.L EN ALMAZÁN (CASTILLA Y LEÓN, ESPAÑA)

Eva Herrero, Marta Teresa y Berta Bescós
Sociedad Aragonesa de Gestión Agroambiental - SARGA, S.L.U

1. ESCENARIO Y SISTEMA DE GESTIÓN DE ESTIÉRCOL

Sarga ha evaluado el proceso de la planta de digestión anaerobia gestionada por Purines Almazán, S.L. (Figura 6.2.1) y localizada en Almazán (Castilla y León, España). En estas instalaciones se lleva a cabo una gestión centralizada del purín generado en 32 granjas de porcino de la zona. La planta procesa 100 - 140 m³/día de purín en un tratamiento mesofílico de digestión anaerobia.

El purín se transporta por camión desde las granjas hasta la planta, se mezcla y homogeneiza en un tanque de recepción y a continuación se alimenta a la unidad de digestión. El proceso anaeróbico está formado por un digestor y un post-digestor trabajando en línea. Un motor de cogene-

ración, con una potencia eléctrica de 250 kWe, produce energía que se utiliza en las propias instalaciones. El excedente de electricidad se vende a la red.

La planta de tratamiento incorporó a mediados de 2015 una unidad de proceso adicional al principio de la línea, con el objetivo de alimentar cadáveres de cerdo, esterilizados adecuadamente, al digestor primario.

El digerido se almacena en un depósito y dos balsas auxiliares, una de ellas cubierta y la otra descubierta, antes de ser aplicado como fertilizante orgánico en los campos de cultivo de la zona.



Figura 6.2.1. Vista general de la planta de tratamiento de digestión anaerobia de Almazán (Castilla y León, España).

2. ESQUEMA DEL SISTEMA DE GESTIÓN DE ESTIÉRCOL

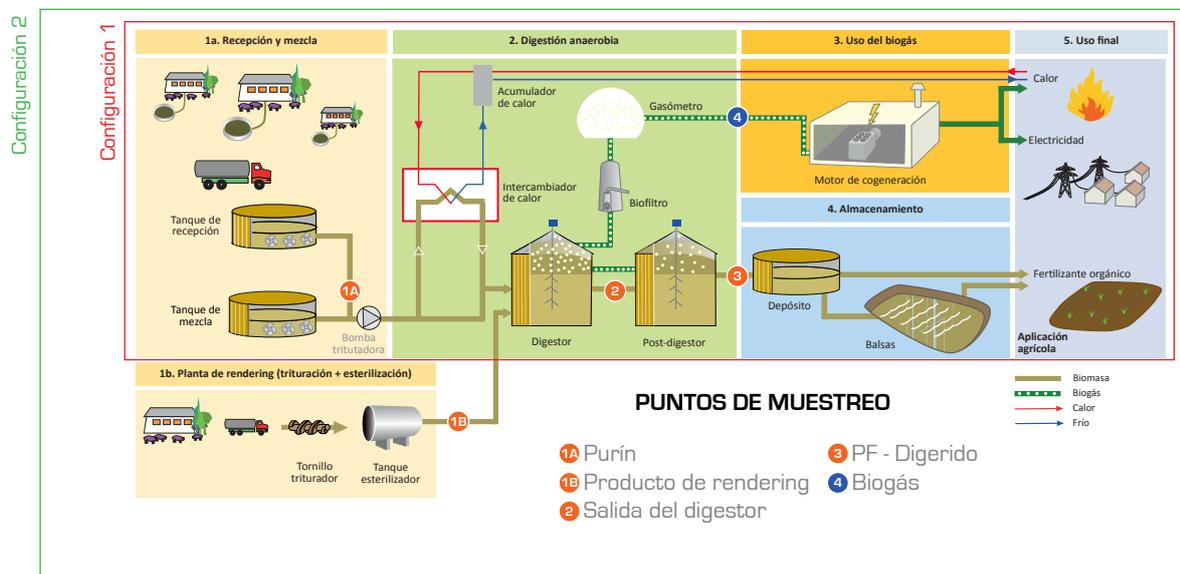


Figura 6.2.2. Línea de proceso de la planta de tratamiento de Almazán (Castilla y León, España).

Tabla 6.2.1. Datos generales de la línea de proceso en 2014 y 2015.

	Configuración 1	Configuración 2
Entrada:		
- Purín porcino (t/año)	38.254	38.430
- Cadáveres (t/año)	-	2.120
Tiempo de retención hidráulica de la digestión anaerobia (días)	37	33
Digestor (días)	29	26
Post-digestor (días)	8	7
Temperatura de la digestión anaerobia (°C)	38,3	38,8
Potencia eléctrica del motor de cogeneración (kWe)	250	250
Productos finales:		
- Digerido (t/año)	37.366	36.467
- Biogás (m³/año)	586.056	944.256
- Electricidad (MWh/año)	1.491	1.727
- Calor (MWh/año)	1.699	1.973

La línea de proceso (Figura 6.2.2 y Tabla 6.2.1) de la planta de tratamiento está formada por las siguientes etapas:

1.a. Recepción y mezcla. El purín es transportado desde las granjas hasta la planta en un camión de 35 m³ de capacidad y se almacena en un tanque de recepción de 520 m³, donde se lleva a cabo un primer desbaste en una reja metálica donde descarga el camión. A continuación, el purín se bombea a un tanque de mezcla de 550 m³ donde se homogeneiza antes de alimentarse a la unidad de digestión anaerobia.

1.b. Planta de rendering. En mayo de 2015, una unidad de proceso adicional se incorporó al tratamiento con el objetivo de alimentar cadáveres animales, previamente tratados, al digestor primario. Los cadáveres se esterilizan a 133 °C y 3 bares de presión durante 20 minutos en un proceso cuya duración total es de aproximadamente 2,5-3 horas.

Las instalaciones cuentan con los medios y protocolos de desinfección adecuados que garantizan las condiciones sanitarias necesarias para evitar la propagación y transferencia de agentes patógenos a través del transporte.

2. Digestión anaerobia. La temperatura de la mezcla de purín en la entrada se eleva en un intercambiador de calor utilizando el calor procedente del motor de cogeneración y a continuación se alimenta al digestor mesofílico primario. El biogás se genera, en ausencia de oxígeno, en un digestor de 3.000 m³ y un post-digestor de 800 m³ térmicamente aislados a 38 °C trabajando en línea con un tiempo de retención hidráulica total de 37 días (29 y 8 días respectivamente). Estos tiempos de retención disminuyeron a 33 días (26 y 7 días respectivamente) durante el periodo de seguimiento de la planta una vez incorporada al proceso la unidad de rendering.

3. Uso del biogás. El biogás, tratado en un biofiltro para reducir su contenido en H₂S y almacenado en un gasómetro externo, se alimenta a un motor de cogeneración de 250 kWe para producir electricidad y calor.

Esta energía cubre las necesidades de la instalación y el excedente se vende a la red. El calor generado en los gases de escape del motor se utiliza para elevar la temperatura del purín en el intercambiador de calor antes de entrar al digestor. Hay una antorcha de seguridad para quemar el exceso de biogás.

4. Almacenamiento. El digerido se almacena en un tanque descubierto y en dos balsas de 2,500 m³, una cubierta y otra descubierta.

5. Uso final. La producción de electricidad y calor en las instalaciones se usa parcialmente para cubrir las necesidades de la instalación. El excedente eléctrico se vende a la red. El digerido se aplica como fertilizante orgánico en los campos de cultivo de la zona.

3. RESULTADOS DE LA EVALUACIÓN

El seguimiento de la planta de tratamiento se realizó de acuerdo a las directrices definidas en el Protocolo Común de Seguimiento y Evaluación (CEMP) desarrollado en el proyecto LIFE+ MANEV [Capítulo 3]. El seguimiento de la planta durante el periodo en el que sólo se alimentaba purín [Configuración 1] duró 17 meses. La puesta en marcha de la planta de rendering tuvo lugar en mayo de 2015 [Configuración 2] y se evaluó durante 6 meses con el objetivo de realizar un análisis comparativo con la configuración anterior. La información y datos necesarios se obtuvieron a partir de:

- Registros diarios: registros manuales y/o automáticos de los principales parámetros de la línea de proceso: caudales diarios, temperatura, consumo eléctrico, producción de biogás, etc.

- Campañas de muestreo mensuales: se tomaron mensualmente muestras representativas de diferentes puntos de la línea de proceso [Figura 6.2.2] y se analizaron posteriormente en un laboratorio externo cualificado.

Tabla 6.2.2 muestra el balance de masas del proceso teniendo en cuenta la mezcla de entrada: purín en la Configuración 1 (1a. purín) y mezcla de purín y pasta del rendering (1b. Producto rendering) en la Configuración 2 y el digerido obtenido como producto final (3. PF-Digerido). También se muestran las principales propiedades físico-químicas de estos puntos (media y desviación estándar [D.E.]).

Tabla 6.2.2. Principales resultados del muestreo de la línea de proceso.

Parámetros	Unidades	Puntos de muestreo	Configuración 1		Configuración 2 ¹		Frecuencia de muestreo
			17 campañas de muestreo		6 campañas de muestreo		
			Media	D. E.	Media	D. E.	
NKT	kg/t	1a. Purín	3,41	0,98	2,60	0,95	1 muestra/mes
		1b. Producto rendering			17,42	4,87	1 muestra/mes
					3,38 ^e		
		3. PF - Digerido	3,51	0,69	3,60	0,68	1 muestra/mes
Aumento (+)/Reducción (-) [%]			+ 3,0 %		+ 6,6 %		
N _A	kg/t	1a. Purín	2,82	0,91	2,09	0,87	1 muestra/mes
		1b. Producto rendering			7,97	2,53	1 muestra/mes
					2,39 ^e		
		3. PF - Digerido	2,97	0,70	2,91	0,79	1 muestra/mes
Aumento (+)/Reducción (-) [%]			+ 5,3%		+ 21,6%		

Parámetros	Unidades	Puntos de muestreo	Configuración 1		Configuración 2 ¹		Frecuencia de muestreo
			17 campañas de muestreo		6 campañas de muestreo		
			Media	D. E.	Media	D. E.	
MS	kg/t	1a. Purín	30,06	18,20	30,83	15,47	1 muestra/mes
		1b. Producto rendering			341,67	72,13	1 muestra/mes
					47,08 ²		
		3. PF - Digerido	21,00	9,65	24,50	7,97	1 muestra/mes
Aumento (+)/Reducción (-) [%]			-30,1%		-48,0%		
SV	kg/t	1a. Purín	20,84	14,55	21,22	11,85	1 muestra/mes
		1b. Producto rendering			300,17	60,13	1 muestra/mes
					35,81 ²		
		3. PF - Digerido	12,64	7,55	15,45	6,25	1 muestra/mes
Aumento (+)/Reducción (-) [%]			-39,3%		-56,9%		
DGO	kg/t	1a. Purín	33,75	20,64	27,83	15,82	1 muestra/mes
		1b. Producto rendering			523,12	180,32	1 muestra/mes
					53,72 ²		
		3. PF - Digerido	19,34	7,76	22,14	3,51	1 muestra/mes
Aumento (+)/Reducción (-) [%]			-42,7%		-58,8%		
P	kg/t	1a. Purín	0,32	0,20	0,32	0,28	1 muestra/mes
		1b. Producto rendering			3,46	1,91	1 muestra/mes
					0,48 ²		
		3. PF - Digerido	0,29	0,25	0,25	0,16	1 muestra/mes
Aumento (+)/Reducción (-) [%]			-11,7%		-47,5%		
K	kg/t	1a. Purín	1,71	0,53	1,36	0,46	1 muestra/mes
		1b. Producto rendering			2,11	0,42	1 muestra/mes
					1,40 ²		
		3. PF - Digerido	1,68	0,34	1,36	0,26	1 muestra/mes
Aumento (+)/Reducción (-) [%]			-1,6%		-3,4%		
Cu	kg/t	1a. Purín	0,009	0,004	0,007	0,006	1 muestra/mes
		1b. Producto rendering			0,005	0,003	1 muestra/mes
					0,007 ²		
		3. PF - Digerido	0,008	0,003	0,006	0,005	1 muestra/mes
Aumento (+)/Reducción (-) [%]			-10,8%		-13,2%		
Zn	kg/t	1a. Purín	0,071	0,046	0,051	0,039	1 muestra/mes
		1b. Producto rendering			0,060	0,016	1 muestra/mes
					0,052 ²		
		3. PF - Digerido	0,062	0,031	0,049	0,038	1 muestra/mes
Aumento (+)/Reducción (-) [%]			-11,9%		-5,1%		
CE	mS/cm	1a. Purín	18,8	3,8	18,9	4,3	1 muestra/mes
		1b. Producto rendering			11,1	11,0	1 muestra/mes
					18,5 ²		
		3. PF - Digerido	20,7	1,7	24,3	2,4	1 muestra/mes
Aumento (+)/Reducción (-) [%]			+9,8%		+31,5%		
pH	pH u.	1a. Purín	7,3	0,4	7,2	0,3	1 muestra/mes
		1b. Producto rendering			6,5	0,4	1 muestra/mes
					7,1 ²		
		3. PF - Digerido	7,9	0,2	7,8	0,1	1 muestra/mes
Aumento (+)/Reducción (-) [%]			+7,8%		+9,0%		

¹En el caso de la Configuración 2, el porcentaje de aumento/reducción se ha calculado teniendo en cuenta el caudal y composición de la mezcla de entrada al digestor (purín + producto del rendering) y el digerido.

²Parámetro calculado. El purín y el producto del rendering se alimentan por separado al digestor primario, por lo que no se pudo analizar directamente la composición y cantidad de la mezcla de ambos. Para poder evaluar el rendimiento del proceso de digestión anaerobia se ha calculado el caudal y composición de la alimentación al proceso como la media ponderada del caudal y composición de ambos flujos (purín y pasta de rendering) teniendo en cuenta las proporciones de la mezcla en términos de masa, que durante el periodo de seguimiento fueron 5,2% de cadáveres y 94,8% de purín, y las composiciones de cada una.

La tabla 6.2.3 muestra los principales resultados de la evaluación de la planta de Purines Almazán, S.L. durante los años de seguimiento 2014 y 2015 relativos al medio ambiente, la energía, la economía, la agronomía, el

impacto social y la bioseguridad. Los datos obtenidos se comparan con el sistema de gestión anterior a la puesta en marcha de la planta en el que el purín se aplicaba directamente al campo.

Tabla 6.2.3. Resumen de los resultados de seguimiento y control.

			Sin sistema de tratamiento	CONFIGURACIÓN 1	CONFIGURACIÓN 2
⚡ Medio ambiente	Potencial de calentamiento global	kg CO ₂ eq./t	36,37 (purín) 52,67 (purín + cadáveres)	29,10	34,00
	Potencial de acidificación	kg SO ₂ eq./t	2,32 (purín) 1,98 (purín + cadáveres)	2,39	2,16
€ Energía ¹	Electricidad	kWh/t	-	34,6	48,0
	Calor	kWh/t	-	Excedente	Excedente
	Combustible	kWh/t	-	0	0
🌾 Economía	Ingresos	€/t	-	2,8	5,5
	Gastos	€/t	-	6,0	7,0
🌿 Agronomía	Balance de nitrógeno ²	kg N/ha	67,7 [11,7]	66,2 [10,2]	69,2 [13,2]
	Balance de fósforo ²	kg P/ha	6,4 [-4,9]	5,4 [-5,9]	4,8 [-6,5]
	Balance de potasio ²	kg K/ha	34,0 [0,7]	31,8 [-1,6]	26,1 [-7,3]
👥 Impacto social	Demanda de trabajo - Operario ³	h/y	-	5.100 ⁴	5.100 ⁴
	Demanda de trabajo - Técnico especializado ³	h/y	-	3.400 ⁵	3.400 ⁵
	Olor	1-4	-	2	3
	Ruido	Sí/No	-	Sí	Sí
🏥 Bioseguridad	Reducción de patógenos	Sí/No	NO	Sí	Sí

¹ Los datos se refieren a las etapas 1.b, 2 y 3 de la línea de proceso.

² kg/ha aplicado [Balance: Nutrientes aplicados - Necesidades de nutrientes de los cultivos (kg/ha); Nutrientes aplicados = concentración en PF - Digerido x dosis de aplicación (kg/ha)].

Balance basado en el nitrógeno disponible a corto plazo (nitrógeno amoniacal).

³ Se han considerado 1.700 horas/año • puesto de trabajo (Valores medios obtenidos de la base de datos de la OCDE. Datos tomados el 26 de noviembre de 2014, 12:08 UTC (GMT)).

⁴ 3 operarios.

⁵ 1 jefe de planta a tiempo completo y 2 coordinadores a tiempo parcial.

I. MEDIO AMBIENTE

Emisiones. Se han evaluado las emisiones de todo el sistema siguiendo las especificaciones establecidas en el CEMP y basada en la metodología Tier 2 del IPCC. Se ha tenido en cuenta como punto de partida el transporte centralizado del purín desde las granjas hasta la planta y como punto final la aplicación al campo del digerido como fertilizante orgánico. El periodo de almacenamiento en las granjas se considera despreciable ya que el sistema de recogida está optimizado para reducir al máximo este paso y así alimentar al digestor el purín lo más fresco posible.

Las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) derivadas del sistema de gestión evaluado se estiman en 1.113 t CO₂ eq./año y 1.379 t CO₂ eq./año en las Configuraciones 1 y 2 respectivamente. La aplicación agrícola es responsable de más del 55% del poder de calentamiento global derivado de las emisiones de GEI vinculadas al sistema y, en menor medida, el almacenamiento del digerido, el cual es responsable de aproximadamente el 40% (Figuras 6.2.3 y 6.2.4). La reducción de estas emisiones respecto al sistema de gestión original se debe principalmente a la disminución en las emisiones debidas al almacenamiento.

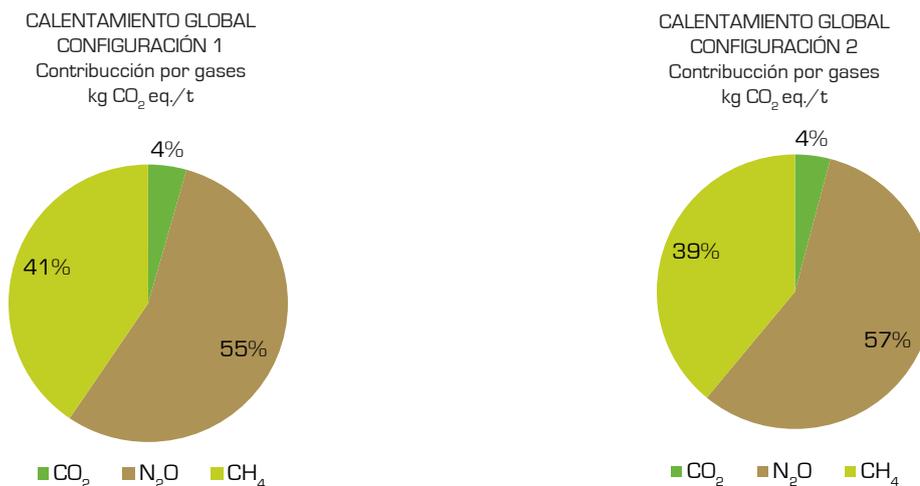


Figura 6.2.3. Contribución al calentamiento global de las emisiones de GEI generadas en el sistema de gestión de purín evaluado

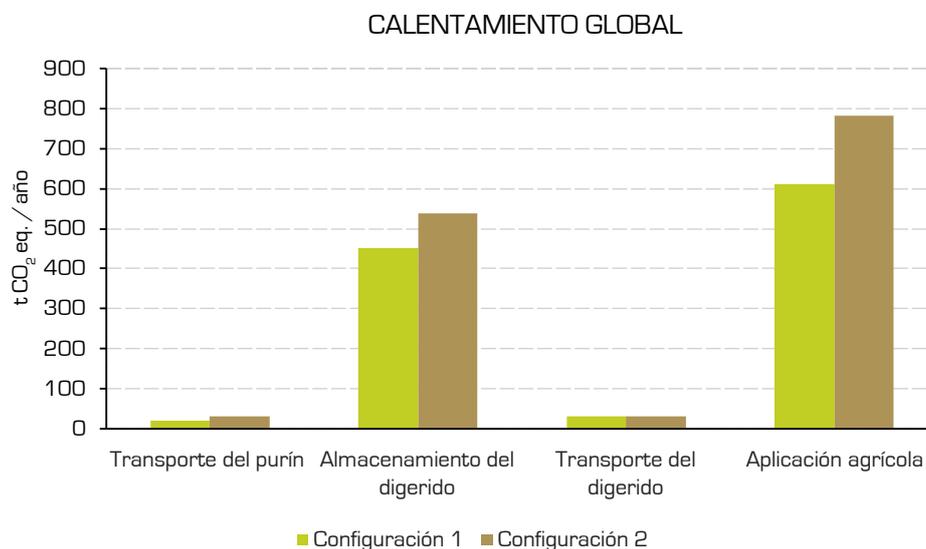


Figura 6.2.4. Emisión de GEI en las diferentes etapas del sistema de gestión de purín evaluado.

Por otro lado, el proceso de digestión anaerobia permite recuperar 380.655 m³ de metano al año en la Configuración 1 y 593.207 m³ de metano al año en la Configuración 2, lo que equivale a 6.243 t CO₂ eq./año y 9.729 t CO₂ eq./año respectivamente. El metano recuperado se valoriza en el motor de cogeneración produciendo energía que puede exportarse fuera del sistema y que contribuye a reducir el consumo de electricidad y calor procedentes de fuentes no renovables.

Las emisiones totales de NH₃ y NO_x se estimaron siguiendo el CEMP y basadas en la metodología de Agencia Europea del Medio Ambiente (AEMA) para la elaboración de inventarios de emisiones del 2010. El poder de acidificación de estas emisiones se estimó en 90 t SO₂ eq./año en ambas configuraciones. De acuerdo con los re-

sultados obtenidos, el almacenamiento es responsable del 33% de estas emisiones y la aplicación agrícola del 66%. Las emisiones vinculadas al sistema de transporte centralizado fueron despreciables (Figuras 6.2.7 y 6.2.8).

Durante el verano de 2015, antes de incorporar al proceso de rendering a la planta, se llevó a cabo un ensayo de medición de emisiones en las balsas de almacenamiento del digerido. La metodología implementada está basada en la utilización de cámaras dinámicas para el muestreo de los gases y su posterior análisis en un equipo fotoacústico (Arriaga *et al.*, 2015; Peu *et al.*, 1999). Se analizaron las emisiones de CH₄, N₂O y NH₃ en las dos balsas de almacenamiento de las instalaciones, una de ellas cubierta y la otra descubierta (Figuras 6.2.5 y 6.2.6).

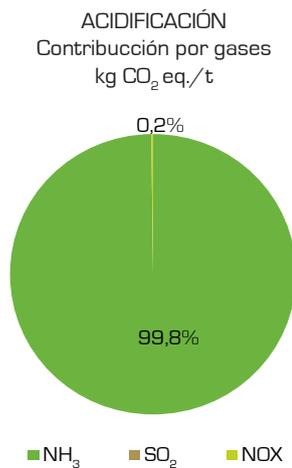


Figura 6.2.5. Contribución a la acidificación de las emisiones generadas en el sistema de gestión evaluado.

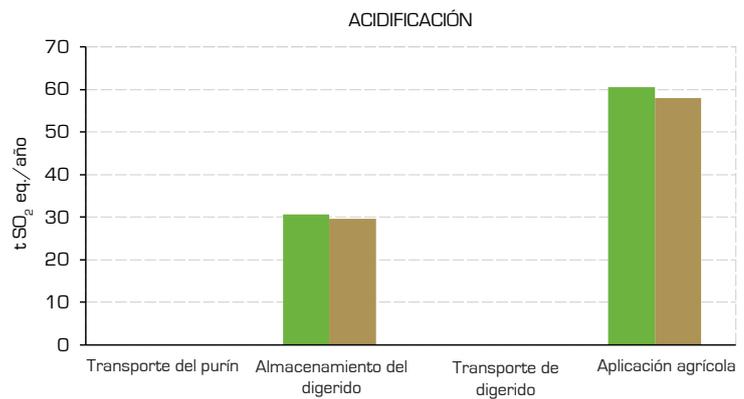


Figura 6.2.6. Emisión de gases con poder de acidificación en las diferentes etapas del sistema de gestión.



Figuras 6.2.7 y 6.2.8. Medición de emisiones en las balsas de almacenamiento de digerido en la planta de tratamiento de Purines Almazán, SL (Castilla y León, España).

Durante el ensayo, las principales emisiones detectadas de GEI en la balsa descubierta fueron de CH₄, mientras que no se detectaron emisiones de N₂O. Estas emisiones fueron 2,5 veces superiores a las estimadas con el CEMP, basadas en los factores de emisión del IPCC, alcanzando valores de 1.184 t CO₂ eq./año. No obstante, es importante señalar que las condiciones climatológicas en las que tuvo lugar el ensayo fomentaban su generación al combinar temperaturas elevadas (30 °C) y viento (3,1 m/s). Por este motivo, el cálculo de una tasa anual de emisiones basado en los datos experimentales obtenidos durante el ensayo podría estar sobreestimada. Sería necesario estudiar la evolución de las emisiones a lo largo de todo el año cubriendo las diferentes condiciones climatológicas que tienen lugar en el escenario y validando la metodología de medición utilizada.

Las emisiones de NH₃ medidas durante el ensayo experimental en la balsa descubierta (0,33-0,50 mg NH₃/m²/min) fueron inferiores a las consultadas en la bibliografía científica y a las calculadas según la metodología de la AEMA (EMEP/EEA, 2010). El poder de acidificación medido es un tercio inferior al teórico basado en metodologías oficiales.

Las emisiones de CH₄ y NH₃ en la balsa cubierta se redujeron casi al 100%.

Agua y suelo. El digerido se aplica en los campos de cultivo de la zona como fertilizante orgánico. El proceso de digestión anaerobia no modifica la relación TKN/P y sólo tiene efecto en la disponibilidad del nitrógeno (DG Environment, 2011). El digerido contiene una mayor proporción

de nitrógeno mineral, lo que aumenta su disponibilidad a corto plazo para las plantas. Una aplicación al campo correcta y en el momento adecuado, permite cubrir de forma eficiente las necesidades nutritivas de los cultivos evitando pérdidas por filtración y/o acumulación en el suelo.

II. ENERGÍA

El proceso llevado a cabo permite producir 1.600 m³ de biogás /día con un contenido en metano del 65,0% en la Configuración 1 y 2.587 m³ de biogás/día con un contenido en metano del 62,8% en la Configuración 2 (Tabla 6.2.4).

Tabla 6.2.4. Principales datos energéticos de la planta de tratamiento.

	Configuración 1	Configuración 2
Producción media de biogás (m ³ biogás/t entrada)	15,76	23,29
Producción media de biogás (m ³ biogás/año)	586.056	944.256
Composición media de biogás (% CH ₄)	65,0	62,8
Producción media de energía eléctrica (kWh/m ³ biogás)	2,6	2,4
Producción media de energía eléctrica (kWh/t entrada)	40,7	56,3
Producción media de energía térmica (kWh/m ³ biogás)	2,9	2,8
Producción media de energía térmica (kWh/t entrada)	46,4	64,4
Consumo medio de energía eléctrica de la instalación (kWh/t entrada)	6,1	8,3

La incorporación de cadáveres al proceso con un ratio 1:18 aumentó la carga orgánica de la alimentación al digestor de 0,64 a 0,73 kg de material orgánica/m³ digestor/día y la producción de biogás casi se duplicó, mientras el contenido de metano en el biogás apenas disminuyó un 3,3%, de 65,0 % a 62,8%. En esta configuración, la energía eléctrica y térmica producida por metro cúbico de biogás fue ligeramente inferior, pero la producción total por tonelada de entrada aumentó un 47,8%.

La producción anual media de energía en la planta, durante el periodo de seguimiento, fue 1.491 MWh de electricidad y 1.699 MWh de calor en la Configuración 1. La instalación consumía el 15% de la electricidad generada en el proceso.

En el caso de la Configuración 2, la producción anual media de energía fue 1.717 MWh de electricidad y 1.973 MWh de calor, permaneciendo constante en un 15% la demanda eléctrica del proceso respecto de la electricidad producida en el motor de cogeneración (Figura 6.2.9).

III. ECONOMÍA

La inversión inicial en la planta fue de aproximadamente 3,6 millones de euros (2011).

Los costes de operación dependen en gran medida de la normativa para la producción de electricidad procedente del biogás, lo que hace la viabilidad económica de estas instalaciones muy vulnerable a las modificaciones en este marco regulatorio, el cual ha sufrido severos cambios durante los últimos años en España.

Si estas instalaciones se encontraran dentro del régimen para el comercio de derechos de emisión de GEI de la Unión Europea, la recuperación anual de 380.656 m³ de metano durante el periodo en el que sólo se alimentaba a las instalaciones purín porcino tendría un valor de 54.000 €/año, de acuerdo con el precio de los derechos

de emisión consultado en noviembre de 2015: 8,58 €/t CO₂ eq. (EU ETS 30/11/2015). Análogamente, la recuperación anual de metano después de la puesta en marcha del proceso de rendering, 593.207 m³ CH₄/año, habría tenido un valor económico equivalente a 84.152 €/año.

El valor monetario del digerido como fertilizante orgánico se evalúa teniendo en cuenta su contenido en NPK y el precio medio de los fertilizantes minerales más utilizados en el mercado europeo (Eurostat, 2015) y se estima entorno a los 6 €/t. Teniendo en cuenta una producción anual media de digerido de 37.000 t/año, los ingresos

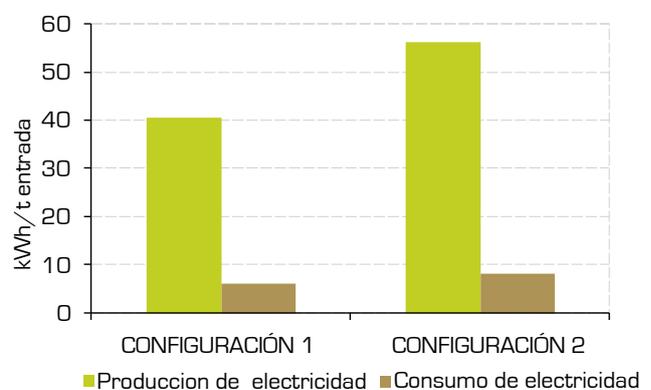


Figura 6.2.9. Balance de energía en el sistema de gestión de la planta de tratamiento de Purines Almazán S.L.

anuales potenciales que se podrían obtener con la comercialización de este producto serían de 222.000 €. No obstante, las prácticas agrícolas de cada zona son las que determinan la demanda y el precio real de mercado de estos productos. Además, se deberían tener en cuenta otros factores tales como el valor añadido de la materia orgánica aportada por el digerido, la posible pérdida de valor por el desequilibrio entre la proporción de nutrientes y las necesidades de los cultivos y/o las dificultades para manejar este tipo de material si no se dispone de los equipos y sistemas adecuados. La pérdida de eficiencia vinculada a la presencia de nutrientes en formas de lenta asimilación para la planta en el fertilizante orgánico se minimiza en el caso del digerido, gracias al proceso de mineralización que tiene lugar durante la digestión anaerobia.

IV. AGRONOMÍA

En Castilla y León, predomina el cultivo de cereal de invierno, especialmente trigo y cebada. La producción media de estos cultivos en esta zona es de unas 2,0 t/ha [Anuario de estadística agraria, 2014]. Las necesidades de nutrientes medias de este tipo de cultivos se estiman en 28 kg de N/t de cereal, 13 kg de P_2O_5 /t de cereal y 20 kg de K_2O /t de cereal (Domínguez, 1997). Cuando se comparan estas necesidades con la composición de digerido en NPK 3,5:0,7:2,0 en la Configuración 1 y 3,6:0,6:1,6 en la Configuración 2, se puede concluir que este producto puede considerarse un fertilizante equilibrado, teniendo en cuenta que la fracción de nitrógeno mineral disponible a corto plazo (nitrógeno amoniacal) es el 81 y el 85% del nitrógeno total respectivamente en el producto obtenido de cada configuración (Figura 6.2.10). Si las dosis de aplicación se calculan en función de las necesidades de nitrógeno del cultivo y la disponibilidad de nitrógeno amoniacal en el digerido, sería necesario aportar 9,5 t digerido/t

cereal, cubriendo al mismo tiempo la mayor parte de las necesidades de potasio. Únicamente la contribución de fósforo quedaría por debajo de las necesidades de los cultivos. No obstante, otros factores externos tales como las características y composición del suelo de cultivo deberían ser evaluados en cada caso para determinar si el aporte adicional de fertilizante mineral sería necesario o no. La producción anual de digerido en estas instalaciones permite cubrir las necesidades de fertilización de aproximadamente 2.000 has de cereal.

La digestión anaerobia aumentó el contenido en N_A en un 5,3% en el caso de la Configuración 1 y en un 21,6% en la Configuración 2. El contenido en P, K y metales no se vio alterado por el proceso.

V. IMPACTO SOCIAL

La planta se ubica a varios kilómetros del núcleo urbano más cercano y a más de 1 km de la vía de comunicación más próxima. Por este motivo, no se generan molestias por olores en zonas urbanas.

Todos los digestores y depósitos están recubiertos con placas metálicas de color verde que integran la instalación en el paisaje y minimizan el impacto visual de la edificación.

En la planta trabajan de forma permanente un jefe de planta y tres operarios a tiempo completo. Adicionalmente, 2 técnicos especializados trabajan en tareas de coordinación a tiempo parcial.

VI. BIOSEGURIDAD

Los valores de *E. coli* se reducen de forma significativa tras el proceso de digestión anaerobia y no se ha detectado en ningún caso presencia de *Salmonella* en el digerido.

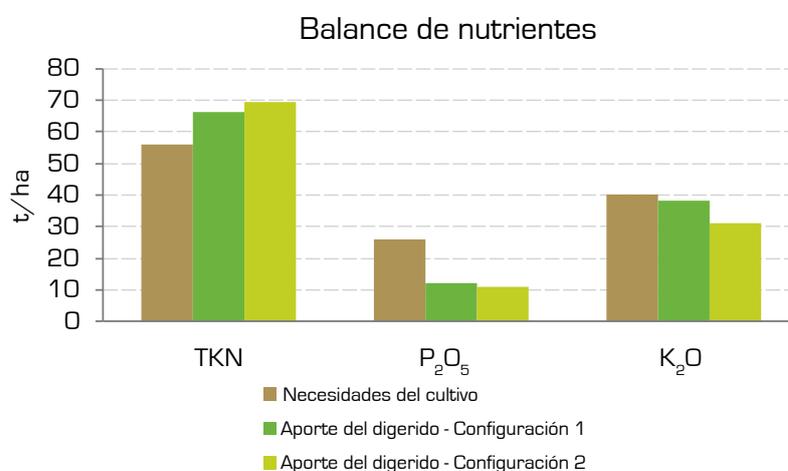


Figura 6.2.10. Balance de nutrientes en base al nitrógeno amoniacal disponible en el digerido (N_A) y la demanda de nutrientes de los cultivos fertilizados en el sistema.

4. CONCLUSIONES

El sistema de gestión de estiércoles evaluado, basado en un proceso centralizado de digestión anaerobia, permite reducir las emisiones de GEI por partida doble. La instalación es una fuente de energía renovable a través de la valorización del biogás recuperado, equivalente a 6.243 y 9.729 t CO₂ eq./año en las configuraciones evaluadas 1 y 2 respectivamente. Además, permite reducir la emisión gases de efecto invernadero en la gestión de purín, principalmente debido a la disminución de emisiones de CH₄ en el almacenamiento.

El uso de balsas cubiertas evita casi completamente las emisiones durante el almacenamiento del digerido. No obstante, el efecto de esta reducción en las emisiones vinculadas a la aplicación agrícola posterior, debería ser estudiado para poder evaluar su efecto de forma global en el sistema. Las emisiones de NH₃ que tienen lugar en el almacenamiento y aplicación agrícola son las responsables de la acidificación derivada de este sistema de gestión.

La concentración de macronutrientes permanece constante a lo largo de la línea de proceso. Por ello, la superficie agrícola en la que se gestiona el digerido no varía respecto al escenario de gestión inicial en el que se aplicaba al campo directamente el purín bruto.

Cuando se añaden las carcasas de animales al proceso, en un ratio 1:18 en términos de masa, la producción de biogás aumenta de 15,76 a 23,29 m³ biogás/t entrada mientras que la calidad del biogás apenas disminuye permaneciendo el porcentaje de CH₄ en valores similares.

La eficiencia del proceso mejoró de forma muy importante con la incorporación de la planta de rendering, no obstante, un aumento de la potencia instalada del motor de cogeneración podría optimizar el proceso. A pesar de todo, la viabilidad económica de la planta es muy vulnerable a cambios normativos vinculados con los sistemas de producción energética.

5. BIBLIOGRAFÍA

Arriaga, H.; Merino, P. 2015. Evaluación de Emisiones de NH₃, N₂O y CH₄ en Balsas de Almacenamiento de Digestato de la Planta de Digestión Anaerobia de PURAL (Almazán, Soria). Informe técnico del proyecto LIFE+ MANEV.

Common Evaluation and Monitoring Protocol. 2015. Informe técnico del proyecto LIFE+ MANEV.

Flotats, Xavier, Henning Lyngsø Foged, August Bonmati Blasi, Jordi Palatsi, Albert Magri and Karl Martin Schelde. 2011. Manure processing technologies. Technical Report No. II concerning "Manure Processing Activities in Europe" to the European Commission, Directorate-General Environment. 180 pp.

Domínguez, A. 1997. Tratado de Fertilización. Ed. Mundi-Prensa.

Eurostat 2015. Prices of mineral fertilizer by country. <http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/agriculture/data/database>

EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2009. Technical guidance to prepare national emission inventories European Environment Agency.

IPCC. 2006. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. yTanabe K. (eds). Published: IGES, Japan.

Peu, P.; Beline, F. ; Martinez, J. 1999. A floating chamber for estimating nitrous oxide emissions from farm scale treatment units for livestock wastes. Journal of Agricultural Engineering Research, 73, 101-104.

Anuario de Estadística agraria 2014. Junta de Castilla y León. Consejería de agricultura y ganadería.

6.3. CASO DE ESTUDIO 3: GESTIÓN DE LOS PURINES EN LA PLANTA DE BIOGÁS DE LA UNIVERSIDAD DE AARHUS EN TJELE (JUTLANDIA, DINAMARCA)

Alastair James Ward
Universidad de Aarhus

1. ESCENARIO Y SISTEMA DE GESTIÓN DE ESTIÉRCOL

La planta de tratamiento está situada en Foulum, perteneciente a la Universidad de Aarhus, en Tjele (Jutlandia, Dinamarca). La planta tiene como objetivo la investigación agrícola y produce 65 toneladas de estiércol líquido a diario (Figuras 6.3.1 y 6.3.2). Aproximadamente, la mitad de la fuente de estiércol (en términos de masa y volumen) procede de ganado porcino y la otra mitad de ganado bovino. Hay tanto cerdos reproductores como cerdos de engorde en la explotación, aunque debido a la naturaleza experimental de la misma las cifras pueden cambiar a lo largo del tiempo. También hay una entrada de estiércol procedente de pollos y visones, aunque la cantidad es extremadamente pequeña en comparación con la del ganado porcino y vacuno.

Cuando se abrió, la planta de biogás funcionaba con una entrada de unas 65 toneladas de estiércol líquido (purín) al día que se complementó con unas 10 toneladas de maíz y/o ensilado de hierba y 1-2 toneladas de glicerol procedente de la industria alemana de biodiésel y residuos grasos de pescado de Noruega. Sin embargo, las entradas que no eran de estiércol no estaban dando buenos resultados económicos, de modo que al comienzo del periodo de seguimiento de MANEV se sustituyeron por estiércoles de lecho compostable, pasto, residuos vegetales y paja.

Antes de 2007, el sistema de gestión de estiércol consistió en tres contenedores de almacenamiento cubiertos de 2.500 m³ que funcionaban en serie, después en un almacenamiento final en balsas abiertas con cubiertas naturales de corteza y posteriormente en la aplicación de este estiércol según los requisitos de los campos correspondientes. La superficie total del terreno es de unas 500 ha, de las que se utilizan, aproximadamente, 200 ha para cosechas o producción de heno. La instalación de almacenamiento de estiércol se encuentra a 1-2 km de los establos de animales.

En 2007 se construyó una planta de biogás adyacente a la instalación de almacenamiento de estiércol, lo cual se hizo en parte para tratar el estiércol de la universidad de una manera que fuera sensible con respecto a las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) y que proporcionara energía en forma de biogás, y en parte porque la planta es una instalación que sirve para probar nuevos equipos, métodos y forrajes. La explotación cuenta con unos 700 trabajadores y un número considerable de laboratorios e instalaciones para los animales, lo que significa que en invierno es necesario mucho calor y que es preciso disponer de agua caliente durante todo el año.



Figura 6.3.1. La explotación de AU Foulum. Los edificios centrales de color rojo son oficinas, mientras que la mayoría de los edificios grises circundantes son para los animales o para almacenamiento de equipos.



Figura 6.3.2. El reactor principal con la nueva cinta de carga de sólidos/ con un sistema de tornillo.

2. ESQUEMA DEL SISTEMA DE GESTIÓN DE ESTIÉRCOL

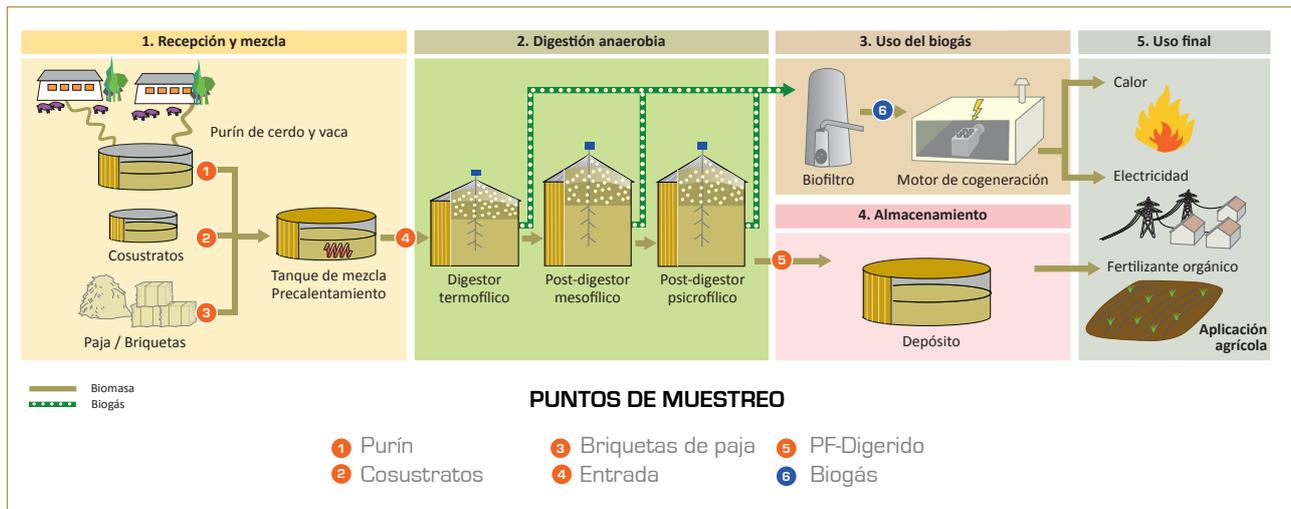


Figura 6.3.3. Esquema del sistema de gestión de Foulum (Tjele, Dinamarca).

Tabla 6.3.1. Datos principales de la planta de tratamiento.

Entrada:		
- Purín diario de vacuno [t/año]		10.972
- Purín de cerdo de engorde [t/año]		10.972
- Briqueta de paja [t/año]		489
- Ensilado de maíz [t/año]		1.493
- Estiércol de lecho compostable, pasto, residuos vegetales [t/año]		4.645
Tiempo de retención hidráulica [días]:		
- Digerido [días]		14
- Post-digerido 1 [días]		28
- Post-digerido 2 [días]		28
Temperatura de la digestión anaerobia [°C]		
		52
Unidad de cogeneración o CHP [kWe]		
		650
Productos finales:		
- Digerido [t/año]		24.000
- Electricidad [MWh/año]		2.774
- Calor [MWh/año]		4.882

La línea de proceso (Figura 6.3.3 y Tabla 6.3.1) de la planta de tratamiento se compone de los pasos siguientes:

1. Recepción y mezcla. El depósito principal almacena estiércol con un volumen de 600 m³, y hay dos más pequeños para otros sustratos líquidos. Hay un depósito de mezclado que se pesa para garantizar que las masas correctas de entradas líquidas y ensilado (mediante un sistema de carga de tornillo) se añaden al depósito. Cuando se haya logrado la mezcla correcta, se calienta y se bombea al reactor, aunque una masa correspondiente del digerido se bombea del reactor hacia los post-digeridos antes de cada alimentación. El ciclo normal de alimentación funciona nueve veces al día.

2. Digestión anaerobia. El reactor principal está hecho de acero con un volumen de trabajo de 1.100 m³, funcionando a 52°C con un tiempo de retención hidráulica típico de 14 días. Después de haber pasado por el reactor principal, el digerido se bombea hacia dos post-digestores que funcionan en serie, de 2.500 m³ cada uno, construidos a base de paneles de cemento con un techo flexible. Estos post-digestores tienen tres funciones: en primer lugar funcionan como digestores para extraer el biogás residual no producido en el reactor principal, en segundo lugar almacenan el gas para el biogás producido durante todo el proceso, y finalmente permiten que el digerido se enfríe hasta temperatura ambiente para reducir las emisiones en las balsas de almacenamiento final.

3. Uso del biogás. El biogás producido se utiliza en una unidad de cogeneración (unidad CHP) de 650kWe, tras la eliminación biológica de H₂S.

4. Almacenamiento. En el verano de 2014 se sustituyeron las balsas de almacenamiento final por depósitos de almacenamiento de cemento con cubiertas

flexibles, similares a los post-digestores aunque no hay conexión de gas entre estos y el resto del sistema.

5. Uso final. El digerido se aplica en los campos, según su necesidad, para las cosechas o la producción de heno.

3. RESULTADOS DE LA EVALUACIÓN

El seguimiento de la planta de tratamiento se realizó siguiendo las directrices definidas en el Protocolo Común de Seguimiento y Evaluación (CEMP) desarrollado en el proyecto LIFE+ MANEV (Capítulo 3)

La tabla 6.3.2 muestra el balance de masas del digerido del producto final (5. PF-Digerido) en comparación con la mezcla de estiércol y cosustratos (4. Entrada), así como las características químicas más importantes (media y desviación estándar [D.E.]). Los datos del periodo se han promediado.

Tabla 6.3.2. Resultados principales del seguimiento del muestreo de la línea de proceso.

Parámetro	Unidades	Punto de muestreo	29 campañas de muestreo		Frecuencia de muestreo
			Media	D.E.	
NKT	kg/t	1. Purín de cerdo de engorde	2,55	1,44	1 / mes
		1. Estiércol de vacuno diario	2,55	1,44	1 / mes
		2. Ensilado de maíz	3,79	0,34	2 meses
		2. Lecho compostable/pasto...	7,02	0,82	1 / mes
		3. Briquetas de paja			
		5. PF-Digerido	2,57	0,49	1 / mes
Aumento (+)/Reducción (-) ¹ (%)			-23,0%		
N _A	kg/t	1. Purín de cerdo de engorde	1,24	0,11	1 / mes
		1. Estiércol de vacuno diario	1,24	0,11	1 / mes
		2. Ensilado de maíz	0,71	0,14	2 meses
		2. Lecho compostable/pasto...	0,60	0,22	2 meses
		3. Briquetas de paja			
		5. PF-Digerido	1,92	0,24	1 / mes
Aumento (+)/Reducción (-) ¹ (%)			+59,0%		
MS	kg/t	1. Purín de cerdo de engorde	38,48	12,10	1 / semana
		1. Estiércol de vacuno diario	38,48	12,10	1 / semana
		2. Ensilado de maíz	304,81	28,40	1 / mes
		2. Lecho compostable/pasto...	451,48	55,36	1 / mes
		3. Briquetas de paja	880,90	15,80	2 meses
		5. PF-Digerido	54,73	10,33	4 / mes
Aumento (+)/Reducción (-) ¹ (%)			-45,8%		
SV	kg/t	1. Purín de cerdo de engorde	30,97	10,2	1 / semana
		1. Estiércol de vacuno diario	30,97	10,2	1 / semana
		2. Ensilado de maíz	282,23	15,56	1 / mes
		2. Lecho compostable/pasto...	409,23	58,06	1 / mes
		3. Briquetas de paja	841,6		2 meses
		5. PF-Digerido	50,16	8,44	
Aumento (+)/Reducción (-) ¹ (%)			-52,7%		

Parámetro	Unidades	Punto de muestreo	29 campañas de muestreo		Frecuencia de muestreo
			Media	D.E.	
DQO	kg/t	1. Purín de cerdo de engorde	22,00	10,42	2 meses
		1. Estiércol de vacuno diario	22,00	10,42	2 meses
		2. Ensilado de maíz			
		2. Lecho compostable/pasto...	580,00	24,00	2 meses
		3. Briquetas de paja			
		5. PF-Digerido	42,50	20,00	2 meses
Aumento (+)/Reducción (-)¹ (%)			-51,6%		
P	kg/t	1. Purín de cerdo de engorde	0,34	0,16	2 / año
		1. Estiércol de vacuno diario	0,34	0,16	2 / año
		2. Ensilado de maíz	0,71	0,17	2 / año
		2. Lecho compostable/pasto...	1,17	0,14	2 / año
		3. Briquetas de paja			
		5. PF-Digerido	0,62	0,10	2 / año
Aumento (+)/Reducción (-)¹ (%)			+6,3%		
Cu	kg/t	1. Purín de cerdo de engorde	0,003	0,001	2 / año
		1. Estiércol de vacuno diario	0,003	0,001	2 / año
		2. Ensilado de maíz			
		2. Lecho compostable/pasto...	0,003	0,001	2 / año
		3. Briquetas de paja			2 / año
		5. PF-Digerido	0,003	0,001	2 / año
Aumento (+)/Reducción (-)¹ (%)			+11,4%		
CE	mS/cm	1. Purín de cerdo de engorde	12,58	1,45	1 / semana
		1. Estiércol de vacuno diario	12,58	1,45	1 / semana
		2. Ensilado de maíz			
		2. Lecho compostable/pasto...	16,06	10,51	1 / semana
		3. Briquetas de paja			
		5. PF-Digerido	17,95	1,59	1 / semana
Aumento (+)/Reducción (-)¹ (%)			+9,4		
pH	pH u.	1. Purín de cerdo de engorde	7,14	0,23	1 / semana
		1. Estiércol de vacuno diario	7,14	0,23	1 / semana
		2. Ensilado de maíz			
		2. Lecho compostable/pasto...	5,70	0,74	1 / semana
		3. Briquetas de paja			
		5. PF-Digerido	7,60	0,10	1 / semana
Aumento (+)/Reducción (-)¹ (%)			+10,6		

¹ Los porcentajes de aumento/descenso se han calculado teniendo en cuenta la cantidad y composición de la mezcla que entra en la planta (4. Entrada) y la cantidad y composición del digerido obtenido tras haber pasado por la unidad de digestión anaerobia (5. PF-Digerido).

Los principales resultados de la evaluación del sistema de tratamiento evaluado en la planta se muestran en la tabla 6.3.3.

Tabla 6.3.3. Resumen de los resultados del seguimiento y la evaluación.

			Planta de biogás
Medio ambiente	Potencial de calentamiento global	kg CO ₂ eq./t	N/D
	Potencial de acidificación	kg SO ₂ eq./t	N/D
Energía	Balance de energía eléctrica	kWh/t	80,92
	Balance de energía térmica	kWh/t	139,17
	Combustible	kWh/t	N/D
Economía	Ingresos	€/t	22,49
	Gastos ¹	€/t	1,64
Agronomía ²	Balance de nitrógeno	kg N/ha	-55
	Balance de fósforo	kg P/ha	-37,7
	Balance de potasio	kg K/ha	N/D
Impacto social	Demanda de trabajo - Operario ³	h/año	200
	Demanda de trabajo - Técnico especializado ⁴	h/año	1900
	Olor	1-4	1
	Ruido	Sí/No	Sí
Bioseguridad	Reducción de patógenos	Sí/No	Sí

¹ Gastos debidos al consumo eléctrico solamente.

² El balance agronómico se basa en los requisitos de las cosechas y en el fertilizante orgánico utilizado. Las figuras se han obtenido teniendo en cuenta la producción de digerido de la planta de biogás (cantidad y composición), una restricción de la aplicación de 140 kg N/ha y una superficie de campo de 440 ha de trigo y maíz.

³ 2 asistentes a tiempo completo

⁴ 1 director

I. MEDIO AMBIENTE

La planta produce, aproximadamente, 700.000 m³ de metano al año, con un potencial de calentamiento global de 11.480 toneladas de CO₂ equivalente al año. Otras emisiones, tales como la del amoníaco o los GEI al aire o la del nitrato al agua, son muy limitadas debido al actual diseño cerrado de todo el sistema, desde el almacenamiento de sustratos en la planta hasta los productos.

II. ENERGÍA

Un cambio de las entradas al comienzo del periodo de seguimiento de MANEV supuso una diferencia considerable para el rendimiento de la planta; tanto el glicerol como los residuos de pescado utilizados previamente eran sustratos fácilmente digeribles con una alta producción de metano, mientras que los nuevos sustratos, pasto, paja y camas gruesas, se degradaron mucho más lentamente con una producción más baja. Así, la producción de biogás de la planta cayó desde unos 5.500 m³ al día a 4.000-5.000 m³ al día (Tabla 6.3.4), con una reducción de la concentración de CH₄ desde aproximadamente un 60% hasta un 52% debido a las diferencias entre sustratos. Sin embargo, los nuevos sustratos fueron mucho más baratos (en algunos

casos gratuitos, aparte de la manipulación), con lo que la economía de la planta mejoró.

La planta tiene un valor energético bruto anual de 7.600 MWh basado en la producción de gas (y, por tanto, el valor que se usa para los cálculos económicos). La producción anual de energía registrada de la planta, tal como está funcionando con la cogeneración, es de 2.500

Tabla 6.3.4 Datos principales sobre energía de la planta de tratamiento.

Producción media de biogás (m ³ /día)	4.124
Producción media de biogás (m ³ de biogás/ t de entrada)	53,78
Composición media del biogás (% CH ₄)	52
Producción media de energía eléctrica (kWh/ m ³ biogás)	1,83
Producción media de energía eléctrica (kWh/t de entrada)	99
Producción media de energía térmica (kWh/ m ³ biogás)	3,25
Producción media de energía térmica (kWh/t de entrada)	174
Consumo medio de energía eléctrica en las instalaciones (kWh/t de entrada)	27,41
Consumo medio de energía térmica en las instalaciones (kWh/t de entrada)	35,29

MWh de electricidad y 4.000 MWh de calor, una eficiencia energética total de alrededor del 92%. Los requisitos anuales de electricidad y calor de la planta son de unos 825 MWh y 1.000 MWh, respectivamente, aunque esto incluye el consumo de ambas formas de energía en los edificios de investigación.

III. ECONOMÍA

La producción anual de la planta de 700.000 m³ de metano tiene un valor en el mercado danés de 421.344 € a la tasa actual de 15,4 €/Gj. No se ha asignado un valor monetario al fertilizante producido, aunque se puede estimar que el digerido equivale a unos 50.000 kg de N y a 5.500 kg de P al año aproximadamente.

IV. AGRONOMÍA

El proceso aumentó el N_A en un 6% de media durante el periodo de seguimiento, mejorando con ello el valor del digerido como fertilizante. El valor de entrada del NKT y del N_A incluye la adición de cosustratos. Por supuesto, una parte del carbono se pierde para convertirse en biogás, aunque se argumenta que ello no debería alterar los niveles de carbono en el suelo dado que este carbono se habría mineralizado en el suelo con bastante rapidez si el material se hubiera distribuido por los campos de cultivo sin una digestión previa. Los valores totales del P, el K y los metales no se ven afectados por el proceso de digestión.

V. IMPACTO SOCIAL

La planta de biogás se ve claramente en el paisaje, pero no se encuentra particularmente cerca de ninguna vivienda y dista, al menos, 1,5 km de la carretera principal desde la que es visible. Se realizaron mediciones de olores siguiendo los procedimientos recomendados, pero no se detectó ningún olor en los límites de la planta y el ruido no es excesivo.

La explotación tiene un pequeño papel en la creación de empleo, aunque no es posible dar cifras exactas debido a que también es una instalación dedicada a la investigación y, por tanto, el director de la planta y un asistente, que trabajan a tiempo completo, además de otros asistentes [según necesidad] tal vez no sean representativos.

VI. BIOSEGURIDAD

La planta de biogás presentaba valores medidos de *E. coli* en el producto final que solo suponían un 2% de los encontrados en la entrada, no habiéndose detectado *Salmonella*.

4. CONCLUSIONES

La planta de biogás de AU Foulum es un método para producir ingresos a partir de estiércol que ha demostrado tener éxito, aun cuando los incentivos daneses para el biogás no sean especialmente altos. A pesar de ello, hay un impulso hacia la utilización de sistemas de digestión anaerobia (AD por sus siglas en inglés) para el tratamiento de estiércol en el país. La planta demuestra que es posible producir biogás de modo económico [cuando se aplican incentivos] utilizando únicamente residuos agrícolas como estiércol y paja y sin necesidad de desarrollar cultivos energéticos expresamente. La planta ahorra 11.480 toneladas de CO₂ equivalente en términos de metano producido, frente a una situación en la que el metano se formaría durante el almacenamiento y se perdería en el medio ambiente.

La capacidad de la explotación para utilizar una gran cantidad del calor producido por la cogeneración ayuda a la balanza energética y económica, y en muchas áreas de Dinamarca existen sistemas de calor por barrios que bien podrían estar servidos con plantas de biogás. Sin embargo, el incentivo de 15,4 €/Gj de energía bruta está llevando a la industria hacia la inyección en la red de gas natural. La inyección en la red tiene posibilidades de almacenamiento, algo muy útil en Dinamarca, donde hay una energía eólica considerable, a menudo hasta el punto de tener superproducción en los meses de invierno.

6.4. CASO DE ESTUDIO 4: PLANTA DE TRATAMIENTO COLECTIVO GESTIONADA POR AGROENERGIE BERGAMASCHE S.C.A. (LOMBARDÍA, ITALIA)

Giorgio Provolo y Gabriele Mattachini
Universidad de Milán

1. ESCENARIO Y SISTEMA DE GESTIÓN DE ESTIÉRCOL

El sistema de gestión estudiado es una planta de tratamiento de gestión centralizada con una fase de digestión anaerobia para la producción de energía y una fase de eliminación de nitrógeno (Figura 6.4.1). Está situada en la provincia de Bérgamo (Martinengo, Lombardía, Italia) en una zona de ganado intensivo en la que hay un gran excedente de nitrógeno, motivo por el cual ha sido designada como zona vulnerable.

En origen, la planta de tratamiento colectivo (planta 1) incluía 12 naves pertenecientes a 10 granjas (cerdos, vacas y aves), situada de 0,5 a 6 km de la planta, para una producción diaria total de unos 240 m³ de estiércol. A comienzos del otoño de 2013 las instalaciones se ampliaron con una segunda planta de tratamiento (planta 2). Funcionando a pleno rendimiento, las dos plantas están procesando casi 685 m³ de estiércol al día (295 y 390 m³, en la planta 1 y la 2 respectivamente). La mayor parte del producto de entrada consiste en purines, aunque también se utilizan algunos cosustratos, mientras que

el efluente líquido tratado es el producto más importante que se transporta de vuelta a las granjas asociadas. Actualmente, las dos plantas están recogiendo estiércol procedente de 24 unidades ganaderas (Tabla 6.4.1). El estiércol fresco se transporta en camiones y cubas de purín con excepción de la granja vecina, conectada por medio de una tubería.

Al principio, el estiércol se procesa en un reactor de digestión anaerobia para producir energía. A continuación, se separa el efluente digerido para reducir la carga y para separar la mayor parte del fósforo. La fracción sólida se almacena, mientras que la fracción líquida se trata para la eliminación del nitrógeno biológico. Este proceso se realiza en dos reactores biológicos secuenciales (SBR) en ambas plantas. El líquido efluente se almacena, finalmente, en tanques de almacenamiento. Después, se transporta a las granjas por medio de camiones cisterna de purín o por tuberías para su almacenamiento antes de distribuirlo como fertilizante orgánico de valor a nivel de granja.



Figura 6.4.1. Vista aérea de la planta de tratamiento colectivo de Martinengo (Lombardía, Italia). Planta 1 a la izquierda y planta 2 a la derecha.

2. ESQUEMA DEL SISTEMA DE GESTIÓN DE ESTIÉRCOL

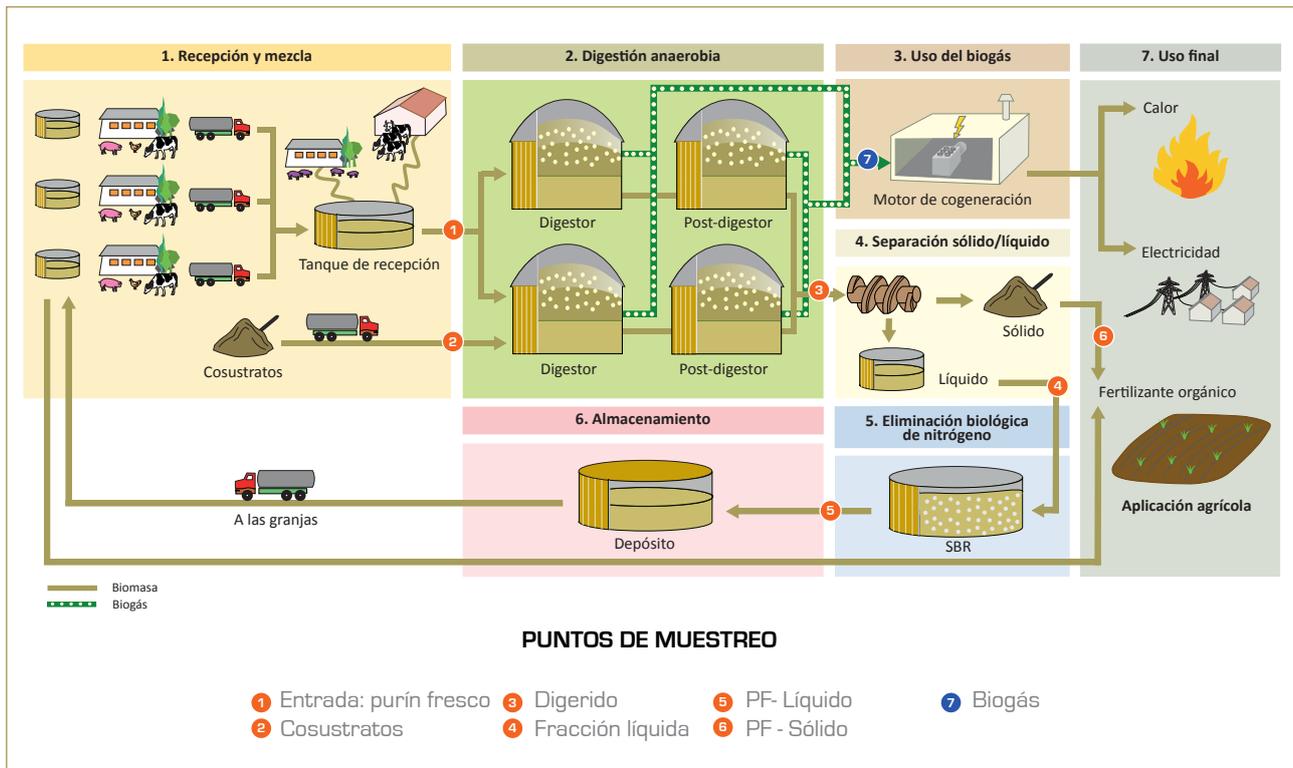


Figura 6.4.2. Esquema del sistema de gestión de Martinengo (Lombardía, Italia). Se aplica el mismo esquema para las dos plantas.

Tabla 6.4.1. Datos principales de la planta de tratamiento colectivo.

Estiércol fresco	Estiércol de vacuno (93,5%), purines de porcino (4,4%) y deyecciones de gallina ponedora (2,1%)	
Cosustratos	Ensilado de maíz, cereales para harina y derivados y melaza	
	PLANTA 1	PLANTA 1 + PLANTA 2
Unidades de ganado	12	24
Estiércol fresco tratado (m ³ /día)	295	685
Unidad de cogeneración o CHP (kWe)	999	1.998
Producción eléctrica (MWh/año)	7.400	13.990
Superficie (ha)	452	927
Productos finales	Fracción líquida y sólida	

La línea de proceso (Figura 6.4.2) de la planta de tratamiento colectiva se compone de los pasos siguientes:

1. Recepción y mezcla. El estiércol producido por las diversas granjas se recoge en dos tanques de prealmacenamiento de 885 y 570 m³ que se mezclan continuamente. El purín fresco se mezcla con los cosustratos y con el estiércol sólido y el de ave antes de pasar a la unidad de digestión anaerobia (planta 2) o al digestor (planta 1).

2. Digestión anaerobia. El estiércol recogido se procesa primero en una fase de digestión anaerobia para producir energía. Este paso se realiza en condiciones mesofílicas (38-40 °C) en dos digestores y dos post-digestores en línea en ambas plantas. El volumen total de los reactores [digestores] es de 10.930 m³, mientras que los post-digestores tienen una capacidad de 12.740 m³. El purín digerido anaerobiamente que se ha producido en los dos digestores se transporta y después se envía a los dos post-digestores de ambas plantas.

3. Uso del biogás. El biogás producido en cada reactor se recoge, se trata para eliminar el azufre (S) y posteriormente se transporta hasta las dos unidades de cogeneración (CHP por sus siglas en inglés) para producir energía. Dos motores eléctricos de cogeneración de 999 kW cada uno producen la electricidad necesaria para cubrir las necesidades de la planta y la sobrante se vende a la red general. El calor se utiliza para subir la temperatura de la alimentación al digestor y al post-digestor.

4. Separación sólido/líquido. El purín digerido que sale del post-digestor se separa con dos centrifugadoras decantadoras para producir fracción líquida y sólida. La fracción sólida se almacena y parte se vende a granjas hortícolas situadas cerca de la planta de tratamiento, mientras que la fracción líquida se sigue tratando.

5. Eliminación biológica del nitrógeno. La fracción líquida se trata mediante nitrificación-desnitrificación

para eliminar el nitrógeno. Este tratamiento se realiza en dos reactores biológicos secuenciales (SBR) para cada planta que trabaja en paralelo. En cada SBR tienen lugar cuatro fases: la fase de llenado y vaciado (en que la fracción líquida se bombea en el reactor y los purines tratados se transportan a los almacenes), la fase de mezclado (desnitrificación), la fase aerobia (nitrificación) y la fase de sedimentación.

6. Almacenamiento. Después, el efluente tratado se bombea al almacén final, que consiste en 3 tanques de almacenamiento cubiertos de 12.620 m³ de capacidad total.

7. Uso final. Aquí, los camiones y las cubas de purín recogen el efluente y lo devuelven a las granjas, donde se almacena antes de su distribución como fertilizante orgánico valioso a nivel de granja.

3. RESULTADOS DE LA EVALUACIÓN

El seguimiento de la planta de tratamiento se realizó siguiendo las directrices definidas en el Protocolo Común de Seguimiento y Evaluación (CEMP) desarrollado en el proyecto LIFE+ MANEV (Capítulo 3) que cubre cinco años de continuo funcionamiento de la planta de tratamiento. La información y los datos se recopilaron de tres formas:

- Registros diarios: registro manual y automático de los parámetros principales de la línea de proceso y de cada unidad de procesado en puntos clave: flujos diarios (purín fresco, entrada de biomasa y de estiércol sólido, y salida de productos finales), temperaturas, pH, oxígeno disuelto, producción y consumo eléctrico, calidad y producción de biogás).

- Muestreo mensual de estiércol: se tomaron muestras mensuales representativas de estiércol (6 puntos diferentes) de cada unidad de proceso. Tanto laboratorios internos como externos y equipos de campo han realizado análisis (NKT, N_A, P, K, MS, SV, DQO, pH y CE).

- Datos de seguimiento periódico: datos de las granjas conectadas con la planta de tratamiento con los datos sobre ganado y los datos de campo, otros análisis de agentes patógenos (*E. coli* y *Salmonella*) y de metales pesados (Cu y Zn).

Tabla 6.4.2. Principales datos analíticos y rendimiento del sistema de tratamiento (original -PLANTA 1- y ampliado PLANTA 1+2) de 2011 a 2015.

Parámetro	Unidades	Punto de muestreo	604 muestras				Frecuencia de muestreo
			Original (PLANTA 1)		Ampliado (PLANTA 1+2)		
			Media	D.E.	Media	D.E.	
NKT	kg/t	1. ENTRADA	3,73	0,69	3,77	0,74	1 muestra/mes
		5. PF-Líquido	2,29	0,60	2,49	0,68	1 muestra/mes
		6. PF-Sólido	6,58	0,43	6,73	0,45	1 muestra/mes
Eficiencia de eliminación [%]			46,6%		42,2%		
N _A	kg/t	1. ENTRADA	1,92	0,54	1,86	0,47	1 muestra/mes
		5. PF-Líquido	1,17	0,65	1,31	0,62	1 muestra/mes
		6. PF-Sólido	2,03	0,53	2,02	0,51	1 muestra/mes
Eficiencia de eliminación [%]			47,0%		39,0%		

604 muestras							
Parámetro	Unidades	Punto de muestreo	Original (PLANTA 1)		Ampliado (PLANTA 1+2)		Frecuencia de muestreo
			Media	D.E.	Media	D.E.	
MS	kg/t	1. ENTRADA	76,1	17,2	80,3	18,9	1 muestra/mes
		5. PF-Líquido	27,8	5,5	26,4	4,6	1 muestra/mes
		6. PF-Sólido	222,9	17,3	223,2	15,1	1 muestra/mes
Eficiencia de eliminación (%)			68,2%		71,4%		
SV	kg/t	1. ENTRADA	62,4	13,2	65,0	15,0	1 muestra/mes
		5. PF-Líquido	17,8	6,4	15,9	5,2	1 muestra/mes
		6. PF-Sólido	183,4	23,3	180,3	20,4	1 muestra/mes
Eficiencia de eliminación (%)			75,3%		78,8%		
DGO	kg/t	1. ENTRADA	65,3	38,2	76,3	39,0	cada 3 meses
		5. PF-Líquido	21,8	8,9	20,9	10,0	cada 3 meses
		6. PF-Sólido	217,0	24,0	226,0	23,0	cada 3 meses
Eficiencia de eliminación (%)			71,0%		76,1%		
P	kg/t	1. ENTRADA	1,02	0,45	1,03	0,25	1 muestra/mes
		5. PF-Líquido	0,45	0,19	0,39	0,04	1 muestra/mes
		6. PF-Sólido	2,90	0,31	3,05	0,42	1 muestra/mes
Eficiencia de eliminación (%)			62,0%		66,9%		
K	kg/t	1. ENTRADA	2,47	0,73	2,58	0,65	1 muestra/mes
		5. PF-Líquido	2,20	0,13	2,25	0,22	1 muestra/mes
		6. PF-Sólido	2,85	0,63	2,51	0,19	1 muestra/mes
Eficiencia de eliminación (%)			22,4%		24,1%		
Cu	kg/t	1. ENTRADA	0,005	0,003	0,006	0,001	cada 3 meses
		5. PF-Líquido	0,004	0,000	0,004	0,001	cada 3 meses
		6. PF-Sólido	0,010	0,001	0,013	0,005	cada 3 meses
Eficiencia de eliminación (%)			34,4%		42,6%		
Zn	kg/t	1. ENTRADA	0,023	0,012	0,023	0,002	cada 3 meses
		5. PF-Líquido	0,013	0,001	0,012	0,002	cada 3 meses
		6. PF-Sólido	0,038	0,005	0,040	0,005	cada 3 meses
Eficiencia de eliminación (%)			51,9%		52,9%		
CE	mS/cm	1. ENTRADA	13,6	1,9	13,5	1,6	1 muestra/mes
		5. PF-Líquido	19,5	1,3	19,3	1,5	1 muestra/mes
		6. PF-Sólido	0,69	1,14	1,02	1,27	1 muestra/mes
Eficiencia de eliminación (%)			-43,8%		-42,9%		
pH	pH u.	1. ENTRADA	7,2	0,2	7,0	0,3	1 muestra/mes
		5. PF-Líquido	8,4	0,2	8,5	0,2	1 muestra/mes
		6. PF-Sólido	8,9	0,3	8,9	0,3	1 muestra/mes
Eficiencia de eliminación (%)			-16,6%		-20,8%		

La tabla 6.4.2 muestra las eficiencias medias de eliminación del balance de masas de la fracción líquida a la salida del paso 5 (eliminación biológica del nitrógeno) en comparación con la entrada (purín fresco, estiércol sólido y de avícola y cosustrato), durante el periodo de seguimiento, así como las características químicas (media y D.E.) del estiércol fresco (1. ENTRADA), el efluente tratado (5. PF-Líquido) y la fracción sólida (6. PF-Sólido).

La concentración media de nitrógeno (purín fresco, estiércol sólido y de avícola y cosustrato) en el sistema de tratamiento durante el periodo de seguimiento fue de 3,73 y 3,77 kg N/t al día (Tabla 6.4.2) para el sistema original (planta 1) y el ampliado (planta 1+2) respectivamente. El contenido en materia seca (MS) disminuyó del 8,0% al 2,6% en la fracción líquida debido a la fase de digestión anaerobia y a la separación sólido-líquido por centrifugación. Considerando la planta de tratamiento

Tabla 6.4.3. Resumen de los resultados de seguimiento y evaluación del sistema de tratamiento (original -PLANTA 1- y ampliado PLANTA 1+2).

			Original (PLANTA 1)	Ampliado (PLANTA 1+2)	Sin sistema de tratamiento
 Medio ambiente ¹	Potencial de calentamiento global	kg CO ₂ eq. /t	20,79	20,86	74,30
	Potencial de acidificación	kg SO ₂ eq./t	0,90	0,96	1,83
 Energía ²	Balance de energía eléctrica	kWh/t	-	53,73	0
	Balance de energía térmica	kWh/t	-	Excedente	0
	Combustible	kWh/t	-	-0,99	0
 Economía ³	Ingresos	€/t	-	15,78	0
	Gastos	€/t	-	14,40	0
 Agronomía	Balance de nitrógeno	kg N/ha	189	242	355
	Balance de fósforo	kg P/ha	24	32	102
	Balance de potasio	kg K/ha	192	190	221
 Impacto social	Demanda de trabajo - Operario ³	h/año	6.800	11.900	0
	Demanda de trabajo - Técnico especializado	h/año	425	850	0
	Olor	[1-4]	1	1	-
	Ruido	Si/No	NO	NO	-
	Reducción de patógenos	<i>E. coli</i>	99,6%	99,8%	0%
 Bioseguridad	Reducción de patógenos	<i>Salmonella</i>	Ausencia/ Presencia	Ausencia/ Presencia	Presencia

¹ Los valores hacen referencia a todo el sistema de gestión desde el almacenamiento en granja hasta la aplicación en el suelo.

² Los valores hacen referencia a los pasos 2, 3, 4 y 5.

³ Los valores hacen referencia a la línea de proceso de la planta de tratamiento, incluyendo el almacenamiento en la planta y el transporte granja/planta.

original (planta 1), la eficiencia media de eliminación del nitrógeno total (NKT) y del nitrógeno amoniacal total (N_A) del periodo de seguimiento fue del 46,6% y del 47,0% respectivamente. En comparación con la planta original, en la planta de tratamiento ampliada las eficiencias medias de eliminación del NKT y del N_A se redujeron al 42,2% y al 39,0% respectivamente.

I. MEDIO AMBIENTE

Emisiones La contribución de las emisiones de la planta de tratamiento al potencial de calentamiento global (GWP por sus siglas en inglés) y al potencial de acidificación (PA) se calculó en base a los factores de conversión del Protocolo Común de Seguimiento y Evaluación (CEMP) y aparece en la tabla 6.4.3 y la Figura 6.4.3. Las emisiones totales con la planta de tratamiento fueron de 20,79 y de 20,86 kg CO₂ eq. por tonelada de estiércol tratado para el sistema de la planta original (planta 1) y la ampliada (planta 1+2) respectivamente. El PA del sistema de tratamiento resultó más bajo que el GWP, con valores entre 0,90 y 0,96 kg SO₂ eq. por tonelada de estiércol tratado. Además, la reducción media del GWP entre los sistemas de gestión con planta de tratamiento y sin planta de tratamiento fue del 70%, mientras que la reducción del PA fue de casi el 50%.

La reducción del GWP obtenida por el sistema de tratamiento se debe, en gran parte, a la producción de energía renovable (-35%) por digestión anaerobia y también a las menores emisiones de metano (el 6% procedente de la planta de tratamiento y el 34% del almacenamiento en la granja) y un bajo contenido del efluente tratado en N en el almacenamiento final y la aplicación en el suelo en comparación con el sistema de gestión sin planta de tratamiento. En su lugar, la reducción del PA se debió, principalmente, a las emisiones de amoníaco (Figura 6.4.3) de la planta de tratamiento (el 13%) y durante el almacenamiento final y la aplicación en el suelo (el 85%).

Agua. Según el balance agronómico, hay un excedente de nitrógeno y de fósforo. Los cálculos hacen referencia al contenido de nitrógeno del producto final líquido y sólido durante el almacenamiento en la granja. En consecuencia, considerando una eficiencia de campo de alrededor del 50% del contenido de nitrógeno al terreno (durante el almacenamiento en la granja y la aplicación al suelo) el excedente es insignificante en comparación con las necesidades de los cultivos.

Suelo. El estudio de caso se sitúa en una zona potencialmente no afectada por sales según el «Mapa de los suelos salinos y sódicos de la Unión Europea».

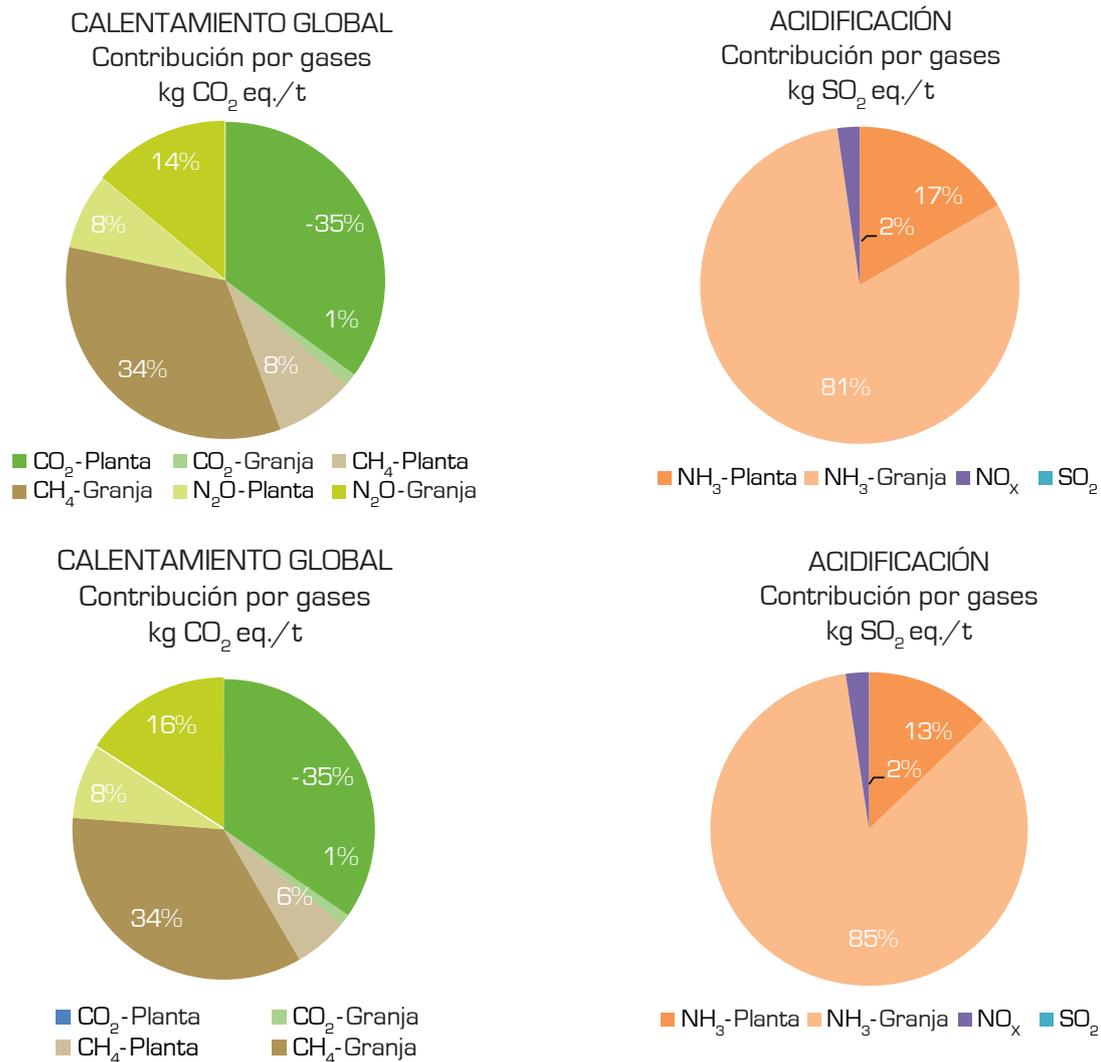


Figura 6.4.3. Contribución del gas de las emisiones del sistema de tratamiento al potencial de calentamiento global y al potencial de acidificación. Sistema de tratamiento de la planta original (planta 1) arriba y de la ampliada abajo (planta 1+2).

II. ENERGÍA

La electricidad media producida por la unidad de proceso de digestión anaerobia (DA) fue de 67,45 kWh/t tratados (Tabla 6.4.3). En su lugar, el consumo medio de la planta de tratamiento fue de 13,72 kWh/t tratados (unidad de proceso DA 7,4 kWh/t, separación de fases 0,7 kWh/t y SBR N/DN 5,6 kWh/t). El balance energético fue de 52,74 kWh/t tratados.

III. ECONOMÍA

Los ingresos y gastos se refieren a la planta de tratamiento (DA, separación, SBR N/DN y unidad de procesado de almacén) incluyendo los costes de almacenamiento de la planta y los de transporte (granja-planta). Los ingresos corrientes (el 99% de la producción de energía y el 1% del producto final sólido vendido, Figura 6.4.4) están

cerca de los 15,8 €/t de efluentes tratados, y los costes son de 14,4 €/t de efluente tratado, lo que generó un beneficio económico de 1,4 €/t. Los gastos del sistema de tratamiento se deben, principalmente, a los cosustratos (el 27%), la depreciación (el 19%), los costes de mantenimiento (18%) y los costes de transporte (el 17%).

IV. AGRONOMÍA

El sistema de tratamiento produce dos productos finales: la fracción líquida tratada y la fracción sólida. Según el balance agronómico, hay un excedente de nitrógeno equivalente a 189 y 242 kg N/ha para la planta original (planta 1) y la planta ampliada (planta 1+2), respectivamente (Tabla 6.4.3 y Figura 6.4.5). En cualquier caso, al igual que lo explicado en la contaminación del agua, el contenido de nitrógeno en el producto final se refiere al momento previo al almacenamiento en las granjas.

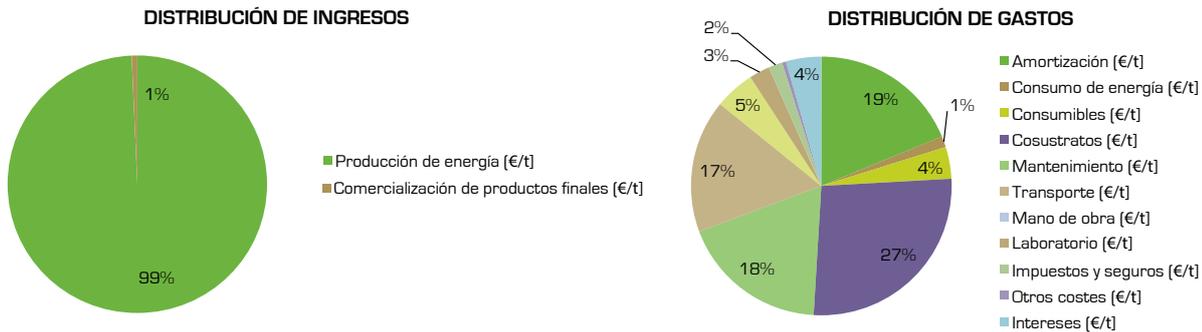


Figura 6.4.4. Distribución de ingresos y gastos en el sistema de tratamiento ampliado.

Durante la fase de almacenamiento y la aplicación en el suelo hay pérdidas de nitrógeno significativas. Así, considerando una eficiencia del 50%, el excedente de nitrógeno se reduce casi a cero. Hay un excedente limitado de fósforo [24 y 32 kg P/ha en los sistemas de tratamiento original y ampliado respectivamente], mientras que se encuentra un excedente significativo de potasio [192 y 190 kg K/ha].

V. IMPACTO SOCIAL

La planta tiene 7 operarios que trabajan a tiempo completo y un técnico especializado que trabaja a tiempo parcial. Las emisiones olorosas son extremadamente tolerables en comparación con las normas de calidad del aire ambiente. Las mediciones de olores indicaron una emi-

vidad de olores muy baja de los SBR, también durante la fase aeróbica [1, Tabla 6.4.3]. El impacto acústico está dentro de los límites especificados por las regulaciones locales. El impacto visual medido según el Protocolo Común de Seguimiento y Evaluación (CEMP) se ha categorizado como bajo.

VI. BIOSEGURIDAD

Gracias a la planta de tratamiento se ha obtenido una reducción del 99% de los agentes patógenos (*E. coli*). A pesar de que el proceso reduce la presencia de agentes patógenos en ambos productos finales, *Salmonella Spp.* sigue estando presente con frecuencia, especialmente en la fracción sólida [Tabla 6.4.3], en algunos casos debido a la contaminación cruzada.

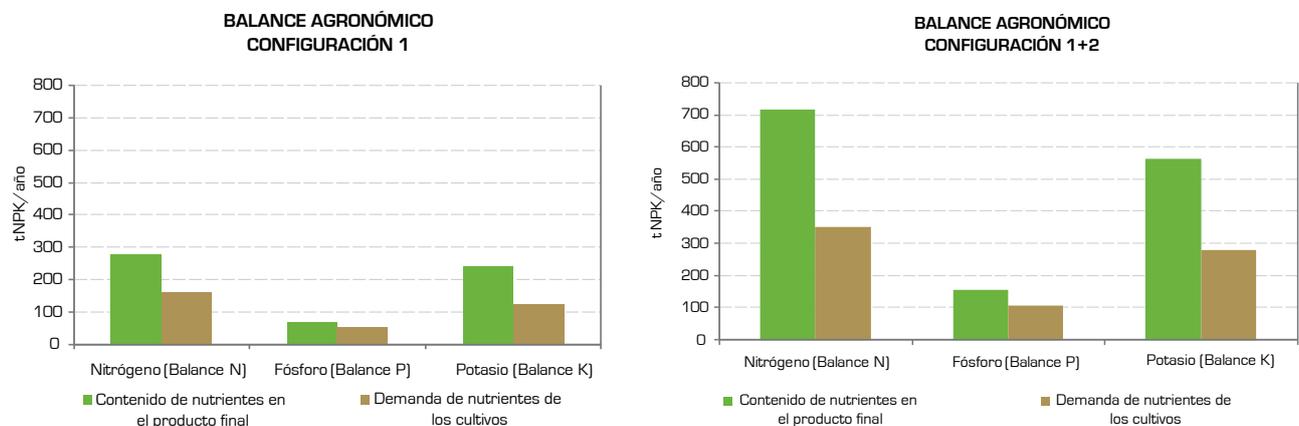


Figura 6.4.5. Balance de nutrientes del sistema de tratamiento original (CONFIGURACIÓN 1) y ampliado (CONFIGURACIÓN 1+2).

4. CONCLUSIONES

El beneficio económico derivado de la venta de la electricidad producida por la cogeneración, alimentada por biogás de la digestión anaerobia, puede compensar el coste del tratamiento biológico de eliminación de nitrógeno de los reactores biológicos secuenciales, haciendo que esta solución sea sostenible desde un punto de vista ambiental y económico para reducir el excedente de nitrógeno en zonas de ganadería intensiva que hayan sido designadas zonas vulnerables por el gran exceso de nitrógeno que padecen. El estudio de caso utilizado ha subrayado cómo un sistema de tratamiento colectivo puede ser eficaz en la reducción de las emisiones al aire y la contaminación potencial de nitrógeno de las aguas superficiales y subterráneas, confirmando el beneficio en cuanto al efecto de acidificación y el potencial de eutrofización. Además, la reducción del GWP obtenida demuestra cómo estos sistemas colectivos de gestión pueden ser sostenibles a pesar de las mayores emisiones debido al transporte.

La eficiencia de eliminación del nitrógeno obtenida durante el periodo de seguimiento parece bastante buena (valor medio del 40%). En cualquier caso, el nitrógeno total eliminado es menor que los valores previstos en el diseño de la planta. Se han obtenido eficiencias mayores de eliminación del nitrógeno (hasta el 60%) para periodos más breves. Asimismo, la actividad de seguimiento realizada durante el proyecto ha apoyado la identificación de las intervenciones necesarias para mejorar la eficiencia del tratamiento.

Se derivan beneficios adicionales por la reducción de olores y la producción de un efluente estabilizado que puede utilizarse como fertilizante con mayor eficiencia.

6.5. CASO DE ESTUDIO 5: PLANTA DE TRATAMIENTO DE DIGESTIÓN ANAEROBIA DE CAMPO BÒ EN PARMA (EMILIA ROMANA, ITALIA)

Giuseppe Moscatelli y Sergio Piccinini
Centro de Investigación de la Producción Animal (CRPA)

1. ESCENARIO Y SISTEMA DE GESTIÓN DE ESTIÉRCOL

Campo Bò es una granja porcina de ciclo cerrado para la producción de porcino de engorde para jamón de Parma, con unas 975 cerdas y 950 t de peso vivo. Las cerdas y una parte de los cerdos de engorde se alimentan en Baillicagoiano (Parma, región de Emilia Romagna, Italia), sumando un peso vivo total de unas 500 toneladas. El resto de los cerdos de engorde se crían en otras dos plantas. En la principal, la de Basilicagoiano, la producción media diaria de purines de cerdo es de 86 m³. La línea de tratamiento de purines (Figuras 6.5.1 y 6.5.2) consiste en una digestión anaerobia (DA) seguida de un tratamiento biológico aerobio innovador: SHARON – Single reactor High rate Ammonium Removal Over Nitrite - (Hellinga *et al.*, 1998).

La digestión anaerobia de los purines frescos de porcino se realiza en un reactor mesofílico continuo de tanque agi-

tado (CSTR). El biogás se utiliza en una unidad de cogeneración con un suministro de energía eléctrica de 85 kWe.

Se realizó un proceso SHARON de NDN (mediante nitrificación parcial a nitrito) en el reactor biológico secuencial (SBR) de una planta piloto con parte del digerido. La planta piloto se diseñó en colaboración con CRPA y Veolia Water Technologies Italia – Servicios. Se evaluó el innovador proceso SHARON porque: el digerido de purín de porcino tiene un bajo contenido de DQO disponible y la nitrificación parcial a nitrito necesita un 40% menos DQO que la N/DN convencional, ahorra electricidad para suministrar oxígeno y produce poco lodo.

El digerido se almacena en balsas antes de distribuirlo como fertilizante orgánico valioso por la zona circundante.



Figura 6.5.1. Digestión anaerobia, reactor CSTR y contenedor de gas (gasómetro) en Campo Bò (Emilia Romagna, Italia).



Figura 6.5.2. Reactor SHARON-SBR en Campo Bò (Emilia Romagna, Italia).

2. ESQUEMA DEL SISTEMA DE GESTIÓN DE ESTIÉRCOL

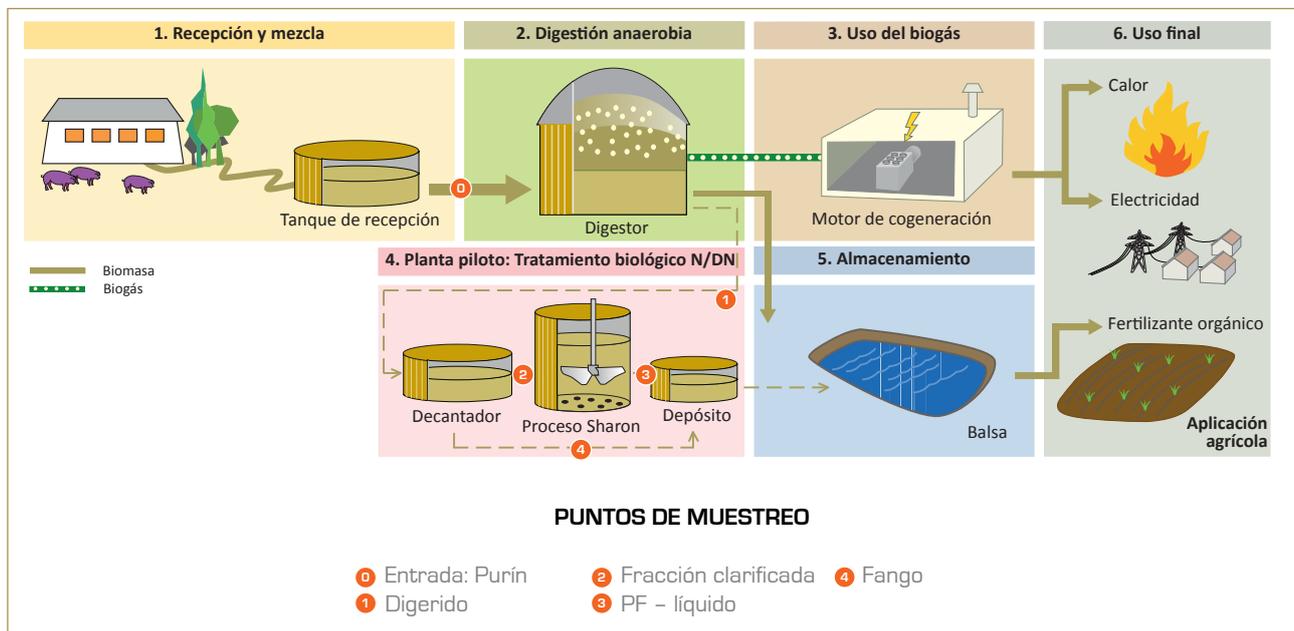


Figura 6.5.3. Esquema del sistema de gestión en Campo Bò (Emilia Romagna, Italia).

Tabla 6.5.1. Datos principales de la planta de tratamiento.

Purín (t/año)	31.400
Tiempo de retención hidráulica (DA) (días)	21
Temperatura de la digestión anaerobia (°C)	40
Potencia de la unidad de cogeneración (kWe)	85
Productos finales:	
- Digerido (t/año)	31.170
- Biogás (m ³ /año)	211.700
- Calor (MWh/año)	690
- Electricidad (MWh/año)	407

La línea de proceso de la planta de tratamiento (Figura 6.5.3 y Tabla 6.5.1) se compone de los pasos siguientes:

1. Recepción y mezcla. Los purines de cerdo se vierten diariamente desde los fosos de ganado porcino y se recogen en un tanque de recepción subterráneo. En este tanque se mezclan y se bombean a la unidad de digestión anaerobia.

2. Digestión anaerobia. El biogás se genera en un reactor mesofílico continuo de tanque agitado (CSTR) con un volumen de 1.780 m³ y un tiempo de retención hidráulica (TRH) de 21 días.

3. Uso del biogás. Un motor de cogeneración con un suministro eléctrico de 85 kWe, impulsado por biogás, produce electricidad que se vende a la red. La energía térmica procedente de la cogeneración se utiliza para calentar el digestor. Hay una antorcha de seguridad para quemar el biogás que no se utiliza en la cogeneración.

4. Planta piloto: Tratamiento biológico N/DN. Parte de los purines porcinos digeridos entran en un tanque de predecantación (con un radio de 0,75 m y una altura de 2,05 m), donde la fracción sólida gruesa e inerte se elimina por gravedad natural.

El tratamiento biológico del digerido se realiza por proceso SHARON en un reactor biológico secuencial (SBR). El reactor está totalmente aislado y tiene un volumen de proceso de unos 3 m³, siendo capaz de gestionar 1.000 dm³ de digerido a diario (solo 1 m³/día de los 86 m³/día del digerido de purines de porcino se trata en el SBR). El SBR es un tanque cilíndrico con un radio de 0,66 m y una cabeza hidráulica útil de 2,23 m. Cada paso del tratamiento se realiza en el mismo reactor de manera secuencial. Los pasos del tratamiento biológico son: carga de digerido fresco antes de cada fase de desnitrificación (solo habiéndolo mezclado), fase de nitrificación (con aireación y mezclado), sedimentación, producción de lodo y efluente. La desnitrificación y la

nitrificación tienen lugar 4 veces por ciclo. Cada fase de desnitrificación anóxica dura 35 minutos y la fase de nitrificación aerobia dura 42 minutos. En un día, el sistema completó 4 ciclos sucesivos, tardando unas 6 horas cada uno.

5. Almacenamiento. El digerido se almacena en tanques y balsas. La capacidad total de almacenamiento es de 17.807 m³.

6. Uso final. El producto final de la planta de tratamiento se distribuye por la tierra cultivable circundante a la granja como fertilizante orgánico valioso.

3. RESULTADOS DE LA EVALUACIÓN

El seguimiento de la planta de tratamiento se realizó siguiendo las directrices definidas en el Protocolo Común de Seguimiento y Evaluación desarrollado en el proyecto LIFE+ MANEV (Capítulo 3) y cubriendo, al menos, un año natural de las instalaciones. La información y los datos necesarios para la evaluación se recogieron de:

- El registro manual de los caudales de purines y de digerido, la temperatura de digestión anaerobia, el consumo eléctrico y la producción de energía.
- Registro automático de datos de los principales parámetros del tratamiento biológico en el SBR N/DN como las temperaturas, el pH o la concentración de O₂.

- Campañas de muestreo, a lo largo de la línea de proceso, de los purines frescos de porcino, del digerido fresco y el tratado, así como de sus análisis químicos en el laboratorio de CRPA.

La tabla 6.5.2 muestra el balance de masas y la eficiencia media de eliminación considerando el efluente tratado de DA+SBR N/DN (punto de muestreo 3) frente al purín fresco de porcino (punto de muestreo 0) durante toda la actividad de seguimiento, así como las características químicas (media y D.E.) del purín fresco de porcino (0), el digerido (1) y el efluente tratado (3).

Tabla 6.5.2. Resultados más importantes de seguimiento del muestreo de la línea de proceso.

Parámetro	Unidades	Puntos de muestreo	[0] 17 muestras; (1) 24 muestras; (3) 42 muestras		Frecuencia de muestreo
			Media	D.E.	
NKT	kg/t	0. Purín de porcino	2,99	0,35	1 muestra/mes
		1. PF - Digerido	2,50	0,27	2 muestras/mes
		3. PF - Efluente tratado	0,44	0,32	1 muestra/semana
		Eficiencia de eliminación de la DA [0-1]	16,2 %		
Eficiencia de eliminación del SBR N/DN [1-3]			82,3 %		
Eficiencia de eliminación total [0-3]			85,2 %		
N _A	kg/t	0. Purín de porcino	2,07	0,31	1 muestra/mes
		1. PF - Digerido	1,99	0,21	2 muestras/mes
		3. PF - Efluente tratado	0,35	0,29	1 muestra/semana
		Eficiencia de eliminación de la DA [0-1]	4,0 %		
Eficiencia de eliminación del SBR N/DN [1-3]			82,5 %		
Eficiencia de eliminación total [0-3]			83,2 %		

Parámetro	Unidades	Puntos de muestreo	(0) 17 muestras; (1) 24 muestras; (3) 42 muestras			Frecuencia de muestreo
			Media	D.E.		
MS	kg/t	0. Purín de porcino	24,1	6,5	1 muestra/mes	
		1. PF - Digerido	14,7	2,1	2 muestras/mes	
		3. PF - Efluente tratado	7,3	1,4	1 muestra/semana	
	Eficiencia de eliminación de la DA (0-1)		39,0 %			
Eficiencia de eliminación del SBR N/DN (1-3)		50,1 %				
Eficiencia de eliminación total (0-3)		69,6 %				
SV	kg/t	0. Purín de porcino	15,20	4,1	1 muestra/mes	
		1. PF - Digerido	6,90	1,2	2 muestras/mes	
		3. PF - Efluente tratado	1,45	1,1	1 muestra/semana	
	Eficiencia de eliminación de la DA (0-1)		54,8 %			
Eficiencia de eliminación del SBR N/DN (1-3)		78,9 %				
Eficiencia de eliminación total (0-3)		90,4 %				
DGO	kg/t	0. Purín de porcino	41,20	9,6	1 muestra/mes	
		1. PF - Digerido	12,40	2,0	2 muestras/mes	
		3. PF - Efluente tratado	2,90	1,3	1 muestra/semana	
	Eficiencia de eliminación de la DA (0-1)		69,8 %			
Eficiencia de eliminación del SBR N/DN (1-3)		76,6 %				
Eficiencia de eliminación total (0-3)		92,9 %				
P	kg/t	0. Purín de porcino	0,44	0,04	1 muestra/mes	
		1. PF - Digerido	0,45	0,10	1 muestra/mes	
		3. PF - Efluente tratado	0,06	0,02	1 muestra/mes	
	Eficiencia de eliminación de la DA (0-1)		- 3,0 %			
Eficiencia de eliminación del SBR N/DN (1-3)		86,7 %				
Eficiencia de eliminación total (0-3)		86,3 %				
K	kg/t	0. Purín de porcino	1,86	0,06	1 muestra/mes	
		1. PF - Digerido	1,61	0,26	1 muestra/mes	
		3. PF - Efluente tratado	1,18	0,12	1 muestra/mes	
	Eficiencia de eliminación de la DA (0-1)		13,4 %			
Eficiencia de eliminación del SBR N/DN (1-3)		26,5 %				
Eficiencia de eliminación total (0-3)		36,3 %				
CE	mS/cm	0. Purín de porcino	16,7	2,0	1 muestra/mes	
		1. PF - Digerido	17,4	0,9	1 muestra/mes	
		3. PF - Efluente tratado	9,2	1,3	1 muestra/mes	
	Eficiencia de eliminación de la DA (0-1)		- 4,3 %			
Eficiencia de eliminación del SBR N/DN (1-3)		47,3 %				
Eficiencia de eliminación total (0-3)		44,9 %				
pH	pH u.	0. Purín de porcino	7,0	0,3	1 muestra/mes	
		1. PF - Digerido	7,7	0,1	2 muestras/mes	
		3. PF - Efluente tratado	7,5	0,4	1 muestra/semana	

Para conseguir que la nitrosación se detenga en el nitrito y la desnitrificación del nitrito siga hasta conseguir N_2 gas, debería fomentarse el crecimiento de bacterias AOB [oxidantes del amonio], en detrimento de las bacterias NOB [oxidantes del nitrito]. Esto fue posible cuando el crecimiento de las AOB fue mayor que el de las NOB, explotando las diversas sensibilidades de estos dos grupos bacterianos.

Los parámetros del proceso del SBR que permitieron obtener una eficiencia máxima de eliminación durante las actividades de seguimiento fueron: una temperatura de 35-36 °C [el excedente térmico derivado del agua caliente producida por la cogeneración se puede utilizar para calentar el SBR], un pH entre 7,5 y 8,3, un oxígeno disuelto de 1,2 mg/L, un HRT de 2,6 días, un tiempo de retención de sólidos (SRT) de 25-30 días y una concentración de sólidos volátiles en suspensión (VSS por sus siglas en inglés) dentro del reactor de 12-13 g/L con una tasa de VSS/TSS [sólidos totales en suspensión] de 0,70-0,75.

La tasa media de carga de nitrógeno (NLR) durante la actividad fue de 0,84 kg N/m³ reactor al día, con una desviación estándar (D.E.) de 0,11. La tasa media de DGO/N en

el digerido en la entrada al SBR fue 4,3 con una desviación estándar de 1,5.

Considerando el contenido medio de NO_2^- -N nitrito (500,6 mg kg⁻¹) y de NO_3^- -N nitrato (2,5 mg kg⁻¹) en el efluente tratado en el SBR (estas dos formas nitrogenadas no se incluyen en el análisis del contenido de NKT [Tabla 6.5.2], la eficiencia de eliminación del nitrógeno medio total (NKT) de todo el periodo de seguimiento, frente al contenido de N del purín fresco de porcino, fue del 68%. En los 25 días del periodo de seguimiento, se añadió suero de leche [el 2% del volumen diario que se carga en el SBR] al digerido, como fuente de carbono disponible, para hacer el proceso más estable. El suero de leche estaba presente en la granja como subproducto excedente procedente de la alimentación de los cerdos. Durante este tiempo la eficiencia de eliminación del nitrógeno total aumentó y se estabilizó entre el 79 y el 91%.

Los principales resultados de la evaluación del sistema de tratamiento de la planta de Campo Bò, S.L. se muestran en la tabla 6.5.3.

Tabla 6.5.3. Resumen de los resultados de seguimiento y evaluación.

Campo Bò

🌿 Medio ambiente	Potencial de calentamiento global	kg CO ₂ eq./t	16,1
	Potencial de acidificación	kg SO ₂ eq./t	0,18
⚡ Energía ¹	Balance de energía eléctrica	kWh/t	8,75
	Balance de energía térmica	kWh/t	0
	Combustible	kWh/t	0
€ Economía	Ingresos	€/t	2,45
	Gastos	€/t	1,61
🌾 Agronomía	Balance de nitrógeno	kg N/ha	35
	Balance de fósforo	kg N/ha	-3
	Balance de potasio	kg N/ha	-30
👥 Impacto social	Demanda de trabajo - Operario ³	h/a	430
	Demanda de trabajo - Técnico especializado ³	h/a	60
	Olor ¹	1-4	1
	Ruido ²	Sí/No	Sí
🏥 Bioseguridad	Reducción de patógenos ³	Sí/No	Sí

¹ En el proceso de DA puede haber fugas de metano y sulfuro de hidrógeno. Hay emisiones de olor durante la fase de inyección de aire procedentes de la superficie del reactor SBR N/DN.

² El ruido se puede reducir mucho si la unidad de cogeneración y el soplador están bien insonorizados.

³ La digestión anaerobia reduce *Salmonella* y *E. coli*.

I. MEDIO AMBIENTE

Emisiones. La reducción de emisiones totales, en toneladas de CO₂ eq. al año con el escenario de la planta de tratamiento de purín porcino en comparación con el escenario básico [sin DA+SHARON], es del 62%. La reducción de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) se debe, en gran medida, a la recuperación del biogás para producir energía renovable (calor y electricidad) y también debido a unas emisiones muy bajas de metano y al bajo contenido de N del efluente tratado en el almacenamiento final (frente al almacenamiento de purín fresco).

La emisión de N₂O del tratamiento aerobio del SBR limita la reducción de las emisiones de GEI.

Agua. Según el balance agronómico, solo hay un ligero excedente de nitrógeno (el 12%). Los cálculos se refieren al contenido de nitrógeno del producto final antes del almacenamiento. En consecuencia, el contenido de nitrógeno que en la fase de distribución pasa al suelo es menor y el excedente se reduce.

Suelo. El escenario se sitúa en una zona potencialmente no afectada por sales según el «Mapa de los suelos salinos y sódicos».

II. ENERGÍA

El biogás medio producido por la planta de tratamiento de DA fue de 580 m³/día con un contenido medio de CH₄ del 67%. La producción bruta diaria media de electricidad es, durante el periodo de seguimiento, de 1.117 kWh con una media de 15 horas operativas al día. La producción media de biogás de la que se hizo un seguimiento fue de 460 m³ por tonelada de sólidos volátiles (SV) alimentada al reactor de DA (308 m³ de metano por tonelada de SV). La tabla 6.5.4 muestra la producción de los datos más importantes de la planta de digestión anaerobia.

Tabla 6.5.4. Datos principales de la planta de tratamiento de digestión anaerobia.

Producción media de biogás (m ³ /día)	580
Rendimiento medio de biogás (m ³ biogás/m ³ purín)	6.744
Contenido de metano en el biogás (% CH ₄)	67
Producción eléctrica media (kWh/m ³ biogás)	1.926
Producción eléctrica media (kWh/m ³ purín)	12,99

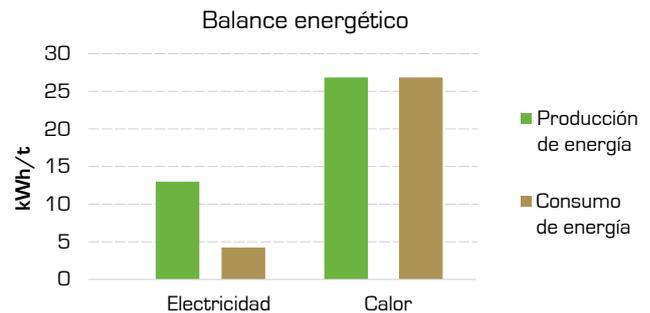


Figura 6.5.4. Balance energético en la planta de tratamiento de Campo Bò.

El balance energético (Figura 6.5.4) hace referencia a la unidad de procesamiento de DA sin el SBR N/DN de la planta piloto.

La energía térmica se utiliza para calentar el reactor de DA sin excedente. El excedente de energía eléctrica se vende a la red a 0,28 €/kWh en tarifa de alimentación.

III. ECONOMÍA

Los ingresos y gastos se refieren a la unidad de proceso de DA sin el SBR N/DN de la planta piloto (Figura 6.5.5). Generar un beneficio económico no es un objetivo prioritario de la línea de tratamiento. La unidad de DA



Figura 6.5.5. Balance económico en el sistema de gestión de la planta.

es capaz de producir un balance económico positivo que puede hacer que el tratamiento posterior del estiércol sea más sostenible.

IV. AGRONOMÍA

Se hace referencia al contenido de nitrógeno en el producto final denominándolo prealmacenamiento. Durante la fase de almacenamiento hay pérdidas de nitrógeno significativas (Figura 6.5.6).

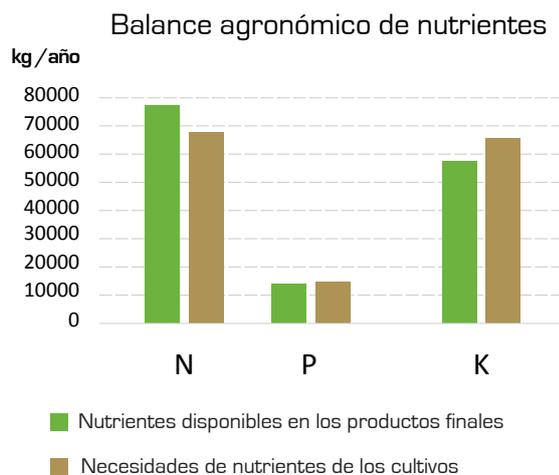


Figura 6.5.6. Balance de nutrientes agronómicos en el sistema de gestión de la planta de tratamiento de Campo Bò.

Se hace referencia a los balances de fósforo y de potasio en la masa del P y el K, no en la masa del P_2O_5 y el K_2O . Los datos del balance agronómico de la tabla 6.5.3 son el excedente medio de nutrientes de NPK por hectárea en relación a la demanda de los cultivos.

V. IMPACTO SOCIAL

El tratamiento de DA es una planta de pequeño tamaño y la creación de nuevos puestos de trabajo, aun cuando existe, es modesta. El tratamiento de DA elimina compuestos orgánicos biodegradables del estiércol y produce un estiércol más estabilizado, reduciendo la emisión de olores y gases durante las fases de almacenamiento y distribución.

4. CONCLUSIONES

El aporte económico derivado de la venta de la energía eléctrica producida por la cogeneración alimentada con biogás procedente de la digestión anaerobia respalda el siguiente tratamiento biológico SHARON N/DN para reducir el excedente de nitrógeno en zonas con una gran densidad de ganado.

La tasa entre el carbono disponible y el nitrógeno es un factor limitante cuando se trata el digerido del purín porcino con N/DN biológico. El proceso SHARON, que requiere menos carbono que un proceso N/DN convencional, permite una buena eficiencia de eliminación de nitrógeno (el 68%).

5. BIBLIOGRAFÍA

Hellinga, C.; Schellen, A.J.C.; Mulder, J.W.; van Loosdrecht, M.C.M. y Heijnen J.J. 1998. The SHARON process: an innovative method for nitrogen removal from ammonium rich wastewater. *Water Science Technology*, 37(9), 135-142.

6.6. CASO DE ESTUDIO 6: PLANTA DE TRATAMIENTO DE DIGESTIÓN ANAEROBIA GESTIONADA POR APERGAS EN VILADEMULS (CATALUÑA, ESPAÑA)

August Bonmatí, Marta Torrellas, Laura Burgos, Joan Noguerol,
Laura Tey, Jordi Palatsi y Víctor Riau
Instituto de Investigación y Tecnología Agroalimentarias - IRTA

1. ESCENARIO Y SISTEMA DE GESTIÓN DE ESTIÉRCOL

La planta de tratamiento que gestiona Apergas está situada en Sant Esteve de Gualbes, localidad del municipio de Vilademuls (Girona, Cataluña, España) (Figura 6.6.1). La planta procesa el estiércol producido en la cercana granja lechera (SAT Sant Mer), así como cosustratos, con una capacidad total de 36.000 t/año.

La planta de tratamiento es el resultado de la sinergia de tres empresas: SAT Sant Mer, EnErGi y Apergas, que es el operador actual de la planta. Ésta se diseñó en 2007, su construcción tuvo lugar en 2008 y su actividad co-

menzó en 2009. En 2012 se modificó la planta para incluir un tercer digester anaerobio en la línea de proceso.

El objetivo de la planta es maximizar la producción de biogás y vender a la red la electricidad producida por el motor de cogeneración (500 kW_e) alimentado con biogás. La fracción líquida digerida se utiliza como fertilizante en las tierras de cultivo cercanas y la fracción sólida se convierte en abono (se composta) y se vende como fertilizante orgánico.



Figura 6.6.1. Vista general de la planta de tratamiento de Apergas en Vilademuls (Cataluña, España).

2. ESQUEMA DEL SISTEMA DE GESTIÓN DE ESTIÉRCOL

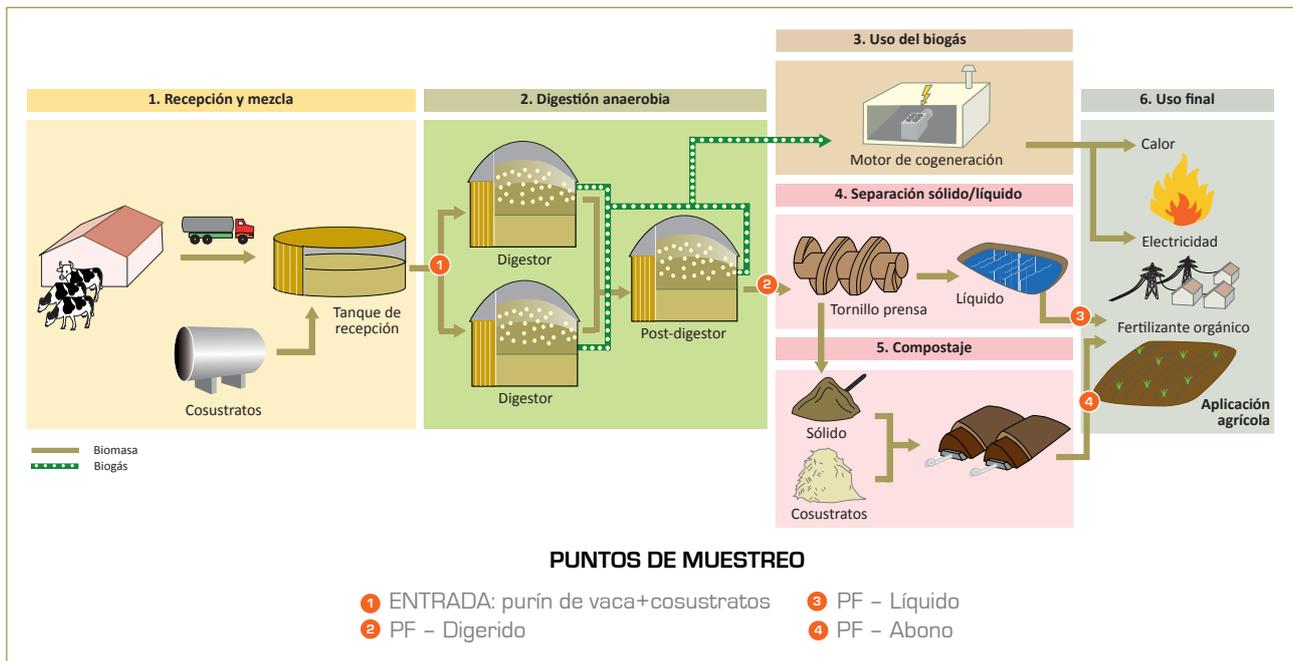


Figura 6.6.2. Línea de proceso de la planta de tratamiento de Apergas.

Tabla 6.6.1. Datos generales de la línea de proceso.

Entrada (purín de vaca + cosustratos) [t/año]	36.000
Reactores de digestión anaerobia (DA)	3
Tiempo de retención hidráulica de la DA (días)	35-40
Temperatura de proceso de la DA (°C)	37
Potencia eléctrica del motor de cogeneración [kWe]	500
Volumen de los reactores anaerobios [m ³]	5.500
Separador mecánico (tornillo prensa)	Bauer S885
Capacidad del depósito de efluente [m ³]	10.000
Área de compostaje [m ²]	786
Productos finales:	
- Digerido - Fracción líquida [t/año]	33.884
- Abono [t/año]	363
- Biogás [m ³ /año]	324.903
- Calor [MWh/año]	Excedente ¹
- Electricidad [MWh/año]	3.093,689

¹La energía térmica sobrante producida se disipa a la atmósfera.

La línea de proceso (Figura 6.6.2) de la planta de tratamiento se compone de los pasos siguientes:

1. Recepción y mezcla. La planta tiene dos tanques de recepción. Un tanque cerrado de cosustratos con una capacidad de 60 m³ y un tanque de recepción de purines agitado mecánicamente con una capacidad de 130 m³, en el que se mezclan el cosustratos y el purín y se bombean hacia los reactores anaerobios.

2. Digestión anaerobia mesofílica. El biogás se genera en dos reactores primarios de 2.078 m³ cada uno y un reactor secundario de 1.450 m³ en serie, aislados térmicamente a 37 °C, donde el purín se mantiene sin oxígeno durante 35-40 días. El biogás se almacena en el espacio de cabeza de dos de los tres reactores, con una capacidad total de 1.000 Nm³ (600 Nm³ y 400 Nm³).

3. Usos del biogás: purificación del biogás y producción de energía

Se utiliza un filtro de carbón activo para eliminar el H₂S del biogás y posteriormente se produce electricidad en un motor de cogeneración de 500 kWe. La electricidad producida suministra las necesidades de la planta y su exceso se vende a la red. El calor se utiliza para mantener la temperatura del digestor. Hay una antorcha de seguridad para quemar el exceso de biogás.

4. Separación sólido/líquido. El digerido que procede del reactor anaerobio secundario se separa mecánica-

mente mediante un tornillo prensa, obteniéndose una fracción líquida y otra sólida.

5. Compostaje. La fracción sólida se composta en 4 trincheras de compostaje con aireación forzada y se madura en una plataforma pavimentada.

6. Uso final. El compost, o abono, se vende como fertilizante o se utiliza como material de cama en la granja lechera. La fracción líquida se almacena en una balsa con una capacidad de 10.000 m³ antes de utilizarla como fertilizante/abono.

3. RESULTADOS DE LA EVALUACIÓN

El seguimiento de la planta de tratamiento se realizó de acuerdo a las directrices definidas en el Protocolo Común de Seguimiento y Evaluación desarrollado en el proyecto LIFE+ MANEV (Capítulo 3) cubriendo cuatro años de funcionamiento estable de la planta. La información y los datos se recopilaban mediante campañas de muestreo. Se recogieron mensualmente muestras sólidas y líquidas de ocho puntos de la línea de proceso de la instalación. El muestreo

de las emisiones se realizó cada dos meses en tres puntos diferentes (en los almacenamientos inicial y final y en las pilas de compostaje).

La tabla 6.6.2 muestra el balance de masas y la eficiencia media de eliminación durante el periodo de seguimiento y control así como las características químicas en los diferentes puntos de muestreo (media y desviación estándar [D.E.]).

Tabla 6.6.2. Principales resultados del seguimiento y control del muestreo de la línea de proceso.

Parámetro	Unidades	Punto de muestreo	36 campañas de muestreo		Muestras
			Media	D.E.	
NKT	kg/t	1. ENTRADA	3,5	0,8	35
		3. PF-Líquido	3,5	0,5	31
		4. PF-Abono	8,4	3,0	25
		Eficiencia de eliminación₁₋₃ [%]	1,4%		
N _A	kg/t	1. ENTRADA	1,7	0,3	35
		3. PF-Líquido	2,2	0,4	31
		4. PF-Abono	1,4	1,0	25
		Eficiencia de eliminación₁₋₃ [%]	-29,5 %		
MS	kg/t	1. ENTRADA	81,8	26,4	35
		3. PF-Líquido	35,6	6,2	31
		4. PF-Abono	292,8	63,8	25
		Eficiencia de eliminación₁₋₃ [%]	56,4 %		
SV	kg/t	1. ENTRADA	70,0	24,3	35
		3. PF-Líquido	24,4	4,7	31
		4. PF-Abono	243,8	49,1	25
		Eficiencia de eliminación₁₋₃ [%]	65,2 %		
DGO	kg/t	1. ENTRADA	140,0	50,8	35
		3. PF-Líquido	47,5	9,2	36
		4. PF-Abono	-	-	-
		Eficiencia de eliminación₁₋₃ [%]	66,0 %		
P	kg/t	1. ENTRADA	0,6	0,2	35
		3. PF-Líquido	0,6	0,2	31
		4. PF-Abono	3,0	1,2	25
		Eficiencia de eliminación₁₋₃ [%]	11,0 %		
Cu	kg/t	1. ENTRADA	1.5E-02	1.2E-02	13
		3. PF-Líquido	2.0E-02	1.8E-02	11
		4. PF-Abono	7.6E-02	1.4E-01	16
		Eficiencia de eliminación₁₋₃ [%]	-35,1 %		
Zn	kg/t	1. ENTRADA	5.4E-02	7.8E-02	12
		3. PF-Líquido	5.2E-02	1.1E-01	11
		4. PF-Abono	2.3E-01	1.0E-01	16
		Eficiencia de eliminación₁₋₃ [%]	2,8 %		
EC	mS/cm	1. ENTRADA	9,2	3,3	35
		3. PF-Líquido	12,5	4,5	31
		4. PF-Abono	2,7	2,7	25
		Eficiencia de eliminación₁₋₃ [%]	-35,4 %		
pH	pH u.	1. ENTRADA	6,5	0,5	35
		3. PF-Líquido	8,0	0,2	31
		4. PF-Abono	8,0	0,6	25

La tabla 6.6.3 muestra los principales resultados de evaluación relativos al medio ambiente, la agronomía, la economía, la energía, la bioseguridad y el impacto social.

Tabla 6.6.3. Resumen de los resultados de seguimiento y control.

			Situación de referencia (almacenamiento)	Situación actual (planta de tratamiento)
Medio ambiente	Potencial de calentamiento global	kg CO ₂ eq./t	92,10	21,40 (sin los beneficios de la generación de electricidad) 7,63 (con los beneficios de la generación de electricidad)
	Potencial de acidificación	kg SO ₂ eq./ t	2,49	1,57
Economía	Ingresos ¹	€/t	-	11,5
	Gastos	€/t	-	10,9
Energía	Electricidad	kWh/t	-	85,9
	Calor ²	kWh/t	-	Excedente
	Combustible ³	kWh/t	-	0
Agronomía	Balance de nitrógeno ⁴	kg N/ha	-	+29,4
	Balance de fósforo ⁴	kg P ₂ O ₅ /ha	-	+66,9
	Balance de potasio ⁴	kg K ₂ O/ha	-	+65,1
Impacto social	Demanda de trabajo – Operario ⁵	h/año	-	1.650
	Demanda de trabajo – Técnico especializado ⁶	h/año	-	550
	Olor ⁷	1-4	-	2
	Ruido ⁸	Sí/No	-	No
Bioseguridad	Reducción de patógenos ⁹	Sí/No	-	Sí/No

¹ Datos de 2014 (2013: 13,3 €/t). Este significativo descenso de los ingresos se debe a la reducción de las subvenciones.

² El exceso de energía térmica producida se disipa a la atmósfera.

³ No se utiliza combustible en la planta.

⁴ El balance se realiza considerando los requisitos de las cosechas.

⁵ Es necesario un operario a tiempo completo para dirigir la planta.

⁶ Dirigir la planta consume un tercio del tiempo de un técnico especializado.

⁷ No se detecta ningún olor diferente al de la explotación cercana.

⁸ El módulo de cogeneración se encuentra en un contenedor de barco insonorizado.

⁹ Se observa una clara reducción de *E.Coli*, pero sigue habiendo *Salmonella* en algunas de las muestras del digerido.

Por otro lado, no hay presencia de patógenos en el compost o abono y se podría vender sin que ello supusiera ninguna amenaza para la salud.

I. MEDIO AMBIENTE

Emisiones. Los datos relativos a este estudio de caso (llamado Situación actual) se compararon con la situación anterior a la construcción de la planta de biogás (llamada Situación de referencia) (Figuras 6.6.3, 6.6.4 y 6.6.5).

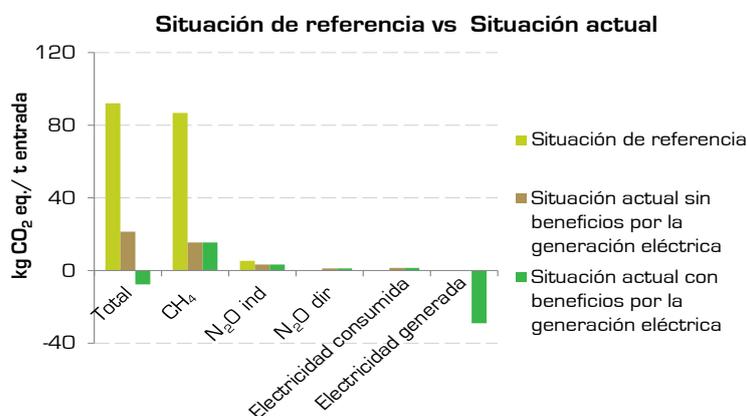
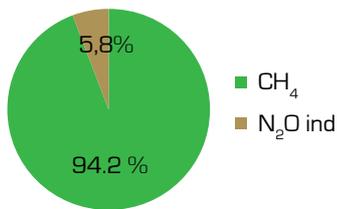


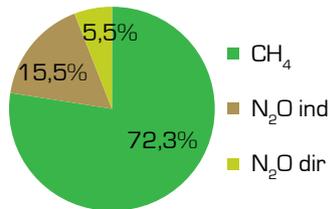
Figura 6.6.3. Comparativa entre la situación de referencia (almacenamiento) y la situación actual (planta de tratamiento).

Las emisiones en la Situación de referencia y en la Situación actual se estimaron siguiendo los modelos Tier 1, Tier 2 y Tier 3 y las emisiones de campo en la Situación actual se muestrearon para un periodo de cuatro años. Se compararon los valores de las emisiones para cada punto de muestreo.

Situación de referencia



Situación actual



Situación actual

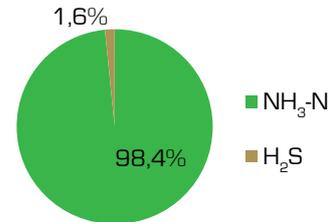


Figura 6.6.4. Potencial de calentamiento global de las emisiones de gas en la situación de referencia (almacenamiento) y en la situación actual (planta de tratamiento).

Figura 6.6.5. Acidificación de las emisiones de gas en la situación actual

Como puede verse en la Figura 6.6.6, las emisiones medidas y los diferentes modelos de los tramos usados para estimar las emisiones son diferentes, pero en el mismo orden de magnitud.

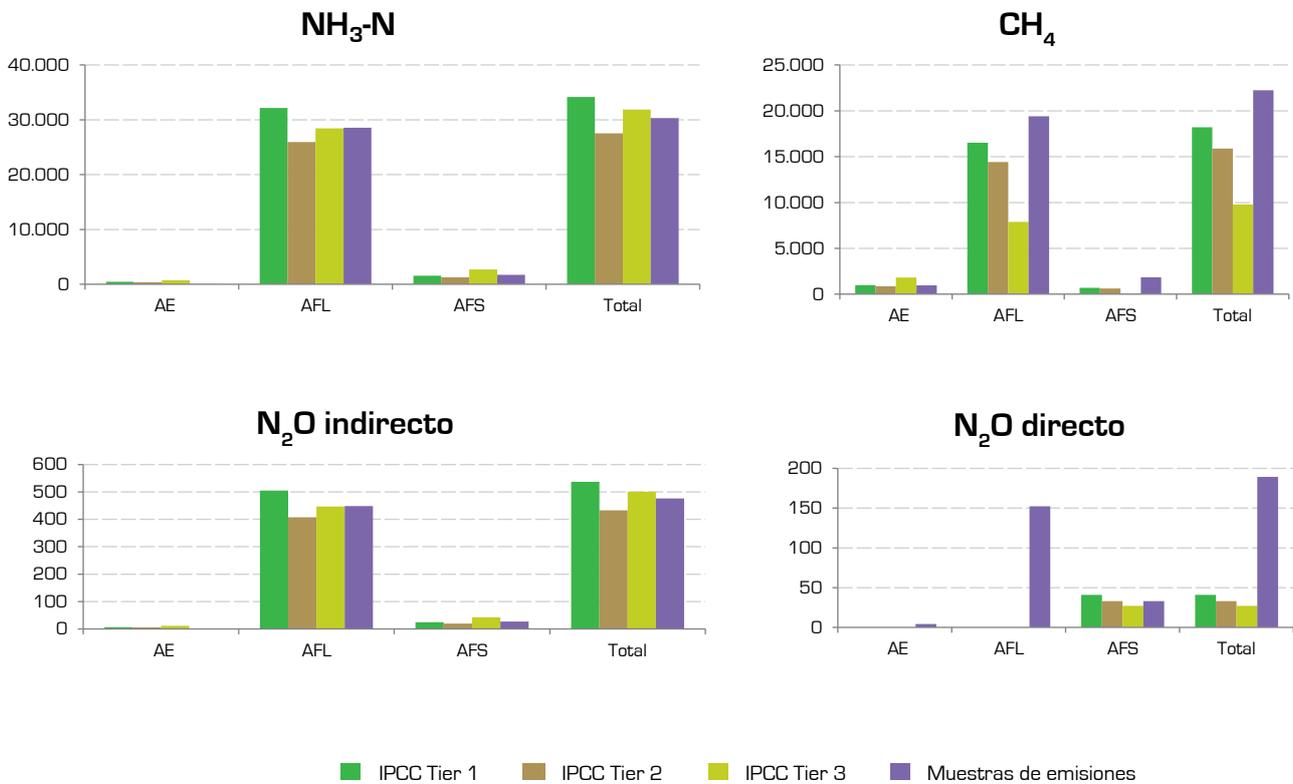


Figura 6.6.6. NH₃-N, CH₄, N₂O indirecto y N₂O directo valores de emisión (kg/año) según los modelos IPCC y mediciones de campo en el almacenamiento de la entrada (AE), el almacenamiento de la fracción líquida (AFL) y el almacenamiento de la fracción sólida del digerido (AFS) en la planta de biogás.

Tabla 6.6.4. Características principales de las tierras fertilizadas con fracción líquida del digerido procedente de la planta de tratamiento de Apergas.

Rango	pH	CE μS/cm	P mg/kg	N _{org} mg/kg	NO ₃ ⁻ mg/kg	K ⁺ mg/kg	Mg ²⁺ mg/kg	IC mg C/g	TOC mg C/g	C/N
Máx	8,5	425	35	2456	375	68	15	55	26	24
Mín	7,9	46	6	793	16	3	2	2	9	6
Media	8,2	139	18	1688	107	11	6	34	18	11

Tabla 6.6.5. Contenido en metales pesados de las tierras fertilizadas con la fracción líquida del digerido procedente de la planta de tratamiento de Apergas.

Rango	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn	Hg	Cr
Máx	<0,5	82,0	24,0	18,0	77,0	1,0	41,0
Mín	<0,5	<20	15,4	<5	41,8	<0,4	17,0
Media	<0,5	30,4	20,1	11,3	59,3	0,8	29,8

La contribución de las emisiones de la planta al potencial de calentamiento global (GWP por sus siglas en inglés) y al potencial de acidificación (PA) se calculó en base a los factores de conversión del IPCC. La planta de tratamiento de Apergas reduce el GWP en un 80% y el PA en un 57% (Tabla 6.6.3) en comparación con la situación de referencia. La electricidad generada a partir del biogás se vertió a la red eléctrica y también se estimaron los potenciales beneficios ambientales debidos a la generación del mix eléctrico que se evitaron, dando como resultado un 110% de reducción del poder de calentamiento global.

Suelo. La fracción líquida del digerido se utiliza como fertilizante en las tierras de cultivo cercanas propiedad de la granja lechera. Se han muestreado y analizado diversas parcelas, lo que ha mostrado que la mayoría de las tierras son de buena calidad y que no hay una concentración significativa de nutrientes (P y NO₃) ni presencia de metales pesados (Tabla 6.6.4 y Tabla 6.6.5).

En relación al balance de masa de nutrientes (Tabla 6.6.3), el nitrógeno casi está equilibrado, pero cada año se acumulan 28,2 t/año de P y 27,4 t/año de K en las tierras fertilizadas con el digerido.

II. ENERGÍA

Como se ha mencionado antes, el objetivo principal de esta planta es producir energía y venderla a la red. La tabla 6.6.6 resume la producción de biogás de la planta y la energía que se vende a la red.

III. ECONOMÍA

El coste de inversión de la planta fue de 1.410.800 € (2009), los costes de explotación son de 230.106 €/año y los ingresos se acercan a 375.550 €/año. No obstante, la viabilidad económica de la planta depende, en gran medida, de las subvenciones a la producción de energía eléctrica renovable.

IV. AGRONOMÍA

La planta de tratamiento produce dos productos finales: la fracción líquida del digerido y el compost de la fracción sólida. Ambos productos finales pueden ser considerados fertilizantes orgánicos, dado que tienen una alta concentración de nutrientes (N y P) (Tabla 6.6.2). A este respecto, el compost tiene mayor cantidad de materia seca y una mayor concentración de nutrientes que la fracción líquida, con lo que se podría vender como fertilizante orgánico de gran calidad.

Tabla 6.6.6. Producción de energía en la planta de tratamiento de Apergas.

Producción de biogás (m ³ /día)	1.395
Producción de biogás (m ³ de biogás/t de entrada)	14,1
Composición del biogás (% CH ₄)	65
Producción eléctrica (kWh/año)	3.093.689
Producción eléctrica (kWh/m ³ biogás)	6,0
Producción eléctrica (kWh/t de entrada)	85,9

V. IMPACTO SOCIAL

La planta tiene un operario que trabaja a tiempo completo y un técnico que trabaja a tiempo parcial (media jornada).

Aparte de lo anterior, la planta ha garantizado la viabilidad de la cercana granja lechera, dado que el estiércol ahora se gestiona de manera adecuada.

VI. BIOSEGURIDAD

A pesar de que la planta de tratamiento reduce la presencia de patógenos en la fracción líquida del digerido, sigue habiendo presencia de *Salmonella* y *E. Coli* en ella. La presencia de patógenos en el digerido se podría explicar por la contaminación cruzada procedente de la granja durante el almacenamiento. Por otro lado, no hay presencia de patógenos en el compost y se podría vender sin que ello supusiera ninguna amenaza para la salud.

4. CONCLUSIONES

Las conclusiones principales del estudio de la planta de biogás son que el protocolo de muestreo desarrollado para las muestras sólidas/líquidas, así como para las emisiones de aire, es una buena herramienta para evaluar el funcionamiento de una planta de procesamiento de estiércol animal. Se han establecido los factores de las emisiones de este tipo de plantas, demostrando que el proceso anaerobio es una buena estrategia para reducir las emisiones al aire, evitar el calentamiento global y la acidificación. Los cálculos teóricos de las emisiones al aire con ayuda del modelo del IPCC son también una buena alternativa, pero se debería adaptar a cada situación, dado que faltan muchos factores de emisiones.

6.7. CASO DE ESTUDIO 7: PLANTA DE TRATAMIENTO EN UNA EXPLOTACIÓN PORCINA CON SEPARACIÓN SÓLIDO-LÍQUIDO Y NITRIFICACIÓN-DESNITRIFICACIÓN DE LA FRACCIÓN LÍQUIDA EN CUÉLLAR (CASTILLA Y LEÓN, ESPAÑA)

Berta Riaño y María Cruz García-González
Instituto Tecnológico Agrario de Castilla y León - ITACyL

1. ESCENARIO Y SISTEMA DE GESTIÓN DE PURINES

Esta planta trata los purines generados en una granja de ciclo cerrado con aproximadamente 300 cerdas (40 m³/día) situada en Cuéllar (Segovia, España). El objetivo principal de la planta de tratamiento (Figuras 6.7.1 y 6.7.2) es eliminar el exceso de nitrógeno con el fin de evitar la contaminación del agua, el suelo y el aire debida a la aplicación en exceso de purines en la agricultura. El sistema de tratamiento (Recudens, S.A., Santander, España) consiste en tres unidades de proceso en serie: un tornillo prensa, una unidad de coagulación-floculación y una unidad de nitrificación-desnitrificación (NDN) (Riaño y García-González, 2014a). La nitrificación es la oxidación

aeróbica del amonio en nitrito y nitrato y la desnitrificación es la reducción del nitrato en nitrito y gas nitrógeno (N₂). Este proceso se suele considerar el medio más eficiente y relativamente más rentable para eliminar el amonio de las aguas residuales (Tchobanoglous y Burton, 1991). Se ha comprobado que la correcta separación de los sólidos del líquido antes de que tengan lugar los procesos biológicos es crucial para el éxito de esta tecnología, haciendo que el tratamiento biológico de la fracción líquida sea más económico y viable (Martínez-Almeda y Barrera, 2005; Vanotti y Hunt, 2001).



Figura 6.7.1. Unidad de coagulación/floculación de la planta de tratamiento de Cuéllar (Castilla y León, España).



Figura 6.7.2. Tratamiento biológico aeróbico + decantación de la planta de tratamiento de Cuéllar (Castilla y León, España).

2. ESQUEMA DEL SISTEMA DE GESTIÓN DE PURÍN

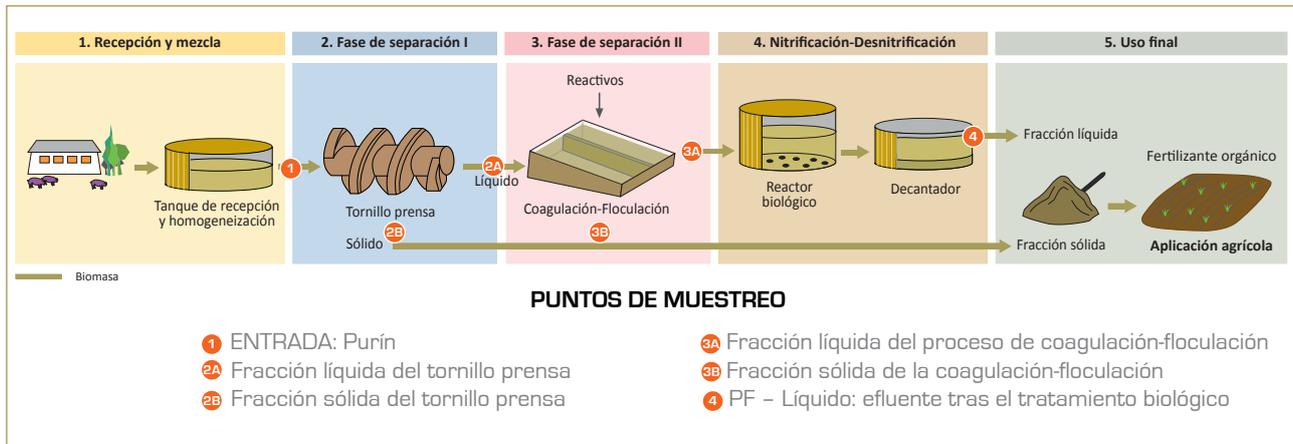


Figura 6.7.3. Esquema del sistema de tratamiento de Cuéllar (Castilla y León, España).

La línea de proceso de la planta de tratamiento (Figura 6.7.3) se compone de las siguientes etapas:

1. Recepción y mezcla: tanque de homogeneización. El purín generado en la granja se almacena en el tanque de homogeneización con un volumen de 48 m³, desde donde se bombea a la primera unidad de separación (tornillo prensa).

2. Fase de separación I: Tornillo prensa. Este separador funciona de manera discontinua durante, aproximadamente, 8 horas al día. Por medio de un tornillo sinfín, el purín entra en un cilindro con un tamiz con un tamaño de poro de 0,5 mm. La fracción sólida separada pasa a través de un compactador helicoidal y se almacena para aplicarla en el campo, mientras que la fracción líquida se almacena en un tanque con un volumen de 160 m³ antes de bombearla a la unidad de coagulación-floculación.

3. Fase de separación II: Coagulación-floculación. Esta unidad consiste en una etapa de mezcla del coagulante y el floculante en la que se activan los polímeros con agua, un dosificador del coagulante-floculante en línea, y dos tanques en paralelo (de 20 m de longitud y 6 m de anchura) que se utilizan para flocular los sólidos en suspensión que quedan en la fracción líquida. Estos tanques tienen una pendiente del 9% y una profundidad máxima de 1,8 m. Un lateral de cada tanque se encuentra a nivel del suelo, facilitando así la retirada

de la fracción sólida utilizando un equipo de carga. La fracción sólida separada se almacena para aplicarla posteriormente como fertilizante, mientras que la fracción líquida se almacena en dos tanques con un volumen total de 48 m³, desde donde se alimenta de forma continua a la unidad de nitrificación-desnitrificación.

4. Nitrificación-desnitrificación. La fracción líquida es bombeada al reactor de NDN, de un volumen de 350 m³, utilizando una bomba peristáltica y un caudal medio de 1.500 L/h. El tiempo de retención hidráulica (TRH) en el reactor biológico es de 9,7 días aproximadamente. La aireación se produce a través de aireadores sumergidos que funcionan a intervalos intermitentes (80 min con aireación seguidos de 40 min sin aireación), optimizados en estudios previos (Acitores y col, 2009). La concentración de sólidos en el reactor de NDN es de, aproximadamente, 3,3 g/L. La carga media diaria del sistema durante el periodo de seguimiento es de 43 kg N/día. Del reactor de NDN se pasa a un decantador con un volumen de 20 m³. El lodo del fondo del decantador se recircula hacia el reactor de NDN. La fracción líquida tratada biológicamente se almacena en dos balsas de 1.300 m².

5. Uso final. La fracción sólida generada en ambas unidades de separación (tornillo prensa y coagulación-floculación) se almacena y posteriormente se aplica en los campos de cultivo como fertilizante orgánico.

3. RESULTADOS DE LA EVALUACIÓN

El seguimiento de la planta de tratamiento se ha realizado siguiendo las directrices definidas en el Protocolo Común de Seguimiento y Evaluación desarrollado en el proyecto LIFE+ MANEV (Capítulo 3) cubriendo un año natural de funcionamiento estable de las instalaciones (desde mayo de 2012 hasta mayo de 2013). Una vez a la semana se recogieron muestras líquidas de los puntos siguientes: (1) ENTRADA: purín procedente del tanque de homogeneización; (2A) fracción líquida bombeada a la unidad de coagulación-floculación tras haber pasado por el tornillo prensa; (3A) alimentación a la unidad de NDN y (4) producto final - efluente tras el tratamiento biológico. Además, también se recogieron muestras de la fracción

sólida separada mediante tornillo prensa (2B) y de la unidad de coagulación-floculación (3B) una vez a la semana. Asimismo, se hizo un seguimiento del consumo eléctrico, el consumo de productos químicos y el consumo de combustible derivado del transporte de las fracciones sólidas separadas para su aplicación en el campo.

La tabla 6.7.1 muestra el balance de masas y la eficiencia media de eliminación de cada parámetro, comparando el valor de entrada [1. ENTRADA] con el valor en el efluente tras el tratamiento biológico [4. PF-Líquido] así como las características químicas más importantes (media y desviación estándar [D.E.]).

Tabla 6.7.1. Resultados principales del muestreo de la planta de tratamiento.

Parámetro	Unidades	Punto de muestreo	48 muestras		Frecuencia de muestreo
			Media	D.E.	
NKT	kg/t	1. ENTRADA	1,83	0,58	1 muestra/semana
		4. PF-Líquido	0,24	0,36	1 muestra/semana
Eficiencia de eliminación (%)			89,6%		
N _A	kg/t	1. ENTRADA	1,31	0,42	1 muestra/semana
		4. PF-Líquido	0,21	0,34	1 muestra/semana
Eficiencia de eliminación (%)			87,2%		
MS	kg/t	1. ENTRADA	22,85	11,71	1 muestra/semana
		4. PF-Líquido	4,54	0,69	1 muestra/semana
Eficiencia de eliminación (%)			76,1%		
SV	kg/t	1. ENTRADA	17,26	9,65	1 muestra/semana
		4. PF-Líquido	1,43	0,34	1 muestra/semana
Eficiencia de eliminación (%)			89,6%		
DQO	kg/t	1. ENTRADA	21,98	11,30	1 muestra/semana
		4. PF-Líquido	0,80	0,73	1 muestra/semana
Eficiencia de eliminación (%)			95,1%		
P	kg/t	1. ENTRADA	0,53	0,35	1 muestra/semana
		4. PF-Líquido	0,05	0,02	1 muestra/semana
Eficiencia de eliminación (%)			88,9%		
Cu	kg/t	1. ENTRADA	0,008	0,006	1 muestra/mes
		4. PF-Líquido	<0,001	-	1 muestra/mes
Eficiencia de eliminación (%)			>95%		
Zn	kg/t	1. ENTRADA	0,036	0,026	1 muestra/mes
		4. PF-Líquido	<0,001	-	1 muestra/mes
Eficiencia de eliminación (%)			>95%		
CE	mS/cm	1. ENTRADA	11,69	2,56	1 muestra/semana
		4. PF-Líquido	5,95	2,28	1 muestra/semana
Eficiencia de eliminación (%)			48,5%		
pH	pH u.	1. ENTRADA	7,25	0,20	1 muestra/semana
		4. PF-Líquido	7,81	0,31	1 muestra/semana
Eficiencia de eliminación (%)			-		

Los principales resultados de la evaluación del sistema de tratamiento se muestran en la tabla 6.7.2.

Tabla 6.7.2. Resumen de los resultados del seguimiento y la evaluación.

			Planta de tratamiento
Medio ambiente	Potencial de calentamiento global	kg CO ₂ eq./t	37,38
	Potencial de acidificación	kg SO ₂ eq./t	0,76
Energía	Balance de energía eléctrica	kWh/t	8,70
	Balance de energía térmica	kWh/t	0
	Combustible	kWh/t	0,45
Economía	Ingresos	€/t	1,20
	Gastos	€/t	5,89
Agronomía	Balance de nitrógeno	kg N/ha	N/D
	Balance de fósforo	kg P/ha	N/D
	Balance de potasio	kg K/ha	N/D
Impacto social	Demanda de trabajo - Operario	h/año	1.460
	Demanda de trabajo - Técnico especializado	h/año	0
	Olor	1-4	4
	Ruido	Sí/No	Sí
Bioseguridad	Reducción de patógenos	Sí/No	Sí

I. MEDIO AMBIENTE

Emisiones. En esta planta de tratamiento de purines de porcino se estima que las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) son de 37,4 kg CO₂-eq por tonelada de

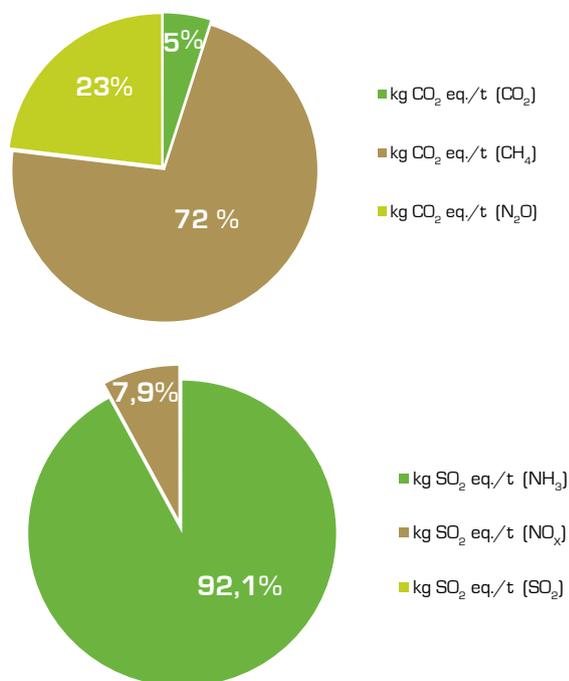


Figura 6.7.4. Potencial de calentamiento global y de acidificación de las emisiones del sistema de tratamiento.

purín tratado. La mayor parte de estas emisiones (hasta el 66%) se deben al proceso de digestión anaerobia en el tanque de homogeneización antes de pasar por el tornillo prensa. Las emisiones de metano también tienen lugar durante el almacenamiento de las fracciones sólidas antes de su aplicación en el campo y del efluente final biológicamente tratado. Se pueden adoptar algunas estrategias con el fin de reducir las emisiones de metano durante el almacenamiento del purín, como colocar una cubierta de madera o una cubierta sólida sobre el depósito de purines (Riaño y García-González, 2014b). También se generan otras emisiones menores en las fases de almacenamiento, como son emisiones indirectas de N₂O. La unidad de NDN también es la responsable de todas las emisiones directas de N₂O de la planta de tratamiento, suponiendo el 6% de las emisiones totales de GEI. Las emisiones de CO₂ derivadas del consumo eléctrico y el consumo de combustible representan menos del 5%, atribuyéndose, en su mayor parte, a la intensa aireación en la unidad de NDN. Se estima que las emisiones de amonio son de 0,8 kg SO₂ eq./t, ocurriendo el 50% en el tanque de homogeneización (Figura 6.7.4).

II. ENERGÍA

El consumo energético medio necesario para operar la planta de tratamiento en la granja es de 8,7 kWh/t de purín tratado. La mayor parte (el 92%) se consume en la unidad de NDN debido a la intensa aireación necesaria para la oxidación del amonio. El consumo energético también se produce durante el transporte con tractor de las fracciones sólidas al almacén intermedio (una distancia de 1 km desde la granja porcina) y su exportación con

camión (0,45 kW/t). En este tipo de tecnología no se produce energía.

III. ECONOMÍA

La inversión inicial en la planta de tratamiento ha sido de 350.000 € aproximadamente (en el año 2006), sin incluir el coste del tornillo prensa (estimado en 30.000 €), la construcción del tanque de homogeneización y la conexión del alcantarillado desde la granja porcina hasta la planta de tratamiento, dado que ya se habían instalado en la granja antes de la construcción de la planta de tratamiento. La inversión inicial de capital se ha identificado como el desafío más importante al que se enfrenta la implantación de tecnologías de tratamiento más limpias, dado que son muy caras en comparación con las prácticas convencionales de gestión del purines (Vanotti y col., 2008). Sin considerar la depreciación, la unidad del tornillo prensa es la de menor contribución (0,4 €/t) al coste operativo total de la planta de tratamiento, mientras que la unidad de coagulación-floculación y el proceso de nitrificación-desnitrificación evidencian un coste operativo similar (1,5 €/t cada unidad). Los costes de explotación más importantes son la electricidad y los productos químicos. El coste total (coste operativo/de explotación y depreciación) se estima en 5,9 €/t (Figura 6.7.5). El beneficio que podría obtenerse de la venta de los productos finales (las fracciones sólidas) puede compensar, en cierta medida, los costes más altos derivados de la implantación de tecnologías más limpias. Además de lo cual, se espera que el comercio de emisiones de carbono aumente en importancia en un futuro próximo.

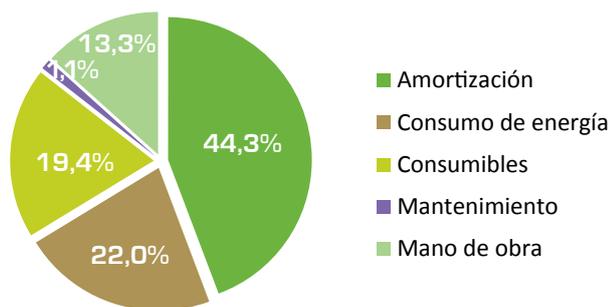


Figura 6.7.5. Distribución de ingresos y gastos de la planta de tratamiento.

IV. AGRONOMÍA

La separación de sólidos en la planta de tratamiento de purines porcinos previa al tratamiento biológico permite recuperar la mayor parte del carbono orgánico y de los compuestos de nutrientes que contiene el purín y, por tanto, obtener productos de valor añadido. Concretamente, la fracción sólida separada mediante tornillo prensa presenta una concentración de 15,3 kg/t de nitrógeno,

0,8 kg/t de fósforo y 4,1 kg/t de potasio (basada en la materia seca). El contenido en nutrientes de la fracción sólida de la unidad de coagulación-floculación es incluso mayor (6,3 kg/t de nitrógeno, 2,8 kg/t de fósforo y 15,2 kg/t de potasio).

V. IMPACTO SOCIAL

Una ventaja de la planta de tratamiento en comparación con otras tecnologías es que el ganadero asume su funcionamiento entre las tareas habituales debido a su simplicidad cuando opera de forma estable.

VI. BIOSEGURIDAD

Con este sistema de tratamiento de purín, diseñado inicialmente para la eliminación de nitrógeno, se reduce también la concentración de los microorganismos. Así, los análisis microbianos realizados en las diferentes fracciones líquidas muestran una tendencia consistente de reducción de *E. coli* y *Salmonella* como resultado de cada fase del tratamiento. La mayor reducción de patógenos ocurre en el reactor de NDN, lo que se podría atribuir fundamentalmente a factores medioambientales (como la temperatura o la luz del sol), así como a predación microbiana en el reactor biológico (Burton y Turner, 2003).

4. CONCLUSIONES

La planta de tratamiento que se ha monitorizado, basada en la separación sólido-líquido mediante tornillo prensa, en la coagulación-floculación y en la nitrificación-desnitrificación de la fracción líquida, logra alcanzar buenos niveles de reducción de sólidos, materia orgánica, nutrientes, metales y patógenos del purín, obteniendo simultáneamente fracciones sólidas orgánicas ricas en nutrientes. El coste del tratamiento se estima en 5,9 €/t, habiendo asumido el ganadero el funcionamiento del sistema como tarea habitual.

5. BIBLIOGRAFÍA

Acitores, M., Pérez, P., González, C., León, C., García, M.C., 2009. Optimización de una planta de tratamiento de purines de cerdo mediante un sistema de fangos activados. In: Simposio Internacional sobre Gerenciamiento de Residuos de Animais. Tratamento de Dejetos de Animais. 11-13th May, Florianópolis, SC (Brasil).

Burton, C.H., Turner, C., 2003. Manure management: Treatment strategies for sustainable Agriculture. Silsoe Research Institute, Bedford, UK, 178-179.

Martínez-Almeda, J., Barrera, J.M., 2005. SELCO-Ecopurin pig slurry treatment system. *Bioresource Technology* 96, 223-228.

Riaño, B., García-González, M.C., 2014a. On-farm treatment of swine manure based on solid-liquid separation and biological nitrification-denitrification of the liquid fraction. *Journal of Environmental Management* 132, 87-93.

Riaño, B., García-González, M.C. 2014b. Greenhouse gas emissions of an on-farm swine manure treatment plant-comparison with conventional storage tanks. *Journal of Cleaner Production* [doi: 10.1016/j.jclepro.2014.07.007].

Tchobanoglous, G., Burton, F.L., 1991. *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse*. Irwin/McGraw-Hill, Boston, MA, USA.

Vanotti, M.B., Hunt, P.G., 2001. Treatment and sustainable management of manure and by-products: problems and solutions in USA. In: *Porci Monograph*, No. 65. INIA, Spain, 67-83.

Vanotti, M.B., Szogi, A.A., Vives, C.A., 2008. Greenhouse gas emission reduction and environmental quality improvement from implementation of aerobic waste treatment systems in swine farms. *Waste Management* 28, 759-766.

6.8. CASO DE ESTUDIO 8: COMPOSTAJE EN MURCIA (ESPAÑA)

José A. Sáez y M. Pilar Bernal

Consejo Superior de Investigaciones Científicas - CEBAS-CSIC

1. ESCENARIO Y SISTEMA DE GESTIÓN DE ESTIÉRCOL

El escenario elegido para ensayar la tecnología del compostaje fue una granja de porcino de madres y lechones, equipada con un sistema de separación sólido-líquido de purines, situada en Guazamara (Almería) (Figura 6.8.1). La granja tiene capacidad para 500 cerdas y lechones de hasta 20 kg de peso vivo, con una producción total estimada de purín de porcino de 3.060 t/año, y todo el purín de porcino se recoge y gestiona conjuntamente. La infraestructura para el tratamiento de los purines incluye un tanque de almacenamiento de los purines, un sistema mecánico de separación sólido-líquido basado en un tornillo prensa (sin flocculantes), un tanque con un sistema de aireación en el fondo para

tratar la fracción líquida, una laguna para almacenar el líquido tratado y un área con superficie sólida situada al lado del separador para almacenamiento de la fracción sólida y compostaje, con la inclinación adecuada para recoger cualquier lixiviado del depósito de almacenamiento de los purines. La fracción sólida se almacena y vende a otros agricultores como estiércol sólido para su uso agrícola, y la fracción líquida se utiliza para la fertirrigación de cítricos en la explotación. El sistema de gestión al que se ha hecho un seguimiento consistió en el compostaje de la fracción sólida de los purines para valorizar el producto con respecto a la fracción sólida almacenada.



Figura 6.8.1. Sistema de separación y pila de compostaje de la granja porcina en el escenario de ensayo.

2. ESQUEMA DEL SISTEMA DE GESTIÓN DE ESTIÉRCOL

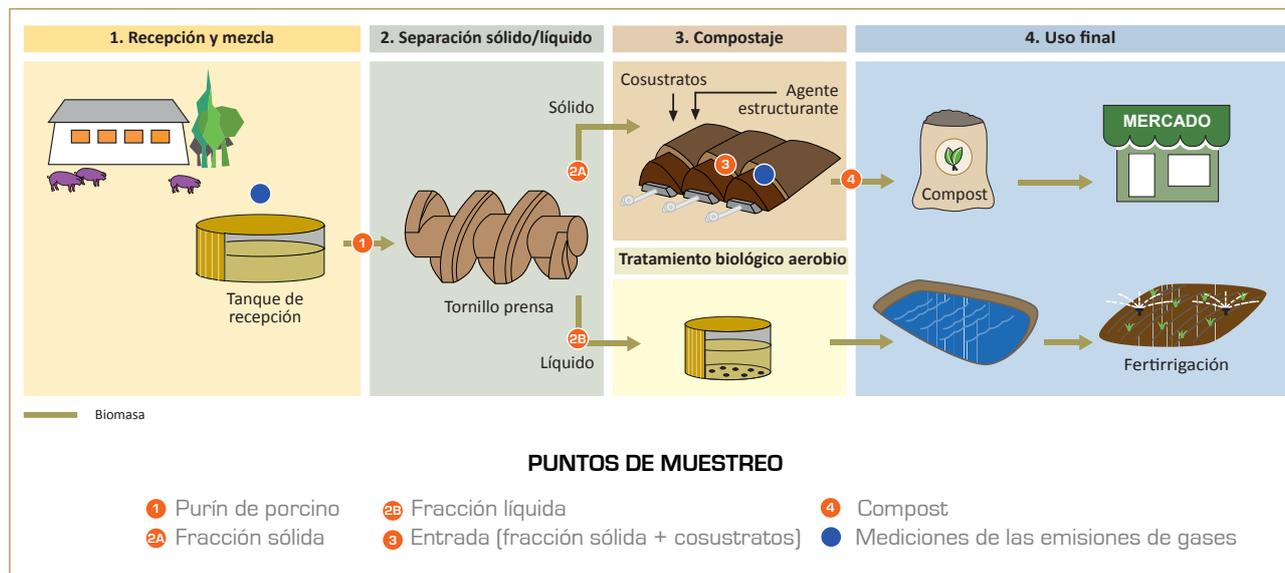


Figura 6.8.2. Esquema del sistema de gestión de estiércol.

Tabla 6.8.1. Datos más importantes de la línea de proceso.

	Estrategia 1	Estrategia 2
Purines porcinos [t/año]	3060	3060
Cosustratos (material estructurante)	Paja de cereal	Residuos de desmotadora de algodón
Cantidad [t/año]	453	283
Sistema de compostaje	Compostaje en hilera semi pasivo	Compostaje en hilera semi pasivo
Productos finales:		
- Compost [t/año]	369	330
- Fracción líquida [t/año]	1928	1928

El sistema de tratamiento de estiércol evaluado en la explotación (Figura 6.8.2 y Tabla 6.8.1) se dividió en 4 pasos:

1. Recepción y mezcla. Almacenamiento del purín

2. Separación sólido/líquido. El sistema de separación sólido-líquido del purín de la granja se basaba en un tornillo prensa sin floculantes. Sin embargo, tras el periodo de seguimiento del compostaje (en septiembre de 2014), se actualizó el sistema de separación sólido-líquido para mejorar la eficiencia. Los cambios practicados en la instalación consistieron en un sistema de separación de dos etapas formado por, una rampa tamiz (500 μm) con un sistema de cepillos giratorios para autolimpieza y un tornillo prensa (para la eliminación de las partículas gruesas); la fase líquida obtenida resultante se separó posteriormente en un segundo sistema de separación sólido-líquido en un tamiz rotativo (200 μm) ya en la instalación. Ambas fracciones sólidas se mezclaron y gestionaron juntas. La fase líquida obtenida se

trató en condiciones aerobias tal y como se hacía con anterioridad.

3. Compostaje. Durante el periodo de seguimiento de la tecnología de compostaje, la fracción sólida se obtuvo del tornillo prensa. Se hizo el seguimiento de dos estrategias diferentes de compostaje basadas en el sistema de separación sólido-líquido: una separación mecánica diaria durante 3-4h y un almacenamiento de la fracción sólida hasta un mes antes de realizar el compostaje; almacenamiento del purín y separación continua del sólido durante 3 días antes de compostar. La fracción sólida de la primera estrategia se mezcló con la paja de cereal como agente estructurante (proporción 2:1, v:v) y se utilizaron residuos de desmotadoras de algodón para la fracción sólida en la segunda estrategia (proporción 3:1, v:v).

El proceso de compostaje se desarrolló en pilas trapezoidales utilizando el sistema pasivo en hileras con un volteo mecánico mínimo (3 y 5 veces en la primera y la segunda

estrategias respectivamente), utilizando el tractor disponible en la granja, y la humedad de las pilas se ajustó al 60% en el momento del muestreo y/o el volteo. La fase biooxidativa del compostaje se consideró terminada cuando la pila alcanzó la temperatura ambiente y no hubo recalentamiento tras el volteo; entonces se dejó madurar el compost 1,5-2 meses. El tiempo total de compostaje fue de entre 170 y 187 días para cada estrategia.

4. Uso final. Aplicación del compost.

3. RESULTADOS DE LA EVALUACIÓN

El seguimiento de la tecnología de compostaje se realizó siguiendo las directrices definidas en el Protocolo Común de Seguimiento y Evaluación desarrollado en el proyecto LIFE+ MANEV (Capítulo 3). La estrategia 1 comenzó en enero de 2012 y continuó hasta julio de 2012 y la estrategia 2 duró desde mayo de 2013 hasta noviembre de 2013. También se hizo un seguimiento del purín de porcino y de la fracción sólida desde septiembre de 2011 hasta junio de 2012 en el primer sistema de separación y de septiembre de 2014 hasta enero de 2015 en el sistema mejorado de separación.

Los puntos de muestreo utilizados para los materiales y las emisiones gaseosas se indican en la Figura 6.8.2: el purín de porcino original sin tratar (1), las fracciones sólida (2A) y líquida (2B) obtenidas tras el sistema de separación, la mezcla inicial para su compostaje (3) y el compost maduro (4). Se hizo un seguimiento de las emisiones gaseosas en el tanque de almacenamiento del purín y durante el compostaje. También se hizo un seguimiento de la eficiencia del nuevo sistema mejorado de separación sólido-líquido instalado en

la explotación a cada paso de la separación, calculando la recuperación de la materia orgánica (MO) y los nutrientes en la fracción sólida. La eficiencia del compostaje como operación para recuperar MO y nutrientes se evaluó mediante el balance de masas del sistema.

La información y los datos se recopilaron de tres formas:

- Registros diarios: entrada manual y automática de los parámetros principales del proceso de compostaje, es decir, la temperatura exterior y la temperatura del material durante el compostaje.
- Muestreo mensual: se tomaron muestras mensuales representativas del purín, la fracción sólida y el material de compostaje correspondiente a cada unidad de proceso. Se realizó un análisis (NKT, N_A , P, K, MS, SV, DQO, pH y CE) utilizando el laboratorio interno de CEBAS-CSIC.
- Seguimiento periódico de los datos: datos del compost producido. Tras cada ensayo de compostaje el compost maduro se analizó en el CEBAS-CSIC para los parámetros anteriores y los metales pesados y por laboratorios externos respecto a microorganismos patógenos (*E. coli* y *Salmonella*)

La tabla 6.4.2 muestra las eficiencias medias de eliminación/recuperación del balance de masas del compost maduro tras el proceso de compostaje (4. Compostaje) en comparación con el purín de porcino (1) y la fracción sólida tras el tratamiento de separación sólido/líquido durante el periodo de seguimiento. Las características químicas principales (media y desviación estándar [D.E.]) también se muestran en esta tabla.

Tabla 6.8.2. Datos analíticos principales y rendimiento del sistema de tratamiento.

Parámetro	Unidades	Punto de muestreo	Campañas de muestreo: 2		
			Muestras: 14		Frecuencia de muestreo
			Media	D.E.	
NKT	kg/t	1. Purín de porcino	3,90	1,00	1 muestra/mes
		2A. Fracción sólida	4,00	0,50	1 muestra/mes
		3. ENTRADA (2A+cosustratos)	5,40	0,50	1 muestra/agente estructurante
		4. Compost	16,20	4,22	1 muestra/mes
Eficiencia de separación [%] (2A-1)			37,9%		
Concentración del compostaje [%] (4-3)			67,8%		
N_A	kg/t	1. Purín de porcino	2,10	0,30	1 muestra/mes
		2A. Fracción sólida	2,40	0,38	1 muestra/mes
		3. ENTRADA (2A+cosustratos)	2,00	0,30	1 muestra/agente estructurante
		4. Compost	0,68	0,92	1 muestra/mes
Eficiencia de separación [%] (2A-1)			42,3%		
Concentración del compostaje [%] (4-3)			7,0%		

Campañas de muestreo: 2					
Parámetro	Unidades	Punto de muestreo	Muestras: 14		Frecuencia de muestreo
			Media	D.E.	
MS	kg/t	1. Purín de porcino	106,00	4,90	1 muestra/mes
		2A. Fracción sólida	142,00	27,00	1 muestra/mes
		3. ENTRADA (2A+cosustratos)	241,00	4,70	1 muestra/agente estructurante
		4. Compost	590,00	130,00	1 muestra/mes
	Eficiencia de separación (%) (2A-1)			49,6%	
Concentración del compostaje (%) (4-3)			55,7%		
SV	kg/t	1. Purín de porcino	73,00	5,40	1 muestra/mes
		2A. Fracción sólida	126,00	11,50	1 muestra/mes
		3. ENTRADA (2A+cosustratos)	183,00	38,00	1 muestra/agente estructurante
		4. Compost	339,00	96,30	1 muestra/mes
	Eficiencia de separación (%) (2A-1)			63,9%	
Concentración del compostaje (%) (4-3)			41,8%		
DGO	kg/t	1. Purín de porcino	22,10	3,40	1 muestra/mes
		2A. Fracción sólida	63,00	14,50	1 muestra/mes
		3. ENTRADA (2A+cosustratos)	89,00	23,00	1 muestra/agente estructurante
		4. Compost	160,50	50,90	1 muestra/mes
	Eficiencia de separación (%) (2A-1)			74,0%	
Concentración del compostaje (%) (4-3)			40,7%		
P	kg/t	1. Purín de porcino	1,80	0,13	1 muestra/mes
		2A. Fracción sólida	1,80	0,30	1 muestra/mes
		3. ENTRADA (2A+cosustratos)	3,17	1,03	1 muestra/agente estructurante
		4. Compost	9,48	6,65	1 muestra/mes
	Eficiencia de separación (%) (2A-1)			26,4%	
Concentración del compostaje (%) (4-3)			94,1%		
K	kg/t	1. Purín de porcino	1,80	0,13	1 muestra/mes
		2A. Fracción sólida	1,80	0,30	1 muestra/mes
		3. ENTRADA (2A+cosustratos)	3,17	1,03	1 muestra/agente estructurante
		4. Compost	9,48	6,65	1 muestra/mes
	Eficiencia de separación (%) (2A-1)			37,0%	
Concentración del compostaje (%) (4-3)			59,5%		
Cu	kg/t	1. Purín de porcino	0,058	0,010	1 muestra/mes
		2A. Fracción sólida	0,039	0,002	1 muestra/mes
		3. ENTRADA (2A+cosustratos)	0,056	0,008	1 muestra/agente estructurante
		4. Compost	0,240	0,050	1 muestra/mes
	Eficiencia de separación (%) (2A-1)			24,9%	
Concentración del compostaje (%) (4-3)			100,0%		

Campañas de muestreo: 2					
Parámetro	Unidades	Punto de muestreo	Muestras: 14		Frecuencia de muestreo
			Media	D.E.	
Zn	kg/t	1. Purín de porcino	0,315	0,050	1 muestra/mes
		2A. Fracción sólida	0,494	0,017	1 muestra/mes
		3. ENTRADA (2A+cosustratos)	0,753	0,140	1 muestra/agente estructurante
		4. Compost	3,190	0,689	1 muestra/mes
		Eficiencia de separación [%] (2A-1)	58,0%		
Concentración del compostaje [%] (4-3)	100,0%				
CE	mS/cm	1. Purín de porcino	17,50	1,40	1 muestra/mes
		2A. Fracción sólida	3,02	1,60	1 muestra/mes
		3. ENTRADA (2A+cosustratos)	2,78	1,07	1 muestra/agente estructurante
		4. Compost	4,65	0,19	1 muestra/mes
		pH	pH u.	1. Purín de porcino	7,50
2A. Fracción sólida	7,80			0,39	1 muestra/mes
3. ENTRADA (2A+cosustratos)	7,89			0,40	1 muestra/agente estructurante
4. Compost	6,90			0,57	1 muestra/mes

La evolución de la temperatura en el sistema de compostaje utilizando el residuo del desmotado de algodón y la fracción sólida del purín de porcino recién recogida mostró un rápido desarrollo del proceso, alcanzando temperaturas termófilas (> 40 °C) en la primera semana y hasta 66 °C y la fase termófila duró 70 días. Sin embargo, en el caso del sistema basado en la fracción sólida almacenada mezclada con paja de cereal, el desarrollo de la temperatura fue lento, alcanzando valores termófilos más bajos por un corto periodo de tiempo. Así, los residuos del desmotado de algodón ofrecen mejores propiedades físicas que la paja de cereal, mejorando la aireación y promoviendo el rápido desarrollo de la actividad microbiana en la masa de compostaje. También, la fracción sólida recientemente recogida tiene un mayor contenido de carbono soluble en agua (50,4 g/kg) que la fracción sólida almacenada (30,3 g/kg) utilizada en el primer sistema de compostaje, lo que implica que la masa de compostaje tenía una proporción más alta de MO fácilmente degradable que el material anterior. Las altas temperaturas alcanzadas durante el proceso garantizaron la destrucción de los microorganismos patógenos, según las directrices europeas sobre la higienización del compost (Saveyn y Eder, 2014).

En ambas estrategias la concentración de MO disminuyó a lo largo del proceso de compostaje (Figura 6.8.3), indicando su degradación microbiana, que también se detectó en la disminución de las concentraciones de COT durante el compostaje, mientras que hubo un aumento general de NT como efecto de concentración causado por la pérdida de masa de la pila (Figura 6.8.3). La degradación de MO se calculó como la pérdida de MO, en base al balance de masas. Tras la maduración, la mineralización de la MO supuso

el 65-55%, de modo que el 35-45% de la MO permaneció en los composts en forma de MO estabilizada. Los resultados se encuentran dentro del intervalo encontrado por Szanto *et al.* (2007) durante el compostaje de estiércol de cerdo con paja en pilas volteadas (pérdidas de MO = 57%), así como por Santos *et al.* (2016) utilizando la fracción sólida del purín de cerdo y dos proporciones de residuos de desmotado de algodón en una planta piloto mediante el sistema Rutgers de pila estática (56,4–57,4%). Según lo anterior, la estrategia 2 fue capaz de conservar en torno al 45% de la MO en el compost maduro como MO estabilizada, que puede ser incorporada al suelo mediante su utilización en agricultura. La mineralización de la MO produjo aumentos en la conductividad eléctrica (CE) debido a la producción de sales minerales durante la descomposición microbiana.

En ambas estrategias los valores iniciales de pH eran ligeramente alcalinos (7,6-8,2) y aumentaron durante la fase termófila del compostaje (hasta 8,8) cuando la temperatura alcanzaba su máximo. Después, cuando la temperatura empezó a descender por debajo de 40 °C, los valores de pH descendieron progresivamente en ambos sistemas, alcanzando valores cercanos a la neutralidad. Los cambios de pH están estrechamente relacionados con la evolución del N; inicialmente, la intensa actividad microbiana mineraliza el N orgánico a $\text{NH}_4^+\text{-N}$ con un aumento subsiguiente del pH (Nolan *et al.*, 2011); la disminución posterior de pH puede estar relacionada con el proceso de nitrificación, que sucede predominantemente, a temperaturas mesófilas (20-35 °C) (Sánchez-Monedero *et al.*, 2001), cuando la degradación de la MO se ralentiza, permitiendo a las bacterias nitrificantes desarrollarse en condiciones aerobias.

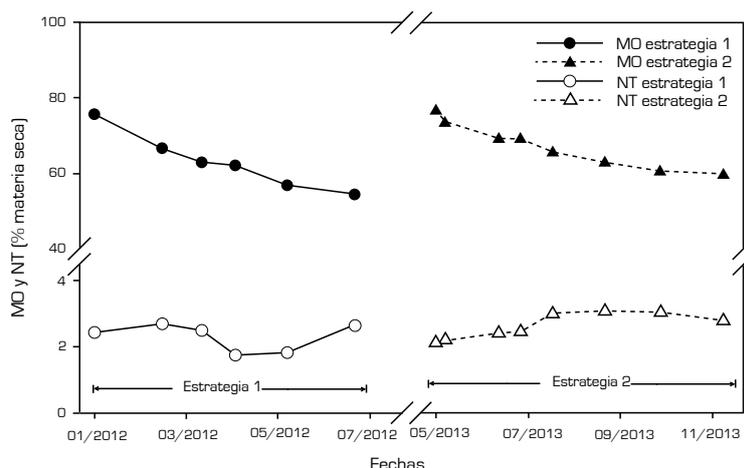


Figura 6.8.3. Evolución de las concentraciones de MO y NT en ambas estrategias de compostaje ensayadas.

Según el balance de masas, las pérdidas de N variaron del 66% de N inorgánico [suma de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ y $\text{NO}_3\text{-N}$], equivalente al 41,8% del NT en la estrategia 1, al 44,5 % del N inorgánico [22,7% de las pérdidas de NT] en la estrategia 2. Así, la recuperación del NT resultó favorecida en el compost maduro de la estrategia 2 (con el 77% de recuperación) frente a la estrategia 1 (con el 58%), por lo que se recomienda el uso del residuo de desmotado de algodón como agente estructurante. El mayor valor de la relación de C/N en las mezclas iniciales con residuo de algodón [18,2], respecto al valor de las mezclas con paja de cereal [14,5], puede ser responsable de las pérdidas de N durante el compostaje. En la fase inicial del compostaje, las pérdidas de NT pueden estar asociadas, principalmente, a la volatilización del NH_3 que resulta favorecida a valores de pH >7,5, y a las altas temperaturas que se dan durante la fase termófila; posteriormente pueden

sucedir pérdidas de N por desnitrificación debido a la formación de nitratos (Bernal *et al.*, 2009).

En la estrategia 1 con paja de cereal, pudo haber sucedido lixiviación de NT debido al excesivo contenido en humedad inicial (79,3%), tal y como reflejan otros nutrientes que mostraron bajos porcentajes de recuperación, como el P (60%) y, especialmente, el K (44%), ya que este nutriente es altamente soluble y puede perderse con facilidad por lixiviación. La recuperación de K en el compost maduro de la estrategia 2, utilizando residuos del desmotado de algodón (>85%), indica bajas pérdidas por lixiviación.

Los principales resultados de la evaluación del sistema de tratamiento monitorizado en la planta se muestran en la tabla 6.8.3.

Tabla 6.8.3. Resumen de los resultados de seguimiento y evaluación de la unidad de compostaje.

🌿 Medio ambiente	Potencial de calentamiento global	kg $\text{CO}_2\text{eq.}/\text{t}$	39,08
	Potencial de acidificación	kg $\text{SO}_2\text{eq.}/\text{t}$	3,47
⚡ Energía	Balance de energía eléctrica	kWh/t	0
	Balance de energía térmica	kWh/t	0
	Combustible	kWh/t	23,82
€ Economía	Ingresos	€/t	1,71
	Gastos	€/t	17,88
🌾 Agronomía	Balance de nitrógeno	kg N/ha	6,31
	Balance de fósforo	kg P/ha	3,75
	Balance de potasio	kg K/ha	4,08
👥 Impacto social	Demanda de trabajo - Operario	h/año	150
	Demanda de trabajo - Técnico especializado	h/año	0
	Olor	1-4	Sí (2)
	Ruido	Sí/No	No
🏥 Bioseguridad	Reducción de patógenos	Sí/No	Sí

I. MEDIO AMBIENTE

Emisiones. Se evaluó el impacto de la tecnología de compostaje en la contaminación de aire (acidificación por NH_3) según la ecuación siguiente (Ekinici *et al.*, 2000):

$$\text{Pérdida de N (g/kg NT)} = -7,09 \times \text{C/N} + 82,5 \times \text{pH} - 203$$

Así, las pérdidas medias de N por volatilización de NH_3 supusieron 331 g/kg NT, equivalente a 1,78 g/kg de mezcla de compostaje tratada (2,17 kg NH_3 /t). Por tanto, teniendo en cuenta la proporción de la fracción sólida de purín de porcino en la mezcla de compostaje y la producción anual de purines de cerdo, las pérdidas por volatilización de amoníaco durante el compostaje pueden suponer 3.256 kg N/año.

Con respecto al cambio climático, los resultados de seguimiento mostraron una gran diferencia entre los flujos de emisión de CH_4 y CO_2 del depósito de almacenamiento sin y con corteza natural. Sin corteza las emisiones fueron de 24,3 g C- CO_2 /m²/día y 35,2 g C- CH_4 /m²/día. La corteza natural redujo las emisiones a 9,5 g C- CO_2 /m²/día y 5,1 g C- CH_4 /m²/día (una reducción del 61 y el 86 % del CO_2 y el CH_4 respectivamente). La corteza sólida formada en la superficie actúa como cubierta física del depósito (Petersen *et al.*, 2005). Sin embargo, en ningún caso se encontraron flujos de N_2O detectables del depósito de almacenamiento (Sommer *et al.*, 2000), debido a la insignificante concentración de nitrato en el purín de porcino, ya que la acción de las bacterias responsables de los procesos de nitrificación y desnitrificación puede ser inhibida si existen altas concentraciones de amoníaco en el purín.

En la estrategia 2 se hizo un seguimiento de las emisiones de gases durante el proceso de compostaje. La tasa media de emisión del CO_2 al comienzo del proceso fue 88 g C- CO_2 /m²/día, pero la emisión máxima se produjo el día 21 (310 g C- CO_2 /m²/día), cuando la degradación de la MO era alta y la temperatura alcanzó su máximo. Con respecto al CH_4 , el valor medio de la emisión inicial fue 7,6 g C- CH_4 /m²/día, ocurriendo el máximo el día 7 (37,9 g C- CH_4 /m²/día). Este resultado puede deberse al alto contenido inicial de humedad de la pila (72,5%), la alta velocidad de degradación de la MO y la altura de la pila; todas ellas pueden haber limitado la concentración de oxígeno dentro de la pila, por lo que es necesario realizar volteos con frecuencia para mejorar las condiciones aerobias.

La dinámica de la emisión de N_2O fue diferente a la de los gases previamente mencionados. Las mayores emisiones de N_2O ocurrieron durante las últimas etapas del proceso (las fases de enfriamiento y de maduración), dado que la nitrificación ocurre, principalmente, cuando

la temperatura está por debajo de los valores termófilos (<40-45 °C). Los valores medios variaron de 3,8 g N_2O /m²/día a 0,22 mg N_2O /m²/día, durante las fases de enfriamiento y maduración respectivamente. Por tanto, también es importante una adecuada aireación de la pila durante esos periodos para reducir las emisiones de N_2O .

Para la explotación estudiada, se ha evaluado el escenario de compostaje de la gestión del estiércol según el IPCC utilizando el Tier 2, que utiliza los datos específicos de cada país (IPCC, 2006). Se estimó que las emisiones de CH_4 correspondían a 0,55 kg/t tratados y las emisiones de N_2O a 0,08 kg/t tratados. Considerando el CO_2 eq de cada GEI, las emisiones totales se estimaron en 39,08 kg CO_2 eq/t. Teniendo en cuenta la producción de purín de la explotación, en la tecnología de compostaje se pueden estimar las emisiones de GEI anuales en 58,62 t CO_2 eq.

II. ENERGÍA

Los requisitos energéticos se han evaluado según el consumo de combustible del equipo utilizado para la preparación de la pila y los volteos así como el tiempo de trabajo necesario. En la granja el equipo fue un tractor JOHN DEERE 3040 SDT con una potencia de 90 hp y una capacidad de carga de 700 l. El tiempo estimado para la preparación de la pila fue de 2 minutos por tonelada; cada volteo tardó aproximadamente 1 minuto por tonelada de mezcla de compostaje, siendo necesarios 5 volteos por tiempo de compostaje (en hilera semi pasivo). Por tanto, la energía necesaria por tonelada de material tratado fue de 23,8 kWh/t, lo que correspondió a 2,18 l/t de combustible. Teniendo en cuenta la cantidad de combustible necesario por tonelada y la producción anual de purín, el proceso de compostaje de la fracción sólida del purín en la granja requerirá 3.230 l/año de combustible.

III. ECONOMÍA

El coste se estimó teniendo en cuenta la cantidad de agente estructurante necesario para el compostaje, el coste energético y el coste de personal, dado que no era necesaria ninguna inversión nueva en la explotación (Tabla 6.8.4). El coste de personal se calculó según el tiempo invertido en la preparación de la pila y en los volteos. Se han realizado dos estimaciones considerando la eficiencia de separación del sistema inicial disponible en la granja y el nuevo sistema mejorado. Las premisas que se tuvieron en cuenta para los cálculos fueron:

- El purín total producido en la explotación: 3.060 m³/año;

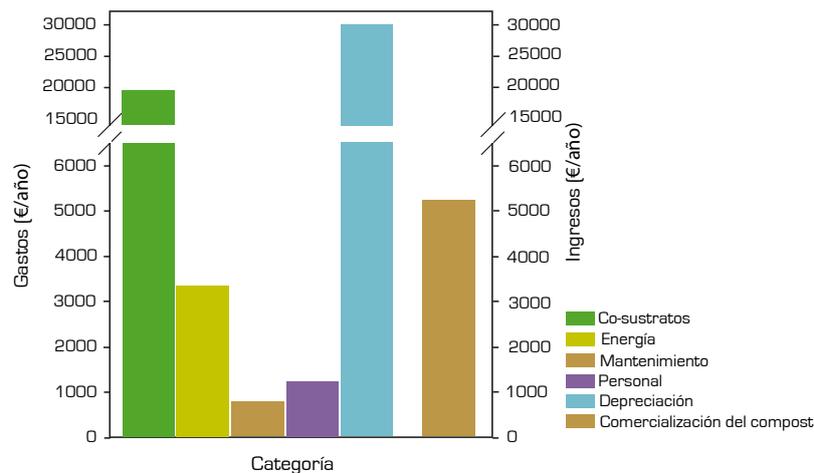


Figura 6.8.4. Estimación económica de la tecnología de compostaje en la granja y su implicación en el tratamiento del purín.

- La eficiencia del sistema de separación: sistema inicial 37% del volumen como fracción sólida (1.132 m³/año de fracción sólida producida);
- La proporción del agente estructurante: 3/1;
- La eficiencia del proceso de compostaje: una reducción de la humedad del 70% hasta el 40% en el compost de estiércol y una degradación de la MO del 55% (el 45% se recuperó en el compost de estiércol);
- El proceso de compostaje: preparación: 2 minutos/volteo; 4 volteos; tiempo: 1 minuto/volteo; tiempo total requerido: 6 minutos por tonelada de material;
- El coste energético se calculó en base al consumo de combustible según el tiempo que necesitaba el tractor;
- El coste de personal se calculó en base al tiempo que el agricultor tiene que invertir en la preparación del compost y en los volteos (6 minutos/volteo, equivalente a 150 h/año);
- Instalación: el coste asociado al mantenimiento de la instalación y al coste de depreciación, considerando 15 años de vida útil prevista de la planta.

La evaluación económica se calculó según el coste de producción estimado y los ingresos procedentes de la venta del compost producido. La calidad del compost es baja debido a la concentración de Zn y Cu, por lo que el precio de venta se calculó en 15 €/t (Ministerio de Medio Ambiente, 2015).

Por tanto, la mayor parte del coste se asocia con la depreciación de la instalación. Considerando únicamente

el coste operativo, la adquisición de los cosustratos es la partida más costosa, seguida de la energía. Por tanto, el impacto económico de la tecnología de compostaje es de 17,88 €/t gestionada. Los ingresos procedentes de la venta del compost se pueden estimar en 5.239 €/año, con un coste anual de 49.500 €, equivalente a 16,17 €/t de purín producido.

En el caso de la explotación a la que se ha hecho el seguimiento, no debe tenerse en cuenta el coste de depreciación porque el sistema de compostaje funcionó con el equipo ya existente. Así, en la granja objeto de seguimiento el coste del sistema de tratamiento por compostaje se calcula en 8,08 €/t de purín producido. Por tanto, el coste anual es de 19.500 €, equivalente a 6,37 €/t de purín producido.

En consecuencia, para obtener beneficios con el proceso, o al menos superar los costes del compostaje, ha de mejorarse la calidad del compost, para lo cual es necesario reducir la entrada de Zn y Cu al sistema de tratamiento, y consecuentemente en la alimentación de los animales en la granja. En esas circunstancias, se podría vender el compost a 50 €/t, lo que cubriría la mayor parte del coste operativo del sistema de compostaje.

IV. AGRONOMÍA

El sistema de compostaje produjo compost con un alto contenido de MO (60-55% MS), que puede mejorar la fertilidad del suelo, de modo que estos materiales se pueden utilizar como enmienda orgánica del suelo. La MO de los composts alcanzó un buen grado de estabilización (según las bajas concentraciones de C soluble en agua) y de humificación, ya que los valores CFA en ambos composts inferiores al límite máximo para el compost madu-

ro (<1,25%; Bernal *et al.*, 2009), con valores CHA más altos, que dieron lugar a índices de polimerización (CHA/CFA) superiores al límite propuesto para el compost maduro (>1; Bernal *et al.*, 2009) confirmando el buen desarrollo del proceso de humificación.

Los índices de estabilidad y madurez indicaron que ambas estrategias eran capaces de producir compost con un buen grado de madurez. Sin embargo, la estrategia 2 puede requerir un periodo de maduración más prolongado a fin de completar el proceso de la nitrificación, que puede verse restringida por el bajo contenido de humedad (30%). Ambos composts son ricos en NT (2,81-2,65 % MS) y el N inorgánico está principalmente en forma de nitrato, directamente disponible para los cultivos. También las concentraciones de nutrientes (P y K) fueron altas (P: 2,8 - 2,9 % MS; K: 0,95 - 2,08 % MS).

Los valores medios de CE de los composts maduros fueron 4,66 dS/m, mayores que el límite superior (4 dS m⁻¹) para los medios de cultivo, considerados tolerables por las plantas de sensibilidad media. No obstante, el uso de estos composts como fertilizantes en el suelo no debería implicar ningún riesgo de salinidad para el mismo.

En general, las concentraciones de metales pesados fueron inferiores a los límites establecidos para el compost por las directrices españolas y europeas (BOE, 2013; Saveyn y Eder, 2014), excepto para el Zn y el Cu, debido a las altas concentraciones de estos metales encontradas en el purín de porcino, principalmente procedente de los lechones, dado que en su dieta se introduce óxido de cinc para evitar algunas enfermedades digestivas y mejorar su crecimiento. La concentración de Zn y de Cu limita la calidad y el uso del compost. Sin embargo, dichas concentraciones en los composts maduros no provocaron efectos fitotóxicos, según el índice de germinación (> 80%).

Las pruebas de crecimiento indicaron que ambos composts se pueden aplicar al suelo en proporciones muy altas (hasta el 42% y el 66%, respectivamente), sin efectos fitotóxicos de ningún tipo para *Zea mays*. Para las especies sensibles a la salinidad (*L. sativa*), una aplicación de compost del 7% en el suelo puede reducir el crecimiento de la planta en un 50% (EC50=7%), pero es necesario aplicar, al menos, el 21% de compost para reducir su germinación en un 50% (LC50=21%). Todos estos resultados indican que la presencia de Zn y Cu en altas concentraciones en el compost no afecta a la germinación de la planta ni a su crecimiento cuando el compost se utiliza en proporciones agronómicas para la fertilización del suelo. Sin embargo, las especies sensibles a la salinidad pueden verse afectadas cuando se aplica una alta cantidad de compost en el suelo, pero debido a la concentración de sales solubles más que a las concentraciones de Zn y Cu.

El valor del compost puede estimarse en términos de concentración de nutrientes, principalmente N, P y K. La evaluación agronómica de la granja se realizó considerando el suelo agrícola asociado a la explotación. Los cultivos consistieron en árboles de cítricos (limoneros, pomelos, naranjos y clementinos) en una superficie total de 1,57 ha. Los productos finales de la explotación fueron: compost y fracción líquida de purín de cerdo, con una producción anual de unas 350 y 2.000 t respectivamente. Su valor agronómico en cuanto a concentración de nutrientes (N-P-K) fue de: 16,2-16,7-9,48 kg/t para el compost y de 2,4-0,058-1,7 kg/t para el líquido. La ventaja de la fracción líquida se debe a que se puede utilizar como agua de riego enriquecida para los árboles. Los requisitos de nutrientes de los cítricos en riego por goteo son: 240 kg N/ha; 80 kg P₂O₅/ha; y 140 kg K₂O/ha (Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, 2010). Así, se realizó un balance de nutrientes según los producidos y necesarios para los frutales. El exceso de nutrientes de la granja se estimó en: 6,31 kg N/ha, 3,75 kg P/ha y 4,08 kg K/ha.

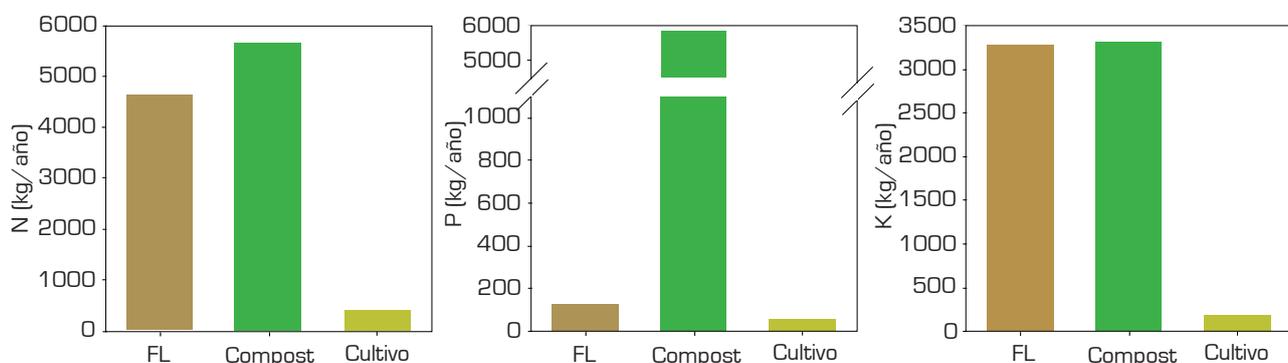


Figura 6.8.5. Evaluación agronómica del sistema de tratamiento en la explotación: nutrientes en la fracción líquida (FL), en el compost y los que necesitan los cultivos (cítricos).

La Figura 6.8.5 muestra el balance de nutrientes del sistema de tratamiento de purines de la explotación a la que se le hizo el seguimiento. En la granja se produce un gran exceso de nutrientes mediante el compost y la fracción líquida en comparación con los requisitos de los cítricos. El compost fue responsable del 55% del N (kg/año), el 98% del P y el 50% del K, con lo que esta fracción se puede exportar del sistema mediante la comercialización del compost. Sin embargo, sigue habiendo un gran exceso de nutrientes, principalmente de N y K, en la fracción líquida. Por tanto, la reducción de dichos elementos puede requerir de la aplicación de tecnologías de depuración para la fracción líquida, como un eficiente sistema de nitrificación-desnitrificación. Sin embargo, seguirá existiendo un exceso de K en el líquido. Puede ser útil establecer una alternativa agronómica basada en intercalar cultivos entre los cítricos, seleccionando aquellos de alta demanda de N y K (como lechuga, espinaca o tomate), para mejorar el uso de los nutrientes en el sistema.

4. CONCLUSIONES

El compostaje es una tecnología asequible, tanto tecnológica como económicamente, para la gestión de los purines de porcino a nivel de granja. El procedimiento requiere un pretratamiento de los purines mediante una separación sólido-líquido y la adición de un agente estructurante para reducir humedad con el fin de obtener la aireación y porosidad adecuadas de la fracción sólida de los purines. Estos factores implican que el compostaje debería verse como un paso más de toda una línea de proceso para la gestión de los purines.

El proceso concentra los nutrientes en un material sólido, el compost, con propiedades de valor añadido derivadas de la materia orgánica humidificada y estabilizada y ausencia de microorganismos patógenos y olores, lo que permite una exportación segura de los nutrientes a otras zonas agrícolas. El compost es un fertilizante orgánico valioso para su aplicación en dosis agronómicas con el fin de proporcionar el máximo beneficio al suelo y a las plantas. Esta tecnología permitirá la exportación fuera de la explotación de alrededor del 55% del N, el 98% del P y el 50% del K de los productos finales.

Las técnicas de gestión mediante el compostaje en la explotación pueden emplearse como una herramienta valiosa para mitigar las emisiones de GEI durante la gestión de los purines de porcino. El control de la aireación es el factor clave de las emisiones de CH₄ y N₂O.

V. IMPACTO SOCIAL

La explotación a la que se ha hecho el seguimiento es de tamaño mediano-pequeño y es familiar. Por ello, el impacto social en cuanto a creación de nuevos puestos de trabajo es discreto, ya que los agricultores y los empleados actuales pueden lograr con facilidad el tiempo necesario para hacer funcionar la tecnología de compostaje (150 h/año).

VI. BIOSEGURIDAD

La implicación de esta tecnología para la salud humana y animal se estableció en términos de persistencia de los microorganismos patógenos en el compost. No se detectó presencia de *E. coli* en ningún compost, y *Salmonella* estuvo ausente en 25 g de MS, lo que indica una buena higienización del compost. Una de las principales ventajas del compostaje es la eliminación de microorganismos patógenos y olores, lo que hace que el material sea fácil de transportar a otras zonas agrícolas, exportando el exceso de nutrientes sin riesgos para la salud.

La tecnología es sencilla y no requiere de personal altamente especializado o de una tecnología muy sofisticada, de modo que el agricultor puede hacerla funcionar con el equipo básico de la granja.

El beneficio económico de la tecnología está limitado por la calidad del compost en lo que respecta a las concentraciones de Cu y Zn, procedente del purín de lechones, de modo que su introducción en el sistema de tratamiento de la explotación se debería restringir. La reducción del coste económico implica:

- Aumentar la calidad del compost para obtener un alto precio de mercado, lo cual implica que la recogida y el tratamiento del purín de los lechones se realice por separado;
- Reducir la cantidad de agente estructurante (cosustrato). Aumentar la eficiencia de la separación sólido-líquido, produciendo una fracción sólida con un bajo contenido de humedad. El agricultor llevó a cabo esta mejora durante el periodo de seguimiento;
- Optimizar la frecuencia de los volteos según el perfil térmico (especialmente durante la fase termófila, cuando tiene lugar la máxima degradación microbiana).

5. BIBLIOGRAFÍA

- Bernal, M.P., Albuquerque, J.A., Moral, R., 2009. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresour. Technol.* 100, 5444-5453.
- BOE, 2013. Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes. *Boletín Oficial del Estado* 164, 51119-51207.
- Ekinci K., Keener, H.M., Elwell, D.L. 2000. Composting short paper fiber with broiler litter and additives: part I: effects of initial pH and carbon/nitrogen ratio on ammonia emission. *Compost Sci. Util.* 8, 160-172.
- IPCC, 2006. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds). Published: IGES, Japan.
- Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, 2010. Guía Práctica de la Fertilización Racional de los Cultivos en España. Centro de Publicaciones del Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid.
- Ministerio de Medio Ambiente. 2015. Estudio de los mercados del compost. Memoria General. Dirección General De Calidad y Evaluación Ambiental. Disponible en: http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/web/Bloques_Tematicos/Calidad_Ambiental/Gestion_De_Los_Residuos_Solidos/compost/EstudioMercadoCompleto.pdf
- 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. *Bioresour. Technol.* 102, 7131-7138.
- Petersen, S.O., Amon, B., Gattinger, A. 2005. Methane oxidation in slurry storage surface crust. *J. Environ. Qual.* 34, 455-461.
- Sánchez-Monedero, M.A., Roig, A., Paredes, C., Bernal, M.P. 2001. Nitrogen transformation during organic waste composting by the Rutgers system and its effect on pH, EC and maturity of the composting mixture. *Bioresour. Technol.* 78, 301-308.
- Santos, A., Bustamante, M.A., Tortosa, G., Moral, R., Bernal, M.P. 2016. Gaseous emissions and process development during composting of pig slurry: the influence of the proportion of cotton gin waste. *J. Clean. Prod.* 112, 81-90.
- Saveyn, H., Eder, P. 2014. End-of-waste criteria for biodegradable waste subjected to biological treatment (compost & digestate): Technical proposals. Publications Office of the European Union, Luxembourg. Available at: <http://www.jrc.ec.europa.eu>
- Sommer, S.G., Petersen, S.O., Sogaard, H.T. 2000. Emissions of greenhouse gases from stored cattle slurry and slurry fermented at a biogas plant. *J. Environ. Qual.* 29, 744-751.
- Szanto, G.L., Hamelers, H.M., Rulkens, W.H., Veeken, A.H.M. 2007. NH₃, N₂O and CH₄ emissions during passively aerated composting of straw-rich pig manure. *Bioresour. Technol.* 98, 2659-2670.

6.9. CASO DE ESTUDIO 9: GESTIÓN DE ESTIÉRCOL EN LA REGIÓN ADMINISTRATIVA DE WARMIA-MAZURIA (POLONIA)

Hanna Wisniewska y Marcin Proniewicz
Administración provincial de Warmia Mazuria

1. SITUACIÓN ACTUAL DE LA GESTIÓN DEL ESTIÉRCOL EN POLONIA

El método tradicional de gestión de estiércol en la agricultura polaca es la aplicación directa al campo. El otoño es la mejor época para fertilizar con estiércol, el cual es una fuente de importante de nutrientes y materia orgánica para los cultivos.

De acuerdo con las estimaciones del Instituto de Cultivo de Plantas, Fertilización y Ciencias del Suelo de Polonia, la producción total de estiércol sólido en este país alcanza aprox. 80 millones de toneladas al año, mientras que la purín suma aprox. 21,5 millones de metros cúbicos al año. El purín utilizado más habitualmente para la fertilización del campo es el de vacuno, aunque a menudo se mezcla con el de porcino, especialmente en las explotaciones más pequeñas.

El uso y almacenamiento de fertilizantes naturales (purín y estiércol sólido) está regulado por el Plan de fertilizantes y fertilización del 10 de Julio de 2007 y el artículo 47 de la Ley de Aguas del 18 de julio de 2001. La máxima dosis de aplicación de fertilizantes orgánicos permitida se especifica en la Directiva Nitratos. De acuerdo con las líneas generales establecidas en la regulación, la cantidad de nitrógeno aplicada no debe superar los 170 kg por hectárea y año, por lo que la dosis máxima de purín debe limitarse a unos 45 m³ por hectárea o 35 toneladas de estiércol por hectárea. La aplicación de estiércol al campo está permitida únicamente en el periodo comprendido entre el 1 de marzo y el 30 de noviembre.

La práctica más habitual en Polonia es la aplicación del purín en superficie utilizando el sistema de distribución en abanico. No obstante, este método conlleva pérdi-

das importantes de nitrógeno por volatilización por lo que las empresas que producen estos equipos están dirigiendo sus esfuerzos para incorporar al Mercado sistemas de aplicación directa en el suelo. Estas técnicas permiten reducir las pérdidas de nitrógeno a solo el 3-5% proporcionando al mismo tiempo significativos beneficios medioambientales.

Una de las tecnologías de tratamiento más extendidas es el compostaje, en el cual se lleva a cabo una descomposición de la materia orgánica en presencia de oxígeno a elevadas temperaturas. En pocas semanas, este proceso proporciona un fertilizante orgánico estabilizado, libre de olores y patógenos y con una menor proporción de nitrógeno amoniacal.

La necesidad de reducir las emisiones de amoníaco a la atmósfera viene determinadas, no solo por motivos ecológicos y toxicológicos, sino también por requisitos legales, ya que una cada vez más extensa regulación a nivel nacional en Polonia y a nivel europeo dirige sus esfuerzos hacia el control de las concentraciones máximas de amoníaco permisibles en el medio natural. Los problemas con la gestión del estiércol, la necesidad de cumplir con la legislación medioambiental vigente y los objetivos perseguidos en la producción de energía a partir de fuentes renovables han contribuido al desarrollo e inversión en plantas de biogás en Polonia durante estos últimos años. En Polonia, en la actualidad y de acuerdo con el registro de productores de biogás agrícola (03.07.2015) operan 61 plantas de biogás con una potencia eléctrica instalada de 68,5 MWe y una capacidad anual de producción de biogás cercana a los 265 millones de metros cúbicos.

2. SISTEMAS DE GESTIÓN DE ESTIÉRCOL INCLUIDOS EN EL PROYECTO

En el proyecto LIFE+ MANEV han participado cuatro explotaciones agroganaderas (Tabla 6.9.1).

Tabla 6.9.1. Granjas de la región polaca de Warmia Mazuria que han cooperado con el proyecto LIFE+ MANEV.

Explotación Upały I (Figura 6.9.1)	
Superficie de la explotación	1.600 ha
Plazas de animales	730 cerdas en un sistema de producción de ciclo cerrado. Venta anual de 19.000 cerdos de cebo con un peso medio de 110 kg.
Cultivos	Superficie agrícola: 1.550 ha Cultivos: Trigo de invierno, cebada de primavera, colza de invierno, maíz y triticale.
Sistema de gestión de estiércol	<p>El estiércol es almacenado en depósitos antes de ser aplicado al campo como fertilizante para el maíz y los cereales de invierno utilizando unas dosis de 16-20 m³ por ha. La extensa superficie agrícola de la que dispone la explotación le permite utilizar el estiércol como fertilizante de forma sostenible.</p> <p>En 2014 se inauguró una planta de biogás (Figura 6.9.1). La línea de proceso está formada por dos digestores primarios y un postdigestor de 860 m³ con un volumen total de 5.160 m³. El purín porcino procedente de la granja se utiliza como sustrato en la planta y el digerido se aplica al campo como fertilizante orgánico.</p> <ul style="list-style-type: none"> • Entrada: <ul style="list-style-type: none"> • Purín porcino (t/año): 13.055 • Estiércol sólido (t/año): 1.026 • Ensilado de maíz (t/año): 20.000 • Carga orgánica (t sólidos volátiles/día): 20,33 • Carga orgánica (kg sólidos volátiles/m³ * día): 3,94 • Producción de biogás (m³/kg sólidos volátiles): 0,65 • Producción de biogás (m³/año): 4.798.720 • Sistema de cogeneración: Hours Energia model HE-KEC-999/1042-MTG999-B • Potencia del motor de cogeneración: 999 kWe
Explotación Upały II	
Superficie de la explotación	72 ha
Plazas de animales	Esta explotación almacena y gestiona el estiércol procedente de la explotación Upały I.
Cultivos	Trigo y colza de invierno.
Sistema de gestión de estiércol	El estiércol es almacenado en depósito y posteriormente aplicado al campo como fertilizante orgánico.
Explotación Pierkunowo (Figura 6.9.2)	
Superficie de la explotación	600 ha
Plazas de animales	140 cerdas en un sistema de producción de ciclo cerrado Venta anual de 2.500 cerdos de cebo 90 plazas de vacuno de leche
Cultivos	Superficie agrícola: 430 ha Cultivos: Parte de la superficie se destina a cultivos para la alimentación de los cerdos y parte a pastos para el ganado vacuno (65 ha de praderas y 31 ha de pastos).
Sistema de gestión de estiércol	La explotación produce 3.500 m ³ /año de purín porcino y 1.300 t/año de estiércol de vacuno. El purín se almacena en depósitos y posteriormente se aplica al campo. El estiércol de vacuno se aplica directamente al campo y se incorpora.
Explotación Ławki	
Superficie de la explotación	825 ha
Plazas de animales	500 cerdas y 1.900 cerdos de cebo en un sistema de producción de ciclo cerrado.
Cultivos:	Superficie agrícola: aprox. 720 ha. Cultivos: Colza, trigo de invierno, cebada, maíz y centeno.
Sistema de gestión de estiércol	El estiércol se almacena en depósitos con una capacidad de 6.000 m ³ y se aplica al campo como fertilizante para el maíz y la colza. No se utiliza en los pastos.



Figura 6.9.1. Planta de biogás Upalty.



Figura 6.9.2. Aplicación al campo de purín en la explotación de Pierkunowo.

3. ACCIONES LLEVADAS A CABO EN EL PROYECTO

I. SEGUIMIENTO MEDIOAMBIENTAL: SUELO, AGUA Y AIRE

Durante el proyecto se llevó a cabo un seguimiento medioambiental, en estrecha colaboración con las cuatro explotaciones indicadas en el apartado anterior, para evaluar el impacto de la gestión del estiércol en el suelo, agua y aire. Para ello, se realizaron 32 visitas de campo y se recogieron datos sobre los sistemas de producción, almacenamiento y gestión del estiércol en las explotaciones atendiendo a aspectos tecnológicos, técnicos y económicos.

Con el fin de obtener estudios detallados del impacto de la gestión del purín en el medio ambiente, se tomaron muestras de suelo y de agua subterránea y superficial en las áreas de estudio para determinar su contenido en nitrógeno, fósforo, potasio y materia orgánica. Adicionalmente, se llevaron a cabo ensayos de análisis de aire para cuantificar las emisiones de GEI y amoníaco en las naves de cría y en la aplicación a campo.

A continuación se detallan las principales conclusiones extraídas del seguimiento realizado al aire, suelo y aguas subterráneas y superficiales en las explotaciones Upalty I, Upalty II, Pierkunowo y Ławki dentro del proyecto MANEV:

1. Aire

La medición de emisiones se realizó para metano, dióxido de carbono, ácido sulfhídrico y amoníaco. Los muestreos se llevaron a cabo cada 6 meses entre 2011 y 2014 en las naves de cría de las explotaciones (Figura 6.9.3) y en el campo antes de aplicar el purín y durante la aplicación (Figura 6.9.4).



Figura 6.9.3. Muestreo de aire en las naves de la explotación Upalty I.



Figura 6.9.4. Muestreo de aire en campo.

Los resultados del seguimiento mostraron que:

- Durante todo el periodo de monitorización la concentración de amoníaco en las naves de producción excedía los valores de referencia establecidos en la regulación polaca del Ministerio de Medio Ambiente del 26 de enero de 2010 sobre los valores de referencia de algunas sustancias en el aire. En el caso del amoníaco, las concentraciones límite de exposición están establecidas en $400 \mu\text{g}/\text{m}^3$ durante una hora y $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ durante todo el año.
- La concentración de metano y dióxido de carbono medida en las naves de cada una de las explotaciones fue similar y los valores no excedieron el 1%.
- El aumento de concentración de amoníaco es importante durante las actividades de aplicación del estiércol al campo alcanzando niveles que superan los límites establecidos por la legislación nacional anteriormente citada como valores de referencia. En la mayoría de los casos, no se detectaron concentraciones significativas en la fase previa a la aplicación al campo del purín.
- No se detectaron concentraciones de metano, dióxido de carbono ni sulfuro de hidrógeno en el campo durante la aplicación del purín. Los valores eran inferiores al límite de detección del equipo de medida.

2. Suelos

Se obtuvieron las siguientes conclusiones a partir de los análisis de suelo realizados (Figura 6.9.5):



Figura 6.9.5. Toma de muestras de suelo.

- La fertilización con purín produjo un ligero incremento en la conductividad del suelo en las explotaciones Upalty I, Upalty II y Pierkunowo en los periodos de tiempo posteriores a la época de fertilización. En la explotación Ławki sin embargo se observe un descenso de la conductividad eléctrica en el periodo correspondiente a las últimas tres cuartas partes del 2014. El ligero aumento de este parámetro está relacionado con la presencia de sales disueltas en la solución del suelo. Los valores obtenidos no obstante, no varía de forma importante antes y después de la aplicación agrícola, lo que puede ser indicativo de que el impacto de la fertilización no es significativo.
- La serie de muestreos llevados a cabo han mostrado un pequeño enriquecimiento en potasio de la capa superior del suelo. En las explotaciones Upalty I y Upalty II se observaron unas leves pérdidas de este elemento tras la fertilización que pueden estar relacionadas con las características granulométricas del suelo y las lluvias que tuvieron lugar durante ese periodo de tiempo. En suelos ligeros con baja capacidad de retención las pérdidas de potasio son mayores. En las explotaciones Pierkunowo y Ławki no se detectaron diferencias significativas en el contenido en potasio del suelo antes y después de la aplicación agrícola.
- El estiércol es una fuente de micronutrientes como el cinc y el cobre, cuya presencia puede acumularse en los suelos agrícolas después de muchos años de aplicación regular de estiércol como fertilizante. En los campos analizados en el proyecto, no se observó un efecto de enriquecimiento de la capa arable en zinc y únicamente se detectó una leve tendencia al alza en el contenido en cobre. Las actividades agrícolas analizadas no indicaron que se estuviera produciendo contaminación de suelo por metales pesados derivado de estas prácticas agrícolas y de acuerdo con la legislación vigente del Ministerio de Medio Ambiente del 9 de septiembre de 2002 donde se establecen los estándares de calidad de suelo, los terrenos analizados se pueden clasificar como tipo B.
- Las concentraciones de fósforo analizadas antes y después de la aplicación agrícolas se encuentran dentro de rango de valores habituales para tierras arables (0,01-0,20%). Se observaron ligeros aumentos en el contenido en fósforo tras la aplicación del purín debido a que este es una fuente rica en fósforo, especialmente en las capas superiores de los terrenos agrícolas.
- Al igual que en el caso del fósforo, el estiércol es una fuente rica en nitrógeno. Sin embargo, los análisis mostraron un ligero descenso en el contenido en nitrógeno de los suelos agrícolas después de la fertilización

- No se observó ningún efecto significativo de la aplicación agrícola del purín en el pH de la capa arable del terreno. Los registros de pH estaban dentro del rango de valores neutro-alcalino, lo que favorece la actividad biológica del suelo y proporciona condiciones adecuadas para el desarrollo del sistema reticular de las plantas.

(Upalty I, Upalty II y Ławki). Sólo en el caso de la explotación Pierkunowo se observó una tendencia al alza en la serie de medida precedidas por la aplicación del purín en relación a las realizadas antes de aplicar al campo. El contenido en nitrógeno del suelo y su permanencia depende del tipo de suelo, proceso y tipo de cultivo así como de la susceptibilidad del mismo a la erosión.

- Los estudios mostraron en todas las explotaciones que el contenido en nitrógeno de las parcelas se encontraba dentro del rango adecuado para suelos agrícolas (0,02-0,35%), por lo que no se detectó ninguna carencia significativa de este elemento en los suelos analizados.

- Los resultados mostraron un importante aumento en el contenido de materia orgánica en la capa arable, en el caso de las explotaciones: Upalty I, Upalty II, Pierkunowo. En la explotación Ławki se observó un ligero descenso en el contenido de materia orgánica tras la aplicación del purín en comparación con las muestras tomadas antes de la misma. El aumento potencial del contenido en materia orgánica del suelo derivado de la fertilización con purín está asociado a la composición química del mismo y guarda relación con las características del suelo, edad y fisiología de los animales criados y tipo de alimentación utilizada.

3. Agua subterránea

En el estudio realizado sobre la calidad de las aguas subterráneas analizadas (Figure 6.9.6) en la época de fertilización agrícola, los indicadores utilizados fueron pH, conductividad eléctrica, nitrógeno amoniacal, nitritos, nitratos y fósforo. Los valores registrados se compararon con los límites establecidos en la legislación vigente del Ministerio de Medio Ambiente polaco. Las principales conclusiones obtenidas fueron:



Figura 6.9.6. Toma de muestras de agua subterránea en la explotación Pierkunowo.

- La fertilización con purín no tuvo ninguna influencia en el pH y conductividad eléctrica de las muestras tomadas. Los análisis realizados permiten clasificar el agua muestreada como clase I-III de acuerdo a los estándares establecidos por la regulación nacional sobre la calidad y estado químico del agua subterránea.

- Los valores de amonio y nitritos analizados se corresponden con las categorías I-III de la clasificación anteriormente citada, lo que significa que la calidad de las aguas es bueno respecto a estos indicadores, a excepción de los resultados obtenidos en la explotación Ławki.

- Los valores de nitratos obtenidos en las series de medidas realizadas desde 2011 hasta 2014 ilustraron una tendencia al alza de este indicador. Los valores más elevados se detectaron en la segunda mitad de 2014 (89,5 mg/l) en la explotación Upalty I lo que, de acuerdo con los valores límites de la regulación, clasifica esta agua en un estado químico pobre. Los valores superaron los límites legales en todas las explotaciones.

- Los resultados de los análisis respecto al contenido en fosfatos del agua mostraron una tendencia al alza en las 7 series de medidas llevadas a cabo desde 2011 hasta 2014, especialmente en el caso de las explotaciones Upalty I y Ławki donde se detectaron los mayores valores de este parámetro.

4. Aguas superficiales

Las aguas superficiales, al igual que las subterráneas, se analizaron durante las épocas de fertilización (Figura 6.9.7) y los resultados obtenidos se contrastaron con los



Figura 6.9.7. Toma de muestras en la explotación Pierkunowo.

límites establecidos en la legislación polaca del Ministerio de Medio Ambiente del 22 de octubre de 2014 por la que se clasifica el estado de las aguas superficiales y se establecen los estándares de calidad. Las medidas se llevaron a cabo entre 2011 y 2014 y los resultados permitieron obtener las siguientes conclusiones:

- El pH y la conductividad eléctrica en todas las muestras analizadas se encuentra dentro del rango de valores que permite obtener la clasificación de estas aguas de buen estado (clase III).
- Los resultados del nitrógeno amoniacal en la mayoría de las muestras se corresponden con el rango de valores correspondientes a la clasificación de buen estado de estas aguas (clase III).
- El contenido en nitratos analizado en las muestras supera en la mayoría de los casos los 5 mg/l, lo que implica que estas aguas no cumplen con los estándares de calidad exigidos para la clase II de calidad de las aguas. Se considera que su estado se encuentra por debajo de los estándares necesarios para ser consideradas en buen estado.
- Los niveles de fósforo variaron bastante de unas muestras a otras alcanzándose los mayores valores en las muestras tomadas en la explotación Pierkunowo (8.6 mg/l).
- Se observó una disminución de la concentración de fósforo a lo largo de las 6 series de muestreo de agua superficial durante los años 2011-2014.
- Debido a la sequía que tuvo lugar en el último trimestre del 2014 no se pudieron muestrear las aguas superficiales en la explotación Pierkunowo.

El estudio realizado sobre el estado y calidad de las aguas en las cuatro explotaciones ganaderas permite concluir que la presencia de compuestos de nitrógeno y fósforo en el agua subterránea y superficial puede estar relacionada, además de con otras causas, con la fertilización con estiércol de los campos de cultivo. El impacto es negativo en la calidad de las aguas ya que la presencia de compuestos de fósforo y nitrógeno son dos de las principales causas de proliferación masiva de algas y originan eutrofización de las masas de agua.

II. VISITAS DE ESTUDIO PARA EL INTERCAMBIO DE EXPERIENCIAS CON OTROS PAÍSES.

Algunos representantes de la administración provincial de Warmia Mazuria acompañando a un numeroso gru-

po de granjeros de las cuatro explotaciones agroganaderas cooperadoras con el proyecto MANEV en Polonia participaron en tres visitas de estudio durante las cuales los participantes tuvieron la oportunidad de adquirir e intercambiar conocimientos en el campo de la gestión de estiércoles en base a la experiencia de otros países en este ámbito.



Figura 6.9.8. Visita de estudio en España.

La primera visita de estudio tuvo lugar el 27-30 de junio de 2011 y su objetivo fue el acercamiento al modelo español de gestión del purín procedente de la producción ganadera. Los participantes tuvieron la oportunidad de visitar en la región de Aragón (España) varias explotaciones ganaderas en el municipio de Tauste (Figura 6.9.8), una planta de procesado de carne en Valderrobres y una planta de tratamiento de purín de gestión colectiva en Peñarroya de Tastavins.

La segunda visita de estudio tuvo lugar el 21-24 de mayo de 2012 en Italia, en las regiones de Emilia Romagna y en los alrededores de Milán. Se visitaron varias plantas de biogás en Via Cella all'Oldo y en Correggio así como la



Figura 6.9.9. Visita de estudio en Italia.

granja experimental de Landriano, la cual estaba siendo monitorizada por la Universidad de Milán, así como una explotación ganadera en Pieve Fissiraga (Figura 6.9.9).



Figura 6.9.10. Visita de estudio en Dinamarca.

Los días 2-5 de junio de 2013 tuvo lugar la tercera visita de estudio en Dinamarca (Figura 6.9.10). La delegación visitó una planta de biogás en Over Løjstrup y en Thorsø así como las instalaciones de tratamiento de la Universidad de Aarhus en Foulum.

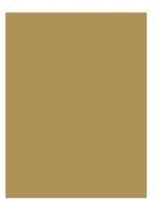
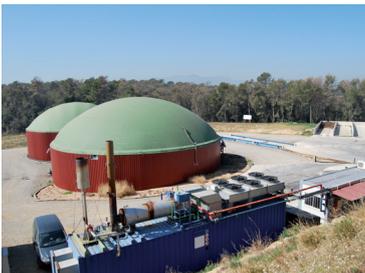
Como resultado de las actividades demostrativas, divulgativas y de evaluación llevadas a cabo en el proyecto LIFE+MANEV, se construyeron dos plantas de biogás en dos de las 4 explotaciones que cooperaron en el proyecto.

4. CONCLUSIONES: PERSPECTIVAS DE LA GESTIÓN DE ESTIÉRCOL EN POLONIA

El rápido desarrollo de las inversiones en plantas de biogás agrícolas ha sido fuertemente obstaculizado debido al bajo precio de compra de la electricidad y a una reducción significativa de los precios de las primas energéticas, que son un elemento importante en la rentabilidad de la inversión.

En el año 2015 se ha aprobado una nueva ley sobre la energía procedente de fuentes renovables. Uno de sus puntos clave es la introducción de un nuevo modelo de sistema de apoyo para el desarrollo de las energías re-

novables. Desde 2016 en lugar del sistema de “certificados verdes” se implantará un sistema de subasta en virtud del cual se realizarán contratos por el suministro de electricidad a partir de fuentes de energía renovables con aquellos empresarios que oferten el precio más bajo. Este planteamiento genera muchas dudas entre los productores de energía y por lo tanto hasta que el nuevo sistema sea probado en la práctica, es difícil predecir el futuro desarrollo de la tecnología utilizando el estiércol para producir biogás en Polonia.



www.lifemanev.eu

