

# EXPOAVIGA

INTERNATIONAL LIVESTOCK TECHNOLOGY EXHIBITION

Libro de Actas

## **I Congreso Español de Gestión Integral de Deyecciones Ganaderas**

Barcelona, 16-18 de Abril 2008

ALBERT MAGRÍ ALOY

FRANCESC X. PRENAFETA BOLDÚ

XAVIER FLOTATS RIPOLL

(editores)

Organizado por:

**GIRO**  
gestió integral  
de residus orgànics  
centre tecnològic

  
**Fira Barcelona**

Como referenciar esta publicación:

Magrí, A., Prenafeta-Boldú, F.X., Flotats, X. (eds). (2008). Libro de Actas del I Congreso Español de Gestión Integral de Deyecciones Ganaderas. Editorial Dicapgraf. Barcelona. 424 pp.

ISBN: 978-84-936421-0-5.

# I Congreso Español de Gestión Integral de Deyecciones Ganaderas

## COMITÉ ORGANIZADOR

Xavier Flotats. *GIRO Centre Tecnològic, Barcelona.* - Presidente.  
Albert Magrí. *GIRO Centre Tecnològic, Barcelona.* - Secretario.  
Antonio Cambredó. *EXPOAVIGA, Fira Barcelona.* - Logística e infraestructuras.

## COMITÉ CIENTÍFICO

Francesc X. Prenafeta. *GIRO Centre Tecnològic, Barcelona.* - Secretario del Comité.  
Daniel Babot. *Universitat de Lleida.*  
M. Pilar Bernal. *CEBAS-CSIC, Murcia.*  
August Bonmatí. *Universitat de Girona.*  
Rodolfo Canet. *Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias, Valencia.*  
Jordi Comas. *Universitat Politècnica de Catalunya, Barcelona.*  
Belén Fernández. *GIRO Centre tecnològic, Barcelona.*  
José M. Gil. *CREDA/IRTA – Universitat Politècnica de Catalunya, Barcelona.*  
Elena Marañón. *Universidad de Oviedo.*  
José Martínez. *CEMAGREF, Francia.*  
Joan Mata. *Universitat de Barcelona.*  
Llorenç Milà. *GIRO Centre Tecnològic, Barcelona.*  
Raúl Moral. *Universidad Miguel Hernández, Alicante.*  
Antonio Morán. *Universidad de León.*  
Joaquín Moreno. *Universidad de Almería.*  
Antonio Muñoz. *Universidad de Murcia.*  
Jaume Porta. *Universitat de Lleida.*  
M. Rosa Teira. *Universitat de Lleida.*  
David Torrallardona. *IRTA-Mas Bové, Tarragona.*  
Antonio Torres. *Universidad Politècnica de Valencia.*

## ECOFARM

El I Congreso Español de Gestión Integral de Deyecciones Ganaderas se celebra en el marco de ECOFARM, área que aglutina las actividades en el campo del medio ambiente de la feria avícola y ganadera EXPOAVIGA. El Comité Organizador de ECOFARM está formado por:

Antonio Cambredó. *Director de EXPOAVIGA, Fira Barcelona.*  
Andrea Urdampilleta. *Gestora, Fira Barcelona.*  
Laia Sarquella. *Institut Català d'Energia (ICAEN).*  
Teresa Guerrero. *Agència de Residus de Catalunya (ARC).*  
August Bonmatí. *Agència de Residus de Catalunya (ARC).*  
Jaume Boixadera. *Departament d'Agricultura, Alimentació i Acció Rural (DAR) de la Generalitat de Catalunya.*  
Salvador Puig. *Consorti per a la Gestió de la Fertilització Agrària de Catalunya (GESFER).*  
Xavier Flotats. *GIRO Centre Tecnològic.*  
Albert Magrí. *GIRO Centre Tecnològic.*  
Francesc X. Prenafeta. *GIRO Centre Tecnològic.*



## PRESENTACIÓN

La gestión de las deyecciones ganaderas es una actividad tan antigua como la ganadería, y casi siempre ligada a la agricultura. A pesar de haber sido una actividad secundaria y no conflictiva mientras se mantuvo un frágil equilibrio en el esquema integrado ganadería-agricultura, los autores de la literatura clásica griega ya hicieron notar hace algunos miles de años los conflictos producidos por una producción intensiva de ganado, y estiércol.

Uno de los trabajos del mítico Heracles (Hércules para los romanos), que tuvo que realizar por orden del rey Eristeo para redimir sus faltas y ganar la eternidad, fue limpiar de estiércol los establos y valles del rey Augías en un solo día. Este rey de Elide era el mayor propietario de ganado del mundo. Los dioses habían hecho a sus rebaños inmunes a las enfermedades y los habían dotado de gran fertilidad. En estas condiciones, Augías nunca había ordenado limpiar los establos, la capa acumulada de estiércol en los pastos y cultivos era tan gruesa que no permitía el crecimiento vegetal y el hedor producido por estas acumulaciones llegaba hasta el último rincón del Peloponeso. Heracles convino con Augías que si realizaba esta limpieza en menos de un día recibiría como emolumento el 10% del rebaño. Heracles desvió los cursos de los ríos Alfeo y Peneo para hacerlos pasar por los establos y valles del rey. En pocas horas el problema de excedentes de deyecciones quedó solucionado y la dilución del mar transformó el problema en un recuerdo molesto del pasado. Sabiendo que aquel trabajo era una orden de Eristeo, Augías no quiso pagar a Heracles lo convenido, y por el hecho de haber pretendido cobrar, Eristeo no lo tuvo en cuenta como trabajo realizado. Un conflicto que tal vez no esté tan alejado de algunas experiencias actuales.

En el siglo XXI, sabemos que el medio receptor (el agua, el suelo y la atmósfera) no tiene capacidad de dilución infinita y que no existen soluciones mágicas para dar una solución definitiva al problema. Hoy, hay que alejarse de los tópicos, o los mitos, y contemplar la gestión de las deyecciones ganaderas como una actividad que ha de formar parte íntegra de la producción ganadera, tan primaria como la alimentación o el control sanitario y estrechamente relacionada con estas.

La producción de purines y estiércoles en España se estima en algo más de 90 millones de toneladas al año. Estas deyecciones, junto con otros subproductos o residuos orgánicos cuyo uso final sea la aplicación agrícola, constituyen la tipología de subproductos que se producen en mayor cantidad. Los posibles impactos ambientales, y por tanto los posibles beneficios ambientales que comporta su control, afectan a la atmósfera, al suelo y las aguas. Sólo un conocimiento actualizado de éstos puede permitir un alto grado de concienciación, así como valorar el beneficio de cambios de actitudes y de la adopción de medidas simples de actuación. Por ejemplo, separar aguas pluviales de la línea de purines o estiércoles permite reducir el volumen de deyecciones a transportar (beneficio económico directo) y minimizar la contaminación de las aguas (beneficio ambiental y económico indirecto). A menudo estas actividades simples no son suficientes, pero sí necesarias.

Hay que hacer notar que las deyecciones son un recurso. Ha sido la fuente ancestral de nutrientes y materia orgánica para mantener la fertilidad de los suelos agrícolas, y con nuevas tecnologías como la digestión anaerobia también son un recurso energético renovable, con un potencial estimado para España del orden de 1,5 Mtep.

Para el óptimo aprovechamiento del recurso que representan las deyecciones ganaderas, y con el mínimo impacto ambiental, es necesario abordar la gestión de forma integral, esto es, desde la minimización en origen de su producción, incidiendo en la alimentación y en la mejora de técnicas de manejo en granja, hasta los métodos de valorización final, teniendo en cuenta los aspectos organizativos y tecnológicos. La gestión integral debe contemplar también los aspectos económicos

y, por tanto, su internalización en la estructura de costes de la actividad productiva. Integrar costes y beneficios ambientales debe ser un elemento de competitividad para el sector.

Tecnológicamente se puede hacer prácticamente todo en el campo del tratamiento de las deyecciones ganaderas: separar fracciones líquidas y sólidas para mejorar el almacenaje, el transporte y la aplicación; compostar para obtener un producto de uso en horticultura; separar el nitrógeno amoniacal para obtener una sal sustituible de compuestos de nitrogenados minerales; producir energía mediante digestión anaerobia, o mediante nuevos desarrollos como las células de combustible microbianas; obtener un producto seco y paletizado transportable a largas distancias; eliminar parte del nitrógeno mediante la combinación de los procesos de nitrificación y desnitrificación; separar fósforo y amonio para obtener estruvita; y un largo etcétera de posibilidades que la investigación y el desarrollo tecnológico pone a disposición del mercado. Pero ninguna de estas opciones tiene un coste nulo; Heracles es una leyenda.

Asimismo, la investigación aplicada a la alimentación y los aditivos ofrece posibilidades para mejorar la digestibilidad y reducir el contenido de nutrientes en las deyecciones, posibilitando menores requerimientos de cultivos para su aplicación. También, en el campo de la aplicación agrícola de deyecciones se avanza mejorando el conocimiento y control sobre la dinámica de los nutrientes, la mejora de la maquinaria de aplicación y, en definitiva, la sustitución de fertilizantes minerales de importación por este recurso propio.

La gestión integral abarca diferentes áreas del conocimiento científico y diferentes sectores profesionales de actividad, los cuales utilizan lenguajes y formas de comunicación diferente. Pero todos ellos tienen el mismo usuario final: el sector ganadero. El profesional de la ganadería ha de tener formación e información actualizada sobre este campo, que ha de formar parte íntegra de sus actividades profesionales. Deben habilitarse vías de comunicación estables que permitan el conocimiento de las necesidades y especificidades del sector ganadero por parte de los sectores académicos y de la investigación, y la transmisión de nuevos conocimientos generados por estos últimos a los usuarios finales, esto es, a ganaderos, ingenierías, suministradores de equipos y administración.

Este I Congreso Español sobre Gestión Integral de Deyecciones Ganaderas se ofrece como el inicio de un punto de encuentro estable, con una periodicidad bianual, coincidiendo con la celebración de la Feria Ganadera EXPOAVIGA y en el marco de ECOFARM, el cual aglutina las actividades de EXPOAVIGA en el campo del medio ambiente. Estas actividades se cimientan en tres bases interrelacionadas:

1.- La base científica, con aportaciones al conocimiento científico y tecnológico a través de comunicaciones orales y pósteres, seleccionados por un comité científico. Esta constituye el Congreso propiamente dicho.

2.- La base sectorial, mediante la organización de mesas redondas y jornadas técnicas específicas. En la presente edición se han organizado tres jornadas técnicas:

2.a.- *El papel de la Administración y los agentes de la cadena productiva en la gestión de las deyecciones ganaderas*, Jornada organizada por el Consorcio para la Gestión de la Fertilización Agraria de Catalunya (GESFER).

2.b.- *Casos prácticos de gestión y tratamiento de deyecciones ganaderas*, Jornada organizada por la Agencia de Residuos de Catalunya (ARC).

2.c.- *La energía y el sector ganadero*, Jornada organizada por el Instituto Catalán de Energía (ICAEN).

3.- La base comercial, mediante la habilitación de stands en la feria EXPOAVIGA, donde las empresas y otras entidades que oferten productos y servicios puedan exponer sus propuestas.

El objetivo es diseñar un formato de Congreso y actividades paralelas que permita una interrelación entre el sector académico e investigador, el sector ganadero, la administración y los sectores productivos y comerciales que desarrollan y ofertan servicios y equipos en el ámbito de la gestión integral de las deyecciones ganaderas. Una imagen deseable es que el rigor científico salga de los laboratorios de universidades y centros de investigación, para contaminar el espíritu con que el sector aborda la gestión de las deyecciones, y que el sector y empresas activas en éste entren en los laboratorios para contaminarlos de sus necesidades e inquietudes.

El presente documento recoge las aportaciones al congreso de profesionales de la investigación y del desarrollo, ya sea en formato de conferencias invitadas, comunicaciones orales o pósteres. Se comprueba que en España existe un nutrido número de grupos de trabajo activos en este campo, tal vez todavía insuficiente y con recursos escasos, pero entusiastas y con deseo de comunicar sus avances. Durante los días del Congreso tendremos la oportunidad de compartir experiencias y puntos de vista, discutir nuevos enfoques y orientar líneas de trabajo futuras.

El comité organizador desea agradecer a la Presidencia, a la Dirección y a todo el equipo de EXPOAVIGA la colaboración y facilidades dadas para la organización de este Congreso, a las entidades patrocinadoras por su contribución a hacer posible este evento, a las entidades que han organizado las jornadas paralelas que representan un complemento necesario al congreso, a los miembros del comité científico por su aportación a la selección de los trabajos presentados y su colaboración en la organización y, en general, a los participantes y asistentes al Congreso. Con sus aportaciones y discusión esperamos avanzar hacia el paradigma del desarrollo sostenible del sector ganadero.

*Xavier Flotats i Ripoll*  
*Presidente del comité organizador*





*Tabla de contenidos*



## Tabla de contenidos

Página

Manure management in North America: present and future trends <i>R. Hegg</i>	3
---	---

### **Sesión 1. Ganadería y medio ambiente**

#### ***Comunicaciones orales***

El sector ganadero: competitividad y medio ambiente <i>D. Babot, S. Abella</i>	13
Cálculo de costes unitarios de las técnicas aplicadas para la reducción de emisiones de amoníaco en España <i>C. Piñeiro, G. Montalvo, M.A. García, M. Bigeriego</i>	25
Purines de vacuno: emisiones de contaminantes, composición y estudio de posibles correlaciones <i>Y. Fernández, L. Castrillón, E. Marañón, L. Fernández, M. Álvarez</i>	33
Algoritmos de cálculo de las emisiones de metano y óxido nítrico de la gestión de los purines en explotaciones porcinas bajo condiciones españolas <i>V. Moset, M. Cambra, S. Calvet, A. Cristóbal, A. Rodríguez, A.G. Torres</i>	41
Aspectos metodológicos del análisis de ciclo de vida (ACV) aplicado a gestión y tratamiento de residuos orgánicos <i>L. Milà</i>	49
Un nuevo orden zootécnico para la producción de proteína de origen animal <i>A. Muñoz, J. Martínez-Almela, G. Ramis, F.J. Pallarés</i>	55

#### ***Pósteres***

Algoritmos de cálculo de las emisiones de metano y óxido nítrico de la gestión de los estiércoles y purines en rumiantes en condiciones españolas <i>M. Cambra, V. Moset, F. Estellés, N. Fernández, A. Cristóbal, A. Rodríguez, A.G. Torres</i>	69
Resultados preliminares de un estudio de caracterización de purines de porcino obtenido en fosa bajo condiciones mediterráneas <i>V. Moset, M. Cambra, M.C. Beltrán, V.J. Moya, M. Láinez, A.G. Torres</i>	77
Efecto del diseño del estercolero y de la frecuencia de abonado sobre la composición de los purines de vacuno de leche <i>P. Santorum, R. García, B. Fernández</i>	83

### **Sesión 2. Minimización en origen**

#### ***Comunicaciones orales***

Medidas alimentarias para reducir el impacto ambiental de las deyecciones <i>D. Torrallardona</i>	91
Estimación de excretas en sistemas de producción de leche basados en el aprovechamiento de forrajes <i>G. Salcedo</i>	103
Mejora de la eficiencia y reducción del nitrógeno y del fósforo residual mediante aplicación de la alimentación de precisión en producción porcina <i>C. Pomar, J. Pomar, D. Babot</i>	113
Evaluación de factores condicionantes de la producción de purines de porcino en condiciones de campo <i>D. Babot, M.R. Teira, R. Gallart, M. Borràs, J. Boixadera</i>	123

#### ***Pósteres***

Estrategias nutricionales y de manejo en la minimización de la excreción de nitrógeno y fósforo de las cabañas de vacuno de leche en lactación de la Comunidad Autónoma del País Vasco <i>H. Arriaga, M. Pinto, S. Calsamiglia, P. Merino</i>	131
Cuantificación de los procesos de resuspensión y sedimentación de biosólidos acuícolas <i>I. Masaló, L. Reig, J. Oca</i>	135

Concentración de nutrientes en heces de vacas lecheras y novillas según el tipo de conservante empleado en ensilados de hierba <i>G. Salcedo</i>	141
Excreción y composición química de las heces en vacuno lechero (1): efectos del porcentaje de almidón incluido en la dieta <i>G. Salcedo, L. Martínez-Suller, I. Tejero</i>	149
Excreción y composición química de las heces en vacuno lechero (2): efectos del porcentaje de proteína incluida en la mezcla del concentrado <i>G. Salcedo, L. Martínez-Suller, I. Tejero</i>	159
Composición química del purín en las explotaciones lecheras de Cantabria y su relación con la nutrición <i>G. Salcedo, L. Martínez-Suller, I. Tejero, C. Rico</i>	169

### Sesión 3. Uso agrícola de deyecciones ganaderas

#### Comunicaciones orales

Aplicación agrícola de deyecciones ganaderas. Planes de fertilización <i>J. Boixadera</i>	179
Aplicación de purín deshidratado como abono de fondo en una rotación maíz-trigo: evolución del contenido de nitratos y nitrógeno orgánico en el horizonte superficial <i>M. Ramírez, G. Roig, K. García, E.L. Ramos, M. Cabré, A. Picas, J. Comas, M. Pujolá</i>	195
Lixiviación de materia orgánica y nutrientes procedentes de purín de cerdo en el suelo <i>C. de la Fuente, M.P. Bernal</i>	201
Efecto de la aplicación de purines de cerdo en el maíz y en la acumulación de cobre y zinc en el suelo <i>S. Cela, P. Berenguer, P. Santiveri, J. Boixadera, J. Lloveras</i>	211
Efecto de la aplicación de purín de cerdo en la alfalfa <i>J. Lloveras, M. Aran, A. Ballesta, P. Villar</i>	215
Caracterización del purín de bovino y porcino en la región de Lombardía (Italia): relación entre propiedades físico-químicas y valor fertilizante <i>L. Martínez-Suller, G. Provolò</i>	221

#### Pósteres

Plan provincial de gestión de residuos ganaderos de la provincia de Segovia <i>A. Escorial, M. Gómez, M. Merino</i>	231
Determinación rápida de los nutrientes del purín de cerdo in situ en base a la lectura de la conductividad eléctrica (CE) para una correcta fertilización <i>J. Parera, F. Domingo, N. Canut, J. Serra</i>	237
Incidencia de la aplicación de purines de cerdo sobre el rendimiento comercial en cultivos hortícolas <i>B. Rufete, R. Moral, A. Pérez-Espinosa, M.D. Pérez-Murcia, J. Moreno-Caselles, C. Paredes</i>	243
Evaluación de costes de equipos de aplicación de purín <i>M.R. Yagüe, F. Iguácel, F. Orús, D. Quílez</i>	249

### Sesión 4. Tecnologías aplicables para el tratamiento de deyecciones ganaderas

#### Comunicaciones orales

Manure management and treatment in Europe: a review on environmental, technological and policy perspectives <i>J. Martínez, C. Burton</i>	257
Tratamiento de la fracción líquida de estiércol de vacuno lechero en un reactor UASB a 25°C <i>J.L. Rico, H. García, C. Rico</i>	273
Eliminación de DQO y nitrógeno de efluentes líquidos de digestión anaeróbica de purines de cerdo mediante un reactor SBR <i>J. Dosta, A. Galí, J. Mata-Álvarez</i>	281
Tratamiento mixto (anaerobio-aerobio) de residuos ganaderos: aplicación a escala real <i>D. Blanco, X. Gómez, M.J. Cuetos, L.F. Calvo, A. Morán</i>	289
Estudio preliminar sobre la separación física sólido-líquido de purines para su reutilización <i>S. Martínez, P. Ferrer, B. Cebrián, J. Bernace, M. Lainez, E. Moltó, R. Suay</i>	297

	<i>Página</i>
Eliminación biológica de nitrógeno de la fracción líquida de purines de cerdo - modelización del proceso <i>A. Magrí, X. Flotats</i>	307
Tratamiento de purines en reactores granulares aerobios SBR <i>M. Figueroa, B. Arrojo, A. Mosquera-Corral, J.L. Campos, R. Méndez</i>	317
Aplicabilidad del proceso Anammox a aguas procedentes de la digestión anaerobia de purines <i>I. Fernández, J. Dosta, J.R. Vázquez-Padín, J.L. Campos, A. Mosquera-Corral, R. Méndez</i>	325
Eliminación de nitrógeno de purines de cerdo mediante proceso biopelícula híbrido y biorreactor de membrana <i>T. López de Armentia, M. Caminos, L. Larrea</i>	335
Eliminación de nitrógeno, fósforo y materia orgánica en purines de vacuno <i>E. Marañón, L. Castrillón, Y. Fernández, J. Rodríguez</i>	345
<b>Pósteres</b>	
Digestión anaerobia seca y en discontinuo para el tratamiento de residuos ganaderos: aplicación a escala semi-piloto <i>D. Blanco, M.J. Cuetos, X. Gómez, L.F. Calvo, A. Morán</i>	351
Mejora de las condiciones de vida de las familias porcicultoras del Parque Porcino de Ventanilla, mediante la implementación de un sistema piloto de biodigestión <i>M. Chuquillanqui, A. Ruiz, M. Almeida, M. Gámiz, C. Cugat, M. Domingo, S. Harper, I. Salmerón, I. Gillgado, E. San Juan, C. Paiva, J. Díaz, A. Hummel, Ll. Batet, E. Barrera</i>	357
Determinación de zonas susceptibles para el aprovechamiento energético de las deyecciones ganaderas en la Comunidad Valenciana <i>F. Estellés, A. Gallego, V. Moset, M. Cambra, J.L. Berné, A.G. Torres</i>	363
Comparación de la productividad metanogénica de diferentes fracciones del estiércol de vacuno lechero a 35 y 55°C <i>H. García, E. Maza, C. Rico, J.L. Rico, I. Tejero</i>	369
Co-digestión de purines y restos de maíz <i>X. Gómez, M.J. Cuetos, D. Blanco, D. Mulas, A. Morán</i>	379
Co-digestión anaerobia de purín y glicerina residual de las fábricas de producción de biodiesel <i>X. Gómez, M.J. Cuetos, D. Blanco, J.I. Prieto, A. Morán</i>	383
Combinación de codigestión anaerobia y procesos físico-químicos para el tratamiento y valorización de deyecciones ganaderas <i>R. Pons, R. Antich, B. Fernández, J. Palatsi, A. Magrí, X. Flotats</i>	387
Las emisiones gaseosas en la explotación porcina: impactos ambientales y tecnologías de tratamiento <i>F.X. Prenafeta-Boldú, N.W.M. Ogink, G. Baquerizo, A. Magrí, M. Viñas, X. Flotats</i>	393
Aprovechamiento integral de estiércol de vacuno mediante co-digestión anaerobia con residuos cítricos: producción de biogás y uso del digerido como fertilizante <i>M.B. Ruiz, F.L. Kaiser, D.P. Andrade, A. Pascual, A. Gronauer</i>	403
Caracterización electroquímica de una biocelda de combustible (MFC) que utiliza purines vacunos para la producción directa de electricidad <i>M. Viñas, J. Gerritse, F.X. Prenafeta-Boldú, X. Flotats</i>	411









## Manure management in North America: present and future trends

Richard Hegg

National Program Leader. CSREES\USDA. Room 3430, Waterfront Centre, 800 9th Street, SW, Washington, DC. 20024, USA.

Contact: rhegg@csrees.usda.gov

### Abstract

Livestock and poultry production in North America will continue to address environmental concerns while still maintaining an economical viable industry. This paper will address some of the current and emerging environmental issues. The current issues are air emissions from livestock buildings, manure storage facilities and land application of waste waters. The air emissions include gases, odors and particulate matter. The emerging issues will be pathogens, pharmaceuticals and hormones (natural or manufactured). Some of the options for the future to address the environmental issues will include: establish stronger polices to encourage responsible growth, expand research by the public and private sector, target the highest priority watersheds for installing manure management practices, provide cost incentives for farmers to install these practices, and have legal requirements that are agreed to by multiple parties. The forces of change will be described and include: concentration of livestock operations, human health concerns, develop new treatment technologies, environmental activism will increase, lawsuits will be initiated against the farmers and environmentalists, and the public perception of agriculture will be more negative.

### Keywords

Environmental issues; Future trends; Manure management; North America.

## INTRODUCTION

Much of this paper is based on a 2006 study conducted by the Farm Foundation<sup>1</sup> of the U.S. This was a North American report. It examined the animal agriculture industry in all three NAFTA countries—Canada, Mexico and the United States. It identified issues that are common to all three countries and areas where there are different concerns and approaches. This report examined the major animal segments of the North American food system—beef, pork, dairy and poultry. The emphasis was on domesticated animals in the food system, not companion animals or minor species raised for recreation or public display. This project was a partnership between Farm Foundation, government agencies, industry groups, other nonprofit organizations and foundations, and the academic community. A diverse Steering Committee provided guidance and direction. Seven working groups headed by academic experts and composed of industry, government and nonprofit leaders did the bulk of the analysis and writing. More than 150 individuals from Canada, Mexico and the United States actively participated in the development of this report. Animal agriculture in North America faces opportunities and challenges in seven basic areas:

- Economics of production, processing and marketing
- Consumer demand
- Global competitiveness and trade
- Food safety and animal health
- Environmental issues
- Community and labor issues
- Animal welfare

---

<sup>1</sup>Farm Foundation is a publicly supported nonprofit organization working to improve the economic health and social well-being of U.S. agriculture, the food system and rural people by helping private and public sector decision makers identify and understand forces that will shape the future. <http://www.farmfoundation.org/>

One of many factors affecting the production of food and fiber is what the customer wants. In many cases the customer wants a safe economical food supply. This influences those who are selling the food to the customer. The fundamental strategy of food retailers (where individuals buy their food) has been to expand market share and increase profits by pressuring the upstream suppliers to tighten margins, reduce costs, and reshape their businesses to meet exacting demands for stocking and shipping goods. This in turn has been a contributing force driving concentration in food manufacturing and processing, and the increasingly closely-linked farm sector, to meet demands for larger-scale suppliers in all regions where the retailers operate. The largest food retailers sell 33.8 percent of all food sales in the U.S (Economic Research Service, USDA, 2004). Wal-Mart sold 51.3 billion dollars of food, followed by the Kroger Company (51.1), Albertson's (35.1) and Safeway Stores, Inc. at 31.5.

The processing of meat has been steadily concentrating into fewer and fewer companies. Since 1980 until 2005 the share of the swine processed by the largest four U.S. firms has gone from 34 to 64 percent, and for beef it has gone from 36 to 80 percent and for broilers (meat poultry) it has gone from 30 to 53 percent (Grain Inspection, Packers and Stockyards Administration, USDA, for hog, steer/heifer and broiler measures; data derived from *Feedstuffs* (annual reference issues) for broilers in 1990-95) (US Bureau of the Census data for 1980-85).

The most striking recent case of concentration occurs in meatpacking, where the four largest firms handle 80% of US steer and heifer slaughter, up from only 36% in 1980.

Concentration in hog slaughter also increased rapidly – the four largest firms handled 64% of all 2003 slaughter, up from 32% in 1985. Poultry processing concentration is lower, but increasing rapidly – the four largest processors handled 53% of all 2005 broiler slaughter, up from 35% in 1985.

## ENVIRONMENTAL ISSUES

Despite improvements in technologies, manure management and new regulations, byproducts from animal agriculture production and processing can still result in negative impacts on the environment. Increasingly, questions arise about air emissions from livestock operations that may contribute to greenhouse gases (GHG) and potentially have human health implications. While new technologies to improve environmental performance and monitor progress will be developed, constraints on resources may limit implementation. Farms, regions or countries that import significant amounts of feed may contribute to surplus nutrients locally increasing the risk of water quality degradation if the nutrients cannot be effectively utilized. In the United States, the revised Concentrated Animal Feeding Operations (CAFO) regulations require phosphorous-based nutrient plans to address this concern. Innovative technologies, such as producing energy from manure, may be needed to economically manage the nutrients in operations with limited land application potential. As rural communities and agriculture change, animal production and other land uses will conflict over water, odor and related off-site impacts of animal production. The public's perception of farmers is changing, and the public may be less tolerant of environmental and nuisance impacts of animal agriculture. The disputes are often complex and closely inter-related with other issues, such as traffic, noise, insects and property values. In the United States, litigation has an increasing role in air and water quality disputes and increases business uncertainty. Litigation is costly, time consuming and creates uncertainty about issues, potential solutions, policies and regulations. Failure to find a workable solution will delay investment and agricultural economic development. Environmental regulations differ across the three North American countries and, to some degree, across states and provinces within countries. State and local governments have become key players in environmental regulation in the United States. Regulatory differences across states may increase, creating additional uncertainty for producers and agribusinesses. Such changes may increase

product prices and may adversely affect the competitiveness of the animal agricultural sector where these disputes occur. These implications appear to be the greatest for the U.S. industry due, in particular, to the prevalence of litigation.

## OPTIONS FOR THE FUTURE

*Strengthen the public-sector role:* Establishing stronger federal, state or provincial policies to encourage responsible growth of the animal industry in locations with less environmental risk is one option. These policies could also create a uniform regulatory playing field across countries, states and provinces that could reduce overall environmental risk. The policy would allow industry to work more easily nationally or across North America. This option could include increasing commitment to implement regulatory and incentive programs, including adequate funding for staff.

*Expand systems research by the public and private sector:* There is a need for more systems-oriented research on the environmental impacts of agriculture. Increased public funding for this type of research would give public- and private-sector leaders better information about the inter-relationships of environmental/ health, social, economic and legal/policy implications of the interface between animal agriculture and the environment. Results could identify solutions for different scales of farming and regional environments that take social/behavioral factors into consideration. There should be an emphasis on performance based solutions to assure accountability. This research should be regional, national and global in scope, future-oriented and anticipatory of emerging challenges, multidisciplinary, including agricultural universities and medical schools, and involve public and private partnerships.

*Target implementation of best management practices to the highest priority water quality concerns:* Past technical, cost-sharing and educational work on nutrient management planning had significant shortcomings in implementation and accountability. Existing programs may not be focused on the most important environmental problems. Small and mid-size farms appear to be important contributors to water quality problems, at least in the United States. Existing programs may not reach these producers because their size exempts them from current regulatory programs. Central elements of this approach are to target efforts to areas and farms with the greatest problems to achieve the most environmental beneficial result.

*Cost Incentives:* This option involves public and private cooperation to explore and foster promising innovative arrangements that measure the costs of the off-farm impacts on neighbors, communities and the environment. Such arrangements could more accurately reflect the societal costs of animal production in prices, providing incentives to firms to better manage manure and animal byproducts. Reflecting the true cost and value of manure and byproducts in prices of products or services might provide an incentive for producers and processors to adopt systems that maximize profits while being environmentally friendly. This option recognizes that environmental stewardship does not depend on technology alone; incentives must exist for producers to adopt practices that protect the environment.

*Legal reform:* In the United States, environmental legal action continues to create uncertainty for animal agriculture. This risk is difficult to manage with traditional risk management tools. Many legal reform proposals have been put forward designed to provide the industry with some certainty that the laws will not change after farmers have invested in new practices. But, generally, these reform efforts fail because they are perceived as taking rights from one group and giving them to another without compensation or required action by the industry. The core of this policy approach is the need for multiple parties—industry, scientists and the public (through government)—to act together. In exchange for the industry's obtaining some protection against complex and costly litigation, the industry supply chain would take specific responsibility for the handling of animal

manure and other environmental impacts using recognized science-based methods. The mutual goal would be to balance society's goals for environmental quality with economic goals, such as jobs and income growth and industry health, in North America.

#### CURRENT HIGH PRIORITY ISSUES

Air emissions from AFOs have traditionally been a local issue, but states and the federal government have become more active in this area. EPA has initiated research through the Air Quality Compliance Agreement of January 21, 2005, which reflects the intent of EPA to address air quality concerns with respect to animal production, with the goal of developing federal emission standards for livestock and poultry. Specifically, the agreement focuses on nitrogen oxides (NO<sub>x</sub>), hydrogen sulfide (H<sub>2</sub>S), volatile organic compounds (VOCs), and particulate matter (PM), which are covered under the Clean Air Act, and which may or may not be released from CAFOs. Twenty eight livestock facilities are now being monitored for air emissions as part of a national study.

A few states are developing air quality regulations. There are industrial air quality standards in some states that limit the emissions of ammonia and hydrogen sulfide. In some cases these standards have been applied to animal facilities.

Odor issues have historically been addressed through local zoning and setback ordinances directing facility siting decisions. Most state regulatory discussions regarding air emissions from animal agriculture have focused on odor concerns. Air quality issues associated with AFOs are nuisance concerns, and there is increasing focus on potential health-related concerns. Minimal research data exists on these issues, particularly measurement of health impacts. Odors are generated in livestock housing and cannot be contained within the structures. Manure is present, even in systems with external manure storage. Odorous compounds tend to be carried on dust particles. Odor chemistry is complex and poorly understood. The challenge is complicated by the fact that individuals perceive odors differently. Studies suggest that humans have physiological responses to odor exposure (Schiffman *et al.*, 1995; Thu *et al.*, 1997; Wing and Wolf, 2000). In none of these studies was odor measured and correlated to incidence of adverse health effects.

Ruminant livestock (dairy and beef cattle) is estimated to produce 250 liters to 500 liters of methane per day, potentially accounting for an estimated 2 percent of the global warming worldwide that may occur in the next 50 to 100 years (USDA-ERS, 2005). Canadian animal agriculture contributes about 6 percent of total GHG emissions, excluding fossil fuels. In the United States, animal agriculture contributes 17 percent of total GHG emissions (Johnson and Johnson, 1995). GHG emissions from farm animals have increased during the last decades due to the overall increase in the number of livestock and the relatively low rate of adoption to technology to reduce emissions. GHG credits can be sold by producers who have digesters by burning the methane (high GHG value) resulting in carbon dioxide (lower GHG value).

There is increasing concern in the scientific community about bioaerosols, which are tiny airborne particles that contain microorganisms (viruses, bacteria, protozoa and fungi) or their byproducts (e.g., microbial toxins). Pathogens capable of causing human or animal disease and microbial toxins may become aerosolized by such practices as land application of animal biosolids, livestock wastewater spray irrigation, livestock wastewater injection or animal pen scraping. Other sources of bioaerosols include exhausted air from livestock confinement buildings, high winds that carry bioaerosols from open livestock wastewater systems and dust blown from outdoor livestock pens. Little research has been done regarding bioaerosols generated by livestock management practices (USDA-ARS, 2004).

## EMERGING ISSUES

Looking ahead, the scientific community has identified a series of issues that may be linked to animal manure and the environment. Current knowledge about these potential threats is incomplete. However, these are issues that will receive more and more attention. Pathogens and pharmaceutically active compounds (PACs) in manure, bio-solids and other byproducts are emerging environmental issues (USDA-ARS, 2004). They can be transmitted to other animals and humans through food supplies, water and possibly air. Animals can also be infected from vectors, such as birds, rodents or insects. Additional research is needed on the seriousness of health effects on and off the farm, and knowledge about pathogen survival in manure collection, storage, treatment and application systems. Certain foodborne and waterborne microorganisms are of particular public health concern. Pathogens targeted as highest priority are: *Salmonella* species; *Campylobacter jejuni/coli*, *Escherichia coli* O157:H7 and other related strains; the parasite *Cryptosporidium parvum*; and enteroviruses. The most significant manure-borne pathogens are the one-celled parasites *Cryptosporidium parvum* and *Giardia duodenalis*, and the bacteria *Salmonella*, *Campylobacter*, *Escherichia coli* and *Listeria monocytogenes*. PACs, such as hormones and antibiotics, may be present in manure and can be transferred to the environment. Pathogens in livestock and poultry can become resistant to antimicrobial agents. Monitoring by the National Antimicrobial Resistance Monitoring System (NARMS) has not provided a clear picture of the impact of antimicrobial agents on antibiotic resistance in U.S. animal agriculture (FDA/USDA/CDC, 1998). Changes in microbial resistance patterns vary by animal species and the bacterial and antimicrobial agents monitored (USDA-ARS, 1998). Manure-borne antibiotics and antibiotic-resistant bacteria may influence indigenous bacterial populations in soil and water. Naturally excreted hormones and some drugs can interfere with the endocrine systems of humans and wildlife. However, the potential health effects are not clearly understood because these chemicals occur in the environment and function at very low doses. Those pathogenic bacterial populations that have acquired antibiotic-resistant genes are a human and animal health problem, as conventional antibiotic treatment of some infections is no longer effective. Research is needed on PACs movement in air and water and fate in environmental conditions (e.g. temperature, moisture, etc.). If environmental risks are found, research needs to focus on development of treatment strategies and on-farm best management practices (BMPs).

## FORCES OF CHANGES AND THEIR IMPLICATIONS

Eight major forces of change are affecting environmental issues related to animal agriculture in North America. Each will have important implications for the industry during the next decade.

### 1. Concentration and Specialization

Economic forces will continue to consolidate animal agriculture. The poultry and livestock industry taking advantage of the economic comparative advantage of a particular region will continue to expand. These regional clusters form around economic advantages, such as climate, processors, transportation access and costs; infrastructure, such as feed mills, professionals, and labor; and proximity to inputs. Increasingly, a region's acceptance of animal agriculture is a key factor in where to expand. Expansion in areas with existing nutrient surpluses may exacerbate water quality and possibly other environmental concerns. The requirement of phosphorous-based nutrient plans will reduce the risk to surface water and will increase the cost of nutrient management in some animal-dense regions. Table 1 shows the changes in the percent of farms producing beef, dairy, swine or poultry from 1920 to 2002 for the U.S. and Canada.

**Table 1.** Animal production on farms: Canada and the United States.

Country	Year	Number of farms	Percent of farms producing:			
			Beef	Dairy	Swine	Chicken
United States	2002	2,128,982	37.4%	4.3%	3.7%	1.5%
	1974	2,314,013	44.3%	17.4%	20.3%	1.5%
	1920	6,118,956	29.7%	74.6%	79.3%	--
Canada	2001	230,540	52.9%	9.5%	6.7%	11.5%
	1971	258,716	96.1%	56.2%	47.3%	46.2%
	1921	711,090	84.2%	63.4%	82.4%	--

Source: U.S.: Census of Agriculture; Census of Agriculture, Statistics.

Canada: Recensement de l'Agriculture, Statistique Canada.

## 2. Uncertainty about Human Health Connections

As in many other environmental and public health issues, technology for detecting contaminants in the environment outpaces the ability to understand the human health implications of these new data. There are traditional concerns, such as illnesses from waterborne pathogens or insects resulting from improperly managed manure. There are also emerging concerns over possible effects of endocrine disruptors, antibiotic resistance and air emissions from animal facilities. In the United States, EPA is researching emissions from confined animal feeding operations (CAFOs), the transport and fate of pharmaceuticals.

## 3. Advances in Animal Operation Technologies

New and improved technologies have historically generated tools to mitigate environmental problems in the animal agriculture industry. New treatments for manure can help to reduce the loss of nutrients to the environment. Animal-feeding strategies have been developed to reduce nutrient excretions, emissions and odor from manure. Attention is being turned toward economically viable uses for manure that reduce the environmental impact. New methods have learning and adjustment costs, as well as some risks. Without a focused strategy for implementing new technologies, adoption may be slow.

## 4. Environmental Activism and Information Technologies

In the United States, advances in information technologies have allowed neighbors of proposed CAFOs to communicate effectively. Traditional, trusted sources of information, such as local or state universities and news media, are challenged as access to information increases. The Internet allows local groups to communicate, obtain information about issues and legal or political strategies, form alliances with groups across longer distances, and select their own "facts" to use in discussions and debates. This is likely to add to the challenges of public policy decision-making and increase the potential for decision-making gridlock and delay. In Canada, there has been ongoing collaboration among governments, environmental nongovernmental organizations and industry stakeholders to proactively address environmental pressures associated with agricultural production, and to develop, in a transparent way, solutions that address the respective needs and expectations of producers, the conservation community and consumers.

## 5. Legal Action

Legal action is a common strategy to settle disputes in the United States, but much less so in Canada and Mexico. Neighbors or environmental groups may continue to use legal action as a strategy to force implementation of regulations, or to have rules changed to reflect new science or changing public values. These problems may impact the size and number of animal operations, as small and mid-size farms may not have the resources to challenge lawsuits. If other means of mediating conflicts are not crafted and implemented, the costs and uncertainty related to legal action as a strategy to affect environmental policy may impact the competitiveness of regions within the United States.

## 6. Changing Perception of Agriculture

Farmers are traditionally viewed as good environmental stewards of the land and the environment, and enjoy a large amount of good will among the public. However, in the case of animal agriculture, this support appears to be declining. The public may be less tolerant of environmental and nuisance impacts of animal agriculture. Public support may be directed to specific segments of agriculture, depending on what the neighbors and the public know about that particular sector.

## 7. Changing Measurement Technologies

It is difficult to attribute specific efforts of farms implementing Best Management Practices (BMPs) to environmental outcomes. Measurement challenges include time delays, influences of weather, and difficulties measuring and monitoring smaller and diffuse sources of pollution. Biological source tracking has been proposed as a method to determine not only the species (e.g., human, bird, cattle, swine), but also pinpoint the specific flock, herd or community causing the contamination.

## 8. Resource Constraints

Resource constraints have for some time been a limit in conservation and environmental programs affecting animal agriculture. These resources include people and funds for cost sharing, research, technology development and technical assistance/education.

### TREATMENT TECHNOLOGIES

Efforts to identify and implement “Environmentally Superior Technologies” (EST) onto swine farms in North Carolina were initiated in 2000 by the Attorney General of North Carolina through agreements with Smithfield Foods (SF) and Premium Standard Farms (PSF). A third and related agreement was established with Frontline Farmers in 2002. This report (Development of Environmentally Superior Technologies, 2006) documents the “Technology Determinations” as described in the Agreements: a written determination by the Agreements’ Designee that contains findings relative to a technology or combination of technologies as an EST.

Candidate technologies studied in North Carolina included a covered in-ground anaerobic digester with biological trickling filters and greenhouse vegetable production system, a sequencing batch reactor system, two belt manure removal systems, several solids separation systems, a constructed wetland system, a reciprocating wetland system, an upflow biological aerated filter system, a gasification system, a fluidized bed combustion system, an insect biomass conversion system, mesophilic and thermophilic anaerobic digesters, a water reuse system, permeable lagoon covers with aerobic blanket system, a nitrification and denitrification soluble phosphorus removal system, a centralized composting system, and a closed loop chemical treatment system. Of the 18 technologies studied 5 showed technical feasibility (3 were treating just the solids and 2 used the liquids and solids). When the economic analysis was done none of the technologies matched the current lagoon spray field technology that is in common use for swine production in the mild climate of North Carolina.

Analyses and review of economic data compiled for all candidate EST showed the projected additional annualized (10 years) costs of retrofitting existing lagoon spray field farms with EST for a complete treatment system (liquid and solids treatment) ranges between approximately \$90 to over \$400 per 1,000 lbs. steady state live weight per year. This compares to a predicted approximate cost of \$85 per 1,000 lbs. steady state live weight per year for constructing a permitted lagoon spray field system in North Carolina in 2004. The economic analysis also showed that adopting candidate EST may result in annual reductions in the North Carolina inventory of pork. In addition, the study concluded that sources of financial support, including cost share programs to help finance the additional costs may be available in the future, with the most promising opportunities for

technologies that generate energy; however, no significant sources of such support are currently available.

## CONCLUSIONS

Manure management will continue to be a major issue facing the animal industry. There will be a continuing demand for meat and animal products in the U.S. and around the world. The concentration of animal production facilities will continue with fewer small operations and more large operations. The public will demand better environmental management of the manure resulting in more state and federal laws. These laws will not only be to meet water quality standards but also for air quality. In order to meet these standards there will be more treatment technologies developed and implemented. This will require some cost assistance for the producer to invest in these technologies. Some of the new environmental challenges that will emerge will include the fate of pharmaceuticals, hormones (natural and manufactured) and pathogens.

## REFERENCES

- Development of Environmentally Superior Technologies (2006). *Technology Determinations per Agreements between the Attorney General of North Carolina and Smithfield Foods, Premium Standard Farms, and Frontline Farmers*. Phase 3 Report.  
Internet: [http://www.cals.ncsu.edu/waste\\_mgt/smithfield/projects/phase3report06/phase3report.htm](http://www.cals.ncsu.edu/waste_mgt/smithfield/projects/phase3report06/phase3report.htm).
- Farm Foundation (2006). *The future of Animal Agriculture in North America*. Farm Foundation. Oak Brook, IL, USA.
- Grain Inspection, Packers and Stockyards Administration, USDA, for hog, steer/heifer and broiler measures; data derived from *Feedstuffs* (annual reference issues) for broilers in 1990-95. Internet: [www.census.gov](http://www.census.gov).
- Johnson, K.A., Johnson, D.E. (1995). Methane emissions from cattle. *Journal of Animal Science*, **73**(8), 2483-2492.
- Schiffman, S.S., Sattely-Miller, E.A., Suggs, M.S., Graham, B.G. (1995). The effect of environmental odors emanating from commercial swine operations on the mood of nearby residents. *Brain Research Bulletin*, **37**(4), 369-375.
- Thu, K., Donham, K., Ziegenhorn, R., Reynolds, S., Thorne, P.S., Subramanian, P., Whiten, P., Stookesberry, J. (1997). A control study of the physical and mental health of residents living near a large-scale swine operation. *Journal of Agricultural Safety and Health*, **3**(1), 13-26.
- US Bureau of the Census data (annual reference issues) for 1980-85. Internet: [www.census.gov](http://www.census.gov).
- USDA-ARS (1998). *Salmonella & Campylobacter*. 1998 Report. Department of Agriculture - Agricultural Research Service.
- USDA-ARS (2004). *Manure and Byproduct Utilization*. U.S. Department of Agriculture - Agricultural Research Service.
- USDA-ERS (2004). *Food Retailing in America*. U.S. Department of Agriculture - Economic Research Service.
- USDA-ERS (2005). *Managing Manure to Improve Air and Water Quality*. U.S. Department of Agriculture - Economic Research Service. Economic Research Report.
- Wing, S., Wolf, S. (2000). Intensive livestock operations, health, and quality of life among eastern North Carolina residents. *Environmental Health Perspectives*, **108**(3), 233-238.



*Sesión 1. Ganadería y medio ambiente*



## El sector ganadero: competitividad y medio ambiente

Daniel Babot\*, Sheila Abella

Departament de Producció Animal. Universitat de Lleida. Av. Rovira Roure, 191. 25198 - Lleida.

\* Autor de contacto: dbabot@prodan.udl.cat

### Resumen

El sector ganadero ha crecido de forma importante en los últimos años en la mayoría de regiones del mundo, y en especial en el continente asiático y en Europa. El crecimiento en España ha sido especialmente importante en la especie porcina. El sistema de producción más utilizado se basa en el uso de alimentos compuestos concentrados y en sistemas de manejo de alta productividad. Estos sistemas son altamente demandantes de recursos (materias primas para piensos, agua, energía, etc.). Estos sistemas también conllevan la concentración de la producción con la consiguiente concentración de deyecciones y gases producidos. Es necesaria una concienciación del sector para que implemente técnicas más eficientes y respetuosas con el medio ambiente.

### Palabras clave

Alimentación; Porcino; Purines.

## INTRODUCCIÓN

El crecimiento continuado de la población humana y de su poder adquisitivo puede generar y justificar las fuerzas promotoras del rápido crecimiento de la producción animal industrializada, entre las que destaca la producción porcina. La industria ganadera mundial, europea y española se ha venido desarrollando a una tasa acelerada en las últimas décadas. Este crecimiento ha permitido aumentar la producción de carne mundial en un 5-6% anual desde el año 1960. España ha contribuido de forma activa al crecimiento de la producción animal mundial, especialmente con su aportación del sector porcino y avícola. En la Figura 1 puede verse la expansión continuada del sector porcino español en contraste con el desarrollo de otros sectores ganaderos.

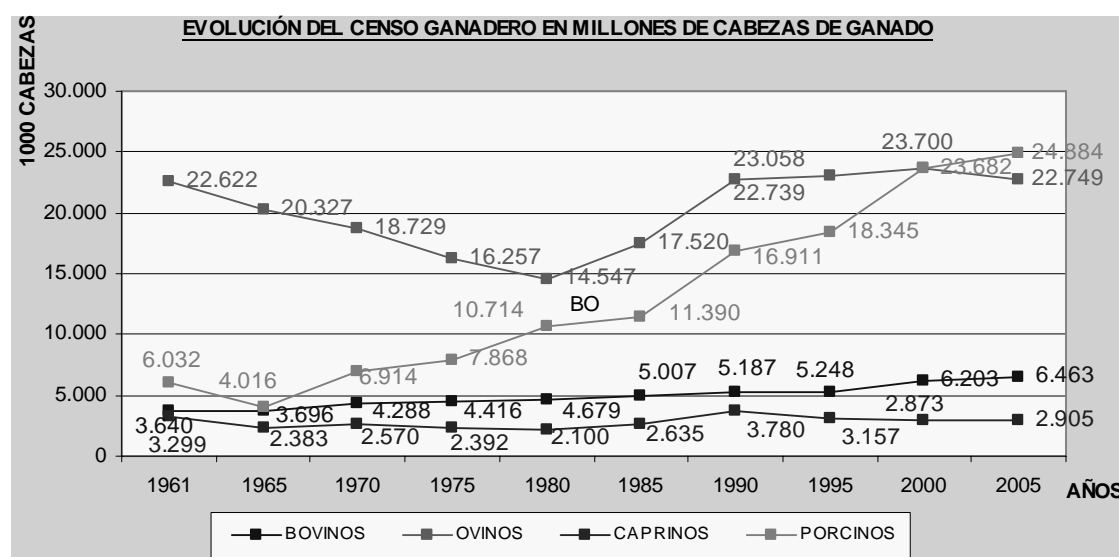


Figura 1. Evolución del censo ganadero en España entre 1961 y 2005 (FAOSTAT, 2008).

La aportación de la producción de aves y cerdos a la producción total de carne es especialmente importante en el mundo, Europa y España. En el sistema mayoritario de producción avícola y porcina actual el proceso requiere la transformación de piensos de alta calidad nutritiva y energética para producir productos animales de alto valor añadido. Así, cada vez se ha requerido un uso mayor de recursos alimenticios competitivos que podrían ser utilizados directamente para el consumo

humano. Esto ha generado un continuo debate de aspectos éticos tales como la competencia del mercado de los alimentos, la eficiencia de su transformación en productos animales y también acerca del impacto que la producción animal intensiva tiene sobre el medio ambiente en que se desarrolla (de Haan *et al.*, 1996). Además, el rápido proceso de globalización de los recursos alimenticios, mediante intercambios directos o transacciones internacionales, permite la movilización de grandes volúmenes de cereales y leguminosas de un área del mundo a otra. Esto está generando que en algunas zonas existan grandes pérdidas de elementos nutritivos y recursos naturales del suelo agrícola y en cambio en otras exista un exceso de algunos elementos nutritivos eliminados en las excretas de los animales consumidores, que a menudo se transforman en problemas serios de contaminación ambiental (Jongbloed *et al.*, 1998; Schiffman, 1998; Miner, 1999), si la producción animal no está ligada a la tierra. En este nuevo enfoque de la producción animal es necesario plantear el uso de racional recursos necesarios desde una óptica general para dar una utilidad social a la producción animal y para que sea entendida como tal.

### El sector porcino mundial

En el contexto mundial el sector porcino tiene gran importancia, aportando el 39% de la producción de carne (FAOSTAT, 2008). Así, en 2005, el tamaño de la población de cerdos mundial se situaba cerca de los 1332 millones de cabezas, con un crecimiento respecto a 2000 cercano al 15%. Como puede verse en la Tabla 1 la distribución de animales en los diferentes países y zonas del mundo es heterogénea. Así, en términos de censo, Asia (60%) es el continente más importante, seguido de Europa (21%), América (2%) y Oceanía (1%). La distribución de animales por países ha variado sensiblemente desde 1960, puede verse como en 1961 Asia y Europa representaban cada una de ellas alrededor del 34% del censo, en 1990 el continente asiático ya representa el 54% y Europa retrocede al 28%. Como se ha visto antes esta diferencia aun es mayor en el año 2005, indicando la importancia estratégica que puede tener en un futuro la producción porcina en las regiones asiáticas.

**Tabla 1.** Censo mundial de ganado porcino (miles de cabezas), distribución y evolución (FAOSTAT, 2008).

Ámbito geográfico	1961	1970	1980	1990	2000	2005	2005/2000	2005/1961
África	3836	5613	7485	12385	14582	16399	12,5	327,6
América	113460	127176	157931	142583	187265	206332	10,2	81,9
América del norte	89560	97405	111154	100116	117791	129240	9,7	44,3
América latina y Caribe	23899	29771	46777	42467	69474	77091	11,0	222,6
Asia	128420	233357	347302	502440	653950	814759	24,6	534,4
Europa	126984	165892	237607	257372	297201	286826	-3,5	125,9
Oceanía	3668	5185	5689	7042	7649	8230	7,6	124,4
Mundo	376367	537223	756014	921822	1160646	1332547	14,8	254,1
Unión Europea 27	108909	142188	203064	222352	251068	246474	-1,8	126,3

El sector porcino europeo, con el 21% del censo, contribuye decisivamente al total mundial. A finales de la década de los 90 en los 15 países de la Unión Europea (UE-15) se censaron alrededor de 125 millones de cabezas de ganado porcino (Tabla 2). Los seis países con más censo de animales eran Alemania (20%), España (17%), Francia (13%), Holanda (11%), Dinamarca (10%) y Italia (7%).

La incorporación de los países del este para configurar la Unión europea de los 27 (UE-27) presenta un nuevo marco en el sector porcino. Así, en 2005, los seis países con más número de animales son Alemania (20%), España (16%), Francia (10%), Dinamarca (9%), Polonia (9%) y Holanda (6%). Es necesario destacar el peso relativo de Polonia y el retroceso importante de Holanda.

**Tabla 2.** Censo de ganado porcino (miles de cabezas) en la Unión Europea (UE) entre 1961 y 2005 (FAOSTAT, 2008).

País	1961	1970	1980	1990	2000	2005	Crecimiento 2005/1961	Crecimiento 2005/2000
Alemania	29823	38120	50840	49141	43244	48252	61,8	11,6
Austria	3105	3674	4880	5305	5303	5324	71,5	0,4
Bélgica	0	0	0	0	11116	10903		-1,9
Bulgaria	2005	2202	4451	5503	3300	946	-52,8	-71,3
Chipre	23	173	208	418	644	673	2797,6	4,5
Dinamarca	9755	11497	14572	16425	20959	22109	126,6	5,5
Eslovaquia	0	0	0	0	2238	1516		-32,2
Eslovenia	0	0	0	0	730	858		17,6
España	2678	6024	15808	23658	35501	38705	1345,2	9,0
Estonia	0	0	0	0	419	483		15,3
Finlandia	783	1479	2311	2364	2052	2403	206,7	17,1
Francia	12836	15703	20465	21304	26903	25115	95,7	-6,6
Grecia	510	969	2166	2581	2222	1994	291,3	-10,2
Hungría	5236	5432	9885	10797	6328	5432	3,7	-14,2
Irlanda	1564	2085	2385	2375	3151	2647	69,3	-16,0
Italia	3901	6383	10285	12134	12921	13010	233,5	0,7
Letonia	0	0	0	0	410	500		21,9
Lituania	0	0	0	0	968	1353		39,8
Luxemburgo	0	0	0	0	180	113		-37,1
Malta	30	59	0	107	121	108	258,4	-10,7
Países Bajos	4706	8468	13239	19941	18564	14377	205,5	-22,6
Polonia	13505	14703	19503	19958	22658	22526	66,8	-0,6
Portugal	1099	1497	2290	3550	5069	5139	367,4	1,4
Reino Unido	10742	14403	14624	13877	12695	9173	-14,6	-27,7
República Checa	0	0	0	0	4363	4278		-2,0
Rumania	3628	6000	11000	9313	5759	5376	48,2	-6,6
Suecia	2979	3317	4153	3602	3251	3160	6,1	-2,8
Unión Europea 27	108909	142188	203064	222352	251068	246474	126,3	-1,8

## El sector porcino en España

### Estructura del sector

De forma similar a lo que ha sucedido con el sector porcino mundial y europeo, el sector porcino español ha crecido de forma importante en los últimos 30-40 años. En la Tabla 3 puede verse un crecimiento total del 187% entre 1975 y 2005 y un crecimiento del 12% en los últimos 5 años. Las regiones con mayor censo de porcino son Cataluña (26%) Aragón (18%) y Castilla-León (14%), que suman más del 50% del censo total de España. En Cataluña el censo total creció hasta el año 1999-2000, a partir de los cuales se ha estabilizado. La distribución de los animales se concentra en la zona centro, entorno al llamado eje transversal que une Lleida y Girona.

**Tabla 3.** Análisis regional de la serie histórica del censo porcino a España en 2005 (MAPA, 2008).

	Año 1975	Año 1980	Año 1985	Año 1990	Año 1995	Año 2000	Año 2005	Variación 2005/2000	Variación 2005/1975
Galicia	1114111	1430893	1279801	979935	981315	988490	847991	-14	-24
Aragón	625748	1101801	1353089	1910838	2751214	3525787	4508756	28	621
Cataluña	2119608	2862748	3245352	4465069	5356192	5885216	6314101	7	198
Castilla y León	1155934	1520326	1647946	2547133	2597414	3099663	3577256	15	209
Castilla la Mancha	469408	607919	618439	898825	1038825	1293212	1557902	20	232
Valenciana	427280	551629	660029	814877	1053109	1120058	1227404	10	187
Región de Murcia	691383	965297	768680	985174	1474262	1688299	2055883	22	197
Extremadura	403470	374365	403954	909229	696669	1342982	1682492	25	317
Andalucía	898908	951396	886471	1688855	1888379	2367737	2220807	-6	147
Resto de CCAA	1870542	896467	1096263	801692	814583	837864	891430	6	-52
TOTAL	8662281	11262841	11960024	16001627	18651962	22149308	24884022	12	187

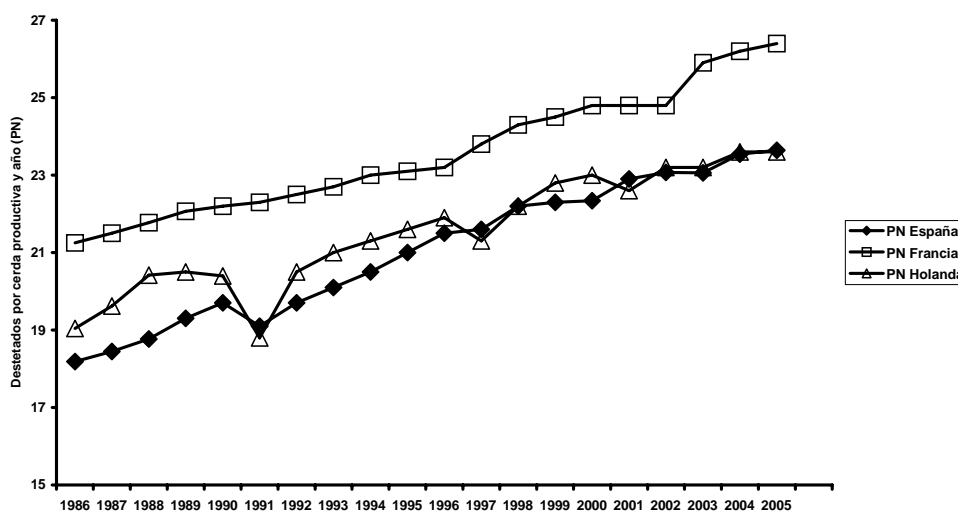
*Productividad y eficiencia*

La productividad del sector debe analizarse desde la óptica técnica y económica para aportar información referente a la competitividad del sector. El índice de rendimiento técnico más utilizado es la productividad numérica calculada como número de lechones destetados por cerda y año. La Tabla 4 muestra los valores medios registrados en las explotaciones españolas adheridas al BDporc en el 2005 para la productividad numérica y algunas variables reproductivas implicadas, junto con los obtenidos en otros programas europeos. Se aprecia que la productividad media de España se sitúa en valores comparables e incluso superiores a los de otros países, si bien esta superioridad radica en cierto modo en el menor intervalo entre partos consecuencia de las lactaciones considerablemente inferiores al resto de países europeos. En lo que respecta a la prolificidad, España se sitúa, junto con Alemania e Italia, entre los países con un menor número de lechones nacidos vivos por camada, siendo Dinamarca y Francia los países con mayor prolificidad.

**Tabla 4.** Datos de rendimiento reproductivo en el año 2005 (\* datos del año 2002) de las cerdas en diferentes países europeos: Alemania (A), Dinamarca (D), España (E), Francia (F), Holanda (H); Italia (I), Reino Unido (RU) y Suecia (S).

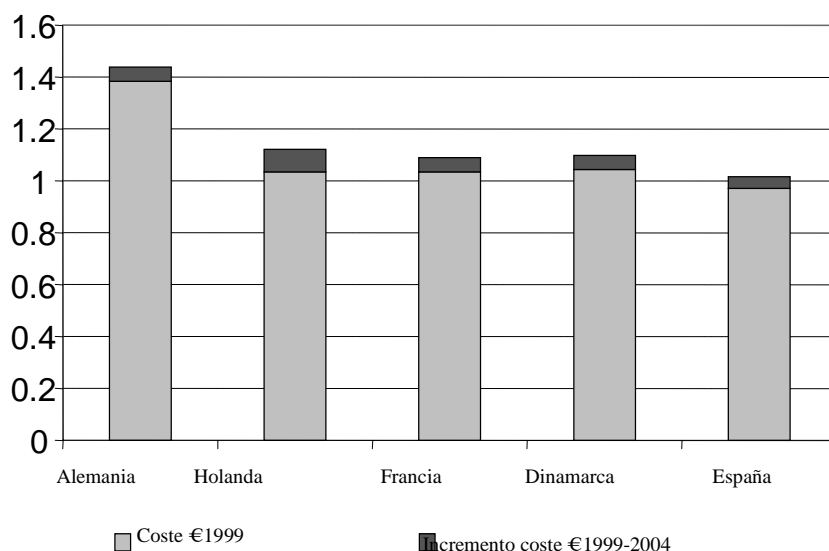
	A*	D	E	F	H	I*	RU*	S
Destetados/cerda/año	20,3	24,3	22,5	26,4	23,6	19,9	21,1	22,7
Nacidos vivos por camada	10,6	13,2	10,8	12,6	11,7	10,2	10,9	12,2
Destetados/camada	9,07	11,3	9,4	10,8	10,1	9,1	9,7	10,3
Duración lactación	27	31,4	24	25	-	27	25	34,1
Intervalo entre partos (días)	165,1	163	152	149	158	166	168,2	158,2
Intervalo destete fecundación (días)		17,5	13,3	8,7				10,1

En la Figura 2 se refleja la evolución de la productividad en España junto con la de Francia y Holanda. Puede observarse que hace dos décadas (1986) la productividad en España (18,2) era ligeramente inferior a la de Holanda (19,1) y notablemente inferior a la francesa (21,3). Dicha PN en las explotaciones españolas se ha mantenido a lo largo de los últimos 20 años relativamente próxima a la de Holanda, mientras que las explotaciones francesas destacan por su mayor productividad en todo el periodo, alcanzando en el año 2005 un promedio de 26,4 lechones destetados por cerda y año. En la actualidad la diferencia en productividad entre las explotaciones españolas u holandesas y las explotaciones francesas está próxima a los dos lechones destetados por cerda y año, valor nada despreciable si se tiene en cuenta la repercusión que ello puede tener sobre la producción total de lechones de un país.



**Figura 2.** Evolución del número de lechones destetados por cerda y año (PN) en España, Francia y Holanda entre 1986 y 2005 (BDporc, 2008).

En la Figura 3 puede verse como hasta el 2004 los costes de producción en España se situaban en una posición moderada en relación a los de otros países europeos como Alemania, Holanda, Francia y Dinamarca. En todo caso, entre 2002 y 2004 existió un crecimiento moderado de los costes de producción que afectó a todas las granjas con independencia de su nivel de productividad. Esta situación puede cambiar de forma importante con la variación en los costes de la alimentación animal derivados del incremento del precio de las materias primas. Por tanto, los sistemas de producción animal deberán afrontar el nuevo reto que supone la competencia por materias primas (cereales, soja, etc.) en el mercado internacional.

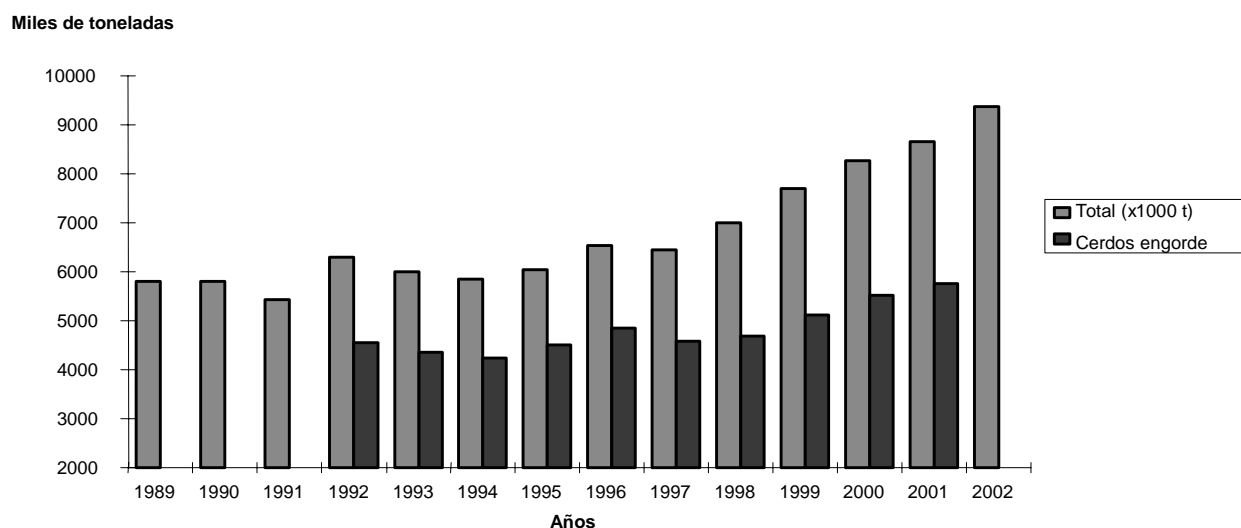


**Figura 3.** Evolución de los costes de producción para granjas de engorde en las condiciones de España (LEI, 2001).

## DISPONIBILIDAD Y USO DE RECURSOS

### Alimento

En la actualidad la alimentación de los animales en producción intensiva (cerdos, aves, etc.) se basa en el uso de piensos compuestos, lo que explica el crecimiento sostenido de la producción de este tipo de alimentos (Figura 4). En la mayoría de casos la formulación de dietas para porcino se basa en el uso de cereales.



**Figura 4.** Evolución de la producción de piensos compuestos para cerdos en España (total y cerdos engorde) (FEFAC, 2003).

En la medida en que la producción animal “intensiva” incrementa su importancia relativa se hace más frecuente el escenario de una producción animal desligada del factor tierra o superficie agraria. En este nuevo escenario no hay que olvidar que la principal fuente de alimentos para la producción animal recae en la producción agrícola y que esta depende de la superficie disponible. Los 27 países de la Unión Europea ocupan alrededor de 433 millones de hectáreas de superficie, de las cuales alrededor de 197 son superficie agrícola y el 26% de estas últimas son superficie arable. En los últimos años existe una tendencia generalizada a la disminución de la SAU en todos los países. En los últimos 40 años (1965-2005) la pérdida de SAU en Portugal, Italia, Polonia, Dinamarca y España ha sido del 37, 33, 20, 17, y 10% respectivamente. En este mismo periodo la superficie dedicada al cultivo de cereales en EU-27 se ha reducido en un 6.6 %. Siendo esta reducción importante en Portugal (-79%), Holanda (-56%) y Italia (-34%). En España en estos 40 años la reducción de la superficie de cultivo de cereales se sitúa entorno al 7%. Por supuesto que, aun y con la reducción de superficie destinada al cereal, la producción de cereal se ha incrementado de forma sostenida en la mayoría de países de la UE-27.

Un estudio reciente presentado por Teira *et al.* (2008) muestra con claridad la insuficiencia en la producción de cereales de España y el grado de dependencia de la importación de estas materias primas u otras similares (Figura 5). De los datos de la figura se desprende que en España se necesita importar entre un 20 y un 30% de los cereales consumidos para abastecer la demanda. Este grado de desabastecimiento de cereales condiciona y debilita los sectores que dependen de ellos, entre ellos la ganadería. Además hay que tener presente que la producción de cereales depende de la superficie cultivada y del rendimiento del cultivo, que a su vez depende de la climatología.

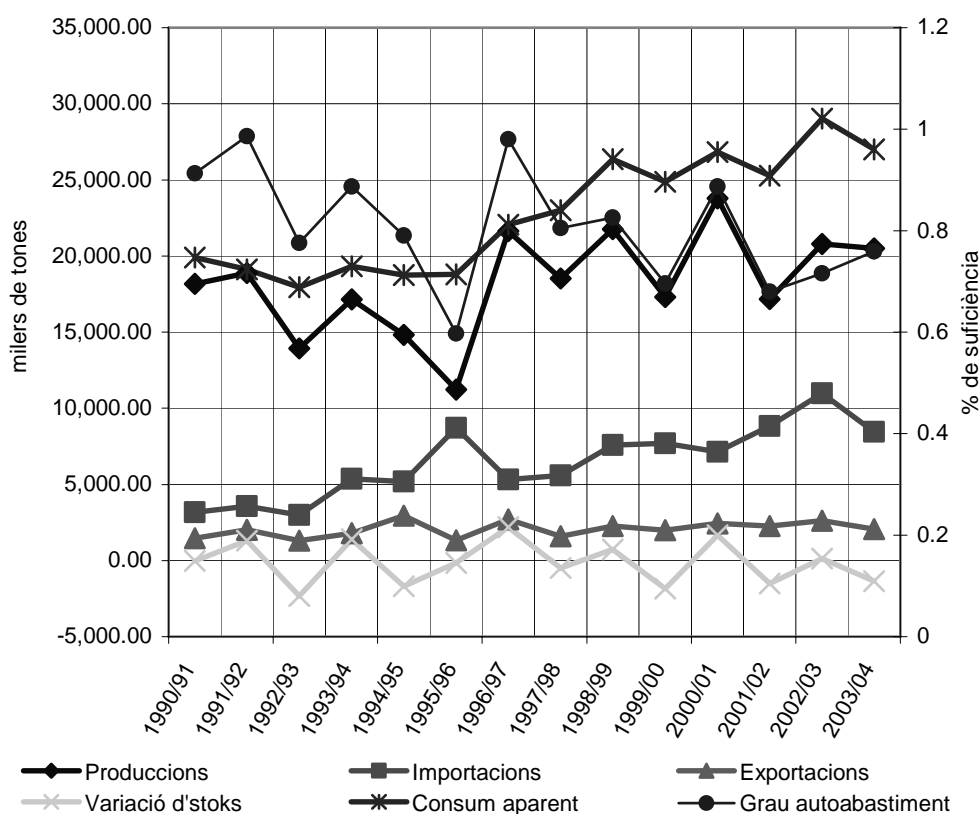


Figura 5. Evolución del balance entre producción y consumo de cereales en España (Teira *et al.*, 2008).

### Agua

El agua es también un bien escaso, imprescindible para la vida de los animales. En base a datos de campo, Froese y Small (2001) evalúan las necesidades de agua de una explotación porcina en ciclo cerrado de 100 cerdas para las condiciones de Canadá, así pueden estimarse unas necesidades promedio cercanas a los 100 litros de agua por día y cerda en ciclo cerrado. La producción animal, y



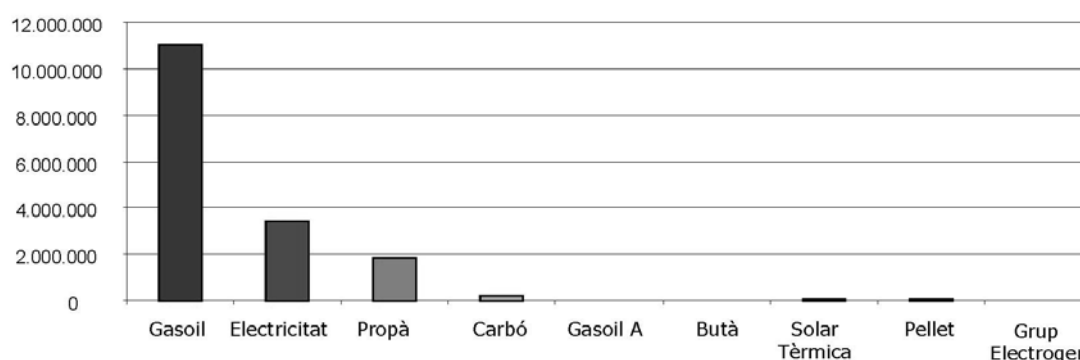
en particular el sector porcino, no suponen una gran demanda de agua de forma directa (utilizada en la producción, animales y granja), pero sí que están implicados en el uso global del agua, en la medida en que dependen de la producción agrícola. La agricultura es el principal sector en el uso de agua en la mayoría de países del mundo. En España se estima un uso anual de 24 a 25 Hm<sup>3</sup> para el riego de campos, lo que representa entre el 70 y 80% del total de agua disponible. Por comunidades, son Andalucía (24%), Aragón (13%), Castilla-León (14%), Castilla-La Mancha (11%) y Cataluña (8%) las que tienen una mayor demanda de agua para uso agrícola según datos del Instituto Nacional de Estadística. Las precipitaciones en España se caracterizan por su alta variabilidad espacial y temporal. En cuanto a la variabilidad espacial, si el valor medio anual de unos 700 mm/año, 1.600 mm caen en el norte y menos de 300 mm en amplias áreas del sureste peninsular y de las Islas Canarias. Ello condiciona distintos grados de vulnerabilidad regional a la sequía.

## Energía

Finalmente, también es necesario considerar la energía como recurso básico y necesario para la producción porcina intensiva. La incorporación de tecnología y la necesidad de mayor estado de bienestar para los animales, explican en gran medida las necesidades energéticas de las granjas de cerdos. En BREF (2003) pueden consultarse los valores aproximados referentes a las necesidades de energía presentados para las condiciones del Reino Unido. Hay que lamentar el no disponer de estudios específicos con relación al uso de energía en las granjas porcinas españolas o de Cataluña. Sólo se dispone de datos orientativos obtenidos en un estudio realizado con una muestra pequeña de granjas de la zona de Lleida (Babot *et al.*, 2000; datos no publicados). En este estudio se aproxima un consumo medio anual de 23 kWh/plaza de engorde y de 349 kWh/cerda en granjas de ciclo cerrado. Una vez más se pone de manifiesto la necesidad de realizar estudios que permitan conocer con mayor precisión el uso de recursos primarios en las granjas de porcino. En la UE y para el año 2002 el consumo de energía final por sectores se repartió de la siguiente forma (UNED, 2006):

- 40,3% para usos residenciales y comerciales.
- 31,3% en el transporte.
- 28,4% en la industria.

En España, el consumo de energía final en 2004 fue de 104434 Kilotoneladas Equivalentes de Petróleo (KTEP), lo que supone un incremento del 3.6% respecto al año 2003. Destaca la energía procedente de los productos petrolíferos 59% y el bajo valor de las energías renovables (3,6%). Según los datos presentados por el Ministerio de Industria, Turismo y Comercio (MITYC) el grado de autoabastecimiento energético en 2004 era tan solo del 23,3 %. En Cataluña, la situación es similar a la del resto de España. El consumo estimado por el *Departament d'Indústria, Comerç i Turisme de la Generalitat de Catalunya* para 2005 fue de 15200 KTEP, con unas previsiones de crecimiento anual de entre un 1% y un 2%. En la Figura 6 puede verse como el gasoil es la fuente de energía más utilizada en las explotaciones porcinas.



**Figura 6.** Distribución del consumo de energía en las explotaciones porcinas de Cataluña (kWh/año).

## PRODUCTOS, SUBPRODUCTOS Y/O RESIDUOS

La actividad ganadera, y en particular la producción porcina, conduce a la obtención de un producto principal que es la carne. En este sentido, ya se ha puesto de manifiesto con anterioridad la importancia cuantitativa del sector porcino en el contexto mundial, europeo, español y catalán. Por otro lado, hay que resaltar también el valor cualitativo de la carne porcina, que hace que sea una de las carnes más consumidas en la mayoría de países (oscilando entre 25 y 75 kg/habitante y año en los diferentes países de la UE-15 (FAOSTAT, 2008). Como en cualquier otra actividad, la producción de carne porcina lleva asociada también la producción de cantidades variables de otros productos menos interesantes (subproductos) y también de productos residuales, que si no son gestionados adecuadamente pueden representar un riesgo medioambiental. De entre los subproductos/residuos producidos en las explotaciones ganaderas, y a efectos medioambientales, es necesario destacar las deyecciones de los animales, que por la cantidad producida en forma de estiércoles y/o purines pueden representar el principal riesgo medioambiental asociado a la producción porcina, si no se gestionan correctamente. También es necesario hacer énfasis en la producción de gases por su impacto ambiental potencial a medio y largo plazo.

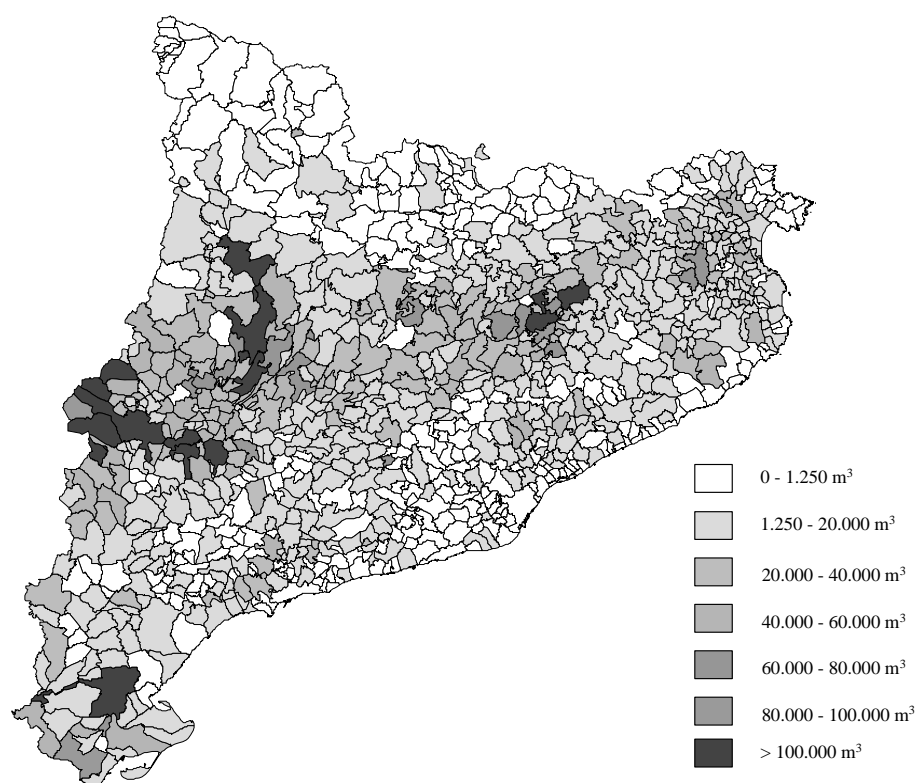
### Estiércoles y purines

En la UE-27 se producen de forma anual alrededor de 300 millones de toneladas de deyecciones (purines o estiércol) procedentes de la producción porcina, lo que representa alrededor del 20% de las deyecciones ganaderas producidas (Holm-Nielsen, 2008). Indicar además que la concentración de la producción animal hace que estas deyecciones se produzcan también de forma concentrada, lo que dificulta su gestión como abono agrícola. La posibilidad del uso de las deyecciones ganaderas como abono agrícola hace que el factor tierra (SAU – superficie agraria útil) tenga también especial importancia desde esta óptica. Así, la disponibilidad de SAU para reutilizar las deyecciones ganaderas como fertilizantes (evitando su tratamiento como residuos) permite cerrar en parte el ciclo biológico de los nutrientes suelo-planta-animal-hombre-suelo. En la Tabla 5 se presentan los datos de densidad de la población porcina en los países principales productores de la UE-27. Puede verse como, a nivel nacional, son Holanda y Dinamarca los países con una mayor densidad porcina, con 15 y 10 cerdos por hectárea de SAU respectivamente. Alemania, Portugal y España se sitúan a continuación con valores de entre 2 y 3 cerdos por hectárea de SAU. Véase también que, excepto Alemania y Holanda, todos los demás países han incrementado la densidad de porcinos entre 1985 y 2005. En España el incremento de densidad ha sido de más del 100%.

**Tabla 5.** Evolución de la densidad ganadera (cerdos/ha superficie agraria útil) en algunos países europeos (FAOSTAT, 2008).

País	1985		1995		2005	
	censo	densidad	censo	densidad	censo	densidad
Alemania	53000	4,27	43244	3,48	48251	3,99
España	18953	0,93	27539	1,37	38705	2,08
Dinamarca	15205	5,82	19873	7,73	22109	9,85
Francia	19531	1,02	24959	1,30	25114	1,28
Italia	11228	0,93	12920	1,08	13010	1,27
Países Bajos	16718	19,55	18615	20,48	14376	15,28
Polonia	16168	1,09	22667	1,54	22525	1,80
Portugal	2558	0,81	4227	1,35	5139	2,69
Reino Unido	15311	2,17	14687	2,20	9173	1,59

En España la cabaña de porcino también se encuentra concentrada en algunas regiones. Pero para un buen análisis de la disponibilidad estratégica de la producción de deyecciones es necesario un análisis más preciso trabajando a nivel comarcal y municipal, dado que en términos prácticos el coste económico dificulta el transporte a larga distancia de este tipo de producto. A nivel de ejemplo, en la Figura 7 se presenta la cuantificación de la producción de purines en los diferentes municipios de Cataluña.



**Figura 7.** Distribución de la producción de purín de porcino en Cataluña (Babot *et al.*, 2004).

El aporte nutritivo (contaminante) de los purines de porcino depende de la cantidad producida y de su composición. En las Tablas 6 y 7 puede verse los resultados de la recopilación en relación a la media y variabilidad de la cantidad de purines producidos y de su composición respectivamente. En la Tabla 8 se presentan de forma resumida las estrategias de reducción en origen de la cantidad y concentración de nutrientes en las deyecciones porcinas.

**Tabla 6.** Producción media de purín producido por la especie porcina en diferentes fases productivas (Babot *et al.*, 2004).

Fase Productiva	Media	Mínimo	Máximo
	L/animal y día (m <sup>3</sup> /plaza y año)	L/animal y día (m <sup>3</sup> /plaza y año)	L/animal y día (m <sup>3</sup> /plaza y año)
Engorde	4,78 (1,54)	1,90 (0,65)	7,28 (2,50)
Verracos	10,69 (3,66)	5,32 (1,94)	16,76 (6,12)
Hembras gestantes	11,41 (4,17)	4,18(1,53)	16,10 (5,88)
Reposición	8,95 (3,27)	6,84 (2,50)	10,00 (3,65)
Transición	1,61 (0,47)	1,14 (0,33)	2,03 (0,59)
Maternidad	15,38 (4,49)	10,26 (3,00)	19,70 (5,75)
Ciclo cerrado	(17,75)	--	--

**Tabla 7.** Composición media ( $\xi$ ) del purín producido por la especie porcina en diferentes fases productivas (Babot *et al.*, 2004).

Fase Productiva	MS (%MF)		MO (%MS)		N <sub>total</sub> (Kg/m <sup>3</sup> )		N <sub>am.</sub> (Kg/m <sup>3</sup> )		P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (Kg/m <sup>3</sup> )		K <sub>2</sub> O (Kg/m <sup>3</sup> )	
	$\xi$	Rango	$\xi$	Rango	$\xi$	Rango	$\xi$	Rango	$\xi$	Rango	$\xi$	Rango
Engorde	9,6	8,5-11,1	75,8	66,3-84,9	7,3	5,6-9,6	3,8	3,3-4,6	5,6	4,1-7,3	4,1	2,7-6,4
Gestación	3,2		66,3		3,8	2,7-5,6	2,5		3,3	1,6-6,7	2,2	1,6-2,5
Lactación					3,4	3,3-3,6			2,1	1,4-2,7	2,1	1,4-2,8
Transición					5,3	3,8-6,4			4,0	3,0-5,7	2,8	2,0-3,7
Lechones	9,7		83,2		6,2		2,7		4,0		2,3	
Maternidad	5,9	3,4-9,2	67,2	66,3-67,9	4,0	3,4-5,2	2,9	2,5-3,2	3,2	1,8-5,9	2,3	
Ciclo cerrado	5,8	3,3-9,7	66,1	52,0-73,9	4,9	3,5-5,4	2,9	2,2-3,2	4,1	3,2-6,2	2,7	2,2-2,8

**Tabla 8.** Reducción potencial de la excreción de nutrientes al aplicar diferentes estrategias.

Estrategia	Reducción excreción (%)	
	N	P
Formulación ajustada a necesidades	10-15	10-15
Uso de ingredientes con alta digestibilidad	5	5
Reducción en un punto el nivel de PB	9	
Uso de fitasas	2-5	20-40
Uso de polisacáridos no amiláceos	5	5
Alimentación en fases	5-10	5-10
	20-30%	30-50%

## Gases

La actividad ganadera actúa también sobre el aire y la atmósfera, la contaminación está ocasionada por la difusión de los gases ( $\text{NH}_3$ ,  $\text{CO}_2$ ,  $\text{SH}_2$ ,  $\text{CH}_4$ ,  $\text{CO}$ , etc.) producidos por los animales y por los que proceden de la fermentación de las deyecciones ganaderas.

El  $\text{CO}_2$  es el gas con mayor importancia en la contribución antropogénica, no natural, al calentamiento global. Se estima que es responsable de un 60% del total. Le sigue en importancia el metano,  $\text{CH}_4$ , que supone sobre un 20% y del que se estima que la mitad de sus emisiones son responsabilidad humana (ganado vacuno, arrozales y emisiones de gas natural). Al óxido nitroso,  $\text{N}_2\text{O}$ , se le atribuye una responsabilidad del 6% y su origen se atribuye a los abonos nitrogenados. Finalmente los clorofluorocarbonados (CFCs), sustancias totalmente artificiales, son responsables de un 14% del total.

Los incrementos en los gases de efecto invernadero son, en opinión ya prácticamente unánime de la comunidad científica, los responsables de la elevación de la temperatura media del planeta experimentada en las últimas décadas. Según el informe de 2001 del IPCC, la temperatura media de la Tierra ha aumentado  $0,6^\circ\text{C}$  en los últimos cien años. Las predicciones del IPCC para el año 2100 estiman que la temperatura global ascenderá entre  $1,4^\circ\text{C}$  y  $5,8^\circ\text{C}$ , según los cálculos. Los cinco años más calurosos que se han registrado desde 1860, fecha en que comenzaron a realizarse medidas fiables, han tenido lugar en los últimos 10 años.

La cantidad de gases producida o volatilizada a nivel de país o región es seguida y valorada en Europa por la EPER (“European Pollutant Emission Register: <http://eper.eea.europa.eu/>”). Según datos de esta entidad, en los 25 países de la Unión Europea la emisión de  $\text{NH}_3$  y metano en el 2004 procedente de la producción intensiva de aves (> 40000), cerdos (> 2000) y cerdas (> 750) se situó en 94252 toneladas y 40832 toneladas respectivamente. España contribuye a estas emisiones en un 32 y 13% respectivamente. Son las granjas de aves y cerdos las que más contribuyen a la emisión de amoníaco al aire (91%). Mientras, la aportación de aves y cerdos es pequeña a la emisión de metano (2%).

La cantidad de cada uno de estos gases producidos en las granjas porcinas, puede ser variable, tanto entre países como dentro de país. Las emisiones gaseosas dependen tanto de las condiciones climáticas como de los alojamientos e instalaciones, del tipo de deyecciones generado y de la frecuencia de evacuación de las mismas. En BREF (2003) puede consultarse la variabilidad de emisión obtenida en diferentes países de Europa.

En la Tabla 9 se presentan los coeficientes de referencia para el cálculo de la emisión de amoníaco en las condiciones de España. De los datos de la tabla se desprende una tasa de emisiones del 47% en granja, del 33% en el almacenamiento exterior y del 20% en el abonado en campo.

**Tabla 9.** Coeficientes para el cálculo de la emisión de amoníaco (kg N-NH<sub>3</sub> por plaza) en las explotaciones porcinas españolas (MAPA, 2008).

	Volatilización establo	Volatilización almacenamiento exterior	Volatilización en abonado
Lechones 6 a 20 kg	0,4194	0,2969	0,1780
Cerdos de 20 a 100 kg	2,5623	1,8137	1,0877
Madres con lechones hasta 20 kg	6,3579	4,5004	2,6989
Cerdas en ciclo cerrado	20,3442	14,4007	8,6361

En la Tabla 10 se presenta de forma resumida la revisión realizada por (BREF, 2003) en relación a las estrategias de reducción en origen (granja) de la emisión de amoníaco, tomando como referencia el sistema de alojamiento con suelo emparrillado y fosa profunda. La importancia y repercusión de las emisiones gaseosas antes mencionadas hace que se estén realizando estudios para evaluar estrategias y el coste relativo asociado a la reducción de las mismas. Piñeiro *et al.*, (2007) presentan una evaluación de estrategias en las condiciones españolas.

**Tabla 10.** Valoración de diferentes sistemas de alojamiento (tipo de suelo y fosa) y de manejo de los purines en términos de emisión de amoníaco y de necesidades en energía; expresados respecto al valor de referencia (BREF, 2003).

TIPO DE SUELO	NH <sub>3</sub> reducción (%)	Necesidades en energía (kWh/plaza año)
<i>Referencia:</i> Cerdos alojados en grupo con suelo completamente emparrillado, fosa profunda y evacuación poco frecuente de los purines	2,4 - 3 Kg NH <sub>3</sub> /plaza año	20 - 30
<i>1.- Suelo completamente emparrillado y fosa total profunda</i>		
a) Evacuación frecuente de los purines almacenados en la fosa (una o dos veces por semana)	25	=
b) Sistema de canales con almacenamiento de purín en una altura no superior a 10 cm., con evacuación frecuente de purines y limpieza por recirculación de la fracción líquida	30	22,8
c) Con sistema de canales en fosa para una evacuación continua de la fracción líquida y limpieza de la fracción sólida por recirculación diaria de la fracción líquida	40	18,5
<i>2.- Suelo parcialmente cubierto de slats y fosa parcial</i>		
a) Slat parcial de 60 cm. de ancho y fosa profunda	20 - 40	=
b) Evacuación frecuente de los purines almacenados en la fosa (una o dos veces por semana)	25 - 35	=
c) Sistema con almacenamiento de purín en una altura no superior a 10 cm, con evacuación frecuente de purines y limpieza por recirculación de la fracción líquida	50 - 60	21 - 40
c) Con sistema de canales en fosa para una evacuación continua de la fracción líquida y limpieza de la fracción sólida por recirculación diaria de la fracción líquida	40 - 70	14 - 30
d) Evacuación continua de la fracción líquida y arrastre mediante sistemas mecánicos (palas) de la fracción sólida	15 - 50	>
<i>3.- Suelo compacto sin emparrillado</i>		
a) Un único compartimiento con suelo compacto y cama	0 - 67	<
b) Con compartimientos específicos para descanso, alimentación y defecación con cama	38	<

## REFERENCIAS

Babot, D., Andrés, N., de la Peña, L., Chávez, E.R. (2004). *Técnicas de Gestión Medioambiental en Producción Porcina*. Ed. Fundació Catalana de Cooperació.

- BDporc (2008). *Banco de Datos de Referencia del Porcino Español*. Internet: <http://www.bdporc.irta.es/index.jsp> (consultado en febrero del 2008).
- BREF (2003). *Integrated Pollution Prevention and Control. Reference Document on Best Available Techniques for Intensive Rearing of Poultry and Pigs*. European Commission. Directorate-General Joint Research Center.
- DAR (2008). Internet: <http://www20.gencat.cat/portal/site/dar/> (consultado en febrero 2008).
- de Haan, C., Steinfeld, H., Blackburn, H. (1996). *Livestock and the Environment: Finding a Balance*. EU Commission, the World Bank, and the Governments of Denmark, France, Germany, The Netherlands, United Kingdom and United States of America. FAO, 115pp.
- EPER (2008). Internet: <http://www.eper-es.es/Gis.asp?index=0> (consultado en febrero del 2008).
- FAOSTAT (2008). Internet: <http://faostat.fao.org/site/569/default.aspx> (consultado en febrero 2008).
- FEFAC (2003). Internet: <http://www.fefac.org/statistics.aspx>.
- Froese, C., Small, D. (2001). Water consumption and waste production during different production stages in hog operations. DGH Engineering Ltd. *In: Manitoba Livestock Manure Management Initiative Inc.*
- Holm-Nielsen, B.J. (2008). Internet: [http://websrv5.sdu.dk/bio/probiogas/down/work07/ppt/jens\\_bo\\_holm-nielsen.pdf](http://websrv5.sdu.dk/bio/probiogas/down/work07/ppt/jens_bo_holm-nielsen.pdf) (consultado en febrero del 2008).
- Jongbloed, A.W., Lenis, N.P. (1998). Environmental concerns about animal manure. *Journal of Animal Science*, **76**(10), 2641–2648.
- LEI (2001). BPEX, Internet: [www.bpex.org](http://www.bpex.org) (consultado en julio del 2006).
- MAPA (2008). Internet: <http://www.mapa.es/es/estadistica/infoestad.html> (consultado febrero 2008).
- Miner, J.R. (1999). Alternatives to minimize the environmental impact of large swine production units. *Journal of Animal Science*, **77**(2), 440-444.
- Piñeiro, C., Montalvo, G., Illescas, P., Bigeriego, M., (2007). Effect of littered systems on pollutant emissions into the air in gestating sows. *Journal of Animal Science*, **85**, Sup 1, 611. Internet: <http://adsa.asas.org/meetings/2007/abstracts/0611.PDF>.
- Schiffman, S.S. (1998). Livestock odors: implications for human health and well-being. *Journal of Animal Science*, **76**(5), 1343-1355.
- Teira, M.R. *et al.* (2008). *Informe per a la Millora de la Gestió dels Purins Porcins a Catalunya*. Consell assessor per el desenvolupament sostenible, en premsa.
- UNED (2006). Internet: <http://www.uned.es/biblioteca/energiarenovable3/usos.htm>.

# Cálculo de costes unitarios de las técnicas aplicadas para la reducción de emisiones de amoníaco en España

Carlos Piñeiro<sup>1,\*</sup>, Gema Montalvo<sup>2</sup>, M<sup>a</sup> Aranzazu García<sup>2</sup>, Manuel Bigeriego<sup>3</sup>

<sup>1</sup>PigCHAMP Pro Europa. C/ Gremio de los Segovianos, 13. 40195 - Hontoria. Segovia.

<sup>2</sup>TRAGSEGA, S.A. C/ Conde Peñalver, 84, 8<sup>a</sup> Planta. 28006 - Madrid.

<sup>3</sup>MAPA. Subdirección General de Ordenación y Buenas Prácticas Ganaderas. Alfonso XII, 62. 28071 - Madrid.

\* Autor de contacto: carlos.pineiro@pigchamp-pro.com

## Resumen

Con este trabajo se pretende proporcionar información actualizada sobre el sistema de cálculo de costes al implantar las Mejores Técnicas Disponibles (MTDs) para la reducción de emisiones de amoníaco a la atmósfera en el sector porcino, teniendo en cuenta las condiciones de producción españolas.

## Palabras clave

Amoníaco; Cálculo de costes; Emisiones; Porcino.

## INTRODUCCIÓN

La Ley 16/2002, de 1 de julio, relativa a la Prevención y al Control Integrados de la Contaminación define la Mejor Técnica Disponible (MTD) como: “La fase más eficaz y avanzada de desarrollo de las actividades y de sus modalidades de explotación, que demuestren la capacidad práctica de determinadas técnicas para constituir, en principio, la base de los valores límite de emisión destinados a evitar o, cuando ello no sea posible, reducir las emisiones y el impacto en el conjunto del medio ambiente y de la salud de las personas”. A estos efectos, se entenderá por:

- Mejores: las técnicas más eficaces para alcanzar un alto nivel de protección del medio ambiente en su conjunto y de la salud de las personas.
- Técnicas: la tecnología utilizada, junto con la forma en que la instalación está diseñada, construida, mantenida, explotada o paralizada.
- Disponibles: las técnicas desarrolladas a una escala que permita su aplicación en el contexto del correspondiente sector industrial, en condiciones económicas y técnicamente viables, tomando en consideración los costes y los beneficios, tanto si las técnicas se utilizan o producen en España, como si no, siempre que el titular pueda tener acceso a ellas en condiciones razonables”.

Por tanto, resulta imprescindible tener una metodología común para poder evaluar el coste de las técnicas de reducción de emisiones de amoníaco y poder decidir si una técnica puede considerarse o no como MTD.

El objetivo de este estudio es proporcionar información actualizada sobre el cálculo de costes de cada Mejor Técnica Disponible (MTD) para la reducción de emisiones de amoníaco en el sector porcino, teniendo en cuenta las condiciones de producción españolas. Con la información disponible, se podrá definir cuáles son las técnicas con mejor relación eficacia/coste en las granjas intensivas de España.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Los cálculos se han llevado a cabo según la metodología empleada en el Documento de Referencia Europeo de las Mejores Técnicas Disponibles para el sector ganadero (BREF, 2003). El cálculo de costes unitarios requiere un conocimiento claro de:

- La técnica propuesta para disminuir las emisiones de amoníaco.
- El rango de sistemas de producción y manejo que se puede encontrar en las granjas afectadas.
- El impacto que la implantación de la técnica tendrá en la producción de una granja en particular y en sus sistemas de manejo, en términos físicos y financieros.

Las técnicas aplicables al sector de la ganadería intensiva se deben incluir en alguna de estas categorías:

- Alimentación.
- Alojamientos.
- Almacenamiento de estiércoles y purines.
- Tratamiento de estiércoles y purines.
- Aplicación de estiércoles y purines al campo.

El coste unitario es el incremento de coste anual que un ganadero tipo sufrirá como consecuencia de introducir una técnica. Para efectuar un cálculo correcto de los costes unitarios debemos:

- Definir los cambios resultantes de la implantación la nueva técnica, basándose en un detallado estudio del sistema.
- Identificar las situaciones en las que los costes de producción o los rendimientos se ven modificados por la implantación de la nueva técnica.
- Considerar solamente los costes asociados directamente con la aplicación de la técnica.
- No incluir los costes asociados a las mejoras adicionales realizadas en la granja.

La categoría en que se incluye cada técnica, determina la unidad empleada y sirve de base para los cálculos posteriores. En la Tabla 1 se muestra esta relación.

**Tabla 1.** Unidades usadas para el cálculo de costes, según la metodología propuesta en el BREF.

Categoría	Unidad	Detalles
Alimentación y alojamientos	Plaza ganadera	Capacidad de la nave
Almacenamiento de estiércoles y purines		Purín (incluida dilución) y
Tratamiento de estiércoles y purines	m <sup>3</sup> o tonelada	estiércol sólido (incluido
Aplicación de estiércoles y purines		material para cama)

Los costes unitarios se deberán calcular siguiendo las siguientes normas generales:

- Se deberán usar los costes actualizados para todos los cálculos.
- El capital invertido, después de descontar cualquier subvención, se deberá distribuir en la vida económica de la inversión.
- Los flujos de caja anuales se añadirán al coste anual del capital invertido.
- Los cambios en el rendimiento tienen un coste, que se debe considerar como parte de los costes anuales.
- El coste anual se expresa usando las unidades mostradas en la Tabla 1 y, en el caso de ganado porcino, por kg de cerdo producido.
- Los cálculos del coste anual del capital invertido se basan en un porcentaje de amortización del 5%.



- El coste anual por reparaciones se basa en las estimaciones realizadas por Nix (2003).

Todos los costes se expresan también como €por kg de cerdo vivo producido, porque en el sector porcino se maneja más frecuentemente esta unidad que €por plaza y año o €por m<sup>3</sup> y año. Por otra parte, con estas unidades resulta más sencillo obtener el coste global tras aplicar varias técnicas a lo largo de todo el proceso productivo. Las bases para este cálculo son 20 cerdos comercializados con 100 kg de peso por cerda y año. Este sistema de cálculo es fácilmente adaptable a las condiciones específicas de cada área de producción.

## RESULTADOS Y CONCLUSIONES

Los costes adicionales calculados en los que incurre el ganadero por emplear las técnicas de reducción de emisiones de amoníaco se muestran en la Tabla 2.

**Tabla 2.** Cálculo de costes para las técnicas de reducción de emisiones (coste extra en relación con el sistema de referencia).

Categoría		Coste (€por plaza y año)	Coste (€por t de cerdo vivo y año)		
Técnicas nutricionales	Alimentación por fases en cerdos de cebo	0,70 – 1,017	2,4 – 4,0		
	Dieta baja en proteína suplementada con aminoácidos	-1,03 – 1,61	-3,51 – 5,49		
Alojamientos	▪ Cerdas gestantes	Suelo parcialmente enrejillado y foso reducido	5,69 – 6,83		
		Cama de paja	47,61 – 80,45		
		Vaciado frecuente de los fosos	0		
	▪ Cerdas lactantes	Rampa en el foso	17,52 – 37,18	2,2 – 4,6	
		▪ Transición	Fosos en pendiente	0,23 – 2,67	0,3 – 4,6
			Suelo parcialmente enrejillado	0 – 2,25	0 – 3,9
	▪ Cebo	Vaciado frecuente de los fosos	0	0	
		Fosos en V	6,45	21,9	
		Suelo parcialmente enrejillado	0 – 4,33	0 – 14,7	
		Vaciado frecuente de los fosos	0	0	
		Coste (€por m <sup>3</sup> y año)	Coste (€por t cerdo vivo y año)		
Aplicación del purín	Sistema de discos	0,92 – 1,41	11,5 – 17,6		
	Sistema de mangueras	0,79 – 1,21	9,9 – 15,1		
	Incorporación al terreno después del esparcido	0,23 – 0,61	2,9 – 7,6		

A continuación se muestra un ejemplo del desarrollo de los cálculos para cada categoría de técnicas.

### Sistemas de alimentación por fases en cerdos de cebo (incluyendo la influencia del coste del pienso)

#### *Sistema de referencia*

Los cerdos en fase de crecimiento y acabado se alimentan con un solo tipo de pienso en cada nave. En la mayoría de los casos estas dos fases se alojan en el mismo edificio y, por tanto, se los alimenta con la misma ración.

#### *Sistema propuesto*

Instalación de un silo de almacenamiento y un sistema de distribución del alimento adicional en la nave. Esto nos permite ajustar de forma más precisa el nivel de nutrientes, en particular proteína y

aminoácidos, que los cerdos necesitan. El uso de dos tipos de piensos puede mejorar los rendimientos productivos y permite reducir costes en alimentación.

*Descripción técnica*

Capacidad de la nave: 720 plazas.  
 Capacidad del silo: 12 toneladas.  
 Sistema de distribución: 140 metros.  
 Potencia necesaria: 1 kwh.  
 Tiempo uso motor: 3 horas por día.

*Estimaciones realizadas para los cálculos*

Vida económica del silo: 10 años.  
 Vida económica del sistema de distribución: 5 años.  
 Reparaciones: 2% del coste de inversión.  
 Tipo de interés: 5% anual.  
 Coste energía: 0,15 €/kwh incluyendo el término de potencia y el término de energía.  
 Diferencia de precio entre piensos de cebo: en 2004-2007 ha fluctuado entre 4,8 y 8,6 €/t.  
 Duración de la fase 20-60 kg: 55 días.  
 Duración de la fase 60-100 kg: 45 días.  
 Consumo medio en la fase 20-60 kg: 1,4 kg/cerdo y día.  
 Consumo medio en la fase 60-100 kg: 2,2 kg/cerdo y día.  
 Porcentaje de ocupación de la nave: 85%.  
 Tiempo de limpieza y desinfección: 10 días.

*Cálculo de costes (incluyendo la alimentación) – Tabla 3*

**Tabla 3.** Cálculo de costes.

	Unidades	Capital invertido (€)	Coste total (€/plaza y año)
Coste de inversión del silo	€	1554	
Coste de inversión sist. distrib.	€	3500	
Costes anuales			
Amortización del silo	plaza		0,28
Amortización del sist. distrib.	plaza		1,12
Reparaciones	plaza		0,14
Energía	plaza		0,23
Pienso	plaza		-1,07 y -0,60
<b>Total</b>	plaza		<b>0,70 – 1,17</b>

*Cálculo de costes por kg de carne – Tabla 4*

Días de ocupación de cada plaza de cebo: 124 días.  
 Nº de rotaciones al año:  $365/124 = 2,94$  rotaciones por plaza de cebo y año.  
 Se comercializa un cerdo cebado de 100 kg.  
 Producción por plaza: 294 kg/plaza y año.

**Tabla 4.** Cálculo de costes por kilo de carne.

Coste (€/plaza y año)	Coste (€/por kg de cerdo vivo)
0,70 – 1,17	0,0024 – 0,0040

**Sistema de cama de paja para cerdas gestantes***Sistema de referencia*

Cerdas alojadas en camisas. El enrejillado es total y dispone de un foso con sección rectangular de 60 cm de profundidad media.

*Sistema propuesto*

Sustitución del enrejillado por losetas ciegas y administración de cama de paja. Se necesita construir un pequeño estercolero (60 m<sup>2</sup>) para almacenar las camas sucias hasta su aplicación al campo.

*Descripción técnica*

Número de plazas: 30.

Superficie de la nave: 42 m<sup>2</sup>.

Suelo: 100% enrejillado.

*Estimaciones realizadas para los cálculos*

Vida económica de las losetas: 10 años.

Vida económica del estercolero: 15 años.

Reparaciones (en ambos casos): 1% del coste de inversión.

Tipo de interés: 5% anual.

Coste paja: 0,04 – 0,10 €/kg.

Paja empleada: 2,92 kg paja/cerda y semana.

Ocupación de la nave: 85%.

Mano de obra necesaria: 2 h/semana si es manual y 0,78 h/semana si es mecanizada.

Coste mano de obra: 15 €/h si es manual y 30 €/h si es mecanizada (incluyendo maquinaria y combustible).

Producción actual de purín: 2,50 m<sup>3</sup>/plaza y año según Real Decreto 324/2000.

Coste actual aplicación purín: 0,70 €/m<sup>3</sup>.

Volumen de foso necesario: 25,2 m<sup>3</sup>.

Coste de construcción del foso: 10 €/m<sup>3</sup>.

*Cálculo de costes instalaciones existentes – Tabla 5***Tabla 5.** Cálculo de costes instalaciones existentes.

	Unidades	Capital Invertido €	Coste total (€/plaza y año)
<b>Coste de inversión</b>			
Sustitución del enrejillado	€	1120	
Construcción de estercolero	€	3412	
<b>Costes anuales</b>			
Amortización enrejillado	plaza		4,83
Amortización estercolero	plaza		10,96
Reparaciones enrejillado	plaza		0,37
Reparaciones estercolero	plaza		1,14
Paja	plaza		5,16 a 12,90
Mano de obra (manual)	plaza		52
Aplicación purín al campo	plaza		-1,75
<b>Total</b>	<b>plaza</b>		<b>72,71 a 80,45</b>

## Cálculo de costes instalaciones nuevas – Tabla 6

**Tabla 6.** Cálculo de costes instalaciones nuevas.

	Unidades	Capital Invertido €	Coste total (€/plaza y año)
<b>Coste de inversión</b>			
Construcción de estercolero	€	3412	
<b>Costes anuales</b>			
Amortización estercolero	plaza		10,96
Reparaciones estercolero	plaza		1,14
Paja	plaza		5,16 a 12,90
Mano de obra (mecanizada)	plaza		40,50
Fosos	plaza		-8,40
Aplicación purín al campo	plaza		-1,75
<b>Total</b>	<b>plaza</b>		<b>47,61 a 55,35</b>

## Cálculo de costes por kg de carne – Tabla 7

% de plazas gestantes: 75% de las cerdas en producción están en nave de gestación.

Producción por cerda: 20 cerdos de 100 kg por cerda y año.

Se comercializa un cerdo cebado de 100 kg.

Producción por plaza:  $2000 \text{ kg cerdo} / 0,75 = 2666 \text{ kg de cerdo por plaza cerda gestante}$ .

**Tabla 7.** Cálculo de costes por kilo de carne.

Coste (€/por plaza y año)	Coste (€/por kg de cerdo vivo)
72,71	0,0273
80,45	0,0302
47,61	0,0179
55,35	0,0208

**Fosos en V para instalaciones de cerdos de cebo***Sistema de referencia*

Cerdos alojados en corrales. El enrejillado es total y dispone de un foso con sección rectangular de 70 cm de profundidad media.

*Sistema propuesto*

Instalación de un foso con sección en V, mediante tabicón de ladrillo y lámina plástica de PVC.

*Descripción técnica*

Número de plazas: 1.440.

Superficie de la nave: 1.450 m<sup>2</sup>.

Suelo: 100% enrejillado.

Foso: sección en V.

*Estimaciones realizadas para los cálculos*

Vida económica del foso: 10 años.

Reparaciones: 2% del coste de inversión.

Tipo de interés: 5% anual.

Coste del m<sup>2</sup> de fábrica de ladrillo, incluido enfoscado: 20 €/m<sup>2</sup>.

Coste de la lámina de PVC: 8,35 €/m<sup>2</sup>.

Montaje y desmontaje de sala de cebo 120 plazas: 2540 €

## Cálculo de costes. Instalaciones existentes – Tabla 8

**Tabla 8.** Cálculo de costes instalaciones existentes.

	Unidades	Capital Invertido €	Coste total (€/plaza y año)
Coste de inversión	€	62142	
Costes anuales			
Amortización	plaza		5,59
Reparaciones	plaza		0,86
<b>Total</b>	<b>plaza</b>		<b>6,45</b>

En instalaciones existentes, se recomienda trabajar con un margen de seguridad al alza del 20%, dado que las instalaciones preexistentes de la situación evaluada eran muy adecuadas para su remodelación.

## Cálculo de costes por kg de carne – Tabla 9

Días de ocupación de cada plaza de cebo: 124 días.

Nº de rotaciones al año:  $365/124 = 2,94$  rotaciones por plaza de cebo y año.

Se comercializa un cerdo cebado de 100 kg.

Producción por plaza: 294 kg/plaza y año.

**Tabla 9.** Cálculo de costes por kilo de carne.

Coste (€/plaza y año)	Coste (€/kg de cerdo vivo)
6,45	0,0219

**Aplicación del purín sobre el terreno mediante el sistema de mangueras o bandas***Sistema de referencia*

Esparcido del purín mediante plato difusor, sin incorporación inmediata (dentro de las 24 horas posteriores a la aplicación).

*Sistema propuesto*

En la cuba se acopla un sistema de mangueras o bandas que deposita el purín sobre el terreno.

*Descripción técnica*

Tanque: 15.000 litros.

Ancho de trabajo: 12 metros.

Potencia del Tractor: 150 cv.

Velocidad de trabajo: 19 m<sup>3</sup> por hora. No se reduce la velocidad de trabajo en comparación con el sistema de referencia.

*Estimaciones realizadas para los cálculos – Tabla 10*

Vida económica del apero: 6 años.

Tipo de interés: 5% anual.

Tractor más tractorista: 30 €/h.

**Tabla 10.** Estimaciones realizadas para los cálculos.

	Tipo de explotación estudiada		
	Cebadero de 2500 plazas > 20kg	Explotación de 750 cerdas (F1)	Explotación de ciclo cerrado de 530 cerdas
Volumen de purín producido <sup>1</sup> y aplicado (m <sup>3</sup> /año)	5375	4590	9407
Horas de trabajo	283	242	495
Reparaciones (función del coste de inversión)	12,82	11,10	21,30

<sup>1</sup>Según RD 324/2000.

*Cálculo de costes – Tabla 11*

**Tabla 11.** Cálculo de costes.

	Unidades	Capital Invertido €	Coste total (€m <sup>3</sup> y año)		
			Cebadero de 2500 plazas > 20kg	Explotación de 750 cerdas	Explotación de ciclo cerrado de 530 cerdas
Coste de inversión	€	18000			
Costes anuales					
Amortización	m <sup>3</sup>		0,66	0,77	0,38
Reparaciones	m <sup>3</sup>		0,42	0,44	0,41
Tractor + tractorista	m <sup>3</sup>		0	0	0
Total	m <sup>3</sup>		1,08	1,21	0,79

*Cálculo de costes por kg de carne – Tabla 12*

Producción de purín por cerda en ciclo cerrado: 25 m<sup>3</sup> al año

Producción por cerda: 20 cerdos de 100 kg por cerda y año

Se comercializa un cerdo cebado de 100 kg

Se producen 80 kg de cerdo por m<sup>3</sup> de purín generado

**Tabla 12.** Cálculo de costes por kilo de carne.

Coste (€por m <sup>3</sup> y año)	Coste (€por kg de cerdo vivo)
1,08	0,0135
1,21	0,0151
0,79	0,0099

Los conceptos utilizados y la transparencia de la metodología propuesta permiten su implementación en cualquier región, simplemente adaptando las estimaciones de cálculo a las condiciones locales existentes.

Como ejemplo de la importancia que tiene el conocimiento del coste de implantación de las técnicas propuestas podemos señalar que, en momentos como el actual, en el que la rentabilidad de las explotaciones ganaderas se ve seriamente afectadas por el precio de las materias primas, el uso de una dieta baja en proteína suplementada con aminoácidos sintéticos está resultando un importante ahorro en los costes de alimentación.

**REFERENCIAS**

- BREF (2003). *Integrated Pollution Prevention and Control. Reference Document on Best Available Techniques for Intensive Rearing of Poultry and Pigs*. European Commission.
- Nix, J. (2003). *Farm Management Pocketbook*. Imperial College. Wye. 33th edition.

## Purines de vacuno: emisiones de contaminantes, composición y estudio de posibles correlaciones

Yolanda Fernández Nava, Leonor Castrillón Peláez, Elena Marañón Maison\*, Leticia Fernández Velasco, María Álvarez Mosquera

Departamento de Ingeniería Química y Tecnología del Medio Ambiente. Instituto Universitario de Tecnología Industrial de Asturias. Universidad de Oviedo. Campus de Viesques. 33203 - Gijón.

\* Autor de contacto: emara@uniovi.es

### Resumen

Se ha realizado una determinación de la composición de los purines y de las concentraciones de contaminantes en el aire ambiente de 22 ganaderías de vacuno de leche ubicadas en Asturias, en las cuatro estaciones del año. Los resultados indican una gran heterogeneidad tanto en la composición de los purines como en las concentraciones de contaminantes emitidos en las instalaciones, en función de la diferente gestión de la ganadería y de la época del año. Con el objeto de poder desarrollar una metodología de análisis rápida, basada en la determinación de parámetros de medida sencilla, se han estudiado posibles correlaciones entre los diferentes parámetros analizados en los purines. Se han encontrado buenos ajustes entre la materia seca y densidad, materia seca y materia orgánica, nitrógeno y conductividad y fósforo y conductividad.

### Palabras clave

Composición; Correlación parámetros; Gases contaminantes; Purines; Vacuno de leche.

## INTRODUCCIÓN

La intensificación ganadera que ha tenido lugar en los últimos años ha cambiado los sistemas de producción y a la vez ha modificado el mapa de distribución de las ganaderías, pasando de las típicas explotaciones extensivas ligadas al terreno a las explotaciones intensivas sin suelo. Si bien es cierto que así se mejora la eficacia productiva del ganado, también se da lugar a un grave problema debido a los excedentes de purín generados, que no pueden ser reciclados en el ciclo de fertilización orgánica de las tierras de cultivo.

Los principales efectos medioambientales adversos que produce el sector ganadero son debidos a las emisiones de CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O (gases de efecto invernadero con un potencial 25 y 298 veces mayor que el del CO<sub>2</sub>, de acuerdo con los últimos datos del IPCC) y amoníaco, nitratos y fósforo, causantes de la eutrofización de las aguas. También cabe mencionar la contaminación microbiana y la generación de olores, en especial durante la aplicación de los purines en el campo.

Los resultados que aquí se presentan se han obtenido en el marco de un proyecto de investigación titulado “*Evaluación de impactos ambientales generados por ganaderías de vacuno de leche mediante análisis in situ y análisis de ciclo de vida. Propuesta de mejores técnicas disponibles*” dentro del Programa Nacional de Ciencias y Tecnologías Medioambientales.

El objetivo de este trabajo es estudiar el efecto que puede tener, tanto en la composición de purín como en la concentración de gases contaminantes, la gestión de la explotación ganadera (alimentación del ganado, tipo de cama, tipo de fosa, recogida o no de aguas de limpieza). El estudio se realizó durante un año, recogiendo muestras de purín y analizando la concentración de gases durante las cuatro estaciones del año. Además, a partir de la caracterización obtenida se han estudiado correlaciones entre diferentes parámetros, con el objeto de poder desarrollar una metodología de análisis rápida, basada en la determinación de parámetros de medida sencilla.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Se analizaron un total de 22 ganaderías abastecedoras de Central Lechera Asturiana (CLAS), con una media de 117 UGM, oscilando entre 39 UGM, la más pequeña, y 254 UGM, la mayor. En la selección se tuvieron en cuenta los siguientes criterios: alimentación del ganado (si la alimentación se dosifica con mezcladora, generalmente con dosis controladas por nutrólogo, o es el ganadero quien dosifica según su propio criterio), tipo de fosa (abierta, cerrada y cubierta), tipo de cama (arena, serrín, cama goma), sistema de recogida de purín (arrobadera, parrilla).

En el purín se determinaron los siguientes parámetros: pH, humedad, conductividad, densidad, sólidos totales, materia orgánica, N-total, N-amoniaco, nitratos, nitritos, P-total, C-orgánico total (COT) y metales, según la metodología descrita en diferentes normas UNE y en el *Standard Methods* (APHA *et al.*, 1995).

Para la determinación de las concentraciones de gases se utilizaron los siguientes equipos: Detector multigases MX2100 (Casella) para la determinación de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> y SH<sub>2</sub>; Detector Multi-PID (Dräger) para la determinación de compuestos orgánicos volátiles (COV) y; Analizador CMS para medida de amoniaco (Dräger). Además, en la determinación de las emisiones de gases también se tuvo en cuenta la humedad, temperatura, presión y velocidad del viento mediante el empleo de un anemómetro Testo 330, así como su dirección.

## RESULTADOS Y CONCLUSIONES

### Variación de la composición del purín

En las Tablas 1 y 2 se recogen los resultados correspondientes a la caracterización del purín de las 22 ganaderías durante la campaña de primavera. Se puede observar que, a excepción del pH, la densidad y la humedad, la composición del purín de vacuno de leche presenta una gran heterogeneidad, lo que no es de extrañar si se considera que las ganaderías analizadas presentan características muy variadas (Mangado-Urdániz *et al.*, 2006).

**Tabla 1.** Resultados experimentales de caracterización de purín (parámetros físicos).

Parámetros físicos	Media	Max. – Mín.	DS	CV (%)
pH	7,24	7,61-6,92	0,21	2,96
Densidad (kg/L)	1,020	1,047-1,005	0,014	1,34
Conductividad (mS/cm)	15,68	23,10-9,53	3,54	22,59
Humedad (%)	92,60	99,23-84,62	3,79	4,09
Materia seca (%)	7,40	15,38-0,77	3,79	51,19
Materia orgánica (% ms)	59,81	73,996-28,59	13,26	22,17
Cenizas (% ms)	40,19	71,41-26,94	13,26	32,99
Sólidos totales (g/L)	65,04	119,37-8,29	28,80	44,28
Sólidos volátiles (g/L)	40,60	55,76-3,57	15,20	37,47
Sólidos fijos (g/L)	24,45	63,97-4,72	17,22	70,46

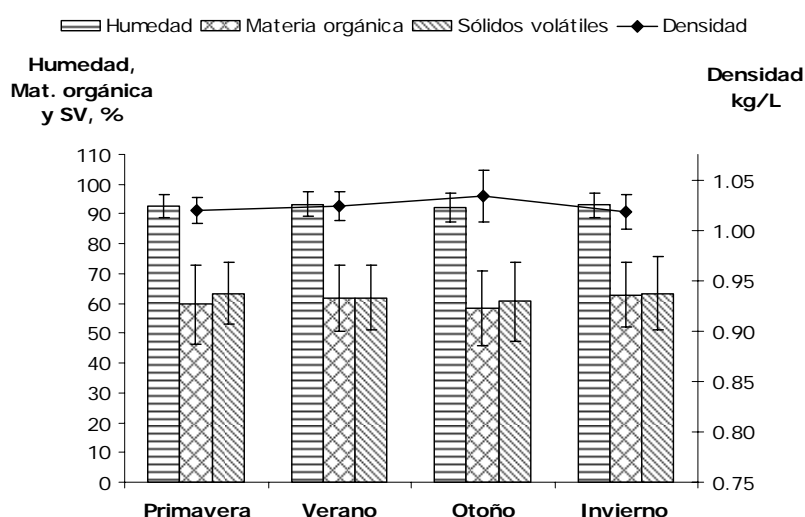
Las mayores desviaciones se observaron en el contenido en nitrógeno orgánico y en los metales como el Fe y el Cu. La variación en el nitrógeno orgánico, sobre todo en primavera, puede deberse a la diferencia en el tiempo de almacenamiento de los purines. Es en esta estación en la que los ganaderos usan más los purines como abono en las tierras de maíz (finales de mayo) y se encuentran mayores variaciones en el volumen almacenado en las fosas. En las fosas más vacías, el purín almacenado es más fresco y contiene mayor cantidad de N-orgánico que todavía no ha sufrido transformación alguna; por su parte, en las fosas más llenas el purín tiene un mayor tiempo de almacenamiento y una buena parte del N-orgánico se ha podido transformar en N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>. Por su parte, las diferencias en el contenido en algunos metales pueden deberse a la variedad en los suplementos de los piensos.



**Tabla 2.** Resultados experimentales de caracterización de purín (parámetros químicos).

Parámetros químicos	Media	Max. – Mín.	DS	CV (%)
N-amoniacal (g/kg)	1,17	2,75-0,64	0,60	39,93
N-orgánico (g/kg)	2,06	5,15-0,46	1,89	91,64
N-total (g/kg)	3,21	6,07-1,35	1,70	52,90
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (g/kg)	1,95	2,82-0,99	0,58	29,55
Fe (mg/kg)	192	626-25,08	150	78,06
Mn (mg/kg)	26,14	39,84-7,91	8,97	34,33
Zn (mg/kg)	31,91	59,57-6,47	13,56	42,50
Cu (mg/kg)	5,94	15,75-0,44	3,96	66,72
CaO (g/kg)	2,82	3,49-0,52	0,86	30,64
% C total	35,80	46,22-15,53	9,62	26,86
% C orgánico	35,48	46,18-15,31	9,98	28,14

En la Figura 1 se muestra la variación de diferentes parámetros físicos durante las cuatro estaciones del año. No se observan grandes diferencias en la humedad, lo que manifiesta el hecho de que en Asturias no hay estaciones claramente secas o lluviosas. Se observa un valor de densidad ligeramente superior en verano y otoño, estación ésta última en la que se determinaron densidades de hasta 1,087 kg/L. Este hecho puede ser debido a que, en general, en las ganaderías parcialmente estabuladas el ganado pasa más tiempo fuera de las naves, con lo que la limpieza de éstas se realiza con menor frecuencia, lo que se refleja también en una ligera disminución en la humedad del purín.

**Figura 1.** Variación de la humedad, materia orgánica, sólidos volátiles y densidad de purín en las cuatro estaciones del año.

En la Figura 2 se muestra cómo varía el contenido en distintos nutrientes en el purín durante las cuatro estaciones. Es de destacar el elevado contenido en N-Total en el verano, con una media de 4,10 g/kg. Esto puede ser debido a que en verano, como consecuencia de las altas temperaturas alcanzadas en algunos días, el ganado bebe más, produciéndose un mayor aporte de urea a la fosa por parte del ganado que se encuentra totalmente estabulado. Este hecho se ve reflejado en el aumento del N-orgánico, con valores de 3,02 g/kg en verano, frente a una media de 2,09 g/kg en las otras tres estaciones.

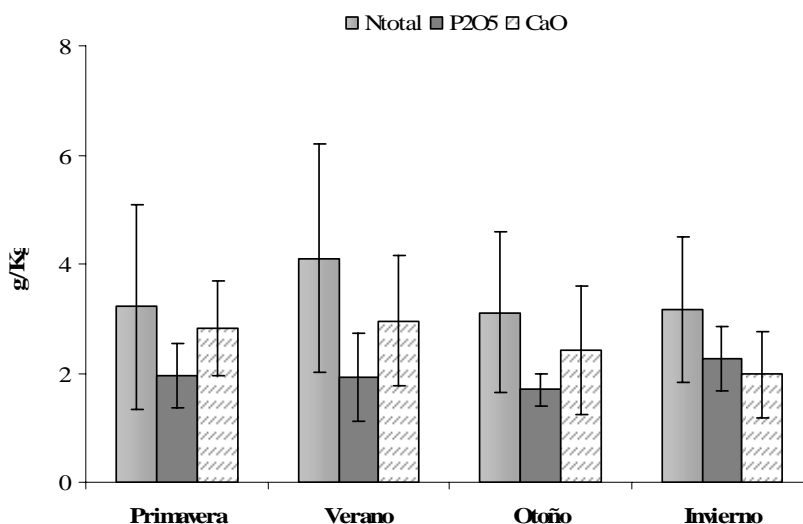


Figura 2. Variación del contenido en nutrientes del purín en las cuatro estaciones del año.

Respecto al contenido en metales, es de destacar la gran desviación de los datos obtenidos, debido a la diferencia en la alimentación del ganado y, en concreto, a los piensos, en muchos casos hechos “a la carta” para la ganadería, y diferentes también para aquellas vacas con gran producción lechera.

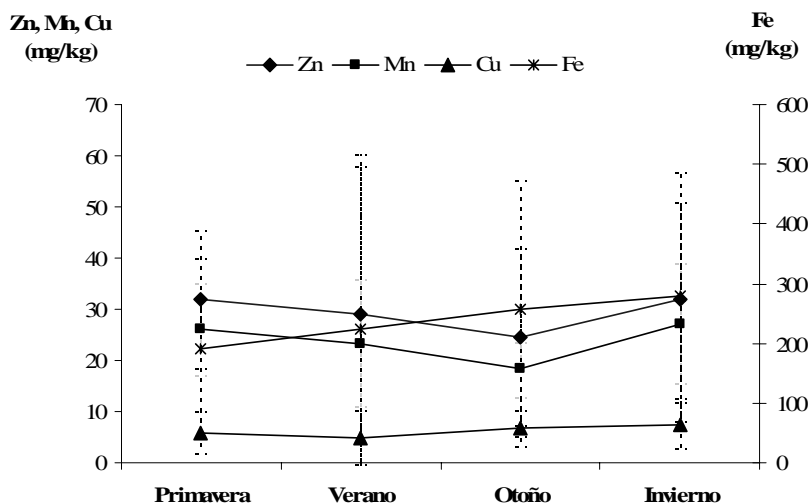
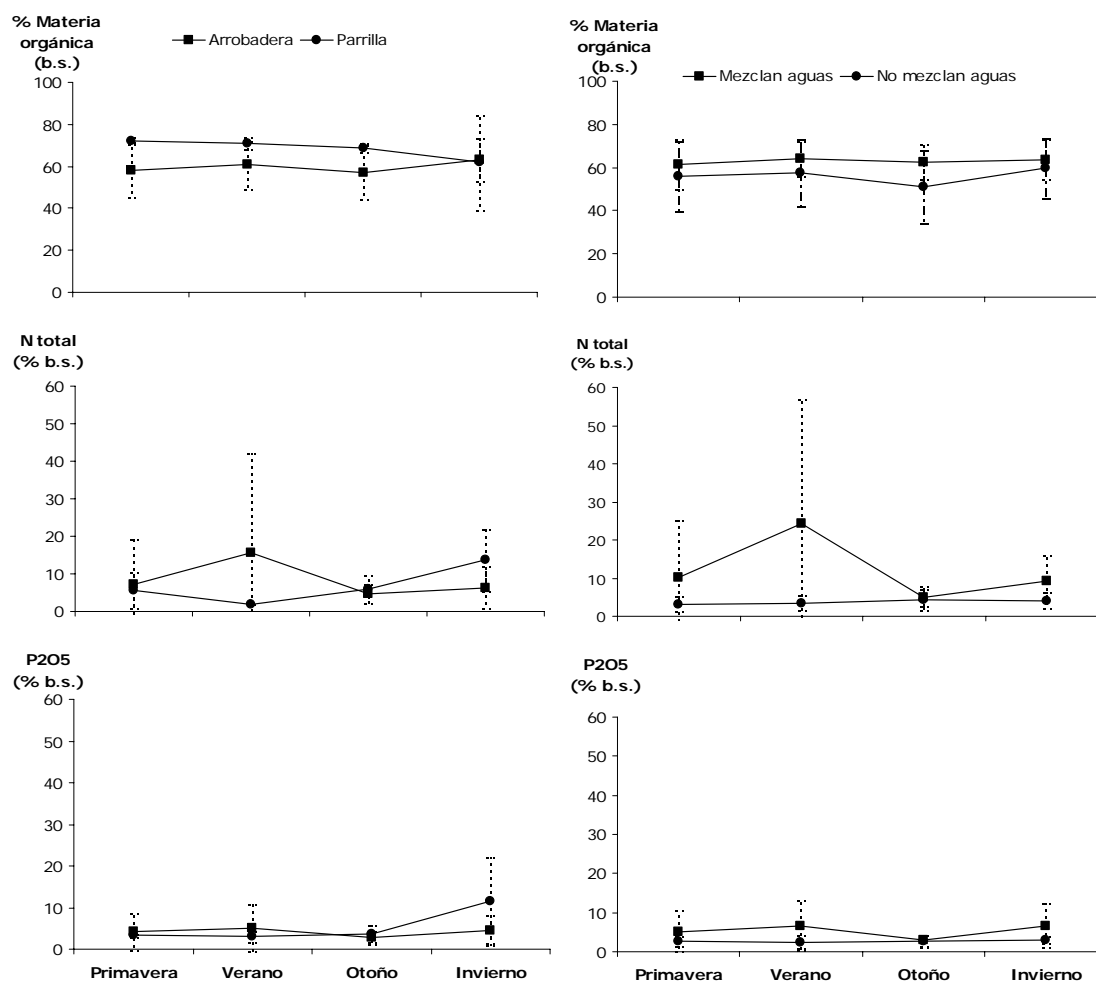


Figura 3. Variación del contenido en metales del purín en las cuatro estaciones del año.

### Influencia de la gestión de la ganadería en el contenido en nutrientes y materia orgánica del purín

A continuación se muestra la influencia que tiene en parámetros como la materia orgánica, el nitrógeno total y el fósforo total, el sistema de recogida del purín (arrobadera o parrilla) y la mezcla del purín con otras aguas. Se observa claramente que cuando a la fosa de purín se añaden otras aguas (aguas de lavado del equipo de ordeño o aguas domésticas) el contenido en materia orgánica, N-Total y P-Total del purín aumenta. El aporte diario de estas aguas a la fosa supone entre el 2-5% del total de volumen generado. El aumento del fósforo y nitrógeno es debido al arrastre de fosfatos y nitratos empleados en los detergentes ácidos usados en la limpieza del equipo de ordeño (muchas de las ganaderías consideradas emplean detergentes ácidos que contienen ácido fosfórico o ácido nítrico). Además, el aumento en los niveles de N-total puede deberse también a los compuestos de nitrógeno de las aguas domésticas (un 25% de las que mezclan el purín con las aguas de lavado del

equipo de ordeño lo mezclan también con las aguas domésticas), y sobre todo, al nitrógeno proteico de los restos de leche que quedan en el equipo de ordeño.



**Figura 4.** Variación del contenido en materia orgánica, fósforo total y nitrógeno total en función del sistema de recogida de purín y la mezcla con otras aguas.

Respecto al empleo de arrobadera o parrilla como sistema de recogida de purín se observa que el purín recogido con arrobadera presenta menor contenido en materia orgánica, pero mayor contenido en N-total y fósforo. En las ganaderías con arrobadera, más del 60% de las consideradas mezclan el purín con aguas procedentes del equipo de ordeño, mientras que en las de parrilla este porcentaje baja al 50%, aunque en éstas la contribución del agua de limpieza de las naves es mucho mayor (en los sistemas de parrilla toda el agua de limpieza de la nave va a parar a la fosa mientras que en las que tienen arrobadera no). Este hecho puede influir en el aumento del contenido de materia orgánica en las ganaderías con parrilla, pero no en el nitrógeno y el fósforo, pues las ganaderías con arrobadera presentan un mayor aporte de aguas de lavado de equipos de ordeño y domésticas.

#### Variación de la concentración de gases en el aire ambiente de las ganaderías

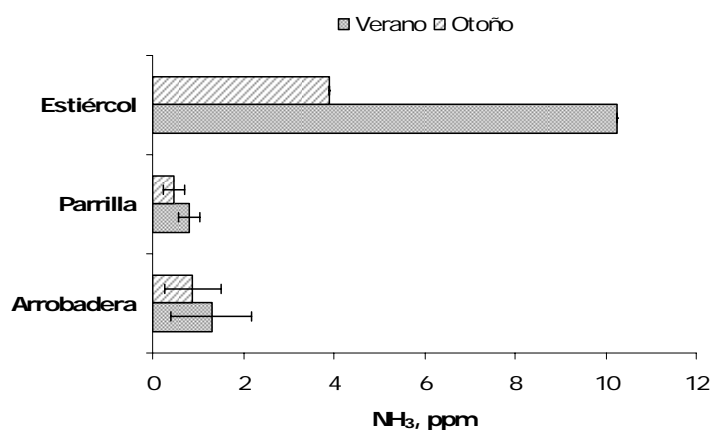
En la Tabla 3 se muestran los resultados obtenidos en la medida de la concentración de gases en el aire ambiente de las naves de las ganaderías analizadas. En ninguna de ellas se detectaron niveles medibles de metano. Sólo se disponen de datos de amoníaco para las campañas de verano y otoño, por un problema con el equipo de medida. Los valores más altos encontrados para todos los gases se obtuvieron en una ganadería de 167 UGM, parcialmente estabulada y con cama caliente (paja). Este sistema de estabulación es poco habitual en Asturias.

**Tabla 3.** Variación de la concentración de gases en el aire ambiente de las ganaderías de vacuno de leche.

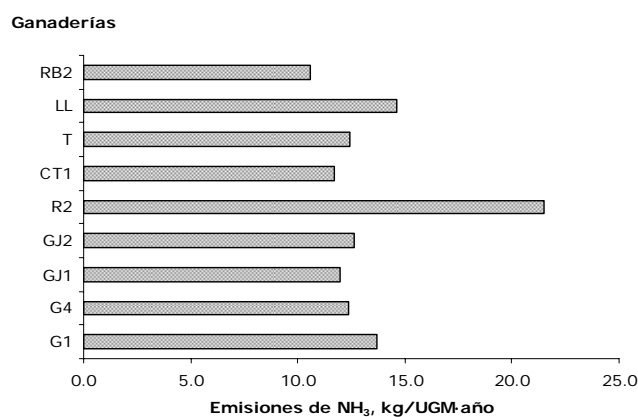
		NH <sub>3</sub> (ppm)	COVs (ppm)	CO <sub>2</sub> (% vol.)
Primavera	x ± DS	n.m.	0,52 ±0,78	0,14 ±0,02
	Máx.	n.m.	3,53	0,15
	Mín.	n.m.	0	0,10
Verano	x ± DS	1,65 ±0,88	0,38 ±0,46	0,13 ±0,03
	Máx.	10,25	1,63	0,20
	Mín.	0	0	0,10
Otoño	x ± DS	0,98 ±0,88	0,83 ±0,59	0,12 ±0,03
	Máx.	3,91	2,13	0,20
	Mín.	0	0,02	0,10
Invierno	x ± DS	n.m.	1,43 ±0,90	0,14 ±0,02
	Máx.	n.m.	3,22	0,15
	Mín.	n.m.	0,00	0,10

n.m.: no medido.

En la Figura 5, se ve la variación de la concentración de amonio en el aire ambiente de ganaderías con diferente sistema de recogida del residuo ganadero. En la categoría “Estiércol” sólo se representan los datos de la ganadería descrita anteriormente. Se observa la gran diferencia de esta ganadería con respecto a los otros dos sistemas de estabulación (libre con parrilla y libre con arrobadera).

**Figura 5.** Variación de la concentración de amoniaco en ganaderías con diferentes sistemas de recogida del residuo ganadero.

Los resultados obtenidos muestran una gran dispersión en las concentraciones de gases en el aire ambiente de las ganaderías analizadas. Sería necesario un estudio en mayor profundidad que permitiese obtener relaciones concluyentes sobre las diferentes formas de gestión en las ganaderías de vacuno de leche y las emisiones de gases a la atmósfera. No obstante, a partir de las medidas realizadas en 10 ganaderías, se ha realizado una estimación de la emisión de amonio en la estabulación teniendo en cuenta la velocidad del viento, la superficie ocupada por el ganado en la nave y el número de UGM estabuladas en cada ganadería. Los resultados obtenidos se muestran en la Figura 6. Se observa que las emisiones de amonio oscilan entre 10,56 y 21,52 kg NH<sub>3</sub>/UGM·año (8,70 y 17,72 kg N-NH<sub>3</sub>/UGM·año) con la excepción de la ganadería R2, parcialmente estabulada y con cama caliente (comentada anteriormente). Los datos encontrados en la bibliografía muestran también variaciones importantes. Misselbrook *et al.* (2006) realizaron un estudio sobre la emisión de amonio en patios de recreo al aire libre de 16,2 m<sup>2</sup> con diferente densidad de animales (entre 0,3 y 0,5 animales/m<sup>2</sup>), encontrando valores medios de emisión de N-NH<sub>3</sub> entre 4,64 y 6,13 kg N-NH<sub>3</sub>/UGM·año. Por su parte, Mosquera *et al.* (2006) encontraron valores medios de emisión de amoniaco para ganado vacuno estabulado en Holanda de 13,9 kg/UGM·año, mientras que Hyde *et al.* (2003) encontraron 17,12 kg N-NH<sub>3</sub>/UGM·año en Irlanda.

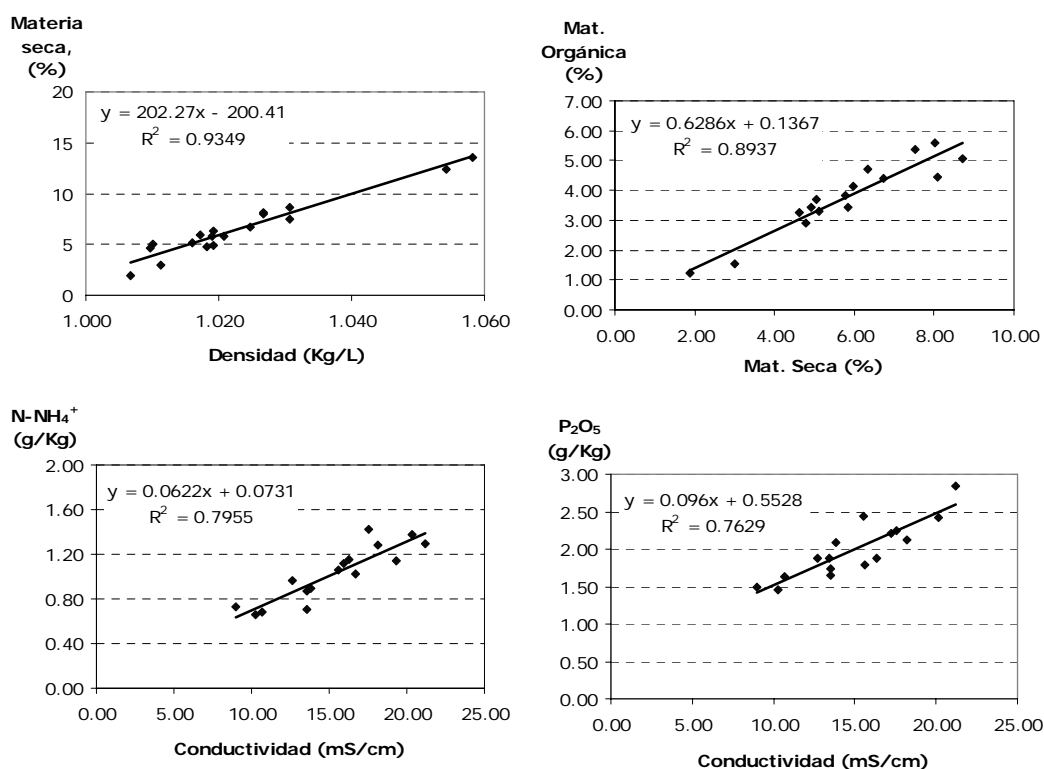


**Figura 6.** Estimación de las emisiones de NH<sub>3</sub> en las ganaderías analizadas.

En la actualidad se está poniendo a punto un equipo para poder medir la emisión de estos gases durante la fertilización, teniendo en cuenta la importancia que ésta tiene en la contribución a las emisiones de gases.

### Estimación de correlaciones analíticas

A partir de los datos de composición de purín obtenidos en las cuatro campañas, se realizaron correlaciones entre los diferentes parámetros, con el objeto de poder desarrollar una metodología de análisis rápida, basada en la determinación de parámetros de medida sencilla. Usando valores medios de los datos obtenidos en las cuatro campañas, se han encontrado buenos ajustes entre la materia seca y densidad, materia seca y materia orgánica, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> y conductividad y P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> y conductividad. Las regresiones obtenidas en el ajuste son similares a las encontradas en otros trabajos (Provolo y Martínez-Suller, 2007; Mangado-Urdániz, *et al.*, 2006). Para este estudio se han tenido en cuenta los datos obtenidos en ganaderías que generan purín, dejando fuera los de aquellas instalaciones que sólo generaban estiércol. En la Figura 7 se muestran los ajustes obtenidos.



**Figura 7.** Correlación entre diferentes parámetros de composición del purín.

## AGRADECIMIENTOS

Los investigadores agradecen la financiación recibida del Ministerio de Educación y Ciencia, Ref. CTM2005-07576, y de la Fundación para la Investigación Científica Aplicada y la Tecnología (FICYT), Ref. COF-05-020.

## REFERENCIAS

- APHA, AWWA, WEF (1995). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 19th ed. Washington DC.
- Hyde, B.P., Carton, O.T., O'Toole, P., Misselbrook, T.H. (2003). A new inventory of ammonia emissions from Irish agriculture. *Atmospheric Environment*, **37**(1), 55-62.
- Mangado-Urdániz, J.M., Sanz-Olleta, A., Soret-Lafraya, B. (2006). Producción de purines en vacuno de leche. Parte I: Caracterización. *Navarra Agraria*, **157**, 41-48.
- Mangado-Urdániz, J.M., Sanz-Olleta, A., Soret-Lafraya, B. (2006). Purines en vacuno de leche. Parte II: Métodos rápidos para su caracterización. *Navarra Agraria*, **159**, 35-42.
- Misselbrook, T.H., Webb, J., Gilhespy, S.L. (2006). Ammonia emissions from outdoor concrete yards used by livestock-quantification and mitigation. *Atmospheric Environment*, **40**(35), 6752-6763.
- Mosquera, J., Hol, J.M.G., Monteny, G.J. (2006) Gaseous emission from a deep litter farming system for dairy cattle. *International Congress Series*, **1293**, 291-294.
- Provolo, G., Martínez-Suller, L. (2007). In situ determination of slurry nutrient content by electrical conductivity. *Bioresource Technology*, **98**(17), 3235-3242.

## Algoritmos de cálculo de las emisiones de metano y óxido nitroso de la gestión de los purines en explotaciones porcinas bajo condiciones españolas

Verónica Moset Hernández<sup>1,2,\*</sup>, María Cambra López<sup>2</sup>, Salvador Calvet<sup>2</sup>, Ángeles Cristóbal<sup>3</sup>, Ana Rodríguez<sup>4</sup>, Antonio G. Torres<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Centro de Tecnología Animal - IVIA. Polígono de la Esperanza, 100. 12400 - Segorbe. Castellón.

<sup>2</sup>Instituto de Ciencia y Tecnología Animal - UPV. Camino de Vera, s/n. 46022 - Valencia.

<sup>3</sup>Ministerio Medio Ambiente. Área Calidad del Aire. Plaza San Juan de la Cruz, s/n. 28071 - Madrid.

<sup>4</sup>Ministerio Medio Ambiente. Área de Residuos. Plaza San Juan de la Cruz, s/n. 28071 - Madrid.

\* Autor de contacto: vmoset@ivia.es

### Resumen

La ganadería porcina representa una fuente importante de las emisiones de gases de efecto invernadero a la atmósfera, mayoritariamente debida a la gestión de las deyecciones ganaderas. Durante el almacenamiento de las deyecciones sólidas (estiércol) o líquidas (purín) éstos se descomponen en sustancias más simples gracias a las bacterias presentes en las heces, liberando estos gases. Las condiciones de almacenamiento y el manejo del mismo son determinantes. La estimación de las emisiones de estos gases es obligatoria y debe realizarse en los Inventarios Nacionales de Emisiones a la Atmósfera. Para ello, el Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC) proporciona una serie de ecuaciones para el cálculo de las emisiones de estos gases que dependen principalmente, en el caso del metano ( $\text{CH}_4$ ), de los sólidos volátiles excretados, mientras que en el óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ), del nitrógeno excretado. En ambos casos, estas ecuaciones están referidas a unos sistemas de gestión determinados. La aplicación de estas ecuaciones a las características de la gestión de los purines de la ganadería porcina española no es posible del todo ya que no se contemplan las condiciones secuencial y concatenada de éstos. El objetivo de este trabajo es presentar unos algoritmos alternativos a los propuestos en la metodología IPCC, para la estimación de las emisiones de  $\text{CH}_4$  y  $\text{N}_2\text{O}$  derivadas de la gestión del purín, adaptados a los sistemas de gestión y a las peculiaridades y condiciones de la ganadería porcina española.

### Palabras clave

Emisiones; Gestión de purín; IPCC; Metano; Óxido nitroso.

## INTRODUCCIÓN

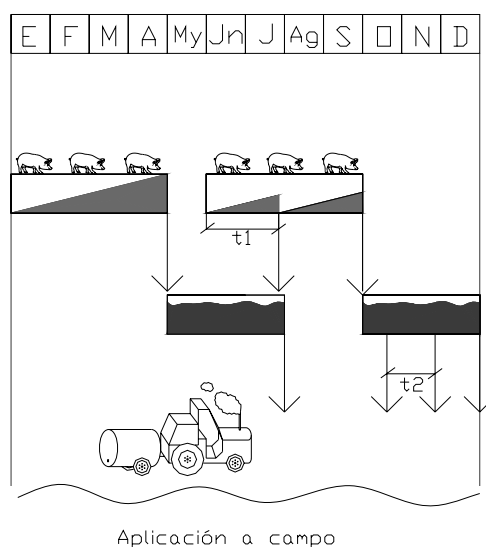
El metano ( $\text{CH}_4$ ) y el óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) contribuyen de forma muy significativa al efecto invernadero, así como el  $\text{N}_2\text{O}$  a la reducción del ozono estratosférico (Seinfeld y Pandis, 1998). En los últimos 200 años, la concentración atmosférica del  $\text{CH}_4$  y del  $\text{N}_2\text{O}$  se ha visto incrementada en un 151 y un 17% respectivamente (IPCC, 2001). La ganadería es responsable de una cierta proporción de las emisiones totales de gases de efecto invernadero a la atmósfera debido a la fermentación entérica y a la gestión de las deyecciones ganaderas. En particular, la gestión de las deyecciones ganaderas contribuye al 23% de  $\text{CH}_4$  y al 28% de  $\text{N}_2\text{O}$  de las emisiones totales de estos gases en España (UNFCCC, 2007).

Estos gases se producen y liberan durante todas las etapas de gestión de las deyecciones ganaderas, principalmente en los alojamientos y en el almacenamiento, y sus emisiones dependen de factores relacionados con las condiciones de almacenamiento y el manejo del mismo. Durante el almacenamiento de las deyecciones ganaderas sólidas (estiércol) y líquidas (purín), se producen reacciones de descomposición de la materia orgánica, así como procesos de nitrificación y desnitrificación de los compuestos nitrogenados por acción de los microorganismos presentes en las deyecciones, cuando las condiciones ambientales son favorables. Estas reacciones dan lugar a la formación de diferentes productos, entre ellos, la emisión de sustancias gaseosas, principalmente de  $\text{CH}_4$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  y amoníaco ( $\text{NH}_3$ ). La magnitud y naturaleza de la emisión de estos gases depende

fundamentalmente de la composición de las deyecciones ganaderas, de sus características fisicoquímicas, de su contenido en agua y su consistencia, del sistema de gestión de las deyecciones que se realice, así como de las condiciones meteorológicas, principalmente la temperatura y la tasa de aireación (Hellebrand y Kalk, 2001; Park *et al.*, 2006). La presencia o no de oxígeno es fundamental para la producción de estos gases de efecto invernadero, y depende principalmente del tipo de gestión y/o almacenamiento a que se encuentren sometidas las deyecciones. Así, las emisiones de  $N_2O$  son mucho mayores en sistemas de almacenamiento de deyecciones sólidas en forma de estiércol seco y bajo condiciones de aireación, sin embargo las mayores producciones de  $CH_4$  se producen bajo condiciones de anaerobiosis y con purines líquidos o semilíquidos (Monteny *et al.*, 2001).

En el marco del Protocolo de Kioto (1997), los países firmantes se comprometen a reducir sus emisiones de gases de efecto invernadero. Además, para combatir el calentamiento global, estas emisiones deben ser cuantificadas y evaluadas. En este sentido, la estimación de las emisiones de  $CH_4$  y  $N_2O$  es obligatoria y debe realizarse en los Inventarios Nacionales de Emisiones a la Atmósfera. Sin embargo, su estimación resulta especialmente difícil en el caso de la ganadería española. El Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (*Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC*) proporciona una serie de ecuaciones sencillas para el cálculo de las emisiones de estos gases para todos los países miembros, basadas en el número de animales y en unos “factores de emisión” (emisión por animal y año), estimados a partir de los sistemas de gestión de los estiércoles y purines.

Actualmente en España, las emisiones de  $CH_4$  y  $N_2O$  procedentes de la gestión de los estiércoles y purines se calculan mediante la metodología del IPCC, aplicando el método más detallado y complejo (Tier 2). En determinadas situaciones se aplica directamente la metodología IPCC porque los sistemas de gestión de los estiércoles y purines están clarísimamente diferenciados en el tiempo y se trata de sistemas excluyentes. Sin embargo, se presentan otros casos, en los que lo habitual es que no sean excluyentes. Es el caso por ejemplo de los sistemas de producción de porcino intensivos en España, donde el sistema predominante es claramente un proceso concatenado, consistente en un almacenamiento bajo fosa (de menor o mayor duración según el tipo de animal) seguido de sistemas de almacenamiento líquidos (Figura 1). En consecuencia, la aplicación de las ecuaciones anteriores, en estas situaciones, resulta complicada.



**Figura 1.** Sistema secuencial de gestión de purines en porcino a lo largo de un año, con los distintos tiempos de permanencia por etapa ( $t_1$  y  $t_2$ ).



El objetivo de este trabajo es presentar unos algoritmos alternativos, derivados de los propuestos en la metodología IPCC Tier 2, para la estimación de las emisiones de CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O de la gestión de los estiércoles y purines, adaptados a los sistemas de gestión del purín y a las peculiaridades y condiciones de la ganadería porcina española.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Modelo IPCC

Según la metodología del IPCC (IPCC, 2006), las emisiones de CH<sub>4</sub> para una determinada categoría de animales ( $T$ ) se calculan mediante la suma de los productos del número de animales ( $N$ ) por un factor de emisión ( $EF_{(T)}$ ). Atendiendo a este modelo, los principales factores que afectan a las emisiones de CH<sub>4</sub> son la cantidad de purín producida y la proporción de éste que se descompone de forma anaeróbica, lo que depende a su vez de cómo se gestionen las deyecciones ganaderas. En este sentido, la excreción de sólidos volátiles ( $VS$ ) y el sistema de gestión de los purines ( $S$ ) son los más influyentes. También la temperatura es determinante, y el potencial de producción de CH<sub>4</sub> del purín va a depender de la región climática en la que se encuentre. Es decir:

$$Emisión\ CH_4\ (kg\ /\ año) = \sum_{(T)} N_{(T)} \times \underbrace{\left[ (VS_{(T)} \times 365) \times [B_{0i} \times 0,67 \times \sum_{S,k} \frac{MCF_{S,k}}{100} \times MS_{(T,S,k)}] \right]}_{EF_{(T)}} \quad [1]$$

Donde:

$N_{(T)}$  = número de animales de la categoría  $T$ ;  $VS_T$  = producción diaria de sólidos volátiles para la clase de animales  $T$  [kg VS/día];  $365$  = días del año [días/año];  $B_{0(T)}$  = potencial de producción de metano de los sólidos volátiles excretados [ $m^3$  CH<sub>4</sub>/kg VS];  $0,67$  = densidad del metano [kg/ $m^3$ ];  $MCF_{Sk}$  = porcentaje  $B_{0i}$  que se emite, en función de  $S$  y de  $k$ ;  $S$  = sistema de gestión de los purines;  $k$  = zona climática;  $MS_{TSk}$  = proporción de animales de la población y que utilizan el sistema  $j$  en la zona climática  $k$ .

Por otro lado, las emisiones directas de N<sub>2</sub>O para una determinada categoría de animales ( $T$ ) se calculan en función del nitrógeno excretado ( $Nex$ ), del sistema de gestión del purín ( $S$ ), del factor de emisión ( $EF$ ) y del número de animales ( $N$ ). Los principales factores que afectan a las emisiones de N<sub>2</sub>O son el contenido de nitrógeno y de carbono del purín, la duración del almacenamiento y del sistema de gestión. Estas emisiones se calculan independientemente de la temperatura mediante la expresión:

$$Emisión\ N_2O\ (kg\ /\ año) = \left[ \sum_S \left[ \sum_T (N_{(T)} \times Nex_{(T)} \times MS_{(T,S)}) \right] \right] \times EF_{(S)} \times \frac{44}{28} \quad [2]$$

Donde:

$N_{(T)}$  = número de animales de la categoría  $T$ ;  $Nex_{(T)}$  = nitrógeno excretado anual por cabeza de animal de la categoría  $T$  [kg N/animal/año];  $MS_{(T,S)}$  = proporción del nitrógeno total excretado anualmente por los animales de la categoría  $T$  que es gestionado mediante el sistema de gestión de estiércoles  $S$ ;  $EF_{(S)}$  = factor de emisión directo de N<sub>2</sub>O del sistema de gestión  $S$  [kg N-N<sub>2</sub>O/kg N];  $44/28$  = conversión de emisiones de N-N<sub>2</sub>O a emisiones de N<sub>2</sub>O.

### Componentes clave para las estimaciones

En base a las ecuaciones que se plantean en la metodología del IPCC, son necesarios una serie de inputs o datos de actividad. Entre ellos, el primero es la caracterización del ganado y el número de animales de cada categoría ( $N$ ). Estos datos se recogen del Anuario de Estadística Agroalimentaria que publica anualmente el Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Para el resto de datos necesarios, en ausencia de fuentes a nivel nacional, el IPCC proporciona unos valores por defecto que pueden utilizarse (por ejemplo para los sólidos volátiles, el nitrógeno excretado o los factores

de emisión). No obstante, el IPCC anima a la utilización de datos y factores propios, específicos del país, cuando existan, para obtener unas emisiones más precisas y fiables. Hasta el momento, no se dispone de datos españoles sobre la mayoría de los datos de actividad necesarios para el cálculo, y estos se estiman a partir de los valores por defecto que propone el IPCC.

A parte, para ajustarse más fielmente a la realidad de la gestión de los purines, es preciso definir la variación de algunas de las variables de actividad con el tiempo. Los purines se descomponen y experimentan cambios físicos, químicos y microbiológicos al atravesar distintas etapas, en función del tiempo (Martinez *et al.*, 2003), tal y como se ilustra en la Figura 1. Las características y volumen de los purines variarán considerablemente con el tiempo de permanencia en cada etapa de gestión, en función del propio sistema de gestión en sí mismo, de la temperatura, precipitación y de las posibles variaciones estacionales. Si estos factores no se tienen en cuenta, se puede sobreestimar las emisiones (Husted, 1994), ya que la metodología del IPCC no explicita si incluye la influencia dinámica de un ciclo completo de las deyecciones. De esto se extrae que los factores de emisión que proporciona el IPCC no contemplan las posibles diferencias que pudieran existir en los ciclos de almacenamiento y/o gestión de los purines entre países. Es por ello, que se considera una estimación más bien estática que sólo representa una tasa general de emisión a lo largo de un año y no contempla la dinámica asociada a los periodos de almacenamiento en los que se producen cambios de temperatura, y cambios en variables tan influyentes en las emisiones como los sólidos volátiles para el CH<sub>4</sub> o el nitrógeno excretado para el N<sub>2</sub>O, y en consecuencia, de las tasas de emisión.

En este sentido, es necesario definir para cada sistema de producción, en primer lugar la distribución de los sistemas de gestión y el tiempo medio de cada etapa, así como la proporción de animales que utilizan un determinado sistema de gestión (*MS*). Es decir, el tiempo de permanencia del purín en las naves debajo de las fosas, en balsas exteriores, la posible adición de otros sustratos, etc.; y la proporción del purín total que se encuentra en cada etapa. En segundo lugar, es preciso determinar la evolución con el tiempo de los factores que intervienen en el cálculo. Así, la evolución de los sólidos volátiles (*VS*), del potencial de producción de CH<sub>4</sub> (*B<sub>0</sub>*), y su adaptación a las zonas climáticas españolas (*MCF*) son imprescindibles para realizar la estimación. En el caso del N<sub>2</sub>O, es necesario conocer el contenido en nitrógeno del purín recién excretado (*N<sub>ex</sub>*), y su evolución, así como las pérdidas que se puedan producir en el transcurso del tiempo, según cómo se gestione.

### Otros modelos (aproximación bibliográfica)

Algunos autores han tratado de abordar este tema mediante distintas aproximaciones para evaluar los parámetros más influyentes en el cálculo de las emisiones de estos gases y realizar estimaciones más precisas. En este sentido, se ha intentado determinar la evolución de los sólidos volátiles de los purines, la capacidad de producción de CH<sub>4</sub> por masa de *VS*, y por seguimientos del flujo de nitrógeno, en condiciones de sistemas de gestión diferentes, así como en el curso del tiempo y en función de la temperatura (Mangino *et al.*, 2001; Petersen *et al.*, 2004; Sommer *et al.*, 2004).

La dependencia de las emisiones de CH<sub>4</sub> con la temperatura se encuentra reflejada en la metodología IPCC dentro del factor de conversión de CH<sub>4</sub> (*MCF*). Sin embargo, esta relación puede expresarse de una manera más clara. Husted (1994) proporciona datos de *VS* para purines almacenados y determinó *B<sub>0</sub>* para purines en función de la temperatura, identificando una buena relación entre la temperatura ambiente y la del purín. Park *et al.* (2006) corroboraron esta relación, igual que Sommer *et al.* (2000), correlacionando la temperatura del purín con las emisiones de CH<sub>4</sub> para purines líquidos, identificando además una relación positiva entre las dos. Sin embargo, Safley y Westerman (1990), no encontraron relación con la temperatura para *B<sub>0</sub>* en uno de los casos estudiados, debido probablemente a la influencia de otros factores. Otros autores han intentado relacionar la producción de CH<sub>4</sub> en base a los sólidos volátiles degradables en otras formas, como

grasa, proteína e hidratos de carbono, así como con distintas formas del nitrógeno (Sommer *et al.*, 2002). En este sentido, se han identificado relaciones exponenciales de la tasa de emisión de metano con la temperatura (Haeussermann *et al.*, 2006; Sommer *et al.*, 2000), expresadas en la ecuación de Van't Hoff-Arrhenius, habitualmente utilizada para expresar la dependencia de procesos biológicos con la temperatura, modificada por Sommer *et al.* (2002 y 2004):

$$\text{Tasa de emisión (g CH}_4\text{ / kg VS h)} = VS_D \times b_1 \times \exp\left[\ln A - E \times \left(\frac{1}{RT}\right)\right] + VS_{ND} \times b_2 \times \exp\left[\ln A - E \times \left(\frac{1}{RT}\right)\right] \quad [3]$$

Donde:

$VS_D$  = concentración de sólidos volátiles degradables [g/ kg purín];  $VS_{ND}$  = concentración de sólidos volátiles no degradables [g/ kg purín];  $b_1$ ,  $b_2$  = factores de corrección para las proporciones de VS degradables y no degradables [adimensionales];  $A$  = parámetro de Arrhenius;  $E$  = energía de activación;  $R$  = constante de los gases;  $T$  = temperatura [K].

Para el  $N_2O$ , la influencia de la temperatura en purines es menos clara. La información disponible es contradictoria y dada la complejidad de los procesos, todavía se desconoce las condiciones de los procesos implicados en su producción (Monteny *et al.*, 2001). Algunos autores no han encontrado relación entre estos dos parámetros (Sommer *et al.*, 2000) mientras que en otros estudios se ha visto una dependencia de la emisión de  $N_2O$  con las condiciones climáticas (Skiba *et al.*, 2006) y que los procesos de nitrificación y desnitrificación se aceleran a medida que aumenta la temperatura ambiente (Petersen *et al.*, 1998; Kebreab *et al.*, 2006).

No obstante, la mayoría de estos estudios se basan en ensayos a escala de laboratorio realizados sobre la fermentación de purines, o en datos de digestores anaerobios. Jungbluth *et al.* (2001) señala la falta de información de emisiones de gases de efecto invernadero de alojamientos y almacenes de deyecciones basadas en mediciones durante periodos de tiempo lo suficientemente prolongados. La heterogeneidad de los sustratos utilizados en los ensayos, así como la imposibilidad de relacionarlo con purines de distintas edades, procedencias y procesos de evolución, no permiten la utilización de estos datos.

## RESULTADOS Y CONCLUSIONES

Con esta información, se proponen los siguientes algoritmos de cálculo para calcular las emisiones de  $CH_4$  y  $N_2O$  en condiciones españolas. Para el  $CH_4$ :

$$\text{Emisión CH}_4\text{ (kg / año)} = [(EF_{(T)/S1} \times t_{S1}) + (EF_{(T)/S2} \times t_{S2}) + \dots + (EF_{(T)/Sn} \times t_{Sn})] \times N_{(T)} \quad [4]$$

Donde:

$EF_{T/Si \ i=1 \rightarrow n}$  = factor de emisión diario de la población de animales y del sistema de gestión  $S$  [kg  $CH_4$ /día] para la zona climática  $k$ ;  $t_{Si \ i=1 \rightarrow n}$  = tiempo que sigue el sistema  $S$  [días/año] en la zona climática  $k$ ;  $N_{(T)}$  = población emisora (número de animales de la categoría  $T$ ).

A su vez, el  $EF_{(T)/Sn}$  se calcularía de la siguiente manera:

$$EF_{i/Sn} \text{ (kg cabeza / día)} = VS_i \times [B_{O_i} \times 0,67 \times \sum_{S,k} \frac{MCF_{S,k}}{100} \times 1] \quad [5]$$

Donde:

$VS$  = producción diaria de sólidos volátiles de la materia seca orgánica que emite el metano [kg VS/día]; es decir, lo que corresponde a la cantidad de sólidos volátiles que entran en cada fase, que sería igual al de sólidos volátiles excretados menos los que van emitiendo durante las fases en cuestión;  $B_{O_i}$  = potencial de producción de metano de los sólidos volátiles [ $m^3 CH_4$ /kg SV];  $0,67$  =

densidad del metano [ $\text{kg}/\text{m}^3$ ];  $MCF_{S,k}$  = proporción de  $B_{O_i}$  que se emite, en función de  $S$  y de  $k$ ;  $I$  = como toda la población y utiliza el sistema  $S$ , la proporción  $MS_{S,k}$  es la unidad.

En el caso del  $\text{N}_2\text{O}$ , el procedimiento es similar; la propuesta es:

$$\text{Emisión } \text{N}_2\text{O} \text{ (kg/año)} = [(N_{exci} \times 1 \times EF_{(T)/S1} \times t_{S1}) + (N_{inpi} \times 1 \times EF_{(T)/S2} \times t_{S2}) + \dots + (N_{inpn} \times 1 \times EF_{(T)/Sn} \times t_{Sn})] \times N_{(T)} \times \frac{44}{28} \quad [6]$$

Donde:

$N_{exci}$  = nitrógeno excretado por la categoría animal  $T$  [ $\text{kg N}/\text{día}$ ] que correspondiente a aquel que entra en cada fase;  $N_{inpin}$  = nitrógeno que entra en la correspondiente fase (excedente de la fase anterior);  $I$  = como toda la población y utiliza el sistema  $SI$ , la proporción  $MS_{S,k}$  es la unidad;  $EF_{i/Si}$   $i=1 \rightarrow n$  = factor de emisión anual de la población de animales y del sistema de gestión  $S$  [ $\text{kg N}_2\text{O}/\text{Kg N}$ ];  $t_{Si}$   $i=1 \rightarrow n$  = tiempo que sigue el sistema  $S$  [días/año];  $N_{(T)}$  = población emisora (número de animales de la categoría  $T$ );  $44/28$  = conversión de emisiones de  $\text{N}-\text{N}_2\text{O}$  a emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$ .

Los algoritmos que proporciona el IPCC representan una aproximación global o integrada de la realidad de las emisiones de los purines en España. No obstante, la naturaleza estática de esta estimación se aleja de las emisiones de  $\text{CH}_4$  y  $\text{N}_2\text{O}$  procedentes de la producción porcina intensiva española. Para corregir estas carencias, es importante incluir el factor temporal del ciclo de gestión de los purines, integrando las variaciones en los parámetros más relevantes dentro de las estimaciones, sobretodo en función de la temperatura. Además, la falta de datos es evidente y resulta necesario obtenerlos bajo condiciones españolas. El conocimiento exhaustivo de la composición de los purines en cuanto a los parámetros más influyentes como  $VS$ , su relación con  $B_0$  y el contenido en nitrógeno, es fundamental.

Para mejorar la exactitud y fiabilidad de la estimación de las emisiones de estos gases procedentes de la gestión de los purines, es necesario utilizar algoritmos como los que se presentan, que reflejen con un mayor grado de representatividad, las variaciones a lo largo de los ciclos de producción de los purines en condiciones españolas.

## REFERENCIAS

- Haeussermann, A., Hartung, E., Gallmann, E., Jungbluth, T. (2006). Influence of season, ventilation strategy, and slurry removal on methane emissions from pig houses. *Agriculture Ecosystems & Environment*, **112**(2-3), 115-121.
- Hellebrand, H.J., Kalk, W.T. (2001). Emission of methane, nitrous oxide and ammonia from dung windrows. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **60**(1-3), 83-87.
- Husted, S. (1994). Seasonal-variation in methane emission from stored slurry and solid manures. *Journal of Environmental Quality*, **23**(3), 585-592.
- IPCC (2001). Climate change 2001: the scientific basis. **In:** Houghton, J.T., Ding, Y., Griggs, D.J., Noguer, M., van der Linden, P.J., Xiaousu, D. (eds.). *Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press. Ginebra, Suiza. pp. 944.
- IPCC (2006). Emissions from livestock and manure management. **In:** *IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Vol.4, Agriculture, Forestry and Land Use. Kanagawa, Japón.
- Jungbluth, T., Hartung, E., Brose, G. (2001). Greenhouse gas emissions from animal houses and manure stores. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **60**(1-3), 133-145.
- Kebreab, E., Clark, K., Wagner, R.C., France, J. (2006). Methane and nitrous oxide emissions from Canadian animal agriculture: A review. *Canadian Journal of Animal Science*, **86**(2), 135-158.
- Mangino, J., Bartram, D., Brazy, A. (2001). Development of a methane conversion factor to estimate emissions from animal waste lagoons. *USEPA*, 1-14.
- Martinez, J., Guiziou, F., Peu, P., Gueutier, V. (2003). Influence of treatment techniques for pig slurry on methane emissions during subsequent storage. *Biosystems Engineering*, **85**(3), 347-354.

- Monteny, G.J., Groenestein, C.M., Hilhorst, M.A. (2001). Interactions and coupling between emissions of methane and nitrous oxide from animal husbandry. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **60**(1-3), 123-132.
- Park, K.H., Thompson, A.G., Marinier, M., Clark, K., Wagner-Riddle, C. (2006). Greenhouse gas emissions from stored liquid swine manure in a cold climate. *Atmospheric environment*, **40**(4), 618-627.
- Petersen, S.O., Lind, A.M., Sommer, S.G. (1998). Nitrogen and organic matter losses during storage of cattle and pig manure. *Journal of Agricultural Science*, **130**(1), 69-79.
- Safley, L.M., Westerman, P.W. (1990). Psychrophilic anaerobic-digestion of animal manure - proposed design methodology. *Biological Wastes*, **34**(2), 133-148.
- Seinfeld, J.H., Pandis, S.N. (1998). *Atmospheric Chemistry and Physics of Air Pollution*. John Wiley & Sons, pp. 1326.
- Skiba, U., DiMarco, C., Hargreaves, K., Sneath, R., McCartney, L. (2006). Nitrous oxide emissions from a dung heap measured by chambers and plume methods. *Agriculture Ecosystems & Environment*, **112**(2-3), 135-139.
- Sommer, S.G., Moller, H.B., Petersen, S.O. (2002). Reduction in methane and nitrous oxide emission from animal slurry through anaerobic digestion. *Proceedings of the Third International Symposium. Non-CO<sub>2</sub>-Greenhouse-Gases: Scientific Understanding, Control Options and Policy Aspects*. Maastricht, The Netherlands.
- Sommer, S.G., Petersen, S.O., Moller, H.B. (2004). Algorithms for calculating methane and nitrous oxide emissions from manure management. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **69**(2), 143-154.
- Sommer, S.G., Petersen, S.O., Sogaard, H.T. (2000). Greenhouse gas emission from stored livestock slurry. *Journal of Environmental Quality*, **29**(3), 744-751.
- UNFCCC (2007). *Inventario Nacional de Emisiones a la Atmósfera en base al Manual de Referencia IPCC y UNFCCC*. Submission 2007. Spain. CRF. Inventory 2005. Internet: [http://unfccc.int/national\\_reports/annex\\_i\\_ghg\\_inventories/national\\_inventories\\_submissions/items/3929.php](http://unfccc.int/national_reports/annex_i_ghg_inventories/national_inventories_submissions/items/3929.php). (acceso 17-octubre-07).



## Aspectos metodológicos del análisis de ciclo de vida (ACV) aplicado a gestión y tratamiento de residuos orgánicos

Llorenç Milà i Canals<sup>1,\*</sup>

<sup>1</sup>GIRO Centro Tecnológico. Rambla Pompeu Fabra, 1. 08100 - Mollet del Vallès. Barcelona.

\* Autor de contacto: llorenç.mila@giroct.irta.cat

### Resumen

Este trabajo discute algunos de los aspectos metodológicos que hay que tener en cuenta al aplicar el Análisis de Ciclo de Vida (ACV) a sistemas de Gestión y Tratamiento de Residuos Orgánicos (GTRO). Concretamente se presenta el estado del arte de la consideración de impactos derivados del uso del territorio en ACV, el ciclo del carbono renovable, y la expansión del sistema. Estas cuestiones se ilustran con casos prácticos, demostrando el profundo efecto que las decisiones metodológicas pueden tener en los resultados, y recomendando las pautas a seguir siempre que sea posible.

### Palabras clave

Análisis de ciclo de vida (ACV); Gestión y tratamiento de residuos orgánicos (GTRO); Residuos orgánicos.

## INTRODUCCIÓN

El Análisis de Ciclo de Vida (ACV) es una de las herramientas más potentes para el análisis ambiental de productos y servicios, como las alternativas de Gestión y Tratamiento de Residuos Orgánicos (GTRO). Este análisis ambiental es relevante de cara a la toma de decisiones, e incorpora el enfoque en ciclo de vida exigido por la legislación europea<sup>1</sup>. La necesidad de esta línea de investigación está ampliamente justificada por los graves impactos ambientales relacionados con los residuos orgánicos (RO): efecto invernadero<sup>2</sup>; eutrofización; toxicidad por contaminación difusa; etc. La legislación europea refleja la importancia de los RO; por ejemplo: la Directiva de Vertederos (99/31/EC) exige una reducción de la cantidad de RO que van a vertedero. Paralelamente, la propuesta de Directiva para la protección de suelos (COM(2006) 232 final) destaca la necesidad de proteger los suelos, y en especial de frenar la pérdida de materia orgánica del suelo (MOS). La aplicación en el suelo de RO y/o de materiales derivados de su tratamiento (p. ej. compost) con fines agronómicos o de restauración es una estrategia clave para aunar los objetivos sobre residuos y protección del suelo, aunque no está exenta de emisiones con efectos nocivos para el medio ambiente. Paralelamente, los RO se ven cada vez más como una fuente de energía a explotar. El ACV es una herramienta muy adecuada para decidir en qué circunstancias una tecnología puede ser más o menos adecuada que otra, o qué usos (mejora agronómica del suelo? energía?) pueden ser más ventajosos.

Sin embargo, el ACV requiere aún un cierto desarrollo metodológico para captar todos los aspectos ambientales relevantes en la GTRO. En primer lugar, los impactos derivados del uso del territorio (calidad del suelo, biodiversidad, efectos sobre el ciclo del agua, etc.; Milà i Canals *et al.*, 2007a) no se suelen incluir en ACV, aun siendo su análisis crucial para la correcta toma de decisiones sobre GTRO (Milà i Canals *et al.*, 2006). Por otro lado, al hablar de GTRO se analizan sistemas donde el carbono fijado por los vegetales en un pasado reciente se convierte en emisiones. Por ello es inevitable tener que decidir cómo tratar estas emisiones de carbono “renovable” (o de ciclo corto), es decir: cómo cerrar el ciclo del C en el sistema analizado. Diversos autores consideran estas emisiones de modo distinto, con claras consecuencias en los resultados. Finalmente, otro aspecto que afecta claramente los resultados del ACV es el tratamiento que reciben las “emisiones evitadas”

<sup>1</sup>p. ej. COM (2005) 670 sobre Uso Sostenible de Recursos Naturales y COM (2005) 666 sobre Prevención y Reciclado de Residuos.

<sup>2</sup>el 3% de las emisiones europeas de gases de efecto invernadero en 1995 fue causado por metano procedente de vertederos.

a partir de la valorización de RO o sus sub-productos (en forma de energía, fertilizantes, etc.). Esto es lo que en ACV se llama expansión del sistema.

La presentación repasa el estado del arte de los aspectos metodológicos citados y ofrece recomendaciones sobre las mejores opciones disponibles.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Esta sección repasa algunos de los aspectos metodológicos a tener en cuenta en la aplicación del ACV a sistemas de GTRO, con referencias a los últimos desarrollos metodológicos.

### **Impactos derivados del uso de territorio**

La consideración de los impactos derivados del uso del territorio es una asignatura pendiente en ACV (Milà i Canals, 2007; Milà i Canals *et al.*, 2006; 2007a), cuya relevancia es particularmente importante en sistemas que utilizan áreas extensas (Milà i Canals *et al.*, 2006). Este es el caso de sistemas de GTRO donde se aplican los RO en suelos (agrícolas o no), ya sea directamente o bien después de aplicar procesos de tratamiento de los RO (p. ej. compostado, digestión anaerobia, etc.). De las rutas de impacto derivadas del uso del territorio descritas en la literatura (p.ej. Lindeijer *et al.*, 2002; Milà i Canals *et al.*, 2007a), los efectos sobre la calidad del suelo son de especial relevancia en aplicación de RO al suelo. Varios autores han sugerido usar la evolución de la materia orgánica del suelo (MOS) como indicador de la calidad del suelo en ACV, ya sea en combinación con otros indicadores (Cowell, 1998; Mattsson *et al.*, 1998; Baitz *et al.*, 1999; Schenck, 2001) o bien como indicador único (Milà i Canals *et al.* 2007b). Este indicador está obviamente relacionado con la aplicación de RO en suelo, aunque la evolución de la MOS depende en cada caso de las circunstancias particulares y las características de manejo.

Los estudios de ACV suelen disponer de suficiente información para estimar la evolución potencial de la MOS en las fases directamente estudiadas (lo que en inglés se denomina *foreground system*; como por ejemplo la aplicación de RO en suelo). Sin embargo, en el ACV hay que combinar esta información con los efectos en todo el ciclo de vida de un producto o servicio, incluyendo muchos sistemas fuera del alcance de quien encarga el estudio (el *background system*: provisión de energía, transporte, materiales adicionales, etc.). Milà i Canals *et al.* (2007c) sugieren factores de caracterización para el uso del territorio relacionado con este *background system*, utilizando la MOS como indicador.

### **Ciclo de carbono renovable**

La consideración de las emisiones de carbono “renovable” se ha tratado de un modo inconsistente en ACV y otras herramientas de análisis ambiental, tal y como se discute extensamente en Milà i Canals *et al.* (2007c). Esto tiene importantes repercusiones en los resultados ambientales del sistema, particularmente en lo referente a potencial de efecto invernadero. En el mejor de los casos, en el ACV se intentan estimar las emisiones de C evitadas (CO<sub>2</sub> fijado) en el crecimiento de biomasa, unidas a las emisiones en diferentes especies de carbono (CO<sub>2</sub> y CH<sub>4</sub>) que ocurren en etapas posteriores del ciclo de vida. En algunos casos incluso se intenta estimar el cambio en MOS generado en usos extensivos del territorio (Milà i Canals *et al.*, 2007b; 2007c; en preparación; Brandão *et al.*, submitted). Aunque existen una gran incertidumbre al respecto, la línea a seguir en este tema es intentar establecer un balance neto de carbono para el ecosistema (NECB, *net ecosystem carbon balance*, definido por Chapin *et al.*, 2006, véase Edwards-Jones *et al.*, 2007; en prensa y Koerber *et al.*, en preparación); el NECB debería ser calculado para cualquier uso del territorio (Milà i Canals *et al.*, 2007c). En especial, la aplicación al suelo de RO puede representar un importante aporte “lateral” de C al ecosistema (Chapin *et al.*, 2006), responsable de importantes emisiones de CO<sub>2</sub> al ser degradado por los organismos del suelo.



Al otro extremo del ciclo del carbono, cualquier emisión relacionada con la GTRO debe ser incluida en el inventario de ACV. Estas emisiones suelen incluirse en el ACV por ser a menudo más fáciles de calcular que la fijación de C en la fase de producción vegetal. Sin embargo, a menudo existe la tentación de no incluir las emisiones de CO<sub>2</sub> derivadas de la GTRO, por tratarse de emisiones “renovables” (es decir, se trata de C recientemente fijado en la biomasa).

### **Expansión del sistema y cargas evitadas**

Los sistemas de GTRO son típicamente multi-funcionales. A la función básica de gestión de residuos se le añaden otras, típicamente obtención de energía (p. ej. a través de biogás) y aumento de la fertilidad del suelo (fertilidad química –nutrientes- y física –estructura-). Esta multi-funcionalidad representa un problema metodológico a la hora de comparar sistemas alternativos para tratar los residuos, puesto que las distintas alternativas suelen conllevar distintas funciones paralelas, además del tratamiento del residuo. En ACV comparativo, los sistemas comparados deben ser funcionalmente idénticos. ISO 14.044:2006 recomienda expandir los límites del sistema para incluir todas las funciones analizadas, para poder sustraer la provisión de funciones paralelas de la función principal. Por ejemplo, si un sistema de GTRO genera X kWh electricidad además de tratar 1 tonelada de residuo, se debe identificar qué tecnología de generación de electricidad se está desplazando (tecnología marginal); sustrayendo los impactos de generar X kWh con la tecnología marginal de los impactos del tratamiento de 1 tonelada de residuo se obtiene el impacto relacionado únicamente con la función de tratamiento. Hay que notar que si los impactos de generar electricidad con la tecnología marginal son mayores que los de tratar 1 tonelada del residuo, entonces se concluye que esa tecnología de tratamiento de residuos es beneficiosa (el ahorro de impactos ambientales es superior a los impactos generados).

Normalmente la consideración de las cargas evitadas tiene un efecto muy importante en los resultados, por lo que es necesario justificar convenientemente cómo se definen y cuál es la tecnología marginal considerada. Weidema (2000) ofrece la mejor discusión metodológica al respecto. En el caso de GTRO se producen errores comunes en la definición de tecnología marginal:

- **Electricidad:** cuando el sistema GTRO genera electricidad (p.ej. a partir de digestión anaerobia, o en pilas microbianas), a menudo se restan los impactos equivalentes a producir la cantidad de electricidad “exportada” del sistema con el mix promedio de generación de electricidad. En España, este mix procede en un 27.5% de carbón; 26.9% de gas natural; 19.6% de nuclear; 8.3% de fuel oil; 7.8% hidroeléctrica; y cerca de un 10% de eólica y otras fuentes renovables (IEA, datos para España 2005, on-line). Si una planta de biogás consume electricidad, éste es el mix de producción que se va a considerar en el ACV. Sin embargo, si esta planta vende 100 kWh a la red no podemos considerar que se evita la generación de 27.5 kWh en una central térmica de carbón; 26.9 kWh en una de gas natural etc. El motivo es que no todas las centrales se usan para regular la generación. Es técnicamente muy difícil parar una central nuclear o una central de carbón, de modo que para la regulación se usan otras tecnologías, típicamente las centrales térmicas de gas y las grandes centrales hidroeléctricas. La tecnología marginal puede variar a lo largo del año y con las políticas energéticas del momento, de modo que conviene consultar a expertos en cada caso. Finalmente, cabe destacar que si el sistema de GTRO genera electricidad durante la noche, cuando hay superávit en la producción, podría no evitar ninguna carga ambiental.
- **Calor:** son menos frecuentes los casos de exportación de calor, por lo menos en España, ya que éste se suele consumir internamente en el sistema de GTRO (por ejemplo, para calentar el reactor anaerobio en una planta de biogás). Cuando se usa internamente este calor simplemente reduce el consumo de combustible exógeno (gas natural, fuel oil, etc.), lo que se traduce en menores cargas relacionadas a la producción del combustible. En cambio, si se exporta calor a un sistema de calefacción comunitario (comunes en países fríos) o a una

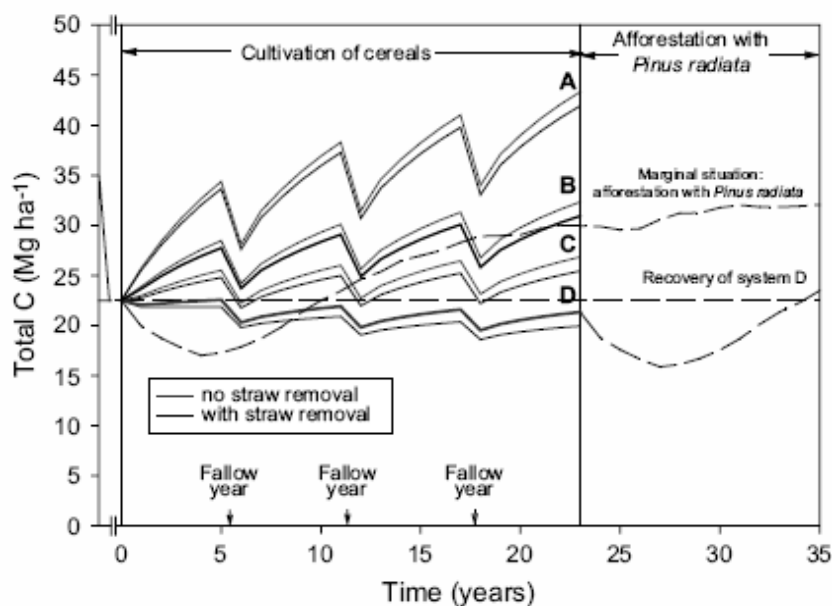
industria vecina hay que establecer la tecnología marginal que se habría utilizado de no existir esta fuente de calor (p. ej., caldera de gas natural), de un modo similar al explicado para la electricidad.

- Fertilizantes: Es frecuente encontrar estudios que consideran el contenido total de nutrientes en un RO (compost, estiércol, etc.) como evitado en forma de fertilizante mineral. Es decir, en un sistema de GTRO que produce un compost conteniendo 50 kg N por tonelada, se considera que se evita la producción y aplicación de 50 kg N en forma de fertilizante mineral (por ejemplo, nitrato amónico). Aunque el nitrato amónico fuera en este caso el compuesto típicamente desplazado, sería necesario establecer si 50 kg N en compost equivale a 50 kg en forma nmineral, ya que el N del compost va a ser liberado más lentamente y quizá no en el momento necesario para la planta.

## RESULTADOS Y CONCLUSIONES

### Impactos derivados del uso de territorio

Milà i Canals *et al.* (2007b) analizan los efectos sobre la materia orgánica del suelo de aplicar distintos residuos agrícolas (paja y distintas dosis de estiércol) en un suelo agrícola mediterráneo, utilizando el modelo Century (Figura 1). Estos resultados muestran como el efecto a largo plazo de pequeñas variaciones en el sistema de manejo comportan claras diferencias en la calidad del suelo, llegando incluso a cambiar el signo del impacto (efecto negativo o positivo sobre la calidad del suelo).



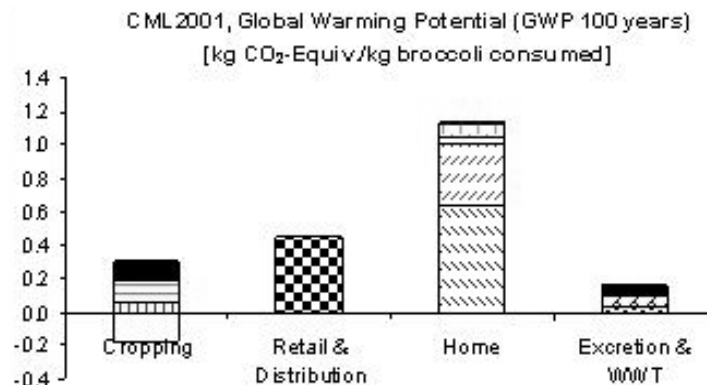
**Figura 1.** Evolución del C-orgánico en los 30 cm superficiales bajo distintos tipos de manejo: los sistemas A-D aplican 20, 10, 5 y 0 toneladas de estiércol por hectárea, respectivamente (Milà i Canals *et al.*, 2007b).

### Ciclo de carbono renovable

Las emisiones derivadas del metabolismo y posterior tratamiento de residuos animales suelen ser dominantes en diversos impactos ambientales, tal y como se concluye en varios estudios de ACV de producción animal. Dada la relevancia ambiental de estas emisiones es frecuente encontrar factores publicados. Especialmente útiles son los factores de la IPCC para emisiones de gases con efecto invernadero (principalmente metano y óxido nítrico), normalmente adaptadas por cada país en vistas a los inventarios de emisiones<sup>3</sup>. En el caso de las emisiones derivadas de la digestión y tratamiento de residuos humanos no es tan frecuente encontrar factores de emisión, por lo que

<sup>3</sup>ver por ejemplo [http://www.mapa.es/es/ganaderia/pags/emisiones\\_gases/emisiones.htm](http://www.mapa.es/es/ganaderia/pags/emisiones_gases/emisiones.htm).

Muñoz *et al.* (2007; en prensa) ofrecen un modelo para su cálculo. La Figura 2 muestra la relevancia (moderada) de las emisiones derivadas de la GTRO en el ciclo de vida del brócoli; tal y como discuten los autores del estudio, esta relevancia podría ser mayor si se tratara de alimentos no cocidos (por el menor peso que tendría la fase de preparación).



**Figura 2.** Contribución de distintas etapas del ciclo de vida de brócoli cultivado en España y consumido en el Reino Unido al Potencial de Calentamiento Global (Muñoz *et al.*, en prensa).

La sección superior en la barra de la fase de consumo en el hogar ('Home') corresponde a la degradación de los residuos de brócoli en el vertedero (20% del brócoli que llega al hogar), mientras que la barra 'Excretion & WWT' corresponde a las emisiones durante la respiración humana y el tratamiento de las aguas residuales.

### Expansión del sistema

Muñoz *et al.* (2008) analizan las dosis de compost que pueden sustituir realmente una cierta cantidad de fertilizantes minerales sin un efecto negativo en la productividad. Este tipo de estudios es el que permitirá establecer las condiciones en las que aplicar una expansión del sistema.

### REFERENCIAS

- Baitz, M., Kreißig, J., Schöch, C. (1999). *Method to Integrate Land Use in Lifecycle Assessment*. IKP, Universität Stuttgart. Stuttgart, Germany.
- Brandão, M., Milà i Canals, L., Clift, R. (submitted). Soil Organic Carbon changes in the cultivation of energy crops: implications for GHG emissions and soil quality for use in LCA.
- Chapin III, F.S., Woodwell, G.M., Randerson, J.T., Rastetter, E.B., Lovett, G.M., Baldocchi, D.D., Clark, D.A., Harmon, M.E., Schimel, D.S., Valentini, R., Wirth, C., Aber, J.D., Cole, J.J., Goulden, M.L., Harden, J.W., Heimann, M., Howarth, R.W., Matson, P.A., McGuire, A.D., Melillo, J.M., Mooney, H.A., Neff, J.C., Houghton, R.A., Pace, M.L., Ryan, M.G., Running, S.W., Sala, O.E., Schlesinger, W.H., Schulze, E.-D. (2006). Reconciling carbon-cycle concepts, terminology and methods. *Ecosystems*, **9**(7), 1041-1050.
- Cowell, S.J. (1998). *Environmental Life Cycle Assessment of Agricultural Systems: Integration into Decision-Making*. Ph.D thesis. Centre for Environmental Strategy, University of Surrey. Guildford, UK.
- Edwards-Jones, G., Koerber, G., Milà i Canals, L., York, E.H. (2007). Identifying and managing emissions from farms and food chains. *Carbon Footprint Supply Chain Summit*, 24-25 May. London, UK. Internet: <http://www.bangor.ac.uk/relu/documents/gejcarbonsummit.ppt>.
- Edwards-Jones, G., Milà i Canals, L., Hounsome, N., Truninger, M., Koerber, G., Hounsome, B., Cross, P., York, E.H., Hospido, A., Plassmann, K., Harris, I.M., Edwards, R.T., Day, G.A.S., Tomos, A.D., Cowell, S.J., Jones, D.L. (en prensa). Testing the assertion that 'local food is best': the challenges of an evidence based approach. *Trends in Food Science & Technology*.
- Koerber, G., Milà i Canals, L., York, E.H., Jones, D.L., Hill, P.W., Edwards-Jones, G. (en preparación). Integrating soil greenhouse gas emissions into Life Cycle Assessment to improve carbon foot-printing for the food industry.

- Lindeijer, E., Müller-Wenk, R., Steen, B. (2002). Impact assessment of resources and land use. **In:** Lindeijer E., Müller-Wenk, R., Steen, B., Udo de Haes, H.A., Finnveden, G., Goedkoop, M., Hauschild, M., Hertwich, E.G., Hofstetter, P., Jolliet, O., Klöpffer, W., Krewitt, W., Lindeijer, E.W., Müller-Wenk, R., Olsen, S.I., Pennington, D.W., Potting, J., Steen, B. (ed.). *Life Cycle Impact Assessment: Striving Towards Best Practice*, 11-64. SETAC. Pensacola, USA.
- Mattsson, B., Cederberg, C., Ljung, M. (1998). Principles for environmental assessment of land use in agriculture. *SIK-Report 1998 Nr 642*. The Swedish Institute for Food and Biotechnology. Gothenburg, Sweden.
- Milà i Canals, L. (2007). Editorial: land use in LCA: A new subject area and call for papers. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, **12**(1), 1.
- Milà i Canals, L., Clift, R., Basson, L., Hansen, Y., Brandão, M. (2006). Expert Workshop on Land Use Impacts in Life Cycle Assessment (LCA). 12-13 June 2006 Guildford, Surrey (UK). *The International Journal of Life Cycle Assessment*, **11**(5), 363-368.
- Milà i Canals, L., Bauer, C., Depestele, J., Dubreuil, A., Freiermuth Knuchel, R., Gaillard, G., Michelsen, O., Müller-Wenk, R., Rydgren, B. (2007a). Key elements in a framework for land use impact assessment in LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, **12**(1), 5-15.
- Milà i Canals, L., Romanyà, J., Cowell, S.J. (2007b). Method for assessing impacts on life support functions (LSF) related to the use of 'fertile land' in Life Cycle Assessment (LCA). *Journal of Cleaner Production*, **15**(15), 1426-1440.
- Milà i Canals, L., Muñoz, I., McLaren, S.J. (2007c). LCA methodology and modelling considerations for vegetable production and consumption. *CES Working Papers*, 02/07. Internet: <http://www.surrey.ac.uk/CES>.
- Milà i Canals, L., Muñoz, I., Hospido, A., Plassmann, K., McLaren, S. J. (en preparación). Life Cycle Assessment (LCA) of domestic vs. imported vegetables. Case studies on broccoli, salad crops and green beans. *CES Working Papers*.
- Muñoz, I., Milà i Canals, L., Clift, R., Doka, G. (2007). A simple model to include human excretion and wastewater treatment in Life Cycle Assessment of food products. *CES Working Papers*, 01/07. Internet: <http://www.surrey.ac.uk/CES>.
- Muñoz, I., Milà i Canals, L., Clift, R. (en prensa). Consider a spherical man – A simple model to include human excretion in Life Cycle Assessment of food products. *Journal of Industrial Ecology*.
- Muñoz, P., Anton, A., Doltra, J., Ariño, J., Huerta, O., López, M. (2008). Aplicación de compost procedente de residuos sólidos urbanos para la producción de tomate.
- Schenck, R. C. (2001). Land use and biodiversity indicators for life cycle impact assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, **6**(2), 114-117.
- Weidema, B. (2000): Avoiding Co-Product Allocation in Life-Cycle Assessment. *Journal of Industrial Ecology*, **4**(3), 11-33.

## Un nuevo orden zotécnico para la producción de proteína de origen animal

Antonio Muñoz Luna<sup>1,\*</sup>, Jesús Martínez-Almela<sup>2</sup>, Guillermo Ramis Vidal<sup>1</sup>, Francisco José Pallarés Martínez<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Departamento de Producción Animal. Universidad de Murcia. Campus Espinardo. 30071 - Murcia.

<sup>2</sup>SELCO MC. Servicios Avanzados de Ingeniería. Plaza de Tetuán, 16. 12001 - Castellón.

\* Autor de contacto: antmunoz@um.es

### Resumen

En esta ponencia se describe una nueva puesta en escena del proceso productivo de proteínas de origen animal, utilizando el porcino como modelo general y haciendo un especial hincapié en los aspectos relacionados con el control y protección del medio ambiente como elemento innegociable en el diseño de nuevas explotaciones ganaderas. El concepto del “Nuevo Orden Zotécnico” se describe y argumenta, finalizando la exposición con una descripción somera del primer prototipo a escala real llevado a cabo por nuestro Grupo en la isla de Cerdeña (Italia).

### Palabras clave

Consumo; Nuevo orden zotécnico; Sostenibilidad; Trazabilidad.

### INTRODUCCIÓN: EXPLORANDO CONCEPTOS

Cuando iniciamos la redacción de este trabajo, los diferentes autores que participamos en la elaboración de éste, teníamos en común varios elementos importantes a la hora de abordar una la definición de este concepto: éramos amigos de largo tiempo, pertenecíamos a un mismo sector de actividad, teníamos inquietudes similares, pero sobre todo compartíamos una visión bastante aproximada, en cada una de nuestras especialidades, de hacia donde había que dirigir esfuerzos para que nuestra actividad guardara consonancia con el ritmo de evolución que los consumidores han ido adquiriendo en estos últimos años.

Todos coincidíamos, con mayor o menor nitidez, en la necesidad de comenzar a entender y/o, al menos, conocer la forma de pensar del potencial “consumidor” de alimentos de origen animal; aprender a entender sus prioridades e inquietudes y así poder llegar a construir un nuevo escenario que satisfaga la verdadera demanda integral de consumidor, sin caer en el tópico de confundir deseos con necesidades, y consiguiendo diferenciar distintos alimentos de origen animal, ubicándolos en la onda de consumo establecida en el primer mundo (> 15.000 \$ de renta anual per capita), donde los ritmos de adecuación al perfil psicológico del consumidor son vertiginosos (p. ej. electrónica, telefonía móvil, etc.) y los alimentos no deben sustraerse de esta realidad.

Con esta composición de lugar nos pusimos a elaborar un índice que permitiera hacer convivir conceptos claros ya establecidos juntos a esta nueva corriente de pensamiento en el área de la Producción Animal y, que todo esto nos llevara a definir lo que pretendemos dar a conocer como el “nuevo orden zotécnico”, cuya primera definición, que en esta presentación pretendemos acuñar sus autores, sería: “El nuevo orden zotécnico se define como la creación del escenario adecuado para la producción de alimentos de origen animal destinados al consumo en el primer mundo, armonizando todo un conjunto de subáreas de conocimiento que adecuan la producción a la demanda actual, resaltando tres aspectos fundamentales: seguridad alimentaria versus trazabilidad, generación y garantía de bienestar animal y protección y conservación del medio ambiente”.

Hoy día, el primer mundo no se puede permitir un suministro de productos procedentes del sector primario ausentes de una planificación que garantice la perpetuación y/o mejora de los recursos

naturales, así como una práctica ausente de maltrato y respetuosa hacia las especies de abasto, como legado social y cultural innegociable que debemos a las siguientes generaciones.

Sobre esta base hemos diseñado el contenido de esta obra, intentando armonizar contenidos, intensificando áreas menos conocidas y procurando proporcionar al lector una nueva visión compacta e integradora de viejos y nuevos conceptos que tendremos, como técnicos, que incorporar y aplicar en nuestras decisiones, con valentía, sin caer en el rutinario traqueteo emocional del perdedor “problema, problema, problema” para subirnos en el inquieto quehacer diario del ganador “reto, reto, reto”. Esta introducción quedaría incompleta si no pusiéramos de manifiesto una serie de conceptos que queremos que el lector se familiarice con ellos y que forma parte de este abordaje global del concepto “nuevo orden”. Así que, a modo de glosario, queremos compartir con ustedes estas reflexiones e ideas que constituyen la esencia de nuestro mensaje:

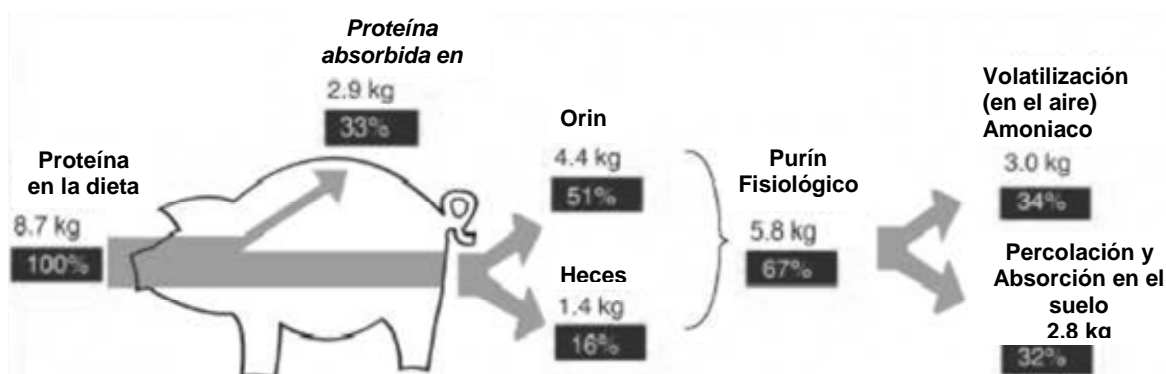
- **La vergonzante pero real clasificación de los mundos:** Uno de los retos morales al que nos venimos enfrentando a lo largo de la historia de la humanidad es, sin lugar a dudas, el hecho de dejar morir de hambre a un porcentaje significativo de la población mundial sin que esta cuestión se haya convertido en una prioridad nunca. Además, estos desequilibrios han sido óbice para establecer un ranking de riquezas y miserias que ubica a los hombres del planeta Tierra en mundos clasificados: Primer Mundo, Países en desarrollo y Tercer Mundo, donde, sin lugar a dudas, la percepción sobre los alimentos es muy diferente. En este sentido, la extrema abundancia de alimentos existente en el primer mundo configura un escenario de competitividad y diferenciación entre productos ausente en otras situaciones socioeconómicas. A nosotros nos ha tocado el privilegio de desarrollar nuestro trabajo en el lado del primer mundo, donde el reto es ocupar una plaza diferenciada en la oferta de alimentos de origen animal. Este desarrollo, esperamos, tenga igualmente su repercusión a otros niveles mediante la generación de conocimientos que permitan producir más y mejor en cualquier parte del mundo y evitar errores medioambientales y éticos en países en vías de desarrollo, tales y como se cometieron antaño en el primer mundo.
- **No confundir deseos con necesidades:** a veces, el hecho de querer diferenciarnos continuamente del prójimo no lleva a borrar la estrecha línea que separa el deseo (como nos gustaría que fueran las cosas) con la necesidad (como deben ser las cosas para cumplir un nivel establecido). Esto puede tener consecuencias nefastas en la estructura económica de un proceso de producción, en nuestro caso, de alimentos de origen animal, llevándonos a una situación de pérdida de competitividad y finalmente a estar fuera del mercado.
- **La oferta alimentaria y su adaptación al perfil sociocultural del consumidor:** Actualmente, el exceso de oferta, el incremento de poder adquisitivo y el cambio sustancial en el acontecer diario de la vida moderna ha determinado una oferta alimentaria muy amplia e informada, que pretende satisfacer a un consumidor con poco tiempo para dedicar a su alimentación (principalmente preparación) y que, a diferencia de otro tipo de consumidor, el hecho de comer es algo estrictamente social y, bajo ningún concepto, prioritario. En este sentido se da la paradoja de la aparición de enfermedades exclusivas del primer mundo ligadas a la nutrición, tales como la anorexia o la bulimia, que ponen de manifiesto la pérdida de poder psicológico del hecho de nutrirse frente a otros estereotipos que configura hoy día el perfil del consumidor del primer mundo.
- **El ejemplo del alimento idealizado “leche” y su desarrollo posterior “lactoderivados”:** Cuando queremos analizar la evolución del conjunto de alimentos de origen animal en los que el producto viene representado práctica y exclusivamente por la materia prima debemos tomar por ejemplo la “leche” y su evolución en los últimos 30 años. La leche es

un alimento “idealizado” porque sencillamente somos mamíferos y constituye la base de nuestra alimentación al principio de nuestras vidas; frente a este hecho es difícil competir y sitúa a este alimento en una situación privilegiada que le permitió un desarrollo muy interesante. Todos recordarán que la leche comienza a presentarse embotellada y con una marca detrás en la década de los sesenta y por esas fechas comienza a hablarse de un nuevo lactoderivado llamado “yogur”, ya que los tradicionales “queso y mantequilla” eran entonces algo así como una forma más de conservar leche. En este tiempo, el resto de alimentos de origen animal básicos: huevos, carne y pescado estaban en pequeños establecimientos, donde la confianza se depositaba en el “huevero”, “carnicero” y “pescadero” desapareciendo el “lechero” del mundo de los proveedores de alimentos. Hoy día, la leche y sus derivados “frescos de vida corta” o “elaborados de vida larga” ocupan el mayor porcentaje de exposición de cualquier distribuidor de alimentos, seguido de lejos por los “derivados” del cerdo. Pero, volviendo a la materia prima: la oferta de leches de “marca” es amplísima y la diferenciación comienza a ser el único elemento de atracción: con calcio, semidesnatada, con soja, con ácidos  $\omega$ -3, etc. Este es, en definitiva, el ejemplo a seguir por la carne fresca en general y del porcino en particular, buscado elementos diferenciadores que proporcionen algún tipo de ventaja frente, no sólo a otras carnes sino, a toda la oferta de fuentes alimenticias de proteínas de origen animal, usando estrategias que pongan de manifiesto valores que este consumidor del primer mundo considere esenciales para la toma de sus decisiones en alimentación.

- **Los riesgos de la demagogia sobre la felicidad animal:** Uno de los graves problemas derivados de vivir en sociedades donde la información es un “derecho” es que, a veces, se desvirtúa la realidad y se cae en el error de convertir en rutina el hecho de informar con la base de poner de manifiesto todos aquellos elementos sensacionalistas que pudieran servir de reclamo para el ciudadano, normalmente con una ausencia preocupante de rigor científico propiciada, bien es cierto, en una mayoría significativa de ocasiones, por manifestaciones oportunistas de la clase política, donde el afán por la notoriedad supera al rigor en el servicio público. En este sentido, y particularmente en Europa, se han generado diferentes corrientes de pensamiento, respaldadas por grupos políticos, principalmente marginales en lo que a la responsabilidad global de que un país o grupo de países funcione, y con representatividades que nunca alcanzan ni tan siquiera una minoría relevante, pero que estratégicamente han quedado ubicados en el fiel de la balanza de las decisiones y han hecho realidad la más nefasta paradoja de la democracia: el convertir en prioritario el deseo de una minoría a cambio de apoyos a una mayoría no absoluta. En fin, el objetivo de estos grupos de presión, al carecer de posibilidades de ejercer una acción de gobierno total, ha sido tradicionalmente “llamar la atención” a veces con planteamientos estrambóticos, que faltan a la verdad científica aunque gocen de ciertos apoyos, normalmente de científicos irrelevantes en el mundo de la ciencia, que buscan la notoriedad a base de participar en estas iniciativas que en el medio-largo plazo generan una pérdida de competitividad importante. Le vamos a poner un ejemplo: Las nuevas regulaciones sobre bienestar animal en la UE contienen algunos planteamientos que han sido rechazados por otros países del primer mundo (EEUU, Canadá, Australia, etc.) y que no van a servir como argumentos para mantener barreras arancelarias altas en las negociaciones de la OMC. Consecuencia inmediata de esto será la pérdida total de competitividad del productor europeo frente a los de países terceros. Estos son, sin lugar a dudas, los riesgos de la demagogia con ausencia de responsables directos, ya que esta problemática afecta directamente sólo a un estrato muy reducido de los ciudadanos y el resto, como ya hemos ido describiendo, tiene otras prioridades.
- **La realidad de la limitación de recursos y la reacción a modo de animal herido del planeta Tierra:** Otro planteamiento bien diferente es la necesidad de poner fin al posible

deterioro ambiental que se pueda estar produciendo como consecuencia de la actividad ganadera en general, e intensiva en particular, tanto a nivel de producción de carne, leche, huevos y más recientemente pescado. El primer mundo tiene dos grandes responsabilidades a la hora de abordar la realidad medioambiental: la primera de ellas es poner remedio inmediato in situ a los deterioros que sus producciones intensivas puedan estar provocando aplicando criterios de rigor científico medioambiental basado en la implantación de una filosofía de “múltiples situaciones – múltiples soluciones” que hoy día el estado del arte del conocimiento permite establecer y los distintos ecosistemas deben ser tratados cual pacientes en un hospital, tanto terapéutica cómo preventivamente. La segunda es ayudar y exigir a los países en desarrollo las mismas soluciones ambientales para la producción de alimentos que quieran ir a mercados del primer mundo, garantizando así que los desarrollos intensivos utilicen el estado del arte del conocimiento generado independientemente del lugar de producción. En este caso, y por el bien de todos, la OMC debe hacer suyo el protocolo de Kyoto y ligar la política arancelaria al cumplimiento de voluntades que garanticen una acción efectiva en pro de la protección y conservación del medio ambiente. El planeta Tierra está dando algunas señales estremecedoras de que está herido y necesita tratamiento urgente.

- El compromiso social e intelectual con la sostenibilidad del entorno medioambiental:** Los autores entendemos de forma unánime que tenemos un compromiso ineludible con la sostenibilidad del entorno medioambiental que rodea nuestra actividad y que en todo momento tendremos que aplicar modelos productivos no devoradores de energía y llegar a diseñar, vía desarrollo científico y transferencia tecnológica, sistemas productivos que respeten el medio ambiente con la máxima eficacia, bien sea mediante el uso racional y reutilización del agua, los ingredientes de la dieta o el diseño de instalaciones hasta la generación de energía renovable procedente del posible co-tratamiento de purines y cadáveres, de manera que producir alimentos de origen animal constituya un modelo energéticamente eficiente y donde los balances de masas y nutrientes no lleven a superar modelos convencionales como los actuales (Figura 1) cuya baja eficacia constituye el verdadero reto ambiental a superar.



**Figura 1.** Modelo de metabolismo proteico en porcino; consumo, utilización y pérdidas de proteína en el engorde de un cerdo de 108 kg.

#### EL CONSUMIDOR DEL PRIMER MUNDO: RETRATO ROBOT

Mucho han evolucionado las costumbres en el pasado inmediato, caracterizándose un prototipo de ciudadano del primer mundo que establece una muy diferente distribución de sus recursos y que, una vez superado con holgura el umbral de las necesidades fisiológicas inherentes a la nutrición, ha desterrado el gasto dedicado a este capítulo hacia posiciones irrelevantes en la configuración del gasto de la unidad familiar, apareciendo nuevos elementos, más prioritarios, en el interés del

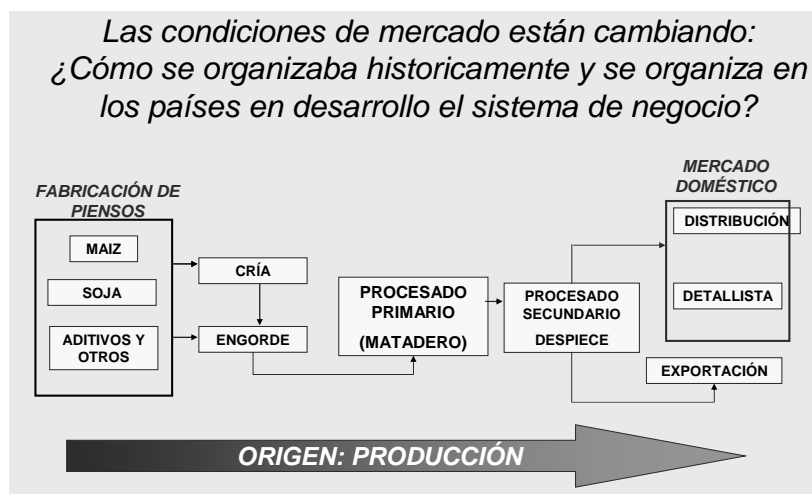


consumidor. En el cuadro adjunto (Tabla 1) mostramos una serie de elementos relevantes sobre la caracterización del ciudadano medio del primer mundo:

**Tabla 1.** Perfil actual del consumidor del primer mundo.

- GRAN OFERTA DE ALIMENTOS DE ORIGEN ANIMAL: SEGUROS, VARIADOS, TODO EL AÑO Y FÁCILES DE PREPARAR:
  - Abastecimiento anual de todos los productos de alimentación (cambios en procesado, almacenamiento y transporte)
  - Liberación del intercambio mundial, les da igual el origen.
  - Comidas fáciles de preparar (ausencia de cocinero principal en la familia-objetivo 15 minutos para preparar la cena)
  - Productos con marca (situación irreversible y garantía de trazabilidad...)
  - Salud y seguridad alimentaria garantizadas (Certificación, Controles,...)
  - Información sobre cómo se crían y sacrifican los cerdos.
  - Información sobre el uso de antibióticos y residuos de pesticidas en materias primas de piensos.
- OJO CON EL INCREMENTO DE PROFESIONALES DE LA ALIMENTACIÓN:
  - Se consumen más alimentos fuera de casa (25% de las comidas y 47% del gasto)
  - Aumento significativo del poder de las tiendas de comida preparada al por menor y cadenas de restauración.

Sin embargo, esta variación en la distribución del gasto familiar no ha sido óbice para que el consumidor haya dejado de preocuparse por los alimentos, es más, probablemente este consumidor haya establecido un modelo diferente de exigencia que ha cambiado el flujo de “toma de decisiones” en la diferentes cadenas de producción de alimentos. En el caso de la carne de cerdo, las Figuras 2 y 3 muestran dicha evolución.



**Figura 2.** Flujo tradicional de decisiones en la cadena de producción de carne.



**Figura 3.** Nuevo flujo de decisiones en la cadena de producción de carne.

**ABORDAJE ÉTICO-MORAL DE LA PRODUCCIÓN DE ALIMENTOS DE ORIGEN ANIMAL**  
Otro elemento de vital interés en esta nueva concepción de la producción de alimentos de origen animal lo representa la necesidad de implementar un abordaje ético-moral a la hora de poner en funcionamiento los nuevos sistemas de producción. El consumidor del primer mundo es consciente y exige en los nuevos modelos tres condiciones innegociables en los alimentos de origen animal: seguridad, bienestar animal y respeto al medio ambiente.

### Necesidad de Iniciativas Sostenibles

En la Unión Europea se producen anualmente más de 170 millones de toneladas de residuos ganaderos (250 millones de toneladas en los U.S.A. según fuentes USDA-NRCS Septiembre 2003, Tabla 1). Además de los nutrientes (nitrógeno, fósforo y potasio, principalmente) y de los oligoelementos (metales pesados, básicamente óxido de zinc y sulfato de cobre), los estiércoles, purines y cadáveres de la ganadería pueden aportar al medio ambiente materia orgánica, amoníaco y sustancias volátiles, causantes de malos olores, PM's (partículas atmosféricas en suspensión) y agentes patógenos.

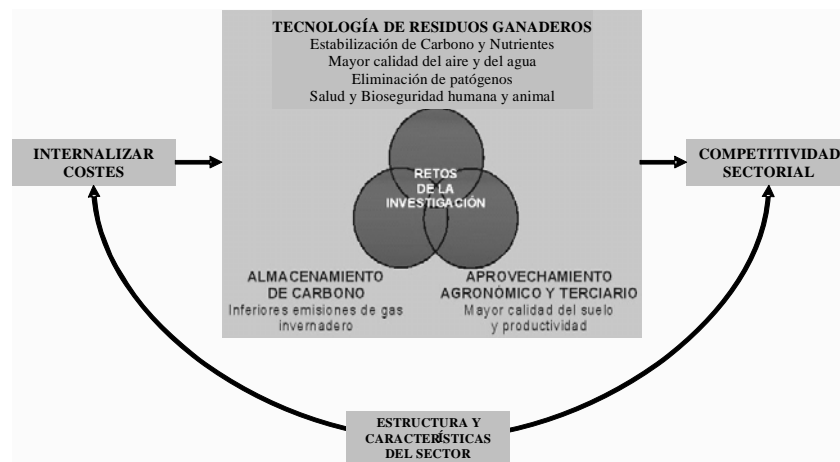
La moderna producción animal es un negocio sumamente complejo; y la gestión, tratamiento, depuración y valorización de sus residuos también tendrá que serlo. Conforme crece la práctica de la producción intensiva en regiones y/o comarcas concretas, con mayor urgencia precisamos alternativas eficaces en funcionamiento y asumibles económicamente para la gestión de los residuos generales y de los cadáveres en particular. La propuesta de un determinado modelo de gestión debe suponer un avance indudable en la tecnología de gestión y valorización de purines, estiércoles y otros residuos animales incluyendo los cadáveres, y evidencia la estrecha inter-relación entre producción, sanidad y bienestar animal y bonanza ambiental (Figura 4).



**Figura 4.** El reto de la producción de proteína de origen animal.

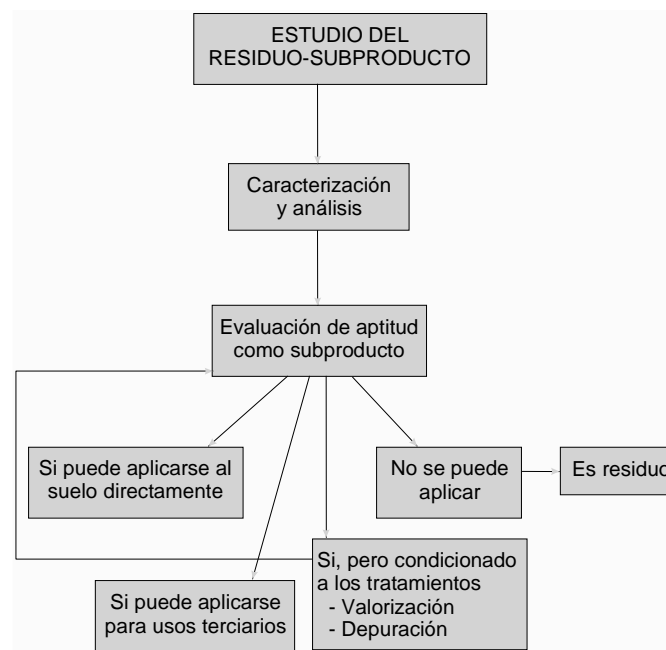
En relación a la gestión de cadáveres se precisan métodos más eficientes y rentables para su manipulación, su depuración y su disposición final, es decir para su valorización en su conjunto. (Figura 5).

La producción de proteína animal es un proceso productivo diferente, un sistema abierto a los intercambios materiales y energéticos con el medio ambiente; la corriente primaria (carne, leche y huevos en forma de producto acabado), no representa, sin embargo, el único flujo de materia que sale del proceso, sino que va acompañada de varias corrientes secundarias que pueden clasificarse de la siguiente forma: emisiones gaseosas, (y malos olores), partículas atmosféricas en suspensión (PM'S), vertidos hídricos provenientes de los purines y vertidos/residuos peligrosos generados a partir de los cadáveres (patógenos y vectores).



**Figura 5.** Los retos de la investigación en tecnología de residuos animales.

Todos ellos generados durante el proceso productivo y/o durante las operaciones de manejo, gestión y/o aplicación de las corrientes generadas (¿residuos, subproductos?); precisamente en este contexto se hace necesaria la definición de “aptitud”, es decir, que corrientes secundarias del proceso de producción ganadera consideramos “residuo” y cuales consideramos “subproducto”, a tal efecto la propuesta de definición de “aptitud” se refleja en la Figura 6.



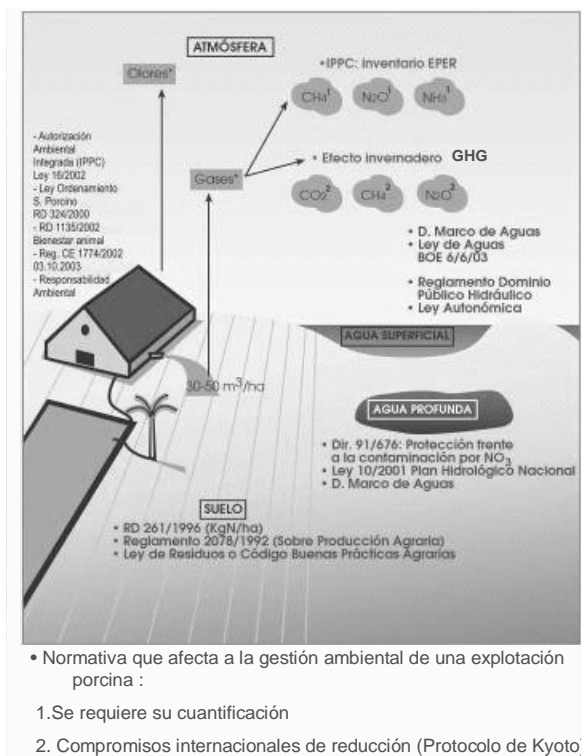
**Figura 6.** Definición de aptitud: residuo versus subproducto.

Este esquema evidencia que el potencial impacto ambiental de la producción ganadera intensiva (como los de cualquier otro proceso productivo), puede reducirse a dos tipos de modificaciones-interacciones con el medio ambiente:

- Modificaciones relacionadas con el aprovechamiento de determinados recursos: agua, piensos, otras materias primas y energía, que se introducen en el proceso productivo y que salen de la cadena como producto acabado (kilos de carne, litros de leche, etc.).
- Modificaciones relacionadas con las inmisiones al medio ambiente durante la corriente primaria (proceso de cría del ganado), especialmente emisiones gaseosas y deyecciones en los propios establos y de las relacionadas con las inmisiones en las corrientes secundarias,

(manejo, almacenamiento de cadáveres, estiércoles y purines, productos químicos y veterinarios utilizados y asimilados) que contienen y/o generan sustancias contaminantes o no beneficiosas, capaces de alterar el bienestar animal, la salud humana y la calidad del medio ambiente.

Estas modificaciones han sido recientemente, lo están siendo y lo continuarán siendo en el corto plazo, objeto de una progresiva y prolija normativa sanitaria y ambiental de obligado cumplimiento, que sin lugar a duda supone el mayor reto (y al tiempo la mayor oportunidad) al que se enfrenta la ganadería moderna, este esquema normativo se refleja en la Figura 7.



**Figura 7.** Marco legal sanitario y ambiental que interviene en la gestión de las explotaciones ganaderas.

Aunque, al principio, la lucha contra la contaminación pasa por la aplicación de medidas y buenas prácticas antes y durante el proceso de producción ganadera, y posteriormente por la elección del sistema de valorización y/o depuración más conveniente, dicho esfuerzo debe orientarse progresivamente hacia una forma diferente de abordar el problema, esto permitirá orientar nuestras decisiones y actividades hacia un modelo de desarrollo sostenible, duradero y adecuado, (y además trazable) donde por sostenibilidad entendemos el conjunto de relaciones entre las actividades de la ganadería y su dinámica en la biosfera. Las anteriores relaciones deben configurarse de forma que las actividades zootécnicas puedan seguir, que los individuos puedan satisfacer sus necesidades (progreso), pero que las modificaciones que se produzcan en la naturaleza por las actividades agrícola-ganaderas y sus sectores de actividades relacionados se mantengan dentro de unos límites determinados para no destruir el contexto biofísico global, garantizando la sostenibilidad.

#### EJEMPLO DE GRANJA “INTELIGENTE” ACORDE AL NUEVO ORDEN

De forma un tanto esquemática pasamos a describir nuestra experiencia en el diseño y puesta en funcionamiento de una explotación ganadera de 4000 reproductoras en ciclo cerrado que atiende a esta filosofía de trabajo y visión futurista generada.

**Ubicación de las instalaciones (Figura 8):** 39° 46' 51,10" N y 9° 08' 05,34" E a 584 metros s.n.m. en el término municipal de Isili, provincia de Cagliari (Isla de Cerdeña), Italia. Clima mediterráneo

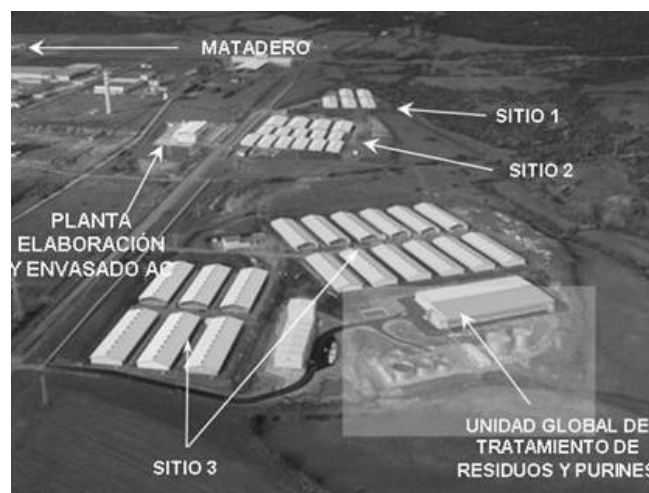
con una pluviometría media anual de 534 y una temperatura media anual de 17°C (mín. -3°C y máx. 31°C). En el límite de las provincias de Cagliari y Nuoro (a 90 km distancia a Cagliari), en las estribaciones montañosas del Nuorese, con cimas cercanas entre los 820 y 1.200 metros de altura s.n.m. La ciudad de Isili se encuentra a 4,3 km de distancia.



**Figura 8.** Vista aérea del complejo.

**Descripción de las instalaciones (Figura 9):** Las edificaciones están orientadas hacia el SSW buscando el resguardo de los vientos dominantes y se configuran en cuatro núcleos diferenciados: producción, planta de tratamiento y valorización de residuos, matadero y planta de procesado y elaborado de alimentos en AC.

- **Explotación porcina en tres sitios (1, 2, 3):** Isowen clásico, con 4 naves en sitio 1 (maternidad y gestación), 4 + 11 naves en sitio 2 con destete-transición y precebo y 18 naves en sitio 3 como unidad de cebo. Cuenta con 4.000 plazas de reproductoras en ciclo cerrado. El peso vivo máximo por animal finalizado es de 110 kg. Todo este núcleo (sitio 1 y parcialmente el 2) recibe la energía térmica sobrante que se genera en la unidad de cogeneración del biogás producido en el modelo de AD en la planta integrada de tratamiento de los purines generados en la explotación. El ahorro energético equivalente en estos sitios es de 160.000 L de gasóleo. Los elementos constructivos utilizados han sido paneles y cerramientos de hormigón prefabricados con cerchas de cubierta de hierro galvanizado, cubierta doble aislante de PLT con protección externa de chapa metálica de 4 mm. La aireación es cenital por plenum natural y automatizado en función de la humedad y temperatura exterior con el fin de alcanzar la temperatura de confort (regresión) según la edad y el estado fisiológico del animal en cada fase.



**Figura 9.** Distribución de actividades del complejo.

Los pavimentos en los sitios 1 y 2 hasta destete son totalmente enrejillados y parcialmente en el sitio 3, con evacuación permanente de los purines generados a través de un sistema especial de evacuación con pendiente interna en los fosos de recogida y alejamiento hasta la balsa de recogida, almacenamiento y homogenización existente en la planta de tratamiento de los mismos. Las necesidades de personal son de 22 personas entre los 3 sitios incluyendo al Director de la Explotación.

- **Fábrica de alimentación líquida:** Recibe las materias primas y son ensiladas de forma automatizada (llaves magnéticas camión-silo-granero) para ser molturadas y mezcladas según la formulación y requerimientos en cada fase. Las mezclas se vehiculizan en forma líquida (alimentación líquida) y son bombeadas a una distancia máxima de 2 km. (desde esta unidad al sitio 1, el más alejado en dirección NNE). Existe una pequeña planta de alimentación líquida configurada para productos medicamentados en el área de servicios ubicada entre el sitio 1 y 2. La alimentación líquida aporta indudables ventajas, no solo de manejo y ahorro en la reducción de pérdidas en la alimentación, sino que supone un impacto notable en la composición nitrogenada de las deyecciones y consiguientemente en la carga nitrogenada de las mismas y su impacto económico en el sistema de tratamiento (más económico que las dietas formuladas y administradas en base seca). 2 operarios gestionan esta unidad.
- **Matadero:** Situado al NNW de la explotación, a 2,4 km de distancia.
- **Unidad de despiece y elaboración de productos en AC:** Ubicada frente al sitio 2 a 500 m de distancia. Transforma las canales provenientes del matadero anterior y elabora productos de marca propia para su comercialización.
- **Planta de tratamiento y valorización de las deyecciones ganaderas:** Ubicada en la cota más baja de la explotación, recibe en continuo todos los purines generados en las diferentes fases de los 3 sitios. Tiene una capacidad nominal de tratamiento de 300 m<sup>3</sup>/d y un caudal punta de 360 m<sup>3</sup>/d (Figura 10).

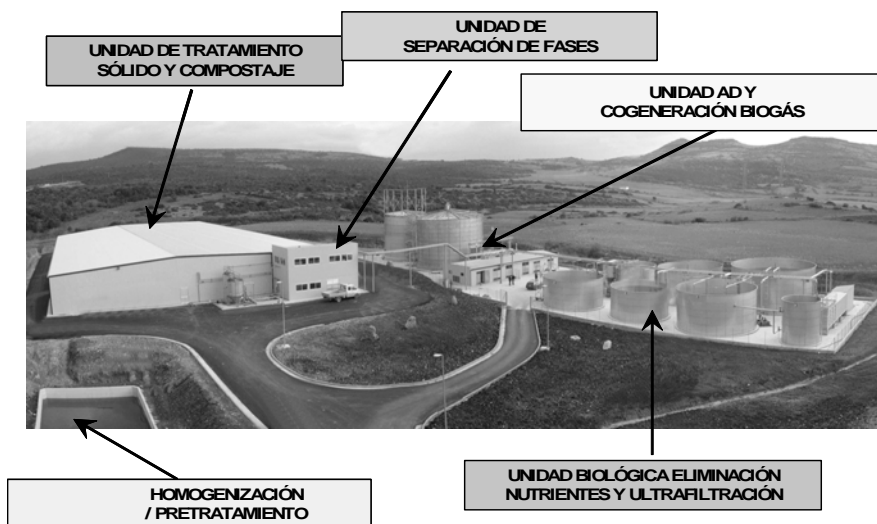


Figura 10. Detalle de la unidad de tratamiento.

La tecnología de tratamiento es conocida como “SELCO MC-Ecopurin®” (Campos *et al.*, 2002; Martínez-Almela y Barrera, 2003; Martínez-Almela *et al.*, 2003; Martínez-Almela, 2004; Martínez-Almela y Barrera, 2005; Campos *et al.*, 2008) y combinada diferentes patentes propiedad de SELCO MC. La configuración de la planta de tratamiento y valorización es la siguiente (Figura 11):

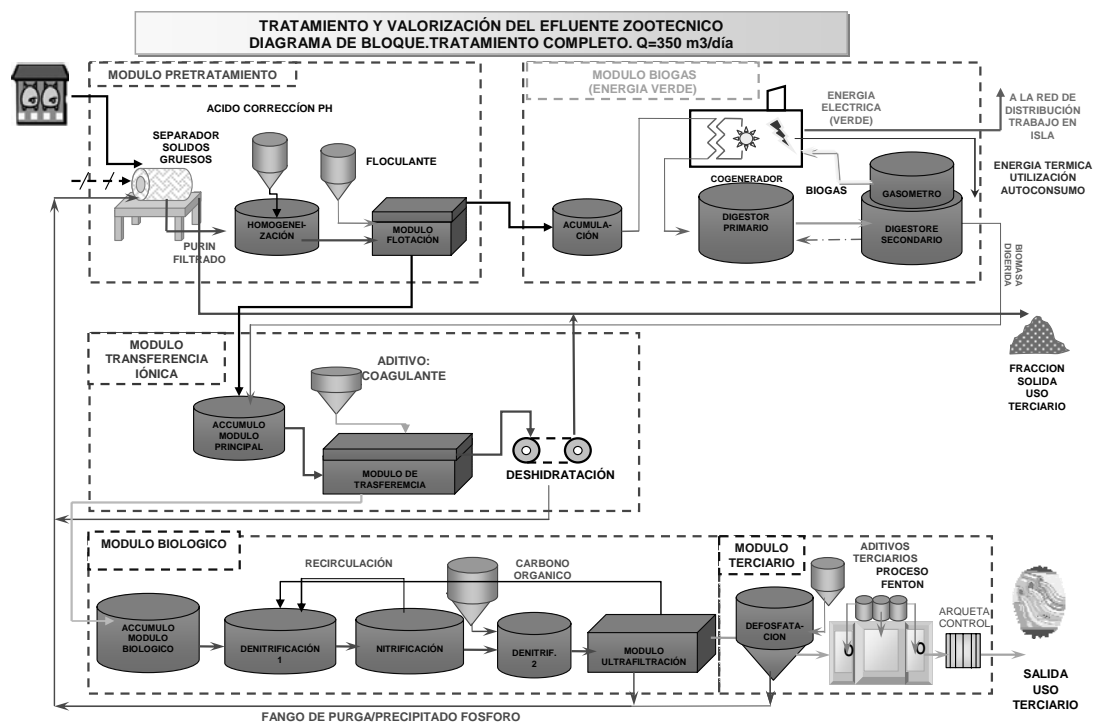


Figura 11. Diagrama de flujo de la tecnología SELCO MC-Ecopurin®.

- **Homogenización:** los purines son recepcionados y homogenizados en una balsa dimensionada a tal fin con una capacidad de almacenamiento de 3 días (360 x 3); la homogenización representa un factor de pretatamiento importante para optimizar las fases sucesivas, sobre todo la separación de fases líquida y sólida.
- **Pretratamiento:** separación de los sólidos sedimentables y pelos de los animales que suponen un grave inconveniente en las sucesivas fases de tratamiento. Los sólidos gruesos y pelos separados son enviados al módulo de compostaje para su utilización como material estructurante.
- **Módulo de concentración:** tiene como finalidad la concentración de 1/3 del caudal nominal de tratamiento (100 m<sup>3</sup>/d), este caudal es conducido hasta el digestor primario del módulo de digestión anaeróbica.
- **Módulo de transferencia iónica:** es la unidad de separación de fases (sólido-líquido) en ella confluyen: 2/3 del purín bruto después del pretratamiento, el caudal del digestato a la salida del módulo secundario del digestor anaeróbico y el fango biológico en exceso purgado en el módulo de ultrafiltración. Todos estos sólidos separados son enviados hasta un grupo deshidratador y desde aquí alimentan la unidad de compostaje.
- **Módulo biológico de eliminación de nutrientes:** con una configuración de prenitricación-nitrificación y postdenitrificación. El sistema de purga de la biomasa excedente se efectúa mediante un módulo de ultrafiltración a membrana (BRM) totalmente sumergido, de fibra hueca. La fracción líquida obtenida es utilizada parcialmente como agua de limpieza en los establos y como agua de riego de las zonas ajardinadas. El caudal remanente es entregado al Consorcio de Aguas de Isili con una

carga equivalente a: pH < 9,9; SST < 300 mg/L; DQO < 800 mg/L; DBO<sub>5</sub> < 200 mg/L; Nt < 50 mg/L; Pt < 10 mg/L.

- **Módulo de defosfatación:** aplicado después de la ultrafiltración, es facultativo dependiendo de la variabilidad en la carga. El punto de entrega del efluente después de la defosfatación se encuentra en la arqueta de control del Consorcio de Aguas del Municipio de Isili.
- **Unidad de digestión anaeróbica y cogeneración del biogás producido:** en régimen mesofílico, digestores (2) CSTR (*continuously stirred tank reactor*) con agitación mediante recompresión del biogás producido; el digestor secundario actúa en paralelo como gasómetro (Figura 12). Las principales características son: 21 días de tiempo de retención hidráulico (TRH), 2.500 m<sup>3</sup>/d biogás producidos, cogeneración con motores (2) J208GS de 340 Kwe, con una producción termoeléctrica diaria de 13.750.000 Kcal/d; 5.660 Kwe/h/d y 15.991 Kw/h/d termoeléctricos.

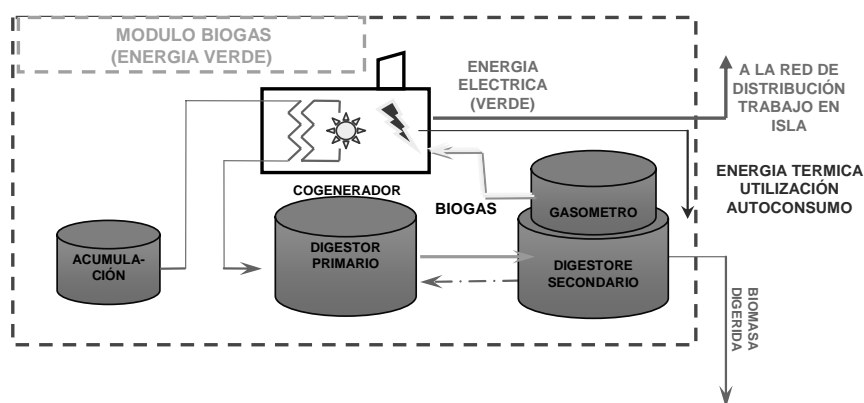


Figura 12. Módulo para la generación de biogás.

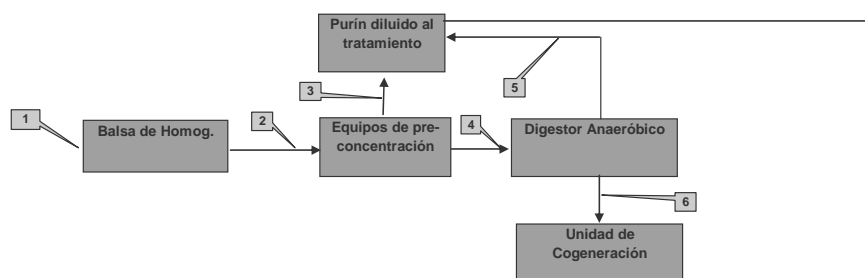
- **Unidad de compostaje:** mediante 3 canales de automáticos de volteo automáticos, utiliza paja de cereal como aporte externo de carbono. En esta unidad confluyen como indicado las cuatro líneas de sólido generadas en el proceso: gruesos y pelos, sólido proveniente de la transferencia iónica (fracciones coloidales purín bruto, digestado del módulo anaeróbico y fango biológico de purga del módulo de eliminación de nutrientes y defosfatación.

Dos operarios a dedicación completa gestionan la totalidad de los diferentes módulos y unidades de tratamiento relacionados. El coste de tratamiento hasta alcanzar los límites de depuración indicados en el apartado anterior es de 3,35 €/m<sup>3</sup>. La venta de la energía eléctrica generada a la red es superior al coste de tratamiento. El ahorro energético producido por el aprovechamiento térmico representa asimismo un centro adicional de beneficios que garantiza la internalización de los costes ambientales.

## PRIMEROS RESULTADOS Y CONCLUSIONES

La Figura 13 y la Tabla 2 presentan primeros resultados relativos al rendimiento del módulo para la generación de biogás.





Punto de Control		1	2	3	4	5	6
Descripción del producto		Purín Tal Cual	Purín Tal cual	Purín Diluido	Purín Concentrado	Purín Digerido	Biogás
Caudal Diario	m <sup>3</sup> /día	1.000,00	1.000,00	666,67	333,33	333,33	8.333,33
Caudal Horario	m <sup>3</sup> /día	41,67	41,67	27,78	13,89	13,89	347,22

**Figura 13.** Balance de materia relativo al módulo para la generación de biogás.

**Tabla 2.** Cálculos de rendimiento de la instalación de biogás.

PARÁMETRO DE CONTROL	UNIDADES	VALOR
Tiempo de retención mínimo del digestor	gg	21,00
Generación de biogás prevista por m3 de influente al biológico	Nm3/Tm	25,00
Generación de biogás prevista diaria	m3	8.333,33
Volumen mínimo del digestor	m3	7.000,00
PCI previsto del Biogás	Kcal/Nm3	5.500,00
Rendimiento eléctrico del motor	%Kwe	35,40
Total generación (eléctrica+térmica)	Kcal (día)	45.833.333
Total generación (eléctrica+térmica)	Kw*h (día)	53.304,17
Total generación eléctrica diaria	Kw*h (día)	18.869,68
Precio medio por Kwe s/R.D. 661/2007	cEuro/kWe	13,06
Total ingresos por energía eléctrica	Euros/día	2.464,38
Total ingresos específicos por m3 de purín	Euros/m3	2,46

Potencial ahorro en calefacción		
Rendimiento térmico del motor	%Rt	46,00
Total energía térmica aprovechable	Kcal	21.083.333
Necesidad energía térmica parmantenimiento T <sup>a</sup> digestor /ΔT=14 °C)	Kcal	14.000.000
Energía térmica disponible	Kcal	7.083.333
Pci combustible alternativo (gasoil)	Kcal/l	10.700,00
Total litros necesarios de combustible alternativo	l	1.970,40
Precio orientativo Combustible alternativo	Euros	0,70
Total Euros consumidos en combustible alternativo	Euros	1.379,28
Total Euros específico por m3 purín generado	Euros	1,38

En sombreado valores obtenidos en experiencia

Como reflexión final a esta exposición quisiéramos resaltar varios aspectos importantes:

- El estado del arte y la tecnología nos permite hoy día convertir en *inputs* los subproductos ganaderos (purines, estiércoles y cadáveres).
- El reciente marco legal generado en España con la aprobación de primas a la cogeneración mediante el uso de biogás, proporciona cobertura económica para abordar estas iniciativas.
- La economía de escala jugará un papel determinante para la optimización de estos procedimientos, siendo en grandes unidades productivas el mejor escenario, por lo que urge revisar el RD 324/2000 que limitaba el tamaño de las granjas.

- Las explotaciones de pequeño tamaño tendrán que agruparse y organizarse para beneficiarse de esta alternativa.
- Es importante reclamar a las diferentes Administraciones y entidades financieras, al menos el mismo trato preferencial para la cogeneración por biogás vía digestión anaerobia, del que gozan otras “renovables” como la eólica y la fotovoltaica, donde son necesarias mayor primas y compromisos sociales y no resuelven problemas medioambientales por las dos vías: directa (gestión de subproductos) e indirecta (reducción del consumo de energías no renovables).

## REFERENCIAS

- Campos, E., Almirall, E., Martínez-Almela, J., Flotats, X. (2002). Anaerobic digestion of solid fraction of pig slurry. *3th World Congress of Solid Waste Anaerobic Digestion*. 18-20 September. Munich, Germany.
- Campos, E., Almirall, E., Martínez-Almela, J., Palatsi, J., Flotats, X. (2008). Feasibility study of the anaerobic digestion of dewatered pig slurry by means of polyacrylamide. *Bioresource Technology*, **99**(2), 387-395.
- Martínez-Almela, J. (2004). Sistemas modulares para la gestión y el tratamiento de purines y otros subproductos animales. Tecnologías Selco-Ecopurín®. *Jornada Internacional sobre Sistemas de Gestión de Purines*. 25-26 Marzo. Gobierno de la Región de Murcia. Ministerio de Medio Ambiente. Lorca (Murcia).
- Martínez-Almela, J., Barrera, J. (2003). Selco-Ecopurín® separation technology for conversion of animal waste into added value products and energy. *International Symposium on Animal, Agricultural and Food Processing and Wastes*. 11-14 October. Raleigh NC, USA. Proceedings of ASAE, 204-212.
- Martínez-Almela, J., Barrera, J. (2005). Selco-Ecopurín® pig slurry treatment system. *Bioresource Technology*, **96**(2), 223-228.
- Martínez-Almela, J., Campos, E., Almirall, M., Flotats, X., Barrera, J., Lorenzo, M. (2003). Digestión anaerobia de la fracción sólida de purines de cerdo, separada mediante el proceso Selco-Ecopurín®. *VII Congreso Internacional de Ingeniería de Proyectos*. 8-10 Octubre. Pamplona.

## Algoritmos de cálculo de las emisiones de metano y óxido nítrico de la gestión de los estiércoles y purines en rumiantes en condiciones españolas

María Cambra López<sup>1,\*</sup>, Verónica Moset Hernández<sup>1,2</sup>, Fernando Estellés<sup>1</sup>, Nemesio Fernández<sup>1</sup>, Ángeles Cristóbal<sup>3</sup>, Ana Rodríguez<sup>4</sup>, Antonio G. Torres<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Instituto de Ciencia y Tecnología Animal - UPV. Camino de Vera, s/n. 46020 - Valencia.

<sup>2</sup>Centro de Tecnología Animal - IVIA. Polígono de la Esperanza, 100. 12400 - Segorbe, Castellón.

<sup>3</sup>Ministerio Medio Ambiente. Área Calidad del Aire. Plaza San Juan de la Cruz, s/n. 28071 - Madrid.

<sup>4</sup>Ministerio Medio Ambiente. Área de Residuos. Plaza San Juan de la Cruz, s/n. 28071 - Madrid.

\* Autor de contacto: macamlo@upvnet.upv.es

### Resumen

La cría intensiva de rumiantes representa una fuente importante de gases de efecto invernadero a la atmósfera. La fermentación entérica es una de las principales fuentes de metano de esta actividad. No obstante, la gestión de las deyecciones ganaderas sólidas (estiércoles) y líquidas (purines) genera también emisiones tanto de metano (CH<sub>4</sub>) como de óxido nítrico (N<sub>2</sub>O). Dentro de las emisiones de gases procedentes de la gestión de los estiércoles y purines, los rumiantes se sitúan en segundo lugar de importancia después de la ganadería porcina. El origen de estos gases se encuentra en la descomposición de la materia orgánica que se produce a lo largo de todas las fases de la gestión de las deyecciones ganaderas. La estimación de estas emisiones es obligatoria y debe reflejarse en los Inventarios Nacionales de Emisiones a la Atmósfera. Para ello, el Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC) proporciona unas ecuaciones de cálculo de las emisiones que dependen de una serie de factores, de los cuales el sistema de gestión del estiércol o purín es determinante. Sin embargo, en la mayoría de los casos, estas ecuaciones no pueden aplicarse a las condiciones españolas debido a la falta de concordancia entre los sistemas de gestión de las deyecciones ganaderas del IPCC y los que se dan actualmente en España. Por ejemplo, en el caso del ganado ovino y caprino, el sistema más habitual (cama profunda) no se contempla, y en el ganado bovino predominan unos sistemas de operaciones secuenciales y concatenadas que no se ajustan a estas ecuaciones tal y como se plantean. El objetivo de este trabajo es presentar unos algoritmos alternativos, para la estimación de las emisiones de CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O derivadas de la gestión de los estiércoles y purines de los rumiantes en España.

### Palabras clave

Emisiones; IPCC; Metano; Óxido nítrico; Rumiantes.

## INTRODUCCIÓN

Los gases efecto invernadero (GEI) son constituyentes de la atmósfera que son capaces de absorber y radiaciones y emitirlas posteriormente (Seinfeld y Pandis, 1998). De todos los GEI, el dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) es el de mayor emisión a la atmósfera debido a las actividades antropogénicas, seguido del metano (CH<sub>4</sub>) y del óxido nítrico (N<sub>2</sub>O). La concentración de estos gases ha aumentado rápidamente desde el comienzo de la Era Industrial, de modo que en los últimos 200 años, la concentración atmosférica del CH<sub>4</sub> y del N<sub>2</sub>O se ha visto incrementada en un 151 y un 17% respectivamente (IPCC, 2001). Además, estos GEI poseen un potencial de calentamiento de la tierra superior al del CO<sub>2</sub>, siendo el del CH<sub>4</sub> 23 veces mayor y el del N<sub>2</sub>O 296 veces al CO<sub>2</sub> (IPCC, 2001); es decir que cada kilo de N<sub>2</sub>O liberado a la atmósfera contribuye al calentamiento global relativo como la emisión de 296 kg de CO<sub>2</sub>, calculado para un horizonte temporal de 100 años.

La ganadería, debido a la fermentación entérica y a la gestión de las deyecciones ganaderas, contribuye en gran medida a la emisión de estos dos gases (Neftel *et al.*, 2006). En particular, la gestión de las deyecciones ganaderas tanto sólidas (estiércol) como líquidas (purín), es responsable del 18% de las emisiones de estos dos gases, en CO<sub>2</sub>-equivalentes, de los que alrededor del 75% corresponden al CH<sub>4</sub> (UNFCCC, 2007). En España, el ganado bovino, seguido del ganado porcino

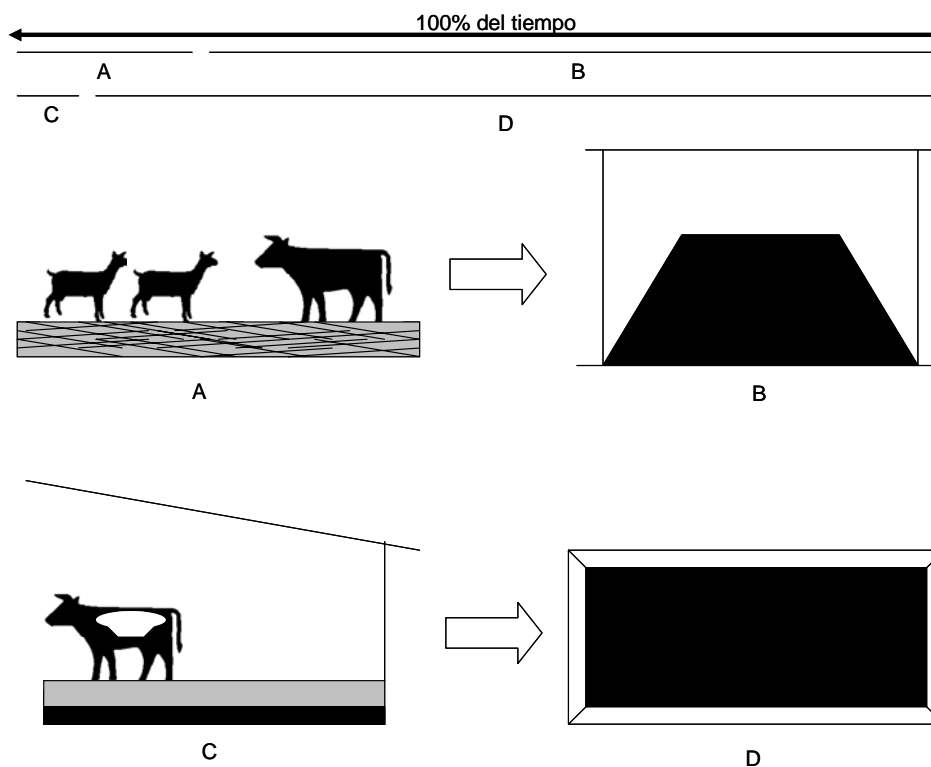
son los mayores productores de deyecciones ganaderas (MAPA, 2007), y de su gestión se producen el 95% de las emisiones de CH<sub>4</sub> (UNFCCC, 2007).

Los mecanismos y reacciones que conllevan a la formación de estos gases son muy distintos. En general, dependen de una serie de factores relacionados con la composición de las deyecciones ganaderas, sus características fisicoquímicas, su contenido en agua y su consistencia, así como de las condiciones meteorológicas, principalmente la temperatura y la tasa de aireación, y del sistema de gestión que se realice (Hellebrand y Kalk, 2001). La presencia o no de oxígeno es fundamental para la producción de estos GEI, y depende principalmente del tipo de gestión y/o almacenamiento a que se encuentren sometidas las deyecciones. Así, las emisiones de N<sub>2</sub>O son mucho mayores en sistemas de almacenamiento de deyecciones sólidas en forma de estiércol seco y bajo condiciones de aireación, sin embargo las mayores producciones de CH<sub>4</sub> se producen bajo condiciones de anaerobiosis y con purines líquidos o semilíquidos (Monteny *et al.*, 2001).

Debido al rápido aumento en las concentraciones de estos gases en la atmósfera en los últimos años, así como a sus efectos sobre el clima, las emisiones de CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O deben ser controladas y reducidas. El Protocolo Internacional de Kioto (1997) establece límites para los distintos GEI y contiene el compromiso de los países desarrollados a evaluar y cuantificar las concentraciones de estos gases, y a desarrollar técnicas para reducirlos. En España, como en los demás países, las emisiones de GEI se cuantifican obligatoriamente en el Inventario Nacional de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero, por lo que resulta imprescindible realizar las estimaciones lo más precisas posibles. Por ello, es necesario disponer de datos sobre la cabaña ganadera, de los distintos sistemas de producción y de gestión de los estiércoles y purines, y particularmente de aquellos parámetros clave para el cálculo de las emisiones. El Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (*Intergovernmental Panel on Climate Change*, IPCC), proporciona una serie de ecuaciones sencillas para el cálculo de las emisiones de estos gases, basadas en el número de animales y en unos “factores de emisión” (emisión por animal y año), estimados a partir de los sistemas de gestión de los estiércoles y purines.

Actualmente, en España, las emisiones de CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O procedentes de la gestión de los estiércoles y purines se calculan mediante la metodología IPCC, aplicando el método Tier 2, que es el más detallado y complejo de todos los métodos propuestos (IPCC, 2006). Esta metodología es fácilmente aplicable a sistemas de gestión de las deyecciones ganaderas diferenciadas en el tiempo y cuando se trata de sistemas excluyentes. Sin embargo, en España, suelen presentarse, frecuentemente, fórmulas de gestión de deyecciones ganaderas no excluyentes, como, por ejemplo, ocurre en los sistemas de producción de ganado bovino de cebo, ganado ovino y ganado caprino. En estos casos, la fórmula predominante se basa en un proceso concatenado, consistente en un almacenamiento interno en los alojamientos en forma de estiércol (17% del tiempo total del almacenamiento), seguido de un sistema de almacenamiento exterior sólido apilado o en estercolero (83% del tiempo total). En el bovino intensivo de leche, aparte del sistema anterior de cama profunda, se puede encontrar un almacenamiento en el interior del alojamiento (menos del 5% del tiempo total) como purines, para posteriormente ser almacenados en fosas exteriores (Figura 1). En consecuencia, la aplicación de las ecuaciones del IPCC en estas situaciones, resulta complicada.

El objetivo de este trabajo es presentar unos algoritmos alternativos, derivados de los propuestos en la metodología IPCC Tier 2, para la estimación de las emisiones de CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O de la gestión del estiércol y purín de los rumiantes, adaptados a los sistemas de gestión de las deyecciones y a las peculiaridades y condiciones de la ganadería española.



A= Sistema de almacenamiento de deyecciones sólidas en cama de paja en los alojamientos; B= Estercolero exterior de almacenamiento de deyecciones sólidas; C= Sistema de almacenamiento de deyecciones líquidas bajo foso en los alojamientos; D= Tanque de almacenamiento exterior de deyecciones líquidas.

**Figura 1.** Sistema secuencial de gestión de estiércoles en el ganado bovino de cebo y leche, ovino y caprino y porcentaje de permanencia de las deyecciones en cada etapa.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Modelo IPCC

Según la metodología del IPCC (IPCC, 2006), las emisiones de CH<sub>4</sub> para una determinada categoría de animales (*T*) se calculan mediante la suma de los productos del número de animales (*N*) por un factor de emisión (*EF<sub>T</sub>*). Atendiendo a este modelo, los principales factores que afectan a las emisiones de CH<sub>4</sub> son la cantidad de estiércol producido y la proporción de éste que se descompone de forma anaeróbica, lo que depende a su vez de cómo se gestionen las deyecciones. En este sentido, la excreción de sólidos volátiles (*VS*) y el sistema de gestión de los estiércoles y purines (*S*) son los más influyentes. También la temperatura es determinante, y el potencial de producción de CH<sub>4</sub> de un determinado estiércol va a depender de la región climática en la que se encuentre.

Es decir:

$$Emisión\ CH_4\ (kg\ /\ año) = \sum_{(T)} N_{(T)} \times \underbrace{\left[ (VS_{(T)} \times 365) \times [B_{0i} \times 0,67 \times \sum_{S,k} \frac{MCF_{S,k}}{100} \times MS_{(T,S,k)}] \right]}_{EF_{(T)}} \quad [1]$$

Donde:

*N<sub>(T)</sub>* = número de animales de la categoría *T*; *VS<sub>(T)</sub>* = producción diaria de sólidos volátiles para la clase de animales *T* [kg VS/día]; 365 = días del año [días/año]; *B<sub>0(T)</sub>* = potencial de producción de metano de los sólidos volátiles excretados [m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/kg VS]; 0,67= densidad del metano [kg/m<sup>3</sup>]; *MCF<sub>Sk</sub>* = porcentaje de *B<sub>0i</sub>* que se emite, en función de *S* y de *k*; *S* = sistema de gestión de los

estiércoles y purines;  $k$  = zona climática;  $MS_{TSk}$  = proporción de animales de la población y que utilizan el sistema  $j$  en la zona climática  $k$ .

Por otro lado, las emisiones directas de  $N_2O$  para una determinada categoría de animales ( $T$ ) se calculan en función del nitrógeno excretado ( $Nex$ ), del sistema de gestión del estiércol y purín ( $S$ ), del factor de emisión ( $EF$ ) y del número de animales ( $N$ ). Los principales factores que afectan a las emisiones de  $N_2O$  son el contenido de nitrógeno y de carbono de las deyecciones, la duración del almacenamiento y del sistema de gestión. Estas emisiones se calculan independientemente de la temperatura mediante la expresión:

$$\text{Emisión } N_2O \text{ (kg / año)} = \left[ \sum_S \left[ \sum_T (N_{(T)} \times Nex_{(T)} \times MS_{(T,S)}) \right] \times EF_{(S)} \right] \times \frac{44}{28} \quad [2]$$

Donde:

$N_{(T)}$  = número de animales de la categoría  $T$ ;  $Nex_{(T)}$  = nitrógeno excretado anual por cabeza de animal de la categoría  $T$  [kg N/animal/año];  $MS_{(T,S)}$  = proporción del nitrógeno total excretado anualmente por los animales de la categoría  $T$  que es gestionado mediante el sistema de gestión de estiércoles y purines  $S$ ;  $EF_{(S)}$  = factor de emisión directo de  $N_2O$  del sistema de gestión  $S$  [kg N- $N_2O$ /kg N];  $44/28$  = conversión de emisiones de N- $N_2O$  a emisiones de  $N_2O$ .

### Componentes clave para las estimaciones

En base a las ecuaciones que se plantean en la metodología del IPCC, son necesarios una serie de *inputs* o datos de actividad. Entre ellos, el primero es la caracterización del ganado y el número de animales de cada categoría ( $N$ ). Estos datos se recogen del Anuario de Estadística Agroalimentaria que publica anualmente el Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Para el resto de datos necesarios, en ausencia de fuentes a nivel nacional, el IPCC proporciona unos valores por defecto que pueden utilizarse (por ejemplo para los sólidos volátiles, el nitrógeno excretado o los factores de emisión). No obstante, el IPCC anima a la utilización de datos y factores propios, específicos del país, cuando existan, para obtener unas emisiones más precisas y fiables. Hasta el momento, no se dispone de datos españoles sobre la mayoría de los datos de actividad necesarios para el cálculo, y estos se estiman a partir de los valores por defecto que propone el IPCC.

Por otro lado, para ajustarse más fielmente a la realidad de la gestión de los estiércoles y purines, es preciso definir la evolución de algunas de las variables de actividad con el tiempo. Las deyecciones ganaderas pueden descomponerse y experimentar cambios físicos, químicos y microbiológicos al atravesar distintas etapas, en función del tiempo (Martinez *et al.*, 2003), tal y como se ilustra en la Figura 1. Las características y volumen de las deyecciones ganaderas variarán considerablemente con el tiempo de permanencia en cada etapa de gestión, en función del propio sistema de gestión, de la temperatura, precipitación y de las posibles variaciones estacionales, así como con la adición de sustratos como la paja. Si estos factores no se tienen en cuenta, se puede sobreestimar las emisiones (Husted, 1994), ya que la metodología del IPCC no explicita si incluye la influencia dinámica de un ciclo completo de las deyecciones. De esto se concluye que los factores de emisión que proporciona el IPCC no contemplan las posibles diferencias que pudieran existir en los ciclos de almacenamiento y/o gestión de los estiércoles y purines entre países. Es por ello, que se considera una estimación más bien estática, que sólo representa una tasa general de emisión a lo largo de un año, y que no contempla la dinámica asociada a los periodos de almacenamiento en los que se producen cambios de temperatura, y cambios en variables tan influyentes en las emisiones como los sólidos volátiles para el  $CH_4$  o el nitrógeno excretado para el  $N_2O$ , y, en consecuencia, de las tasas de emisión.

En este sentido, es necesario definir para cada sistema de producción, en primer lugar, la distribución de los sistemas de gestión y el tiempo medio de cada etapa, así como la proporción de animales que utilizan un determinado sistema de gestiona ( $MS$ ). Es decir, el tiempo de permanencia

de las deyecciones en los alojamientos, en los estercoleros y/o en las fosas exteriores, y la proporción de las deyecciones totales que se encuentra en cada etapa. En segundo lugar, es preciso determinar la evolución con el tiempo de los factores que intervienen en el cálculo. Así, la evolución de los sólidos volátiles ( $VS$ ), del potencial de producción de  $CH_4$  ( $B_0$ ), y su adaptación a las zonas climáticas españolas ( $MCF$ ) son imprescindibles para realizar la estimación. En el caso del  $N_2O$ , es necesario conocer el contenido en nitrógeno del estiércol recién excretado ( $N_{ex}$ ), y su evolución, así como las pérdidas que se puedan producirse en el transcurso del tiempo, según el tipo de gestión realizada.

### Otros modelos (aproximación bibliográfica)

La variación existente de las características y composiciones de las deyecciones de los animales rumiantes domésticos, tanto sólidas como líquidas, ha sido ampliamente estudiada por algunos autores. No obstante, todavía existe un gran desconocimiento en cuanto a la evolución de los componentes de las deyecciones ganaderas, en las condiciones ambientales y de gestión de los estiércoles y purines en España.

En este sentido, en algunos países, se ha intentado determinar la evolución de los sólidos volátiles de las deyecciones ganaderas y del flujo de nitrógeno, así como la capacidad de producción de  $CH_4$  por masa de  $VS$ , para condiciones de gestión de estiércoles y purines diferentes, a lo largo del tiempo y en función de la temperatura, para purines (Kahn *et al.*, 1997; Mangino *et al.*, 2001; Petersen *et al.*, 2004; Sommer *et al.*, 2004). Husted (1994) proporciona datos de  $VS$  para purines almacenados, y determinó su  $B_0$  en función de la temperatura, identificando una buena relación entre la temperatura ambiente y la del purín. Sin embargo, Safley y Westerman (1990) no encontraron relación con la temperatura para  $B_0$  en uno de los casos estudiados, debido a la influencia de otros factores tales como algún tipo de inhibición que pudiera darse en los digestores. Sneath *et al.* (2006) tampoco obtuvieron buena correlación entre  $B_0$  y la temperatura, probablemente debido a que se trataba de un tanque exterior de almacenamiento de hormigón que podría haber disipado este posible efecto.

En el caso de los estiércoles, la relación con la temperatura es más compleja y está relacionada con la aireación. Husted (1994) y Petersen *et al.*, 1998 identificaron, en almacenamientos de estiércol de bovino sólido, un aumento de la producción de metano en aquellas zonas anaeróbicas del montón, por aumento de la temperatura, como resultado de los procesos de compostaje que se producen en dichas zonas. En otros casos, se demuestra una influencia estacional, con un aumento de la producción de  $CH_4$  en verano respecto a invierno (Clemens *et al.*, 2006).

No obstante, la dependencia de las emisiones de  $CH_4$  con la temperatura sólo se encuentra reflejada, en la metodología IPCC, dentro del factor de conversión de  $CH_4$  ( $MCF$ ), aunque sería conveniente que esta relación fuera expresada de una manera más clara. En este sentido, se han identificado relaciones exponenciales de la tasa de emisión de metano con la temperatura de los purines (Haeussermann *et al.*, 2006; Khan *et al.*, 1997; Sommer *et al.*, 2000), expresadas en la ecuación de Van't Hoff-Arrhenius, habitualmente utilizada para expresar la dependencia de los procesos biológicos con la temperatura, aunque no resultando satisfactorias para el caso de los estiércoles (Petersen *et al.*, 1998). Dicha ecuación, para purines, fue modificada por Sommer *et al.* (2002 y 2004), quedando de la siguiente manera:

$$\text{Tasa de emisión (g } CH_4 / \text{kg } VS \text{ h)} = VS_D \times b_1 \times \exp\left[\ln A - E \times \left(\frac{1}{RT}\right)\right] + VS_{ND} \times b_2 \times \exp\left[\ln A - E \times \left(\frac{1}{RT}\right)\right] \quad [3]$$

Donde:

$VS_D$  = concentración de sólidos volátiles degradables [g/kg purín];  $VS_{ND}$  = concentración de sólidos volátiles no degradables [g/kg purín];  $b_1$ ,  $b_2$  = factores de corrección para las proporciones de  $VS$

degradables y no degradables [adimensionales];  $A$  = parámetro de Arrhenius;  $E$ = energía de activación;  $R$ = constante de los gases;  $T$ = temperatura [K].

Para el  $N_2O$ , la influencia de la temperatura sobre los estiércoles no ha sido claramente definida, ya que en principio, se trata de un gas que se emite como resultado de la nitrificación de amonio ( $NH_4^+$ ) en las zonas aeróbicas y de la desnitrificación en las anaeróbicas (Clemens *et al.*, 2006), situaciones que se dan en la heterogeneidad de un montón de estiércol (Sommer y Moller, 2000; Chadwick, 2005). No obstante, durante el almacenamiento de estiércol, generalmente se libera más  $N_2O$  en las zonas más superficiales (Petersen *et al.*, 1998; Sommer y Moller, 2000; Sommer, 2001). Por otro lado, Amon *et al.* (2001) identificaron menores pérdidas de  $N_2O$  en estiércol compostado que en montones aeróbicos, debido a que la formación de  $N_2O$  durante la desnitrificación es mayor.

Por lo tanto, la información disponible es contradictoria y, dada su complejidad, todavía se desconocen las condiciones de los procesos implicados en su producción (Monteny *et al.*, 2001). Algunos autores no han encontrado relación entre la producción de  $N_2O$  y la temperatura (Yamulki, 2006), mientras que en otros estudios se ha observado una dependencia de la emisión de  $N_2O$  con las condiciones climáticas (Skiba *et al.*, 2006) y que los procesos de nitrificación y desnitrificación se aceleran a medida que aumenta la temperatura ambiente (Petersen *et al.*, 1998; Kebreab *et al.*, 2006). Por otro lado, el almacenamiento de estiércol con paja favorece la formación de  $N_2O$ , si se mantienen condiciones de oxigenación buenas en los montones (Jungbluth *et al.* 2001; Osada *et al.*, 2001).

En conclusión, es preciso entender cómo varían los distintos estiércoles y purines en función de su gestión (Martinez *et al.*, 2003). No obstante, la variabilidad en los resultados y la falta de concordancia con los sistemas de gestión españoles, en muchos casos, no permiten la utilización de los datos disponibles.

## RESULTADOS Y CONCLUSIONES

Con esta información, se proponen los siguientes algoritmos de cálculo para calcular las emisiones de  $CH_4$  y  $N_2O$  en condiciones españolas. Para el  $CH_4$ :

$$Emisión\ CH_4\ (kg\ /\ año) = [(EF_{(T)/S1} \times t_{S1}) + (EF_{(T)/S2} \times t_{S2}) + \dots + (EF_{(T)/Sn} \times t_{Sn})] \times N_{(T)} \quad [4]$$

Donde:

$EF_{T/Si\ i=1 \rightarrow n}$  = factor de emisión diario de la población de animales y del sistema de gestión  $S$  [kg  $CH_4$ /día] para la zona climática  $k$ ;  $t_{Si\ i=1 \rightarrow n}$  = tiempo que sigue el sistema  $S$  [días/año] en la zona climática  $k$ ;  $N_{(T)}$  = población emisora (número de animales de la categoría  $T$ ).

A su vez, el  $EF_{(T)/Sn}$  se calcularía de la siguiente manera:

$$EF_{i/Sn}\ (kg\ cabeza/\ día) = VS_i \times [B_{O_i} \times 0,67 \times \sum_{S,k} \frac{MCF_{S,k}}{100} \times 1] \quad [5]$$

Donde:

$VS$  = producción diaria de sólidos volátiles de la materia seca orgánica que emite el metano [kg VS/día]; es decir, lo que corresponde a la cantidad de sólidos volátiles que entran en cada fase, que sería igual al de sólidos volátiles excretados menos los que van emitiendo durante las fases en cuestión;  $B_{O_i}$  = potencial de producción de metano de los sólidos volátiles [ $m^3\ CH_4$ /kg SV];  $0,67$  = densidad del metano [kg/ $m^3$ ];  $MCF_{S,k}$  = proporción de  $B_{O_i}$  que se emite, en función de  $S$  y de  $k$ ;  $1$  = como toda la población y utiliza el sistema  $S$ , la proporción  $MS_{S,k}$  es la unidad.



En el caso del N<sub>2</sub>O, el procedimiento es similar; la propuesta es:

$$\text{Emisión } N_2O \text{ (kg/año)} = [(N_{exci} \times 1 \times EF_{(T)/S1} \times t_{S1}) + (N_{inpin} \times 1 \times EF_{(T)/S2} \times t_{S2}) + \dots + (N_{inpn} \times 1 \times EF_{(T)/Sn} \times t_{Sn})] \times N_{(T)} \times \frac{44}{28} \quad [6]$$

Donde:

$N_{exci}$  = nitrógeno excretado por la categoría animal  $T$  [kg N/día] que correspondiente a aquel que entra en cada fase;  $N_{inpin}$  = nitrógeno que entra en la correspondiente fase (excedente de la fase anterior);  $I$  = como toda la población y utiliza el sistema  $SI$ , la proporción  $MS_{S,k}$  es la unidad;  $EF_{i/Si}$   $i=1 \rightarrow n$  = factor de emisión anual de la población de animales y del sistema de gestión  $S$  [kg N<sub>2</sub>O/Kg N];  $t_{Si}$   $i=1 \rightarrow n$  = tiempo que sigue el sistema  $S$  [días/año];  $N_{(T)}$  = población emisora (número de animales de la categoría  $T$ );  $44/28$  = conversión de emisiones de N-N<sub>2</sub>O a emisiones de N<sub>2</sub>O.

Los algoritmos que propone el IPCC representan una aproximación global o integrada de la realidad de las emisiones de los estiércoles en España. No obstante, la naturaleza estática de esta estimación se aleja de las emisiones de CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O procedentes de la producción intensiva de rumiantes española. Para corregir estas carencias, es importante incluir el factor temporal del ciclo de gestión de los estiércoles y purines, integrando las variaciones en los parámetros más relevantes dentro de las estimaciones, sobretudo en función de la temperatura. Además, la falta de datos es evidente y resulta necesario obtenerlos bajo condiciones españolas. El conocimiento exhaustivo de la composición de los estiércoles en cuanto a los parámetros más influyentes como  $VS$ , su relación con  $B_0$  y el contenido en nitrógeno, es fundamental.

Para mejorar la exactitud y fiabilidad de la estimación de las emisiones de estos gases procedentes de la gestión de las deyecciones ganaderas, es necesario utilizar algoritmos como los que se presentan, que reflejen con un mayor grado de representatividad, las variaciones a lo largo de los ciclos de producción de los estiércoles y purines en condiciones españolas.

## REFERENCIAS

- Amon, B., Amon, Th., Boxberger, J., Alt, Ch. (2001). Emissions of NH<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> from dairy cows housed in a farmyard manure tying stall (housing, manure storage, manure spreading). *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **60**(1-3), 103-113.
- Chadwick, D.R. (2005). Emissions of ammonia, nitrous oxide and methane from cattle manure heaps: effect of compaction and covering. *Atmospheric Environment*, **39**(4), 787-799.
- Clemens, J., Trimborn, M., Weiland, P., Amon, B. (2006). Mitigation of greenhouse gas emissions by anaerobic digestion of cattle slurry. *Agriculture Ecosystems & Environment*, **112**(2-3), 171-177.
- Haeussermann, A., Hartung, E., Gallmann, E., Jungbluth, T. (2006). Influence of season, ventilation strategy, and slurry removal on methane emissions from pig houses. *Agriculture Ecosystems & Environment*, **112**(2-3), 115-121.
- Hellebrand, H.J., Kalk, W.T. (2001). Emissions of methane, nitrous oxide and ammonia from dung windrows. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **60**(1-3), 83-87.
- Husted, S. (1994). Seasonal-variation in methane emission from stored slurry and solid manures. *Journal of Environmental Quality*, **23**(3), 585-592.
- IPCC (2001). Climate change 2001: the scientific basis. **In:** Houghton, J.T., Ding, Y., Griggs, D.J., Noguer, M., van der Linden, P.J., Xiaousu, D. (eds.). *Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Ginebra, Suiza, pp. 944.
- IPCC (2006). Emissions from livestock and manure management. **In:** *IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Vol. 4, Agriculture, Forestry and Land Use. Kanagawa, Japón.
- Jungbluth, T., Hartung, E., Brose, G. (2001). Greenhouse gas emissions from animal houses and manure stores. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **60**(1-3), 133-145.
- Kebreab, E., Clark, K., Wagner, R.C., France, J. (2006). Methane and nitrous oxide emissions from Canadian animal agriculture: A review. *Canadian Journal of Animal Science*, **86**(2), 135-158.

- Külling, D.R., Menzi, H., Sutter, F., Lischer, P., Kreuzer, M. (2003). Ammonia, nitrous oxide and methane emissions from differently stored dairy manure derived from grass- and hay-based rations. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **65**(1), 13-22.
- Khan, R.Z., Muller, C., Sommer, S.G. (1997). Micrometeorological mass balance technique for measuring CH<sub>4</sub> emission from stored cattle slurry. *Biology and fertility of soils*, **24**(4), 442-444.
- Mangino, J., Bartram, D., Brazy, A. (2001). Development of a methane conversion factor to estimate emissions from animal waste lagoons. *USEPA*, 1-14.
- Martinez, J., Guiziou, F., Peu, P., Gueutier, V. (2003). Influence of treatment techniques for pig slurry on methane emissions during subsequent storage. *Biosystems Engineering*, **85**(3), 347-354.
- MAPA (2007). *Anuario de Estadística Agroalimentaria 2006*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Internet: <http://www.mapa.es/es/estadistica/pags/anuario/introduccion.htm> (accedido en 14 de febrero de 2008).
- Monteny, G.J., Groenestein, C.M., Hilhorst, M.A. (2001). Interactions and coupling between emissions of methane and nitrous oxide from animal husbandry. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **60**(1-3), 123-132.
- Neftel, A., Fisher, C., Flechard, C. (2006). Measurements of greenhouse gas fluxes from agriculture. *International Congress Series*, **1293**, 3-12.
- Osada, T., Sommer, S.G., Dahl, P., Rom, H.B. (2001). Gaseous emission and changes in nutrient composition during deep litter composting. *Acta Agriculturae Scandinavica*, **51**(6), 137-142.
- Petersen, S.O., Lind, A. M., Sommer, S.G. (1998). Nitrogen and organic matter losses during storage of cattle and pig manure. *Journal of Agricultural Science*, **130**(1), 69-79.
- Safley, L.M., Westerman, P.W. (1990). Psychrophilic anaerobic-digestion of animal manure - proposed design methodology. *Biological Wastes*, **34**(2), 133-148.
- Seinfeld, J.H., Pandis, S.N. (1998). *Atmospheric Chemistry and Physics of Air Pollution*. John Wiley & Sons, pp. 1326.
- Skiba, U., DiMarco, C., Hargreaves, K., Sneath, R., McCartney, L. (2006). Nitrous oxide emissions from a dung heap measured by chambers and plume methods. *Agriculture Ecosystems & Environment*, **112**(2-3), 135-139.
- Sneath, R.W., Beline, F., Hilhorst, M.A., Peu, P. (2006). Monitoring GHG from manure stores on organic and conventional dairy farms. *Agriculture Ecosystems & Environment*, **112**(2-3), 122-128.
- Sommer, S.G. (2001). Effect of composting on nutrient loss and nitrogen availability of cattle deep litter. *European Journal of Agronomy*, **14**(2), 123-133.
- Sommer, S.G., Moller, H.B. (2000). Emission of greenhouse gases during composting of deep litter from pig production - effect of straw content. *Journal of Agricultural Science*, **134**(3), 327-335.
- Sommer, S.G., Moller, H.B., Petersen, S.O. (2002). Reduction in methane and nitrous oxide emission from animal slurry through anaerobic digestion. *Proceedings of the Third International Symposium. Non-CO<sub>2</sub>-Greenhouse-Gases: Scientific Understanding, Control Options and Policy Aspects*. Maastricht, The Netherlands.
- Sommer, S.G., Petersen, S.O., Moller, H.B. (2004). Algorithms for calculating methane and nitrous oxide emissions from manure management. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **69**(2), 143-154.
- Sommer, S.G., Petersen, S.O., Sogaard, H.T. (2000). Greenhouse gas emission from stored livestock slurry. *Journal of Environmental Quality*, **29**(3), 744-751.
- UNFCC (2007). *Inventario Nacional de Emisiones a la Atmósfera en base al Manual de Referencia IPCC y UNFCC*. Submission 2007. Spain. CRF. Inventory 2005. Internet: [http://unfccc.int/national\\_reports/annex\\_i\\_ghg\\_inventories/national\\_inventories\\_submissions/items/3929.php](http://unfccc.int/national_reports/annex_i_ghg_inventories/national_inventories_submissions/items/3929.php). (accedido en 17 de octubre de 2007).
- Yamulki, S. (2006). Effect of straw addition on nitrous oxide and methane emissions from stored farmyard manures. *Agriculture Ecosystems & Environment*, **112**(2-3), 140-145.

## Resultados preliminares de un estudio de caracterización de purines de porcino obtenido en fosa bajo condiciones mediterráneas

Verónica Moset Hernández<sup>1,2,\*</sup>, María Cambra López<sup>2</sup>, María del Carmen Beltrán<sup>2</sup>, Vicente Javier Moya<sup>2</sup>, Manuel Láinez<sup>1,2</sup>, Antonio G. Torres<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Centro de Tecnología Animal - IVIA. Polígono de la Esperanza, 100. 12400 - Segorbe. Castellón.

<sup>2</sup>Instituto de Ciencia y Tecnología Animal - UPV. Camino de Vera, s/n. 46022 - Valencia.

\* Autor de contacto: vmoset@ivia.es

### Resumen

El conocimiento de la composición del purín recién excretado y en distintos momentos del ciclo productivo del animal es importante, ya que permite conocer de una manera más precisa la evolución que experimenta éste con el tiempo. Esto posibilitaría adecuar las estrategias de gestión y tratamiento del mismo desde una perspectiva temporal a cada tipo de explotación. El purín contiene una gran cantidad de flora bacteriana que lo degrada en función de su composición, de la duración del almacenamiento y de las condiciones ambientales. Existe bastante información sobre la composición de purines en balsa, sin embargo apenas existen datos sobre éstos en fosa. Es por ello que para identificar tanto la variabilidad en función del tipo de animal como sus características en el tiempo es interesante disponer de información obtenida en fosa. El objetivo de este trabajo es presentar los primeros resultados de composición del purín de cerdos en granjas de la Comunidad Valenciana para estudiar la variabilidad existente en función del tipo de animal y del tiempo de almacenamiento. Para ello se tomaron 36 muestras en fosa, en varias explotaciones según la orientación productiva, analizándose materia seca (MS), sólidos volátiles (SV), cenizas (ASH), pH, nitrógeno total (NT), nitrógeno amoniacal (NH<sub>4</sub>), conductividad eléctrica (CE) y demanda biológica de oxígeno (DBO). Asimismo se ha obtenido un perfil de ácidos grasos (AGV) para cada tipo de purín. De los resultados obtenidos, se observa una importante variabilidad según la categoría animal, apreciándose en cebo mayores contenidos en MS, SV y NH<sub>4</sub>. Finalmente, también se ha encontrado una elevada correlación entre la conductividad eléctrica y el nitrógeno total excretado ( $R^2 = 0,76$ ), lo que podría utilizarse como un “test rápido” de determinación de la composición de purín en campo.

### Palabras clave

Características fisicoquímicas; Composición; Purines de fosa.

## INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas en España se ha experimentado una intensificación de la ganadería que ha supuesto un aumento importante de la producción, habiéndose situado el sector porcino español como uno de los más competitivos de Europa. La consecuencia directa de esta evolución del sector ha sido el aumento del tamaño medio de las explotaciones, la desvinculación de la ganadería de su entorno y la concentración territorial de la actividad ganadera en determinadas áreas. En España, más de la mitad de la cabaña ganadera (58,5%) se concentra en tres comunidades autónomas: Cataluña, Aragón y Castilla y León, con un 29%, 16,5% y 13% respectivamente (MAPA, 2004) convirtiéndose en zonas excedentarias de deyecciones ya que no pueden ser absorbidos por el entorno más cercano.

La intensificación del sector también ha supuesto cambios en el manejo y la estructura de las explotaciones. Así, se han implantado sistemas de limpieza de instalaciones, mediante el uso de agua a presión para el arrastre de las deyecciones. Este sistema facilita el manejo del estiércol en el interior de las naves y mejora tanto las condiciones higiénicas, como la producción de olores y la emisión de gases. Sin embargo, tiene la desventaja de aumentar el volumen de deyecciones generadas, complicando el manejo del estiércol ya que encarece los costes de transporte y aumenta la dificultad de aplicación como abono orgánico (Piñeiro *et al.*, 2005). En este contexto, el purín ha pasado de ser un producto con un claro valor añadido como enmienda o abono orgánico, a ser un problema ambiental grave. Actualmente los agricultores poseen una mala percepción del purín, lo

que provoca su rechazo a la utilización del mismo como abono para la mayoría de los cultivos, estando reducido su uso a cultivos de secano y barbecho. Una de las causas principales de este rechazo es el desconocimiento de la composición del mismo que puede dar lugar a la aparición de toxicidades en los cultivos, así como contaminaciones de suelos y acuíferos, por el exceso de nitrógeno y fósforo (Bonmatí, 2001).

Existe una gran variabilidad en la composición del purín en función de múltiples factores como: el estado fisiológico del animal, la dieta, las condiciones tanto de alojamiento de los animales como de almacenamiento del purín, las condiciones ambientales, etc... lo que dificulta las previsiones de dosificación. Además debido a esta gran variabilidad, resulta poco fiable la utilización de datos bibliográficos en la estimación de la composición del purín para el cálculo de la dosis de aplicación a campo en un área determinada, sobretodo porque los datos disponibles se refieren mayoritariamente a purines en balsa, en el que el tiempo de almacenamiento es variable y puede que muy elevado; además bajo estas condiciones las características de los purines se ven fuertemente afectadas por procesos como la sedimentación, la floculación y la propia degradación biológica.

Una mejora del conocimiento tanto de la composición del purín como de su evolución, resulta imprescindible para la valorización agronómica del mismo, siendo este destino uno de los más interesantes, debido al aumento de los costes de producción de la agricultura. Ello es especialmente interesante en países como España donde están ocurriendo procesos graves de pérdida de materia orgánica en los suelos y donde la climatología (especialmente las bajas precipitaciones) es idónea para minimizar las pérdidas por lixiviación (Díez *et al.*, 2003). Los purines de cerdo se consideran buenos fertilizantes nitrogenados ya que poseen un elevado contenido en nitrógeno, del que aproximadamente 60-70% es de tipo mineral (amonio) y otro 25% de encuentra en formas nitrogenadas fácilmente mineralizables (Labrador, 2001; Díez *et al.*, 2003).

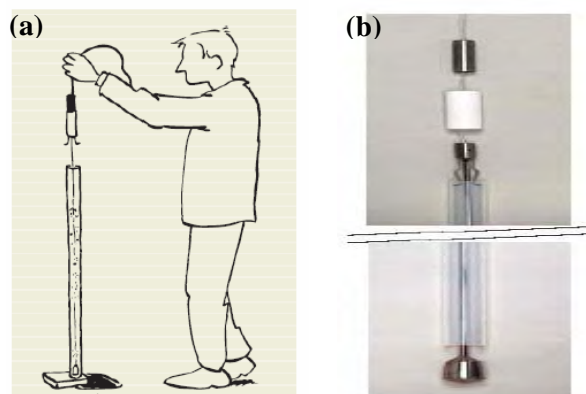
En este trabajo también se han analizado los ácidos grasos del purín ya que por un lado, están relacionados con la edad del purín y por otro con la producción de olores. En efecto, varios autores como Zhu *et al.* (1999) y Yasuhara *et al.* (1984) relacionan este parámetro con la producción de olor, sobretodo los compuestos cuya cadena carbonada está compuesta de 2 a 9 carbonos.

El objetivo de este trabajo es presentar los primeros resultados de composición del purín de cerdos en fosas de granjas de la Comunidad Valenciana para estudiar la variabilidad existente en función del estado fisiológico del animal.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Se tomaron 36 muestras en 10 granjas diferentes ubicadas todas en la Comunidad Valenciana. El criterio que se tuvo en cuenta a la hora de elegir las explotaciones fue su orientación productiva. Las muestras fueron tomadas directamente de las fosas de las diferentes naves (cebo, transición, maternidad y gestación) después de agitación para su homogeneización, con el fin de evitar los problemas de estratificación. Todas fueron obtenidas utilizando un equipo de recogida de muestras fluidas denominado *Eijkelkamp* (Agrisearch Equipment, Holanda) (Figura 1). Una vez tomada la muestra, ésta era depositada en recipientes herméticos de PVC de 500 cm<sup>3</sup> y almacenada a -40°C.

Se determinaron los siguientes parámetros: pH, conductividad eléctrica, densidad, materia seca, sólidos volátiles, DBO<sub>5</sub>, nitrógeno total (Kjeldahl), nitrógeno amoniacal y ácidos grasos volátiles. Todas las muestras fueron analizadas siguiendo los métodos descritos en *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA *et al.*, 1998).



**Figura 1.** (a) Proceso de muestreo; (b) Equipo utilizado para el muestreo.

Los análisis estadísticos fueron realizados con el paquete estadístico SAS<sup>®</sup> (2001) efectuándose en primer lugar un análisis descriptivo para calcular las medias y las desviaciones estándares de cada uno de los grupos estudiados, así como la matriz de correlación de cada uno de los parámetros. A continuación se realizaron análisis multivariantes, concretamente un análisis de componentes principales y un análisis de varianza (GLM). Finalmente, se obtuvieron ecuaciones de regresión con la finalidad de estimar nitrógeno total y nitrógeno amoniacal a partir del pH y la conductividad.

## RESULTADOS Y CONCLUSIONES

En la Tabla 1 se muestran los resultados medios para cada parámetro en función del tipo de explotación. Comparando estos valores con los del estudio realizado por la Diputación de Valencia (1997) (Tabla 2) se puede observar que la mayor parte de los parámetros siguen la misma tendencia en ambos estudios, aunque se observan diferencias en la magnitud de algunos valores como el pH, el nitrógeno total y amoniacal y la DBO. Esto puede ser debido a que el origen de los purines es diferente: así, en este estudio las muestras han sido obtenidas en fosa, mientras que en el estudio de la Diputación de Valencia (1997) fueron obtenidas en balsa, donde el tiempo de almacenamiento suele ser superior.

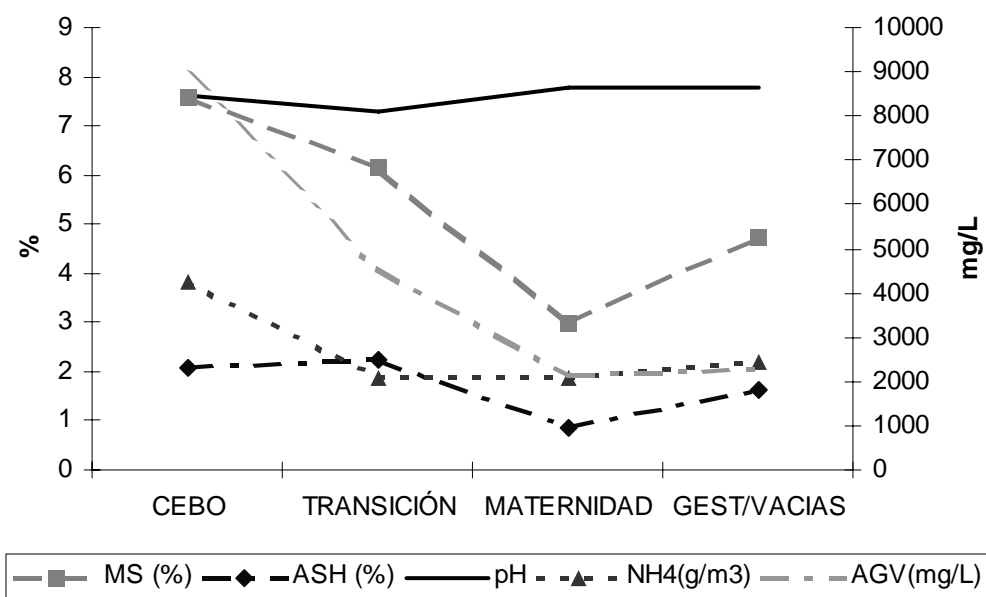
**Tabla 1.** Parámetros medios obtenidos en fosa para cada tipo de explotación.

Parámetro	Cebo	Transición	Gestantes/vacías	Maternidad
n	12	10	8	6
MS (%)	7,57 ±4,35	6,14 ±6,17	4,73 ±4,24	2,96 ±0,8
ASH (%)	2,08 ±1,09	2,22 ±2,93	1,613 ±1,414	0,85 ±0,29
pH	7,62 ±0,38	7,28 ±0,34	7,79 ±0,07	7,77 ±0,34
CE (mS/cm)	25,67 ±12,67	15,45 ±8,69	16,9 ±5,54	17,58 ±6,22
DBO (mg/L)	26.310 ±20.488	16.642 ±14.027	8.036 ±5630	9.079 ±3.783
NT (mg/L)	6.008 ±3.193	3.648 ±1.762	3.547 ±1.774	2.650 ±604
NH <sub>4</sub> (mg/L)	3.828 ±2.493	1.871 ±1.018	2.197 ±812	1.853 ±701
D (g/mL)	1,00 ±0,04	1,00 ±0,04	1,01 ±0,1	0,97 ±0,03

**Tabla 2.** Valores medios obtenidos por la Diputación de Valencia (1997).

Parámetro	Cebo	Transición	Gestantes/vacías	Maternidad
n	14	8	7	10
MS (%)	7,50 ±5,0	5,62 ±3,8	2,32 ±3,1	2,80 ±2,0
pH	7,1 ±0,44	6,8 ±0,29	7,5 ±0,26	7,5 ±0,24
CE (mS/cm)	24,86 ±12,26	20,60 ±10,46	17,73 ±3,85	19,60 ±7,73
DBO (mg/L)	21.382 ±14.897	18.433 ±10.627	7.824 ±9.003	6.004 ±4.135
NT (mg/L)	4.921 ±2.547	3.918 ±1.952	2.556 ±1.497	2.737 ±1.056
NH <sub>4</sub> (mg/L)	3.270 ±1.834	2.488 ±1.358	1.502 ±1.087	2.032 ±918
D (g/mL)	1,03 ±0,02	1,02 ±0,02	1,01 ±0,01	1,01 ±0,01

En la Figura 2 se presentan los resultados obtenidos en forma de gráfica, donde se pueden apreciar mejor las diferencias de forma visual. Así, se observa que en cebo y transición se detectan los mayores valores de materia orgánica, nitrógeno total, todos los ácidos grasos volátiles y de nitrógeno amoniacal. Sin embargo el pH es ligeramente superior en maternidad y gestación. Estos resultados están en concordancia con estudios anteriores de caracterización de purines, como el realizado por Navés y Torres (1994) donde se afirma que el purín procedente de las naves de engorde presenta una mayor concentración de nitrógeno que el correspondiente a las naves de maternidad, situándose las explotaciones de ciclo cerrado en una posición intermedia. En este estudio también se observa que los efluentes procedentes de granjas de maternidad, presentan un menor contenido en materia seca debido a que el purín de estas naves es una mezcla de las excreciones de las madres y de los lechones; y en los primeros días de vida, la mayor parte de las excretas se producen en forma de deyecciones líquidas con un bajo contenido en materia seca.



**Figura 2.** Comparación de las medias obtenidas para materia seca (MS), cenizas (ASH), pH, nitrógeno amoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ) y ácidos grasos volátiles (AGV) entre los cuatro tipos de animales.

Le Goff *et al.* (2003) y DeRouchey *et al.* (2002) también encontraron estas diferencias entre purines de cebo y de maternidad. Según estos autores, las causas son varias: la mayor adaptación de la microflora bacteriana al alimento en animales adultos, las diferentes tasas de absorción de nutrientes, etc. aunque el motivo principal que destacan son las diferencias existentes en el tipo de alimentación. Los animales adultos ingieren menores cantidades de nitrógeno total y mayores cantidades de fibra, mientras que el contenido proteico de los piensos destinados a cebo es muy superior, del orden de 17%, frente a las 14-15% que se suministran a los animales en gestación y adultos. Únicamente en lactación se aumenta la tasa proteica de las madres a unos niveles que rondan el 18%, esto no se ve reflejado en el purín de maternidad debido a las mayores exigencias en esta etapa de los animales y a que el purín de maternidad es una mezcla del purín de las madres y el de los lechones.

De los resultados obtenidos en las matrices de correlación realizadas se extraen las siguientes conclusiones:

- El pH se encuentra correlacionado negativamente con todas las variables tanto en el conjunto de los datos como en el correspondiente únicamente a los animales de la categoría cebo; sin embargo en maternidad y gestación la correlación fue positiva.

- Se encontró una elevada correlación entre todos los ácidos grasos volátiles, así como entre todos los factores y la DBO, excepto con la densidad; por ejemplo: entre los ácidos grasos y la DBO la correlación es de 0,82 y con el nitrógeno total es de 0,77. La DBO está directamente relacionada con la actividad bacteriana estando por tanto correlacionada con todos los componentes orgánicos del purín. Este resultado está en concordancia con los obtenidos en el estudio de Moral *et al.* (2005).

El análisis de componentes principales permite agrupar todas las variables en cinco nuevas (CP), no correlacionadas entre sí, que nos explican la mayor parte de la variabilidad existente; tanto es así que, como se observa en la Tabla 3, con las tres primeras variables (CP1, CP2, CP3) se explica más de un 85% de la variabilidad total. De este análisis se desprende que más del 50% de la variabilidad de las muestras está relacionada con la degradabilidad del purín (DBO y ácidos grasos volátiles), casi un 20% con la concentración (MS, ASH y MO) y más de un 12% con los parámetros físicos como el pH y la conductividad eléctrica.

**Tabla 3.** Coeficientes de correlación entre las variables medidas y las cinco nuevas componentes.

Variable	Componentes Principales				
	CP1	CP2	CP3	CP4	CP5
MS	0,587	0,790	-0,013	-0,127	0,074
ASH	0,453	0,772	-0,156	-0,070	0,003
pH	-0,448	0,055	0,722	0,205	0,33
CE	0,621	-0,211	0,700	0,079	0,110
DBO	0,922	0,105	-0,066	-0,143	-0,004
NT	0,843	0,318	0,395	0,027	-0,018
NH <sub>4</sub>	0,720	-0,112	0,643	0,083	-0,047
D	0,203	0,510	-0,362	0,718	0,138
AC	0,865	-0,227	0,154	0,168	-0,355
MO	0,622	0,744	0,07	-0,151	0,109
NORG	0,600	0,720	-0,11	-0,057	0,028
AGV	0,931	-0,239	0,027	0,086	-0,237
% VAR.	0,5310	0,1994	0,1232	0,0416	0,0376
% VAR. ACUM.	0,5310	0,7304	0,8536	0,8952	0,9328

El GLM permitió corroborar las conclusiones expuestas anteriormente en cuanto a las diferencias, según el estado fisiológico, de parámetros como el pH, los ácidos grasos volátiles y el nitrógeno total lo que concuerda con la bibliografía.

Por otro lado, se considera interesante la obtención de los llamados “test rápidos” que utilizan parámetros fácilmente medibles en campo como la conductividad, el pH o la densidad para estimar la composición en nutrientes, principalmente de nitrógeno, de un purín y así poder ajustar de manera más precisa las dosis a aplicar en campo (Yang *et al.*, 2006). Existe en la bibliografía diferentes ecuaciones de regresión para estimar la cantidad de nitrógeno de un purín, pero es importante que se confeccionen estos “test rápidos” para cada tipo de purín o para cada área geográfica debido a la enorme variabilidad en la composición del purín de unas zonas a otras.

En este estudio se han estimado ecuaciones de regresión que pueden utilizarse en condiciones mediterráneas para la estimación del nitrógeno total y el nitrógeno amoniacal a partir de la conductividad eléctrica y la materia seca. En la Tabla 4 se muestran, a título de ejemplo, los resultados obtenidos para estimación del nitrógeno total a partir de la conductividad.

**Tabla 4.** Ecuaciones de regresión para la estimación de la cantidad del nitrógeno total (NT) en función de la conductividad eléctrica del purín (CE).

Parámetro	Ecuación regresión	Coefficiente de regresión	Fuente
NT (g/kg) vs CE (mS/cm)	0,585+0,187*CE	0,557	Global
NT (g/kg) vs CE (mS/cm)	0,372+0,219*CE	0,759	Cebo
NT (g/kg) vs CE (mS/cm)	2,375+0,082*CE	0,165	Transición
NT (g/kg) vs CE (mS/cm)	1,872+0,0044*CE	0,208	Maternidad
NT (g/kg) vs CE (mS/cm)	1,533+0,119*CE	0,138	Gestación

Como se puede observar en las ecuaciones obtenidas para el de cebo y la “global” (la totalidad de las muestras) se consigue un buen ajuste, comparando estas ecuaciones con otras halladas en la bibliografía, se aprecia que la tendencia es muy parecida.

## REFERENCIAS

- APHA, AWWA, WEF (1998). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Washington DC. USA.
- Bonmatí, A. (2001). *Usos de l'Energia Tèrmica per a la Millora del Procés de Digestió Anaeròbia de Purins de Porc i per a la Recuperació de Productes d'Interès*. Tesis Doctoral. Universtat de Lleida.
- DeRouchey, J.M., Goodband, R.D., Nelssen, J.L., Tokach, M.D., Dritz, S.S., Murphy, J.P. (2002). Nutrient composition of Kansas swine lagoons and hoop barn manure. *Journal of Animal Science*, **80**(8), 2051-2061.
- Díez, J.A., Vallejo, A., Aguayo, S., Muñoz, M.J. (2003). Claves agronómicas para la aplicación de purines de cerdo respetando el medio ambiente. *Porci*, **77**, 39-53.
- Diputació de Valencia (1997). Plan estratègic de purines producidos de la ganadería porcina. Internet: <http://www.dva.gva.es/medioambiente/purines/dosmarcs.htm>.
- Labrador, J. (2001). *La Materia Orgánica en los Agrosistemas*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Editorial Mundi-prensa, Madrid, España. 293 pp.
- Le Goff, G., Noblet, J., Cherbut, C. (2003). Intrinsic ability of the faecal microbial flora to ferment dietary fibre at different growth stages of pigs. *Agriculture Biology and Environmental Sciences*, **81**(1), 75-87.
- MAPA (2004). *Anuario de Estadística Agroalimentaria*. Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación.
- Moral, R., Perez-Murcia, M. D., Perez-Espinosa, A., Moreno-Caselles, J., Paredes, C. (2005). Estimation of nutrient of pig slurries in southeast Spain using easily determined properties. *Waste Management*, **25**(7), 719-725.
- Navés, J., Torres, M.C. (1994). Composició físicoquímica i valor fertilitzant del purí de porc procedent d'explotacions porcines de la Comarca del Plà d'Urgell. *En: Problemes Moderns en l'Ús dels Sòls: Nitrats*, 41-59. Dossiers Agraris ICEA.
- Piñeiro C., Montalvo G., Illescas P.M., Herrero, M., Giraldes, M., Bigeriego, M. (2005). Propuesta de mejores tecnologías disponibles en producción porcina. *Porci*, **87**, 23-40.
- SAS® (2001). *SAS User's Guide: Statistics*. Version 8.2. SAS Institute Inc. Cary. USA.
- Yang, Z., Han, L., Li, Q., Piao, X. (2006). Estimating nutrient contents of pig slurries rapidly by measurement of physical and chemical properties. *Journal of Agricultural Science*, **144**(3), 261-267.
- Yasuhara, A., Fwa, K., Jimbu, M. (1984). Identification of odorous compounds in fresh and rotten swine manure. *Agricultural and Biological Chemistry*, **48**(12), 3001-3010.
- Zhu, J., Riskowski, G. L., Torremorell, M. (1999). Volatile fatty acids as odor indicators in swine manure - A critical review. *Transactions of the ASAE*, **42**(1), 175-182.



## Efecto del diseño del estercolero y de la frecuencia de abonado sobre la composición de los purines de vacuno de leche

Patricia Santorum<sup>1\*</sup>, Raquel García<sup>1</sup>, Benito Fernández<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Centro de Investigación y Formación Agrarias. C<sup>a</sup> Desarrollo Rural, Ganadería, Pesca y Biodiversidad de Cantabria. C/ Héroes 2 Mayo, 27. 39600 - Murieras, Cantabria.

<sup>2</sup>Servicio de Agricultura y Diversificación Rural, C<sup>a</sup> Desarrollo Rural, Ganadería, Pesca y Biodiversidad de Cantabria. Edificio Europa, C/ Gutierrez Solana, s/n. 39011 - Santander.

\* Autor de contacto: patriciasantorum@cifacantabria.org

### Palabras clave

Abonado; Composición; Nitrógeno; Tipificación; Vacuno.

### INTRODUCCIÓN

El peso específico de los residuos ganaderos en Cantabria se centra en la ganadería de vacuno de leche, por las siguientes razones:

- Su peso económico en esta comunidad autónoma: el 28% de la superficie total se dedica a prados y pastizales, la cosecha del 39% de la superficie agrícola se destina a alimentación animal y se produce el 8,74% de la cuota láctea nacional (Consejo Económico y Social de Cantabria, 2002).
- La naturaleza semi-líquida de sus deyecciones, la cual dificulta el compostaje.
- El volumen total estimado de estos residuos ganaderos: unos 55 litros por vaca de leche y por día, alcanzando las 626.000 toneladas de purines excedentes en el año 1997 (Tejero, 1998).

Recientemente se han condicionado las ayudas directas en el marco de la Política Agraria Común, al respeto a las buenas condiciones agrarias y medioambientales. En Cantabria se han establecido como condiciones exigibles, entre otras, la limitación de las cargas ganaderas o la presentación de un plan alternativo de gestión o retirada de residuos ganaderos (Orden GAN/68/2006 y Orden GAN 5/2007). Hay que tener en cuenta que un manejo inadecuado de los purines supone un riesgo de contaminación de las aguas producida por nitratos de origen agrario (Directiva del Consejo 91/676/CEE). En este contexto, es necesario acometer el estudio de la concentración de compuestos nitrogenados en los purines de vacuno de leche, así como diseñar un tratamiento adecuado de estos residuos ganaderos.

El sistema de gestión conjunto de los purines es adecuado para grandes explotaciones o grupos de explotaciones asociadas, en las cuales el transporte y el tratamiento de estos excedentes están centralizados. Las explotaciones o asociaciones de 300 a 500 vacas de leche tienen en principio el mejor potencial para instalar un digestor de purines, desde el punto de vista tecnológico, pudiendo considerar otras estrategias en el caso de explotaciones ganaderas de menor tamaño (Forward, 2000). Por el contrario, en las pequeñas y medianas explotaciones es necesario un sistema de manejo *in situ* que permita reutilizar los efluentes ganaderos como enmiendas orgánicas.

Las explotaciones incluidas en este estudio son de pequeña o mediana dimensión, es decir con una cuota láctea anual menor de 500.000 kg. En el marco de este trabajo se acometieron los siguientes objetivos: analizar la composición físico-química de los efluentes ganaderos en función del tipo de explotación en el que se encuentran y del manejo que aplican los ganaderos y comprobar la eficacia de diferentes sistemas de almacenamiento de los purines sobre la calidad de estos residuos como enmiendas orgánicas.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Con el fin de reflejar la diversidad de estiércoles y purines que se manejan en Cantabria, se analizaron efluentes orgánicos de cuatro tipos de explotaciones. La selección de las mismas se basó en un estudio anterior que clasifica a las explotaciones de vacuno de leche en cuatro grupos o clusters, en función del manejo y almacenamiento del estiércol (Santorum *et al.*, 2007). Se visitaron 3 explotaciones ganaderas de cada uno de los 4 grupos. Los sistemas de almacenamiento y aplicación de los purines de estas 12 explotaciones están recogidos en la Tabla 1. De cada una de las explotaciones se tomaron 3 muestras, una en primavera, otra en verano y una tercera en otoño, por lo que el número total de purines analizados fue de 36 muestras.

**Tabla 1.** Tipificación de las explotaciones de vacuno de leche en función de los sistemas de almacenamiento y aplicación de los purines.

Grupo	Rango de cuota láctea (kg/año)	Sistema de almacenamiento	Método de abonado
Tradicional	Hasta 100.000	Pila	Esparcido manual
Intermedio-cist. alquilada	Hasta 100.000	Estercolero descubierto	Cisterna alquilada
Intermedio-cist. propia	100.000-500.000	Estercolero descubierto	Cisterna propia
Moderno	100.000-500.000	Estercolero cubierto	Cisterna propia

Los purines fueron analizados en relación a sus características físico-químicas: materia seca (%), materia orgánica (%), pH y conductividad (mS/cm a 25°C), y a su composición en nutrientes: nitrógeno total Kjeldahl (%), nitrógeno amoniacal (%), fósforo (%) y potasio (%) (APHA *et al.*, 1999).

Los datos expresados en porcentajes fueron transformados mediante la función arcoseno de la raíz de la proporción. Se confirmó que las distribuciones de los datos eran normales y se comprobó la diferencia entre medias aplicando el test t de Student y la ANOVA. Cuando una variable con distribución normal presentó diferencias significativas en función de un factor (significación < 0,050), se empleó la prueba *post-hoc* con igualdad de varianzas de Bonferroni (datos con distribución normal), o la prueba *post-hoc* con varianzas diferentes de T3 de Dunnett. Cuando los datos no se ajustaron a una distribución normal se aplicó el test de diferencias honestamente significativas de Tukey (prueba *post-hoc* con igualdad de varianzas) o de Welch (pruebas robustas con varianzas diferentes).

## RESULTADOS Y CONCLUSIONES

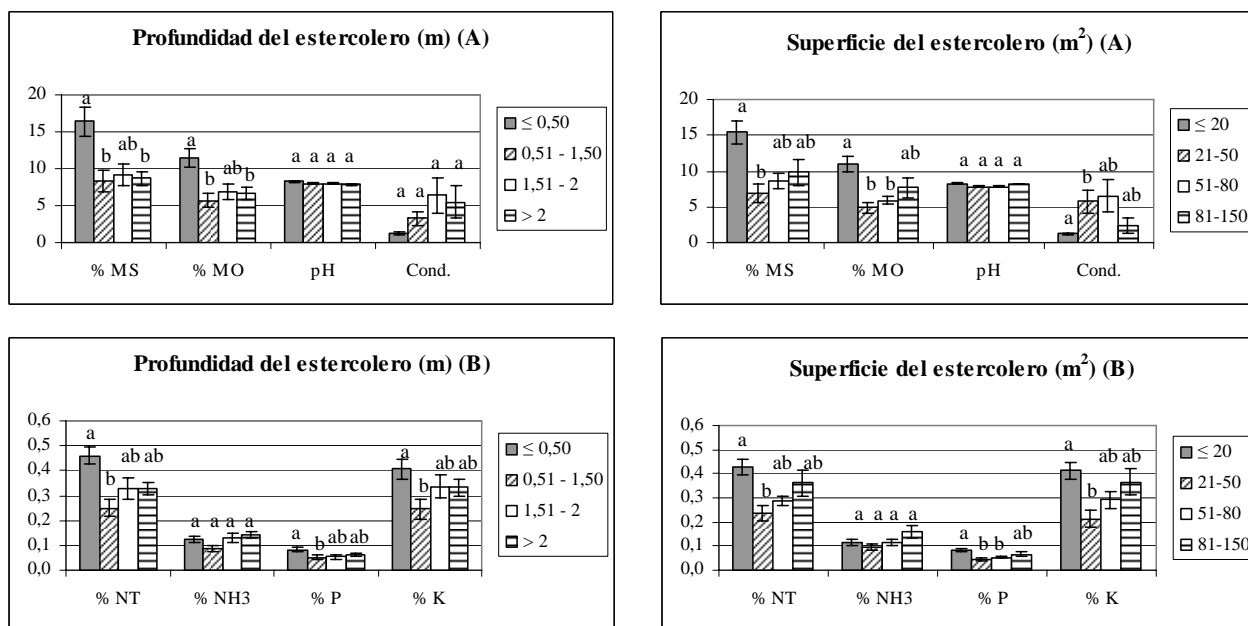
Cuando se comparan los purines almacenados en estercoleros cubiertos con los no cubiertos, observamos diferencias en las medias de nitrógeno total y nitrógeno amoniacal, tal y como se indica en la Tabla 2. La construcción de la cubierta del estercolero o fosa estuvo asociada a la retención de un 18% más de nitrógeno total y una acumulación de un 30% más de nitrógeno amoniacal. El resto de las variables estudiadas en los purines no se vieron influidas por la presencia o ausencia de la cubierta del estercolero.

**Tabla 2.** Efecto del diseño del estercolero (con o sin cubierta) sobre la composición físico-química de los purines de vacuno de leche. Se muestran los parámetros que eran significativamente diferentes con diferentes superíndices (significación < 0,050), indicándose la media  $\pm$  error típico; nitrógeno total: n = 35, nitrógeno amoniacal: n = 36.

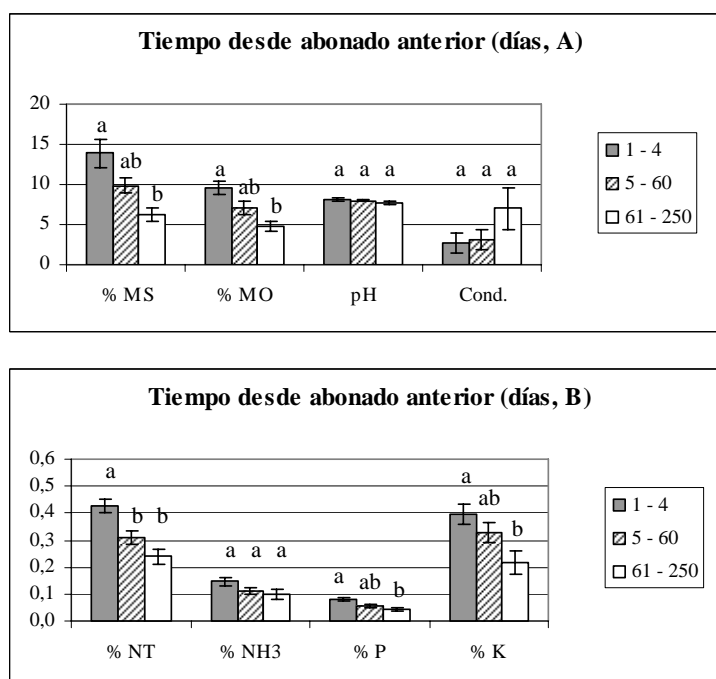
Parámetro	% Nitrógeno total	% N amoniacal
Sin cubierta	0,31 $\pm$ 0,03 <sup>a</sup>	0,10 $\pm$ 0,01 <sup>a</sup>
Con cubierta	0,38 $\pm$ 0,02 <sup>b</sup>	0,15 $\pm$ 0,01 <sup>b</sup>

El tipo de vaciado (parcial vs total) que se realizó fue la única variable que explicó las diferencias de pH encontradas (7,89  $\pm$  0,10 vs 8,19  $\pm$  0,10, respectivamente, media  $\pm$  error típico para n=36),

con una significación menor que 0,050. Asimismo, se observó la influencia de otros factores en la concentración de compuestos nitrogenados, la superficie del estercolero y su profundidad (Figura 1), así como el tiempo de almacenamiento hasta el momento de su aplicación al terreno como enmienda orgánica (tiempo desde el abonado anterior, Figura 2).



**Figura 1.** Efecto del diseño del estercolero (profundidad y superficie) sobre la composición físico-química de los purines de vacuno de leche. Se representan las medias  $\pm$ error típico, n = 36 (excepto en nitrógeno total (NT): n = 35). Los datos con el mismo superíndice no mostraron diferencias significativas (significación > 0,050).



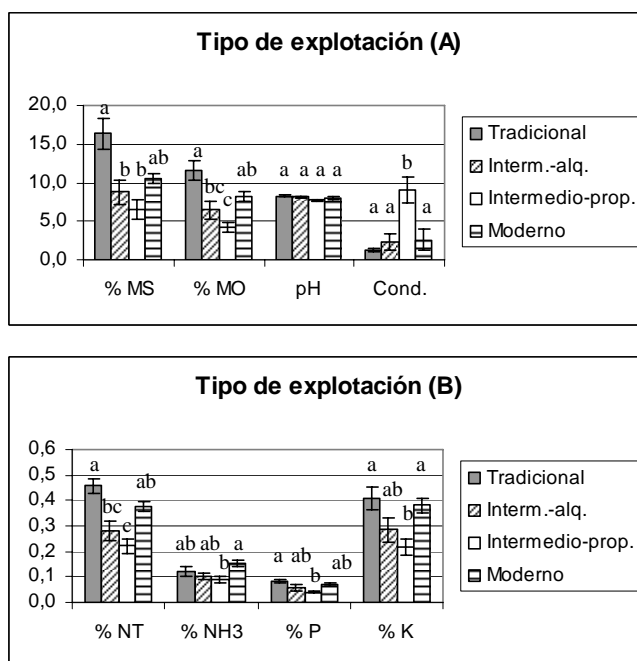
**Figura 2.** Efecto de la frecuencia de vaciado del mismo (tiempo desde el abonado anterior) sobre la composición físico-química de los purines de vacuno de leche. Se representan las medias  $\pm$ error típico, n = 27 (excepto en nitrógeno total (NT): n = 26). Los datos con el mismo superíndice no mostraron diferencias significativas (significación > 0,050).

En la Figura 1 se puede observar cómo el estiércol almacenado en pilas (< 0,5 m y < 20 m<sup>2</sup>) conservó la mayor concentración de nutrientes (N-P-K), en comparación al resto de las deyecciones ganaderas analizadas. Por el contrario, los purines almacenados en pequeñas fosas o estercoleros (0,51-1,5 m y 21-50 m<sup>2</sup>) presentaron la menor concentración de N-P-K, probablemente debido al hecho de que suelen carecer de cubierta y que los purines pudieran estar diluidos por la lluvia. Los purines correspondientes a las fosas con superficie mediana (51-80 m<sup>2</sup>) contenían menor concentración de materia orgánica y de fósforo que los estiércoles mantenidos en pilas e igual concentración que las pequeñas fosas, pudiendo este hecho indicar una dilución parcial con el agua de lluvia u otras aguas residuales que reciba el estercolero.

Los purines que se almacenaron más de 60 días presentaron una composición más diluida que el resto, tanto en materia seca y orgánica, como en N-P-K. Se observó un notable descenso en el nitrógeno total a partir de los 5 días de almacenamiento. Este descenso pudo ser originado no sólo por la pérdida del nitrógeno a la atmósfera sino que pudo estar influido por el manejo de las deyecciones ganaderas, bien por su dilución o por el diseño del estercolero. Otros factores estudiados en este trabajo no mostraron ningún efecto significativo sobre la composición de los purines, con una significación mayor que 0,050. Estos factores incluyeron los siguientes:

- El pastoreo, al menos 4 horas de pastoreo al día, como mínimo en primavera y verano, que es practicado por 9 de las 12 explotaciones muestreadas.
- La cisterna muestreada, que en un caso fue la primera vaciada en el prado y que en el resto de los casos osciló entre la tercera que se abonó y la decimotercera cisterna abonada.
- El período de tiempo durante el que no había llovido, que varió entre 1 y 14 días.

Los factores que influyen en la composición de los purines han sido confirmados en este estudio, factores de diseño del estercolero como las dimensiones del estercolero, la presencia de una cubierta de hormigón, etc. Si bien podemos definir el efecto de cada uno de estos parámetros físicos sobre la calidad de estos efluentes orgánicos, podemos comprobar que todas estas influencias están recogidas en el tipo de explotaciones ganaderas y que la variabilidad de la composición de los purines está asociada al tipo de explotación ganadera, en función del manejo de estos residuos (Figura 3).



**Figura 3.** Composición físico-química de los purines en los cuatro tipos de explotaciones de vacuno de leche, definidas en función del sistema de almacenamiento y del manejo de los estiércoles y purines. Se representan las medias ± error típico, n = 36 (excepto en nitrógeno total (NT): n = 35). Los datos con el mismo superíndice no mostraron diferencias significativas (significación > 0,050).

Las explotaciones tradicionales mostraron una composición de sus purines similar a la de las explotaciones modernas, mientras que fueron significativamente diferentes a los purines de las explotaciones intermedias, en materia seca, materia orgánica y nitrógeno total. Así, cuando se dieron descensos significativos en el porcentaje de materia seca, éstos fueron acompañados de descensos en el porcentaje de materia orgánica y de nitrógeno total. Sin embargo, las variaciones en la conductividad, el fósforo y el potasio fueron independientes de la dilución de la materia seca. De hecho, los mayores niveles de conductividad se obtuvieron en el grupo que presentó menor porcentaje de materia seca (explotaciones intermedias con cisterna propia). Las menores concentraciones de fósforo y potasio también se encontraron en las explotaciones con un manejo intermedio y una cisterna o cuba propia.

Así, a la hora de constatar el efecto de un cambio en el manejo de la explotación o de la aplicación de un tratamiento alternativo a los residuos ganaderos, puede ser comprobado si se trabaja con explotaciones de estos 4 tipos. Además, el único factor, junto con la superficie del estercolero, que explica las variaciones de la conductividad, parámetro clave en la salinidad, y a su vez en la calidad de la enmienda orgánica como fertilizante, es el tipo de explotación.

Otros autores han calculado la composición promedio de los purines (ASAE, 2003), con el fin de poder calcular los nutrientes aplicados al terreno agrícola. Si suponemos que cada vaca lechera pesa 625 kg de media y produce 55 litros de purín al día, podemos calcular los kg de N-P-K producidos al día por cada animal y compararlos con los valores medios tabulados por ASAE. Los niveles de N-P obtenidos en este trabajo (0,182-0,034 kg N-P por animal y día) son significativamente menores que los valores medios tabulados por ASAE (0,281-0,059 kg N-P por animal y día) para el ganado vacuno de leche (significación  $< 0,050$ ). Por el contrario, los valores de K son similares en este estudio (0,178 kg K por animal y día) y en las tablas ASAE (0,181 kg K por animal y día).

Por otro lado, los autores que han investigado los factores que influyen en la composición de los purines se han centrado en el análisis del fósforo y sobre todo del nitrógeno, aunque en gran parte estudian la mezcla de estiércol y orín frescos, no los purines almacenados hasta el momento de su uso como enmienda orgánica como en este trabajo. En el caso del fósforo, el estudio de Vadas (2006) mostró niveles muy superiores (7.557 mg P total por kg) a los indicados en el presente trabajo (626 mg P total por kg), con una significación  $< 0,050$ .

Si bien se han descrito varios factores que condicionan la composición de los purines, los estudios han sido enfocados en su gran mayoría a la composición de la dieta del ganado vacuno de leche. Se ha encontrado una clara relación entre la proteína bruta ingerida sobre la concentración de nitrógeno en los purines frescos y no diluidos (Nennich, 2005). Los trabajos en los que se cuantifican otro tipo de factores están destinados a conocer las emisiones gaseosas de los purines, como en el caso de Swensson (2002), quien encontró una mayor liberación de amonio a la atmósfera en estabulaciones libres que almacenan purines que en establos tradicionales con estiércoles.

En conclusión, el diseño del sistema de almacenamiento del estiércol condicionó la calidad de los estiércoles y purines analizados, tanto en sus parámetros físicos (porcentaje de materia seca y conductividad), como en su composición química (proporción de materia orgánica y compuestos fertilizantes -N-P-K-). Por otro lado, el manejo practicado por los ganaderos a la hora de abonar el estiércol influyó también en las concentraciones detectadas en las enmiendas orgánicas. La frecuencia de abonado, se determinó a través del tiempo entre abonados y en la práctica del abonado con parte del estiércol o purín, o del vaciado total del estercolero. En este sentido, un cambio en la frecuencia de abonado se tradujo en diferentes concentraciones de los componentes de interés en los purines. Finalmente, el tipo de explotación, definido en función del manejo del estiércol puesto en práctica, explica también las diferencias en la composición físico-química de los estiércoles y purines estudiados, a excepción del caso del pH. Es necesario profundizar en esta línea

de trabajo con el fin de confirmar el grado de influencia de cada uno de los factores que definen el estercolero y su manejo, así como la interrelación entre el tipo de explotación y estos parámetros de diseño y uso del estercolero.

## AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo ha sido financiado por el INIA a través del proyecto de investigación RTA04-093.

## REFERENCIAS

- APHA, AWWA, WEF (1999). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 20th edition. American Public Health Association. Washington DC. USA.
- ASAE (2003). *Manure Production and Characteristics*. D384.1. Feb2003. American Society of Agricultural Engineers. St. Joseph, Michigan. USA.
- Consejo Económico y Social de Cantabria (2002). Memoria socioeconómica y laboral de la Comunidad de Cantabria, 143.
- Directiva del Consejo 91/676/CEE, de 12 de diciembre, relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos de fuentes agrarias. *DOCE*, **L375**, de 31 de diciembre de 1991, 1-8.
- Forward, J. (2000). *Farm Methane Recovery in Vermont. Outline of Barriers*. Department of Public Service. Richmond Energy Associates.
- Orden GAN/68/2006, de 24 de julio, por la que se establecen las buenas condiciones agrarias y medioambientales exigibles por condicionalidad en relación con las ayudas directas en el marco de la Política Agraria Común para la Comunidad Autónoma de Cantabria. *BOC*, **155**, del 11 de agosto del 2006, 9994-9995.
- Orden GAN 5/2007, de 25 de enero, por la que se establecen las buenas condiciones agrarias y medioambientales exigibles por condicionalidad en relación con las ayudas directas en el marco de la Política Agraria Común para la Comunidad Autónoma de Cantabria. *BOC*, **29**, del 9 de febrero del 2007, 1903.
- Nennich, T.D., Harrison, J.H., VanWieringen, L.M., Meyer, D., Heinrichs, A.J., Weiss, W.P., St-Pierre, N.R., Kincaid, R.L., Davidson, D.L., Block, E. (2005). Prediction of manure and nutrient excretion from dairy cattle. *Journal of Dairy Science*, **88**(10), 3721-3733.
- Santorum, P., García, R., Fernández, B. (2007). Characterization of small- to middle-scale dairies' manure. Storing and landfarming models in Cantabria (Northern Spain). *11<sup>th</sup> International Waste Management and Landfill Symposium*, 1027-1028. Sardinia.
- Swensson, C., Gustafsson, S. (2002). Characterization of influence of manure handling system and feeding on the level of ammonia release using a simple method in cow houses. *Acta Agriculturae Scandinavica Section A-Animal Science*, **52**(2), 49-56.
- Tejero, I. (1998). Informe final del proyecto "Estación Depuradora de Aguas Residuales en la Industria Ganadera de Cantabria". Universidad de Cantabria, OCYASA y Diputación Regional de Cantabria.
- Vadas, P.A. (2006). Distribution of phosphorus in manure slurry and its infiltration after application to soils. *Journal of Environmental Quality*, **35**(2), 542-547.

*Sesión 2. Minimización en origen*





## Medidas alimentarias para reducir el impacto ambiental de las deyecciones

David Torrallardona

Departament de Nutrició Animal. IRTA - Centre Mas de Bover. Apartat 415. 43280 - Reus.

Contacto: david.torrallardona@irta.es

### Resumen

Los contenidos de nitrógeno, fósforo, zinc y cobre de las deyecciones ganaderas pueden originar problemas medioambientales si no se dispone de suficiente terreno agrícola para ser utilizados como fertilizantes. La legislación actual únicamente contempla un límite máximo de aplicación de deyecciones ganaderas como fertilizante en función su contenido en nitrógeno, aunque cabe esperar que en el futuro el fósforo y los metales pesados sean también contemplados por la legislación. La necesidad de terreno agrícola requerida para diseñar un plan de deyecciones ganaderas vendrá determinada por los niveles de excreción de cada explotación. Mediante estrategias de alimentación es posible reducir las cantidades eliminadas en las deyecciones de cada uno de estos compuestos, disminuyendo así las necesidades de terreno agrícola. La utilización de piensos con un mejor equilibrio de aminoácidos y un menor contenido en proteína es de especial interés para reducir la excreción de nitrógeno. El uso de fitasas de origen microbiano, junto a una reducción en el aporte de fósforo inorgánico es eficaz en la reducción del fósforo excretado. Para todos los nutrientes, debe evitarse un aporte excesivo en relación a las necesidades de los animales en cada momento del ciclo productivo, y para ello la utilización de sistemas de alimentación multifase es una estrategia eficaz. Por último, el uso de nuevas alternativas a los antibióticos promotores del crecimiento va a evitar el uso de dosis elevadas de óxido de zinc y de sulfato de cobre con fines terapéuticos. Ello contribuirá a reducir los niveles de zinc y cobre excretados. El presente artículo revisa las diferentes medidas alimentarias que se pueden implementar para reducir el impacto medioambiental de la ganadería porcina.

### Palabras clave

Alimentación; Cerdo; Fósforo; Medio ambiente; Nitrógeno.

## INTRODUCCIÓN

La producción ganadera intensiva facilita la existencia de territorios con una elevada densidad ganadera, cuya producción de estiércol y/o purines no puede ser utilizada con fines agrícolas. Los excedentes de nitrógeno, fósforo y otros minerales (particularmente zinc y cobre) conllevan riesgos medioambientales relacionados con (1) la acumulación de nutrientes en el suelo, (2) la contaminación de las aguas y, (3) la emisión de sustancias contaminantes al aire. Entre los componentes del purín que pueden causar problemas medioambientales, destacan (1) el nitrógeno, que puede causar problemas de eutrofización y nitrificación de las aguas y problemas de lluvia ácida a través de las emisiones de amoníaco, (2) el fósforo, que puede causar problemas de eutrofización de las aguas y (3) los metales pesados (principalmente cobre y zinc) que pueden acumularse en el suelo y causar problemas de toxicidad. Se estima que la producción ganadera causa alrededor del 90% del total de las emisiones de amoníaco al aire, contribuyendo también en una alta proporción de las emisiones de metano (especialmente animales rumiantes) y óxido nitroso. La Tabla 1 muestra las emisiones de dichos gases en explotaciones porcinas según las diferentes categorías de animales y tipo de alojamiento. Cabe destacar además, la creciente sensibilización de la sociedad a los malos olores causados por la emisión al aire de amoníaco y de otros compuestos volátiles.

**Tabla 1.** Emisión atmosférica de sustancias contaminantes (kg/plaza/año) en explotaciones porcinas según tipo de animal y alojamiento (BREF, 2003).

Animales	Tipo de alojamiento	NH <sub>3</sub> *	CH <sub>4</sub>	N <sub>2</sub> O
Cerdas gestación		0,4 - 4,2	21,1	-
Cerdas lactación		0,8 - 9,0	-	-
Destete (< 30 kg)		0,06 - 0,8	3,9	
Engorde (> 30kg)	slat total	1,35 - 3,0	2,8 - 4,5	0,02 - 0,15
	slat parcial	0,9 - 2,4	4,2 - 11,1	0,59 - 3,44
	no slat/cama	2,1 - 4,0	0,9 - 1,1	0,05 - 2,40

\*Niveles mínimos de NH<sub>3</sub> con tratamiento de emisiones.

La legislación española actual sólo contempla límites máximos de aplicación para el N de 210 kg/ha/año que en el caso de zonas vulnerables de contaminación de las aguas por nitritos es de 170 kg/ha/año. Por el contrario, en España no existe una legislación específica sobre los niveles de aplicación de P y de metales pesados en forma de estiércol y purines, aunque como ya ocurre en algunos países de la UE donde este aspecto ya está legislado, es de esperar que en el futuro también se apliquen limitaciones para el fósforo y algunos metales pesados como el cobre o el zinc. Una vez establecidos los máximos legales de aplicación, las necesidades de terreno agrícola requeridas para diseñar los planes de deyecciones ganaderas se pueden calcular a partir de valores de referencia de producción de cada elemento para las diferentes especies animales y estados productivos (Tabla 2). Por ejemplo, de acuerdo con Jongbloed (2007), si se consideran los límites máximos de aplicación por hectárea de los diferentes minerales propuestos en Holanda, las necesidades de terreno agrícola para el zinc y el cobre serían mucho más limitantes que para el nitrógeno y el fósforo (Tabla 3).

**Tabla 2.** Excreción de N, P, Cu y Zn de una granja de 89 cerdas productivas según la edad y estado fisiológico de los animales (adaptado de Dourmad *et al.* 1992; van Kempen y van Heugten 2000; BREF 2003).

	Nitrógeno			Fósforo			Cobre			Zinc		
	por animal (g/d)	por año (kg)	% total	por animal (g/d)	por año (kg)	% total	por animal (mg/d)	por año (kg)	% total	por animal (mg/d)	por año (kg)	% total
C. Gestantes	39,5	954	8,9	10,1	243	11,3	24	0,6	3	200	4,8	5
C. Lactantes	78,9	459	4,3	15,9	93	4,3	65	0,4	2	540	3,1	4
L. Transición	11,0	907	8,4	1,3	103	4,8	135	11,1	62	365	30,1	34
C. Engorde	38,2	8360	77,9	6,1	1342	62,1	27	5,9	33	230	50,3	57
TOTAL	-	10734	100	-	2161	100	-	18,0	100	-	88,3	100

**Tabla 3.** Número máximo de animales por hectárea de cultivo permitido según la aplicación de las diferentes restricciones propuestas en Holanda (Jongbloed, 2007).\*

	Nitrógeno	Fósforo	Cobre	Zinc
Cerdos de engorde (26-114 kg)	102	59	19	18
Cerdas con lechones hasta 26 kg	12,6	5,9	1,0	2,0

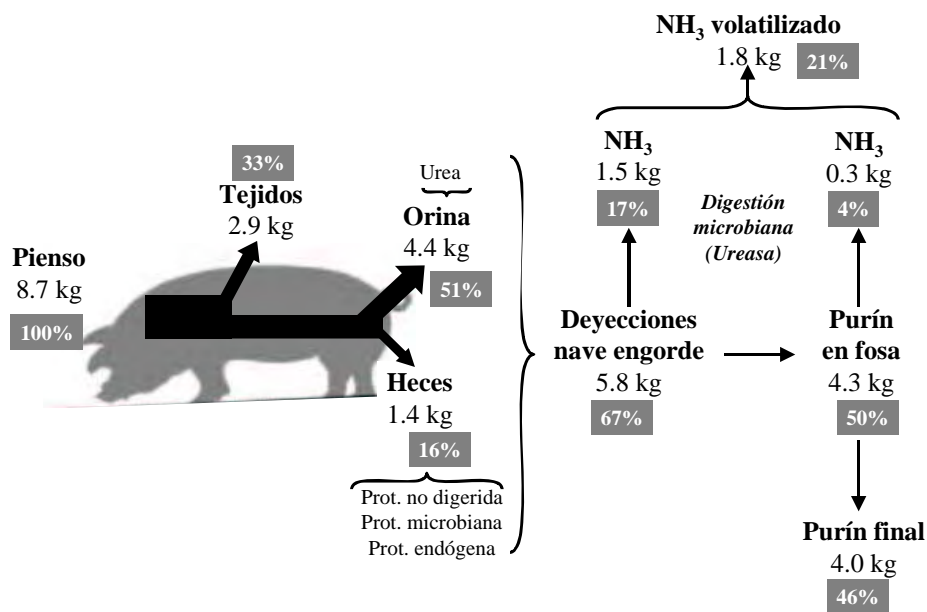
\*Calculados a partir de los niveles prácticos de proteína y fósforo utilizados en Holanda y de los límites legales europeos de incorporación para Zn y Cu.

Puesto que los niveles de excreción de los diferentes compuestos contaminantes se puede modificar con el tipo de alimentación que reciban los animales, la aplicación de determinadas estrategias de alimentación (básicamente el uso de un mayor número de piensos y la reducción del contenido de proteína y minerales de los mismos) puede reducir las necesidades de terreno agrícola calculados a partir de valores de referencia (Torrallardona, 2006). El presente artículo se centra en la descripción de medidas de carácter nutricional para mejorar la eficiencia de utilización del nitrógeno, fósforo,

cobre y zinc del pienso y reducir el impacto medioambiental de cerdos de engorde, pero los mismos principios se pueden aplicar a otras especies.

### NITRÓGENO

Se considera que en las condiciones actuales sólo una tercera parte del nitrógeno del pienso que consume un cerdo de engorde es aprovechado y que las otras dos terceras partes son eliminadas al medio ambiente (Figura 1). Se estima que una cuarta parte de este N no utilizado se volatiliza en forma de amoníaco dentro de la propia granja y tres cuartas partes permanecen en las deyecciones. Durante el almacenaje de las deyecciones la volatilización del N en forma de amoníaco puede aumentar. El N volatilizado en forma de amoníaco es igualmente contaminante y debe ser considerado cuando se calculen las emisiones al medio ambiente.



**Figura 1.** Cantidad de nitrógeno consumido, retenido y excretado durante la producción de un cerdo de engorde de 108 kg de peso vivo (adaptado de Dourmad y Sève, 1997).

La eficiencia de utilización del nitrógeno depende en primer lugar de las características de los animales. El tipo de genética, el estado sanitario, etc., determinan las necesidades proteicas de mantenimiento de los animales que van a determinar las pérdidas obligatorias de N. En segundo lugar la eficiencia depende también de las características del alimento, básicamente de la digestibilidad y del equilibrio de aminoácidos de su proteína. Alimentos con una digestibilidad baja contribuyen a un mayor contenido de N en las heces y proteínas desequilibradas favorecen el catabolismo de los aminoácidos a urea la cual es excretada en la orina. Por último, la eficiencia también depende de la precisión con la cual la composición del pienso se corresponda a los requerimientos nutritivos del animal. Un aporte excesivo de proteína, aún teniendo ésta un buen equilibrio de aminoácidos, favorece su catabolismo a urea y excreción en la orina. Evitar un exceso en el aporte de proteína y mejorar el equilibrio entre los aminoácidos son los aspectos en los cuales se puede realizar una actuación más efectiva por nuestra parte. En el caso teórico de que el aporte de aminoácidos en la dieta fuera exactamente la cantidad requerida por el animal, la excreción total de nitrógeno podría disminuir a la mitad del actual.

De acuerdo con las causas de la baja eficiencia de utilización del N del pienso descritas anteriormente, se pueden adoptar tres grupos de medidas alimentarias para reducir la cantidad de nitrógeno en las deyecciones: (1) incrementar la digestibilidad de la proteína del pienso, (2) mejorar

el equilibrio entre los aminoácidos de la dieta y (3) evitar un exceso de proteína en relación con las necesidades del animal.

*Mejora de la digestibilidad de la proteína del pienso.* En el cerdo, la proteína y aminoácidos que no han sido digeridos y absorbidos en el intestino delgado (íleon) ya no podrán ser utilizados para sintetizar proteína. Al pasar al intestino grueso, estos aminoácidos pueden ser eliminados directamente en las heces o bien pueden ser utilizados por la microflora bacteriana para sintetizar proteína microbiana o para obtener energía. En este último caso el N se convierte a amoníaco el cual es eliminado en forma de urea en la orina. Es por ello que conviene mejorar la digestibilidad ileal de la proteína y aminoácidos de la dieta. Conviene escoger ingredientes con la mejor digestibilidad ileal de la proteína posible (Torrallardona *et al.*, 1997). Aunque ello pueda suponer un encarecimiento del precio del pienso, en algunas situaciones esto puede ser económicamente factible, especialmente si se contempla un coste medioambiental para el N de las deyecciones. Para poder aplicar esta medida, es imprescindible formular el pienso basándose en su contenido en aminoácidos digeribles ileales. También se debe evitar que los ingredientes tengan un alto contenido en nitrógeno no proteico, ya que éste aún que se digiere a nivel ileal, no puede ser utilizado por los animales monogástricos. El uso de tratamientos tecnológicos como la granulación o una molturación fina puede mejorar la digestibilidad ileal de los aminoácidos de los ingredientes. Por último, la adición de enzimas al pienso puede facilitar la digestión de algunos carbohidratos indigestibles de la pared celular ( $\beta$ -glucanos, arabinosilanos), y favorecer así el acceso de las enzimas digestivas a la proteína (Torrallardona *et al.*, 2001a, b).

*Mejora del equilibrio entre los aminoácidos del pienso.* Una vez digeridos, los aminoácidos son utilizados en los tejidos para realizar la síntesis proteica. Las proteínas sintetizadas tienen una proporción predeterminada de cada uno de los aminoácidos. En el caso hipotético de que un solo aminoácido no se encontrada en el lugar de síntesis, ésta no podría realizarse. En esta situación el resto de aminoácidos son catabolizados, y su nitrógeno es excretado en la orina. Por esto es muy importante suministrar todos los aminoácidos en las proporciones necesarias para la síntesis de proteínas. A la proporción de aminoácidos resultante de la suma de aminoácidos necesarios para sintetizar las proteínas de un animal se la conoce como proteína ideal. Se han descrito perfiles de proteína ideal para mantenimiento y para la deposición de proteína (Tabla 4).

**Tabla 4.** Proteína ideal (% lisina) para mantenimiento y deposición proteica de cerdos en crecimiento (NRC, 1998).

	Mantenimiento	Deposición proteica
Lisina	100	100
Treonina	151	70
Triptófano	26	19
Metionina	28	30
Met+Cys	123	64
Arginina	-200	18
Isoleucina	75	60
Valina	67	68
Leucina	70	100
Fenilalanina	50	60
Phe+Tyr	121	95
Histidina	32	32

Debido a que las necesidades de mantenimiento y de crecimiento varían con la edad del animal, el perfil de proteína ideal también variará ligeramente. Para mejorar el equilibrio entre los aminoácidos se puede formular el pienso utilizando ingredientes que tengan un perfil de aminoácidos parecido a la proteína ideal, o bien realizar combinaciones de ingredientes que se compensen los desequilibrios entre ellos. Una manera mucho más sencilla de mejorar el equilibrio

es la utilización de aminoácidos libres de origen comercial. De hecho los aminoácidos que se encuentran en las proporciones más bajas respecto a la proteína ideal (lisina, treonina, metionina y triptófano), conocidos como aminoácidos limitantes, se encuentran disponibles en el mercado a precios competitivos. Con el uso de estos aminoácidos se puede mejorar el equilibrio entre aminoácidos y reducir el contenido proteico del pienso para cerdos de engorde hasta un 14% sin afectar el crecimiento de los animales y por tanto reducir la excreción de nitrógeno en las deyecciones (Tabla 5).

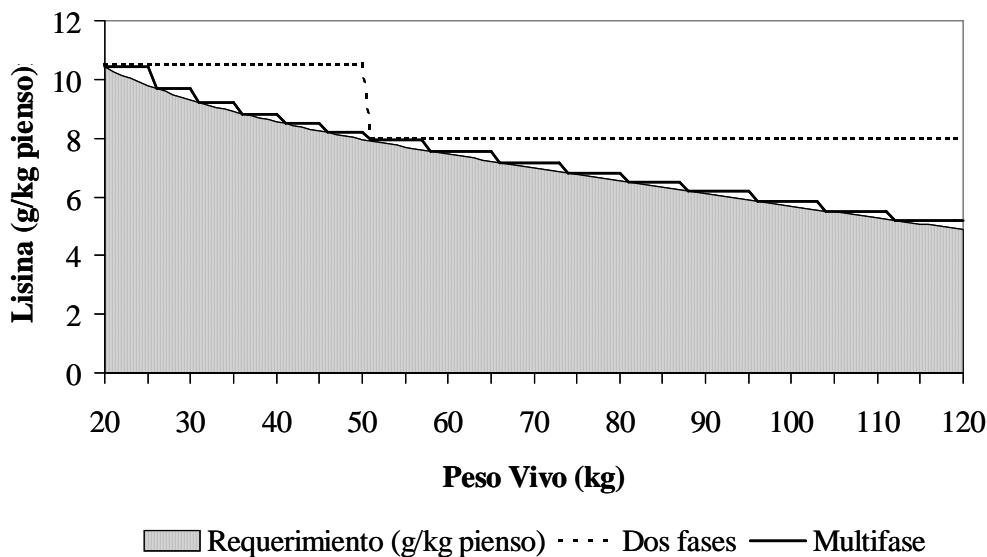
**Tabla 5.** Efecto de la reducción del contenido en proteína bruta del pienso mediante la sustitución de torta de soja por cebada y aminoácidos libres disponibles comercialmente sobre los parámetros productivos, el consumo de agua, la producción de purines y la excreción de nitrógeno en cerdos de engorde (Torrallardona *et al.*, 2003b).

	Contenido de PB del pienso			
	19%	15%	14%	12%
<u>Ensayo de crecimiento</u>				
Peso inicial (kg)	20,6	20,8	20,7	20,8
Peso final (kg)	55,7 <sup>a</sup>	56,5 <sup>a</sup>	54,8 <sup>a</sup>	50,9 <sup>b</sup>
Consumo de pienso (g/d)	1634 <sup>a</sup>	1655 <sup>a</sup>	1552 <sup>ab</sup>	1480 <sup>b</sup>
Ganancia de peso (g/d)	748 <sup>a</sup>	759 <sup>a</sup>	724 <sup>a</sup>	639 <sup>b</sup>
Índice de conversión	2,18 <sup>a</sup>	2,18 <sup>a</sup>	2,14 <sup>a</sup>	2,31 <sup>b</sup>
<u>Ensayo de balance</u>				
Consumo de pienso (g/d)	1722	1733	1697	1720
Consumo de agua (g/d)	3568 <sup>a</sup>	3056 <sup>b</sup>	2498 <sup>c</sup>	2761 <sup>bc</sup>
Producción de purín (g/d)	2348 <sup>a</sup>	1915 <sup>b</sup>	1436 <sup>c</sup>	1767 <sup>bc</sup>
Consumo de N (g/d)	49,2 <sup>a</sup>	43,0 <sup>b</sup>	38,8 <sup>c</sup>	34,7 <sup>d</sup>
Retención de N (g/d)	23,1 <sup>a</sup>	24,2 <sup>a</sup>	23,5 <sup>a</sup>	20,1 <sup>b</sup>
Excreción de N (g/d)	26,1 <sup>a</sup>	18,8 <sup>b</sup>	15,4 <sup>c</sup>	14,5 <sup>c</sup>

<sup>abc</sup> Valores en una misma fila con diferente letra son diferentes ( $P < 0,05$ ).

*Mejora en la precisión aporte-requerimientos de aminoácidos.* Por último conviene que la cantidad de aminoácidos suministrados en el pienso coincida con las necesidades reales de los animales (Torrallardona y Soler, 2001). En el caso de un aporte excesivo, en el cual la disponibilidad de aminoácidos sea mayor a las necesidades del animal para alcanzar su máximo potencial de crecimiento; los aminoácidos en exceso serán catabolizados y su nitrógeno excretado en la orina. En el caso contrario, de un aporte insuficiente, el animal no puede expresar su máximo potencial y crece más lentamente; el período de engorde se alarga y como consecuencia las pérdidas obligatorias totales de nitrógeno aumentan. El requerimiento de cada uno de los aminoácidos para un animal o grupo de animales es la cantidad mínima de cada uno de estos aminoácidos que permita una óptima respuesta cuando el resto de nutrientes satisfacen las necesidades del animal. Expresados en función de su concentración en el pienso, los requerimientos de aminoácidos disminuyen de forma progresiva al aumentar la edad del animal. Para cubrir las necesidades de los animales a lo largo de su vida productiva, el uso de un número limitado de piensos diferentes (por ejemplo engorde en 2 fases) supone que haya períodos prolongados durante los cuales se suministra una cantidad de aminoácidos excesiva que es eliminada en los purines. Por el contrario un cambio frecuente en la composición del pienso (alimentación multifase) minimiza este aporte excesivo y reduce el nitrógeno de las deyecciones (Figura 2). Implementar un número elevado de piensos (fases) puede acarrear problemas logísticos importantes y es por ello que cada explotación se tendrá que adaptar a sus posibilidades (número de silos, frecuencia de llenado de los silos, posibilidades de suministro, etc.). Una posibilidad interesante es la que se conoce como alimentación multifase y que consiste en la mezcla en la propia granja de dos o más piensos (con alta y baja concentración de

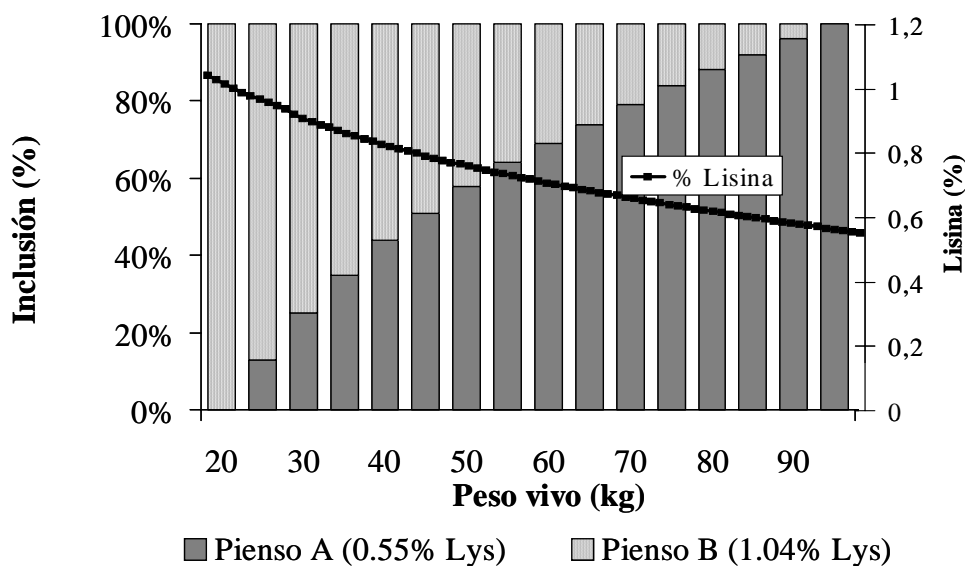
aminoácidos respectivamente) de manera que modificando las proporciones de cada uno de ellos se puede variar la concentración de aminoácidos de la mezcla final tan a menudo como sea conveniente (Figura 3). Los nuevos sistemas de alimentación líquida ofrecen grandes posibilidades en este aspecto (Torrallardona, 2004).



**Figura 2.** Evolución con el peso del requerimiento de lisina de cerdos de engorde y de la cantidad de lisina consumida en función del programa de alimentación utilizado (dos fases o multifase).

### FÓSFORO

De forma parecida a lo que ocurre para el nitrógeno, la eficiencia de retención del fósforo es también muy baja (Tabla 2). Sin aplicar medidas correctoras, un 70% del fósforo subministrado en el pienso de cerdos es eliminado en las deyecciones. Se estima que en cerdos de engorde alimentados a base de una dieta de maíz y soja, sólo un 45% del P de la dieta es absorbido, siendo un 30% retenido y un 15% eliminado en la orina, (Poulsen *et al.*, 1999). Esto se debe a que el pienso se formula con un alto contenido de ingredientes de origen vegetal que tienen una elevada proporción del P en forma de fitatos. Este tipo de P no puede ser utilizado por los animales monogástricos y es excretado en las heces (Tabla 6).



**Figura 3.** Evolución de la concentración final de lisina en el pienso obtenido de la mezcla de diferentes proporciones de dos piensos con alto y bajo contenido de lisina.

**Tabla 6.** Contenido de fósforo, fósforo fítico y digestibilidad aparente del fósforo para cerdos en diferentes materias primas (Jongbloed y Kemme, 1997).

Ingrediente	P Total (g/kg)	P Fítico (g/kg)	Digestibilidad (%)
Maíz	2,9	2,0	19
Cebada	3,6	2,5	39
Trigo	3,4	2,2	48
Soja	6,3	4,4	39
Girasol	12,1	10,9	15
Harina de carne	69	0	81
Harina de pescado	27	0	72
Fosfato monocálcico	226	0	82

Al igual que para el nitrógeno la cantidad de fósforo en las deyecciones se puede reducir: (1) incrementando la digestibilidad del fósforo del pienso y (2) evitando un exceso de fósforo en relación a las necesidades del animal.

*Mejora de la digestibilidad del fósforo del pienso.* Una estrategia para mejorar la eficiencia de utilización del P de la dieta es la utilización de fuentes de fosfato de mayor digestibilidad. Aunque la elección de los principales ingredientes del pienso estará condicionada más por su contenido en energía y aminoácidos que por la digestibilidad de fósforo (Tabla 6), en el caso de fuentes inorgánicas de fósforo, la elección sí que puede estar condicionada por digestibilidad del P (Tabla 7). De todas formas la estrategia más extendida para reducir la excreción de fósforo es la de mejorar la utilización del P fítico de los ingredientes vegetales a través de la suplementación con fitasas de origen microbiano. Una mejora en la eficiencia de utilización del fósforo fítico de los vegetales, aumenta la digestibilidad del fósforo de la dieta y permite una reducción del aporte en forma de suplementos inorgánicos (Tabla 8).

**Tabla 7.** Contenido de fósforo y calcio y digestibilidad del fósforo de diferentes fuentes de inorgánicas de fosfatos para cerdos (Poulsen, 2007).

Fuente	Fósforo (%)	Calcio (%)	Digestibilidad (%)
Fosfato dicálcico	17-19	23-25	51-59
Fosfato monocálcico	20-23	15-17	64-68
Fosfato de Na-Ca	18	31	65
Fosfato monosódico	24	0	79-80
Fosfato monodicálcico	21	20	72

*Mejora en la precisión aporte-requerimientos de fósforo.* Igual que sucede con el N, las necesidades de P de los animales disminuyen con la edad de los animales. Un preciso conocimiento de los requerimientos de fósforo de acuerdo a la edad y estado fisiológico de los animales, junto a la correcta valoración de la disponibilidad del P en los diferentes ingredientes permitirá un ajuste preciso de la composición del pienso y la adopción de cambios frecuentes en la composición del pienso (alimentación multifase) que minimicen los aportes excesivos.

**Tabla 8.** Efecto de la reducción del contenido de P inorgánico y de la adición de fitasa sobre el crecimiento y la excreción de P en cerdos de engorde (Torrallardona *et al.*, 2003a).

	Sin fitasa		Con fitasa	
	0,45%	0,38%	0,45%	0,38%
Contenido total de P				
<u>Ensayo de crecimiento</u>				
Peso inicial (kg)	23,7	23,7	23,7	23,7
Peso final (kg)	43,4 <sup>a</sup>	41,3 <sup>b</sup>	43,8 <sup>a</sup>	44,1 <sup>ab</sup>
Consumo de pienso (g/d)	1091	1084	1082	1109
Ganancia de peso (g/d)	533 <sup>a</sup>	475 <sup>b</sup>	544 <sup>a</sup>	552 <sup>a</sup>
Índice de conversión	2,07 <sup>a</sup>	2,29 <sup>b</sup>	1,99 <sup>a</sup>	2,02 <sup>a</sup>
<u>Ensayo de balance</u>				
Consumo de P (g/d)	7,23 <sup>a</sup>	5,88 <sup>b</sup>	7,19 <sup>a</sup>	6,09 <sup>b</sup>
Excreción de P en heces (g/d)	4,08 <sup>a</sup>	4,09 <sup>a</sup>	3,19 <sup>b</sup>	2,80 <sup>b</sup>
Excreción de P en orina (g/d)	0,018 <sup>ab</sup>	0,018 <sup>ab</sup>	0,024 <sup>a</sup>	0,016 <sup>b</sup>
Excreción total de P (g/d)	4,09 <sup>a</sup>	4,10 <sup>a</sup>	3,23 <sup>b</sup>	2,80 <sup>b</sup>
Retención de P (g/d)	3,13 <sup>a</sup>	1,76 <sup>c</sup>	3,93 <sup>b</sup>	3,29 <sup>a</sup>

<sup>abc</sup> Valores en una misma fila con diferente letra son diferentes (P <0,05).

## COBRE Y ZINC

El Cu y el Zn son incorporados en los piensos a concentraciones muy superiores a los requerimientos de los animales (Tabla 9). Ello responde a sus propiedades como promotores de crecimiento y a su eficacia en la prevención de diarreas en lechones. A los niveles de incorporación que marca la legislación europea actual, la eficiencia de retención del cobre y del zinc es extremadamente baja, no superando el 1% en el caso del cobre o el 6% en el caso del zinc. Aunque, el uso de óxido de zinc como promotor de crecimiento (a concentraciones de hasta 3000 ppm) ha sido prohibido por la UE, existen algunos países (entre ellos España) en los que su uso terapéutico (bajo prescripción veterinaria) está autorizado durante las dos primeras semanas post-destete. La ausencia de alternativas eficaces y económicas a antibióticos promotores de crecimiento es un factor determinante en su utilización.

**Tabla 9.** Balance de cobre y zinc en cerdos entre 0 y 110 kg según niveles de inclusión en la dieta (Dourmad y Jondreville, 2007).

	Edad	Conc. en pienso (ppm)	Consumo (g/cerdo)	Excreción (g/cerdo)	Conc. en purín (mg/kg MS)	Retención (%)
<b>Cobre</b>						
Niveles EU (<2004)	< 16 sem	175	38,7	38,6	1119	0,3
	> 16 sem	100				
Niveles EU actual	< 12 sem	170	13,5	13,4	351	0,7
	> 12 sem	25				
Requerimientos		10	3,3	3,2	84	3,0
<b>Zinc</b>						
Uso terapéutico (<2004)	8-15 kg	2500	84,1	81,4	2542	3,2
	> 15 kg	250				
Niveles EU (<2004)		250	68,3	65,9	2128	3,5
Niveles EU actual		150	41,7	39,3	1269	5,8
Requerimientos		<70	9,0	6,7	284	25,6



Las cantidades de cobre y zinc en las deyecciones se pueden reducir: (1) incrementando la disponibilidad de dichos minerales en el pienso y (2) evitando un exceso de los mismos en relación a las necesidades del animal.

*Mejora de la digestibilidad de las fuentes de Cu y Zn del pienso.* La información sobre la disponibilidad de las diferentes fuentes de cobre y de zinc es limitada. Algunos estudios muestran mínimas diferencias de disponibilidad entre diferentes las diferentes fuentes inorgánicas de Cu y Zn y tampoco entre éstas y fuentes orgánicas como quelatos con aminoácidos. Es posible que en el futuro aparezcan nuevas fuentes orgánicas de dichos minerales en las que se demuestre una mejor disponibilidad. Además cabe esperar que el uso de fitasas mejore la disponibilidad del Cu y el Zn de los ingredientes, aspecto que también debería ser estudiado en el futuro.

*Mejora en la precisión aporte-requerimientos de Cu y Zn.* Teniendo en cuenta que las necesidades de cobre y de zinc para lechones y cerdos de engorde están alrededor de 4 y 67 ppm respectivamente, es obvio que los aportes actuales de estos minerales exceden mucho a las necesidades. Los altos aportes de estos minerales responden a su utilización alternativas eficaces y económicas a los antibióticos promotores de crecimiento. Demostrar la eficacia de otras alternativas a los antibióticos promotores de crecimiento como ácidos orgánicos, probióticos, prebióticos, plasma, etc. va a ser fundamental para finalizar con su utilización a dosis terapéuticas. Cambiar la concentración de Cu y Zn del pienso desde los límites legales europeos actuales a los niveles necesarios para satisfacer los requerimientos de los cerdos (Tabla 9) significaría reducir los niveles de excreción en un 76 y un 83%, respectivamente. Cabe destacar también, que el uso de óxido de zinc a niveles terapéuticos ha sido relacionado con interacciones con la eficacia de las fitasas en dietas con un bajo contenido de fósforo y a la aparición de problemas de deficiencia de fósforo en lechones (Tabla 10).

**Tabla 10.** Efecto de la adición de óxido de zinc, el uso de fitasas y del nivel de fosfato bicálcico en la dieta, sobre los parámetros zootécnicos, la concentración plasmática de P y la aparición de problemas locomotores de lechones entre 0 y 33 días postdestete (Lizardo 2008).

Óxido de zinc (ppm)	3000	-	3000
Fitasa microbiana (FTU/kg)	-	500	500
Fósforo total (g/kg)	7,4	4,2	4,2
Peso inicial (kg)	4,6	4,6	4,6
Peso final (kg)	15,9 <sup>a</sup>	16,0 <sup>a</sup>	10,3 <sup>b</sup>
Consumo de pienso (g/d)	437 <sup>a</sup>	443 <sup>a</sup>	274 <sup>b</sup>
Ganancia de peso (g/d)	344 <sup>a</sup>	346 <sup>a</sup>	175 <sup>b</sup>
Índice de conversión	1,28 <sup>a</sup>	1,28 <sup>a</sup>	1,58 <sup>b</sup>
P en plasma (mg/dL)	8,0 <sup>a</sup>	5,1 <sup>b</sup>	3,1 <sup>c</sup>
Problemas locomotores (%)	0 <sup>a</sup>	4 <sup>a</sup>	61 <sup>b</sup>

<sup>abc</sup> Valores en una misma fila con diferente letra son diferentes (P < 0,05).

## MALOS OLORES

Aunque no directamente relacionado con el uso de las deyecciones como fertilizante agrícola, los malos olores originados en las explotaciones porcinas han sido recientemente objeto de interés. Hasta 331 sustancias diferentes han sido relacionadas con el olor proveniente de explotaciones porcinas. Estas se pueden clasificar en cuatro grupos principales. En primer lugar los ácidos grasos volátiles, provenientes de la fermentación microbiana de la fibra y algunos aminoácidos. Entre ellos predomina el ácido acético (aproximadamente un 60% de la totalidad), aunque su poder odorífico es menor que el de los ácidos grasos de cadenas más largas ya que estos tienen un umbral de detección menor. El segundo grupo de sustancias son los indoles y fenoles provenientes de la degradación de los aminoácidos aromáticos fenilalanina, tirosina y triptófano. Entre ellos destacan indol, escatol y

p-cresol que es el responsable del olor característico de cerdo. El tercer grupo de sustancias lo componen los compuestos azufrados, provenientes de la degradación de los aminoácidos azufrados metionina y cisteína. Destacan compuestos como el ácido sulfhídrico (SH<sub>2</sub>) y el metanotiol por su bajo umbral de detección y ofensividad, siendo su concentración en el aire mayor a la de ácidos grasos volátiles. Por último está el grupo del amoníaco y las aminas volátiles, provenientes de la degradación de urea y de aminoácidos respectivamente. El amoníaco contribuye poco al olor. Las aminas se encuentran en bajas concentraciones y entre ellas destacan metilamina (olor a podrido), etilamina (olor a pescado), trimetilamina (olor a amoníaco), cadaverina y putrescina (olor a podrido). El segundo y tercer grupo de compuestos son en gran medida los causantes de los malos olores ya que son altamente ofensivos y tienen un umbral de detección muy bajo (Tabla 11). Dado que estos provienen de la degradación de aminoácidos, todas las medidas descritas anteriormente para la reducción de la excreción de N contribuirán en gran medida a reducir también los malos olores. Además conviene evitar el uso de fuentes de proteína ricas en aminoácidos azufrados como las harinas de pescado y de plumas.

**Tabla 11.** Origen dietario y límite de detección olfatoria de compuestos responsables del olor en porcino (van Kempen *et al.*, 2003; Le *et al.*, 2005).

Compuesto	Origen	Umbral de detección olfatoria (mg/m <sup>3</sup> )
Ácido acético	Fibra, AAs	25-25000
Ácido propanoico	Fibra, lactato	3-890
Ácido butanoico	Fibra, AAs	4-3000
Ácido 3-metilbutanoico	Fibra, Val, Leu	5
Ácido pentanoico	Fibra	0,8-70
Fenol	Phe, Tyr	22-4000
4-metilfenol (p-cresol)	Trp, Tyr	0,22-35
Indol	Trp	0,6
3-metilindol (escatol)	Trp	0,4-0,8
Metanetiol	Met, Cys	0,5
Dimetilsulfuro	Met, Cys	2-30
Dimetildisulfuro	Met, Cys, Metanetiol	3-14
Dimetiltrisulfuro	Met, Cys, Metanetiol	7,3
Sulfuro de hidrógeno	Met, Cys, Sulfatos	0,1-180
Amoníaco	Urea	37000

## CONCLUSIONES

La emisión de sustancias contaminantes en las deyecciones ganaderas puede ser reducida mediante mejoras en la alimentación del ganado. El principal mecanismo de reducción es la utilización de piensos con un menor contenido en proteína y fósforo. Sin embargo esto debe realizarse sin que la productividad de los animales se vea afectada. La utilización de aminoácidos libres de síntesis para mejorar el equilibrio entre ellos, así como el uso de fitasas para aumentar la digestibilidad del fósforo fítico son de especial interés. Por su parte, la sustitución del óxido de zinc y el sulfato de cobre por nuevas alternativas a los antibióticos promotores del crecimiento va a contribuir a reducir la excreción de zinc y cobre. Para evitar aportes excesivos de nutrientes, es también muy eficaz la alimentación multifase, que va a permitir cambios frecuentes en la composición del pienso para poder adecuar el aporte de nutrientes a las necesidades de los animales.

## REFERENCIAS

- BREF (2003). *Reference Document on Best Available Techniques for Intensive Rearing of Poultry and Pigs*. European Commission.
- Dourmad, J.Y., Guillou D., Noblet, J. (1992). Development of a calculation model for predicting the amount of N excreted by the pig: Effect of feeding, physiological stage, and performance. *Livestock Production Science*, **31**(1-2), 95-107.
- Dourmad, J.Y., Jondreville, C. (2007). Impact of nutrition on nitrogen, phosphorus, Cu and Zn in pig manure, and on emissions of ammonia and odours. *Livestock Science*, **112**(3), 192-198.
- Dourmad J.Y., Sève, B. (1997). Consumo, utilización y pérdidas de fósforo y nitrógeno en la producción porcina. La situación en Francia. *XIII Curso de especialización FEDNA*, 173-187.
- Jongbloed, A.W., Kemme, P.A. (1997). Disponibilidad del fósforo en ingredientes alimenticios para ganado porcino. *XIII. Curso de Especialización FEDNA*, 191-201.
- Jongbloed, A.W. (2007). Environmental impact of pig production and nutritional strategies to reduce nitrogen, ammonia, odour and mineral excretion and emission. *EAAP Annual Meeting*. Dublin, Ireland.
- Le, P.D., Aarnink, A.J.A., Ogink, N.W. M. Becker, P.M., Verstegen, M.W.A. (2005). Odour from animal production facilities: its relationship to diet. *Nutrient Research Reviews*, **18**(1), 3-30.
- Lizardo, R. (2008). Influencia del uso de óxido de zinc y de fitasas en dietas bajas en fósforo para lechones. *Anaporc*, **45**, 18-20.
- NRC (1998). *Nutrient Requirements of Swine*. 10th ed. National Academy Press, Washington, DC.
- Poulsen, H.D. (2007). Phosphorus availability in feed phosphates determined by regression. *Livestock Science*, **109**(1-3), 247-250.
- Poulsen, H.D., Jongbloed, A.W., Latimier, P., Fernandez, J.A. (1999). Phosphorus consumption, utilisation and losses in pig production in France, The Netherlands and Denmark. *Livestock Production Science*, **58**(3), 251-259.
- Torrallardona, D., Van Cawenberghe, S., Gatel, F. (1997). Protein and amino acid ileal digestibility measured by two different techniques. *In*: Laplace, J.P., Fevrier, C., Barbeau, A. (eds.). *Digestive Physiology in Pigs*, 413-416. INRA. Paris, France.
- Torrallardona, D., Soler, J. (2001). Potencial genético y alimentación óptima por fases en porcino. *Anaporc*, **214**, 105-118.
- Torrallardona, D., Nielsen, J., Brufau, J. (2001a). Apparent ileal digestibility of protein and amino acids in wheat supplemented with enzymes for growing pigs. *In*: Lindberg, J.E., Ogle, B. (eds.). *Digestive Physiology of Pigs*, 184-186. CAB International Publishing, Wallingford, Oxon, UK.
- Torrallardona, D., Nielsen, J.E., Brufau, J. (2001b). Apparent ileal digestibility of protein and amino acids and digestible energy in barley supplemented with enzymes for growing pigs. *In*: Lindberg, J. E., Ogle, B. (eds.). *Digestive Physiology of Pigs*, 187-189. CAB International Publishing, Wallingford, Oxon, UK.
- Torrallardona, D., Solà-Oriol, D., Broz, J., Brufau, J. (2003a). Effects of dicalcium phosphate level and of phytase on performance and P excretion in growing pigs. *In*: Ball, R. (ed.). *Digestive Physiology in Pigs*. Vol 2, 323-325. University of Alberta, Edmonton, Canada.
- Torrallardona, D., Esteve-García, E., Brufau, J. (2003b). Environmental impact of replacing soybean meal with barley and amino acids in diets for growing pigs under practical conditions. *In*: Ball, R. (ed.). *Digestive Physiology in Pigs*. Vol. 2, 326-328. University of Alberta, Edmonton, Canada.
- Torrallardona, D. (2004). Reducción del impacto medioambiental asociado a la porcicultura mediante la alimentación líquida. *Mundo Ganadero*, **162**, 30-34.
- Torrallardona, D. (2006). Mesures alimentaires per reduir l'impacte mediambiental de les dejeccions ramaderes. *Dossier Tècnic: Bones Pràctiques Agràries (II)*, **14**, 16-20. Internet: www.ruralcat.net.
- van Kempen, T., van Heugten, E. (2000). Understanding and applying nutrition concepts to reduce nutrient excretion in swine. AG-608. North Carolina Cooperative Extension Service.
- van Kempen, T., van Heugten, E., Powers, W. (2003). *Impact of Diet on Odor*. Annual Swine Report. North Carolina State University.



## Estimación de excretas en sistemas de producción de leche basados en el aprovechamiento de forrajes

Gregorio Salcedo

Departamento de Tecnología Agraria del I.E.S. "La Granja". 39792 - Heras. Cantabria.

Contacto: gregoriosalce@ono.com

### Resumen

Durante los años 1991 al 2005 se determinó el volumen y contenido de nitrógeno de las heces y orina de vacas Frisonas lactantes en nave metabólica, alimentadas con hierba de pradera compuesta *L. perenne* y *T. pratense* o ensilados (hierba, veza-avena, triticale, maíz, alfalfa, trébol y trigo) y 2,63 ±1,62 y 4,13 ±1,25 kg MS de concentrado por vaca y día para las dietas a pastoreo y ensilados respectivamente. Posteriormente, se estimó mediante análisis de regresión, paso a paso, el contenido de N y volumen de excretas sólidas y líquidas a partir de tres variables: *composición química del forraje*, *ingestión de nutrientes* y *concentración de nutrientes* en la dieta respecto a los valores observados *in situ*. Para el conjunto de datos, los resultados mostraron mayor ingestión de N en pastoreo ( $P < 0,001$ ), con valores medios diarios de 479 ±102 y 448 ±117 g/d y con ensilados; el excretado de 308 ±63 y 294 ±99 g N vaca y día, de los cuales 23,4 ±3,04% y 34,2 ±7,17% corresponden a las heces y el 37,1 ±6,2% y 30,8 ±9,45% a la orina para las dietas a pastoreo y ensilados respectivamente. De igual modo, la excreción media diaria de heces en forma de materia seca para el conjunto de datos fue 4,67 ±1,2 kg MS y 21,7 ±6,4 litros de orina vaca y día, con diferencias entre tipos de dietas ( $P < 0,001$ ). Tanto en dietas a pastoreo como con ensilados, la *ingestión de nutrientes* es el modelo que mejor explica la variación en la excreción de heces, orina y la excreción de nitrógeno.

**Palabras clave:** Ensilado; Nitrógeno; Pastoreo; Predicción; Vacas lecheras.

### INTRODUCCIÓN

En Cantabria, la producción de leche se ha orientando a sistemas intensivos, con incrementos significativos en el número de cabezas por unidad de superficie, dando lugar a elevados aportes de concentrados ricos en nitrógeno y fósforo, nutrientes con importante repercusión ambiental. Así, se ha pasado de explotaciones autosuficientes entre la producción de estiércol empleado como fertilizante para la producción de forrajes, a explotaciones con excedentes de purín, originando desequilibrios entre los *inputs* y los *outputs* (del Hierro *et al.*, 2007). No obstante, las estrategias para estimar las necesidades nutritivas del ganado, su relación con el bienestar animal y medioambiental han progresado ampliamente en los últimos años. Por ejemplo, hace años las recomendaciones se orientaron a elevados aportes de proteína (18-20%) (NRC, 1989) frente al 16-17% en la actualidad (NRC, 2001).

Por el contrario, los sistemas basados en la utilización de forraje, emplean una fuente de proteína más barata y abundante, pero de elevada degradabilidad ruminal (Salcedo, 2000) y consiguiente bajo aprovechamiento del N. El alto consumo de N favorece acumulaciones de amoníaco en rumen, problemas reproductivos y baja eficiencia en la ganancia de peso en novillas (Ferguson y Chalupa, 1989; Broderick, 1992; Butler, 1997; McCormick *et al.*, 1999); modificaciones en la composición química de la leche (Hermansen *et al.*, 1999); pérdidas de proteína en heces y orina, llegando a alcanzar el 80% del nitrógeno ingerido (Bruchem *et al.*, 1991); reducción del suministro de aminoácidos al intestino delgado e incremento los niveles de nitrógeno no proteico en sangre (Mangan, 1982).

Las principales pérdidas de N son las originadas por la orina, heces, leche y en menor medida las de origen metabólico. La ingestión de N es la variable que más directamente influye sobre la excreción

de N (Astigarraga *et al.*, 1994; Deleгарde *et al.*, 1997; Peyraud *et al.*, 1997; Keady y Mruphy, 1998). Otras variables como fase de lactación (Kristensen *et al.*, 1998); fertilización nitrogenada (Astigarraga *et al.*, 1994; Deleгарde *et al.*, 1997); porcentaje del forraje con alto o bajo nivel de concentrado (Gonda *et al.*, 1996); aprovechamiento del forraje (pastoreo o ensilado) (Valk y Hobbelink, 1992; Petit y Tremblay, 1995; Keady y Murphy, 1998); nivel de suplemento proteico en la ración (Susmel *et al.*, 1995; Lines y Wiess, 1996; Metcalf *et al.*, 1996); nivel de proteína no degradable añadida a la ración (Wright *et al.*, 1998) y almidón incluido en la dieta (Valk y Hobbelink, 1992; Petit y Tremblay, 1995; Keady *et al.*, 1998), contribuyen directa o indirectamente a incrementar la excreción de N o disminuir la eficiencia en la producción de leche del mismo.

El objetivo de este trabajo es la elaboración de un modelo capaz de predecir el volumen de heces y orina, así como la excreción de N en vacas lecheras alimentadas con forrajes conservados o aprovechados a diente con mínimo aporte de concentrado a partir de parámetros nutricionales como la *composición química del forraje, ingestión de nutrientes y su concentración en la dieta*.

## MATERIALES Y MÉTODOS

La base de datos sobre la que se realizó este estudio está formada por 16 experimentos con 80 dietas experimentales (31 en condiciones de pastoreo y 49 con ensilados), desarrollados en el I.E.S. “La Granja” (Cantabria). La alimentación consistió ensilados y pasto en combinación con diferentes *suplementos forrajeros*: ensilado de maíz, maíz deshidratado y alfalfa; *concentrados* de diferente fuente energética: maíz, cebada y melazas de remolacha, o proteína: harinas de soja, pescado (actualmente prohibido), semilla de algodón, girasol y urea y dosis; tipo de *conservante* empleado en los ensilados: ácido fórmico, ensilado de maíz y maíz deshidratado y clase de *silo*: plataforma, bolas redondas y macrobolsas. Las características de las dietas experimentales, de las vacas (días en leche y producción) y días de duración en cada experimento figuran en las Tablas 1 y 2. Las variables nutricionales utilizadas en la estimación de las excretas sólidas y líquidas, al igual que su contenido en nitrógeno figuran en la Tabla 3.

**Tabla 1.** Dietas experimentales en pastoreo.

Concentrado <sup>1</sup>	Suplemento forrajero	Días en leche	Leche (kg)	Días experimento
0 kg	Ensilado maíz: 2,24 – 1,12 – 0 kg MS	40	23	90
2,6 kg	Ensilado maíz: 2,24 – 1,12 – 0 kg MS	22	23,4	2 años: 180 d/año
2 kg	Ensilado de hierba: 0 kg MS	109	16,7	91
4 kg	Ensilado de hierba: 6,5 kg MS	103	18,8	
2,5 kg cebada-girasol	Maíz deshidratado: 4 – 2 – 0 kg	38	26	237
2,5 kg cebada-soja				
2,5 kg cebada-pescado <sup>2</sup>				
5 kg cebada; 5 kg maíz; 2,5 kg cebada	-	22	23	2 años: 285 d/año
2,5 kg maíz; 0 kg				
4,5 kg cebada - pescado <sup>2</sup>	-	11	22	125
4,5 kg cebada - soja				
4,5 kg cebada - algodón				
0 kg	-	28	22	274
4,5 kg cebada – pescado <sup>2</sup>	-	22	26	90
4,5 kg cebada – soja				
4,5 kg cebada - algodón				

<sup>1</sup>kg de materia seca; <sup>2</sup>actualmente prohibida.

**Tabla 2.** Descripción de las dietas basadas en ensilados.

Ensilado	Tipo	Estado madurez	Aditivo	Suplemento adicional	Concentrado <sup>1</sup>	Suplemento forrajero	Días en leche	Leche (kg)	Días experimento
Sorgo x Sudán	P	Pastoso	-	-	1,5 – 3	-	45	16,5	100
Sorgo x Sudán	P	Pastoso	-	0, 100 y 200 g Urea	-	-	-	-	90
Maíz	P	Vítreo	-	-	1,5 – 3	-	45	16,5	100
Maíz	P	Vítreo	-	0, 100 y 200 g Urea	-	-	-	-	90
Trigo	P	Inicio espigado	*Ensilado maíz *Ácido fórmico	-	3,7	-	98	24,7	52
Trigo	R	Floración	-	0,3 kg Soja 0,6 kg Soja 0,9 kg Soja 1,2 kg Soja	4,5	-	185	13	70
Trigo	R	Pastoso floración	-	-	4,5	-	41	20,8	74
Veza-Avena	P	Plena. floración – Inicio espigado	Ácido fórmico	-	5 Mz-Sj 5 Tr-Ag 5 Cb-Gr	-	123	23	70
Trébol	R	Inicio floración	Maíz Deshidratado	-	4,5	-	90	22,5	100
Trébol	R	Inicio floración	-	-	4,5	-	90	22,5	100
Trébol	R	Inicio floración	-	-	4,5	Maíz deshidratado Ensilado maíz	242 242	18,9 18,9	60
Alfalfa	R	Inicio floración	-	-	4,5	-	90	22,5	100
Alfalfa	R	Inicio floración	-	-	4,5	-	78	24,8	50
Alfalfa	R	Inicio floración	Ácido fórmico	0-600 g Melazas	4,5	-	78	24,8	50
Triticale	M R	Inicio espigado	-	-	5 – 10	Alfalfa (2 kg)	60	27	60
Hierba	P	Inicio espigado	Ácido fórmico	-	4,5	-	90	22,5	100
Hierba	P	Inicio espigado	-	-	4	Maíz deshidratado (0, 2 y 4 kg)	172	16	75
Hierba	P	Inicio espigado	-	-	4,5 Pescado 4,5 Soja	-	125	15,5	84
Hierba	P	Inicio espigado	Ácido fórmico	-	0 4,5 Cebada 4,5 Maíz	-	150	15	71
Hierba	R	espigado	-	0-600 g Melazas	4,5	-	78	24,8	50
Hierba	P	Inicio espigado	Ácido fórmico	-	7 (14-18% PB)	*Maíz deshidratado *Alfalfa	78	18	108
Hierba	P	Inicio espigado	*Ensilado maíz *Ácido fórmico	-	3,6	Ensilado maíz	88	22	50

<sup>1</sup>kg de materia seca; P: Plataforma; R: Rotopaca; M: Macrobolsa.

Todos los experimentos fueron desarrollados en nave metabólica para la recogida por separado de las excretas sólidas y líquidas, pesándose diariamente el alimento ofertado y rechazado. La orina fue recogida mediante sonda vesical tipo Foley. En cada experimento, el período de adaptación a la nueva dieta fue al menos de siete días. En los trabajos de larga duración (> 125 días), dos o tres vacas de cada grupo (dependiendo del estudio), también se alojaron en nave metabólica, aplicando

la metodología anteriormente descrita. La predicción de las excretas y su contenido en nitrógeno se determinó a partir de tres variables dependientes como la *composición química del forraje*, *ingestión de nutrientes* y *concentración de nutrientes en la dieta*. Las ecuaciones de regresión fueron desarrolladas con el SPSS v11 (2002), utilizando el procedimiento paso a paso (Stepwise), tomando como válidas las estimadas en el primero y segundo paso.

**Tabla 3.** Variables nutricionales utilizadas en la estimación.

Variable	Descripción	Unidad
<i>Composición química del forraje</i>		
FNDf	Fibra Neutro Detergente	% sms
PBf	Proteína Bruta	% sms
PDRf	Proteína Degradable en Rumen	% sPB
PNDRf	Proteína No Degradable en Rumen	% sPB
Almif	Almidón	% sms
EMf	Energía Metabolizable	MJ/kg MS
<i>Ingestión de nutrientes</i>		
MSi	Materia Seca	kg/d
Kg F	Forraje	kg/d
FNDi	Fibra Neutro Detergente	kg/d
PBi	Proteína Bruta	kg/d
CNFi	Carbohidratos No Fibrosos	kg/d
PDRi	Proteína Degradable en Rumen	kg/d
PNDRi	Proteína No Degradable en Rumen	kg/d
PBSi	Proteína Bruta Soluble	Kg/d
Almii	Almidón	kg/d
EMi	Energía Metabolizable	MJ/día
NDR MJ	Nitrógeno Degradable en Rumen / MJ EMI	g/MJ
MODi	Materia Orgánica Digestible	kg/d
MOi	Materia Orgánica	kg/d
Ni	Nitrógeno	G/d
MODr	Materia Orgánica Digestible en Rumen	kg/d
G N/kg MO	Gramos de N / kg de Materia Orgánica	G
<i>Concentración nutritiva de la dieta</i>		
FNDc	Fibra Neutro Detergente	% sms
PBc	Proteína Bruta	% sms
CNFc	Carbohidratos No Fibrosos	% sms
PDRc	Proteína Degradable en Rumen	% sms
PNDRc	Proteína No Degradable en Rumen	% sms
PBSc	Proteína Bruta Soluble	% sms
Almic	Almidón	% sms
EMc	Energía Metabolizable	MJ/kg MS
DMOc	Digestibilidad de la Materia Orgánica	% sms

## RESULTADOS Y CONCLUSIONES

La Tabla 4 señala los valores medios de la ingestión, porcentaje de forraje y concentrado incluido en la dieta, producción de leche, ingestión de N, excreción diaria de N en heces y orina, volumen de heces y de orina para las dietas con ensilados y pastoreo.

Para el conjunto de datos, la ingestión media de N fue  $479 \pm 3,1$  g vaca y día, similar a 400-500 g/d señalado por el NRC (2001) para vacas que producen de 20 a 25 kg de leche. Entre dietas, el N ingerido fue superior en condiciones de pastoreo ( $P < 0,001$ ), imputable al mayor contenido proteico del pasto ( $17,5 \pm 3,9\%$  vs  $15,9 \pm 3,4\%$ , respectivamente) y no al porcentaje de proteína del concentrado, que fue similar entre experimentos ( $17,5 \pm 0,34\%$ ).



**Tabla 4.** Características de las dietas y producción.

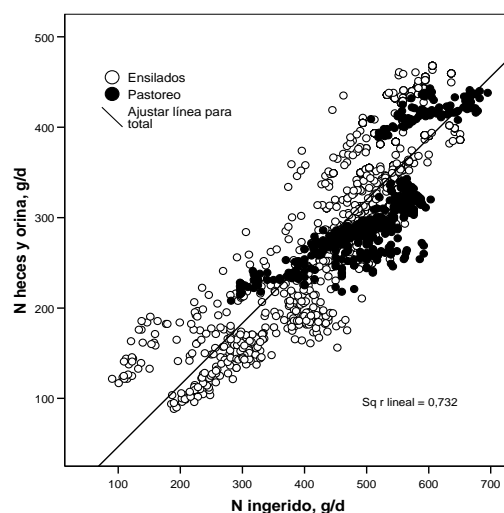
	Dietas con ensilados				Dietas a pastoreo				Sig.
	Media	Rango	sd	n	Media	Rango	sd	n	
MS (kg/d)	16,6	8,7-22,3	2,8	1747	15,5	7,1-22,3	2,2	1045	***
Forraje (%)	76,5	50-100	9,5	1747	83,6	57-100	10,1	1045	***
Concentrado (%)	23,4	0-49,9	9,5	1747	16,3	0-42,9	10,1	1045	***
Leche (kg/d)	17,8	8-37,5	3,7	1663	20,8	4,83-32,8	5,1	1034	***
N ingerido (g/d)	445	90-650	117	1747	480	191-757	102	1045	***
N heces (g/d)	156	41-258	56	1101	120	66-159	26	433	***
N orina (g/d)	138	41-267	50	1101	188	138	286	433	***
N, heces + orina (g/d)	294	88-468	99	1101	308	208-443	63	433	***
Orina (L/d)	22,3	9,3-38	7	1101	20,3	9-31	4,5	433	***
Heces (kg MS/d)	4,94	1,8-9,4	1,3	1064	4,06	2,3-5,2	0,63	433	***

sd: desviación estándar; n: número de datos.

De igual forma, la mayor excreción de N correspondió a las dietas a pastoreo (308 g/d,  $P < 0,001$ ), sin embargo en términos porcentuales el procedente de la orina fue superior en pastoreo ( $37,1 \pm 6,3\%$  vs  $30,8 \pm 9,4\%$ ) e inferior el N excretado en las heces ( $23,4 \pm 3\%$  vs  $34,2 \pm 7,1$  respectivamente). El consumo de N está bien relacionado con la suma del N en heces y orina (Figura 1), donde las ecuaciones obtenidas para las dietas con ensilados (Ecuación 1) y en pastoreo (Ecuación 2) son del tipo:

$$g \text{ N/d} = -35,6 + 0,73 \text{ Ni}; \pm 48 \text{ r}^2=0,76 \quad [1]$$

$$g \text{ N/d} = 4,83 + 0,59 \text{ Ni}; \pm 37,8 \text{ r}^2=0,64 \quad [2]$$



**Figura 1.** Relación N ingerido respecto al excretado en heces y orina (g/d).

En condiciones de pastoreo, con la *composición química del forraje* (CQF) no se obtienen coeficientes de determinación aceptables para la suma del N excretado en heces y orina, sin grandes mejoras en modelos polinomiales (Tabla 5). Por el contrario para la *ingestión de nutrientes* (IN) y la *concentración de nutrientes* (CN), los coeficientes de determinación son similares en modelos lineales y polinomiales, los cuales contribuyen a explicar por encima del 50% de la variabilidad del N excretado (Tabla 5). Para las dietas con ensilados, la CQF, IN y CN se obtienen mejores coeficientes de determinación para estimar el N excretado en heces, imputable a la uniformidad del material en el tiempo; por el contrario, factores como manejo, humedad, temperatura, abonado, etc., impiden que en pastoreo el alimento sea uniforme. La energía metabolizable del forraje está estrechamente relacionada con su contenido en fibra, así en el modelo lineal y en dietas con ensilados, la energía metabolizable explicó el 52% del N excretado en heces, y el 70% en modelos polinomiales cuando se suma a la ecuación la fibra neutro detergente. No obstante, el N excretado

en heces y orina disminuye 83,5 g/d por incremento en un punto la energía metabolizable del forraje y dentro del rango de 7,54 a 12,4 MJ/kg MS. Tanto en dietas con ensilados como en pastoreo, la excreción de N en heces y orina está más relacionada según el modelo CQF con las variables analíticas de origen energético; según el modelo IN con las de origen proteico y según el modelo CN con ambas a la vez.

**Tabla 5.** Ecuaciones de predicción de las excretas.

	<i>Pastoreo</i>		±	r <sup>2</sup>
	<i>Composición química del forraje</i>			
MS heces (kg/d)	7,10 – 0,042 PDR <sub>f</sub>		0,60	0,10
	8,44 – 0,043 PDR <sub>f</sub> – 0,027 FND <sub>f</sub>		0,58	0,14
Orina (L/d)	49,57 – 0,607 FND <sub>f</sub>		3,93	0,34
	71,58 – 0,611 FND <sub>f</sub> – 0,292 PDR <sub>f</sub>		3,68	0,42
N heces + orina (g/d)	672,9-7,5 FNF <sub>f</sub>		61,3	0,25
	833,9 – 7,26 FND <sub>f</sub> – 25,7 Almi <sub>f</sub>		56	0,38
	<i>Ingestión de nutrientes</i>			
MS heces (kg/d)	0,84 + 0,229 MO <sub>i</sub>		0,34	0,68
	1,67 + 0,41 MO <sub>i</sub> – 0,018 EM <sub>i</sub>		0,29	0,76
Orina (L/d)	0,162 + 6,48 PB <sub>i</sub>		3,79	0,43
	-4,09 + 5,58 PB <sub>i</sub> + 6,57 Almi <sub>i</sub>		3,66	0,47
N heces + orina (g/d)	191,7+ 49,8 PBS <sub>i</sub>		15,4	0,49
	191,6 + 38,1 PBS <sub>i</sub> + 37,6 PNDR <sub>i</sub>		14,6	0,55
	<i>Concentración de nutrientes</i>			
MS heces (kg/d)	-0,153 + 0,048 DMO <sub>c</sub>		0,44	0,44
	-1,21 + 0,04 DMO <sub>c</sub> – 0,036 CNF <sub>c</sub>		0,37	0,61
Orina (L/d)	6,78 + 2,53 PNDR <sub>c</sub>		3,87	0,40
	21,42 + 2,09 PNDR <sub>c</sub> – 0,257 FND <sub>c</sub>		3,65	0,47
N heces + orina (g/d)	116,9 + 1,75 DMO <sub>c</sub>		15,8	0,47
	127,6 + 1,1 DMO <sub>c</sub> + 4,6 PBS <sub>c</sub>		14,5	0,55
	<i>Ensilados</i>			
	<i>Composición química del forraje</i>			
MS heces (kg/d)	10,63 – 0,11 FND <sub>f</sub>		0,98	0,44
	14,03 – 0,095 FND <sub>f</sub> – 0,425 EM <sub>f</sub>		0,92	0,51
Orina (L/d)	78,27 – 5,63 EM <sub>f</sub>		4,88	0,49
	47,1 – 4,33 EM <sub>f</sub> + 1,08 PB <sub>f</sub>		3,92	0,67
N heces + orina (g/d)	1122,9 – 83,5 EM <sub>f</sub>		57,9	0,52
	1244,1 -66,4 EM <sub>f</sub> – 5,6 FND <sub>f</sub>		53,4	0,70
	<i>Ingestión de nutrientes</i>			
MS heces (kg/d)	1,42 + 0,23 MS <sub>i</sub>		0,43	0,33
	0,48 + 0,49 MS <sub>i</sub> – 0,431 MODR <sub>i</sub>		0,30	0,66
Orina (L/d)	2,53 + 8,85 PDR <sub>i</sub>		1,15	0,96
	5,74 + 8,79 PDR <sub>i</sub> – 0,181 MO <sub>i</sub>		1,12	0,96
N heces + orina (g/d)	121,3 + 88,7 PDR <sub>i</sub>		21,3	0,87
	19,4 + 88,9 PDR <sub>i</sub> +13,8 FND <sub>i</sub>		17,6	0,91
	<i>Concentración de nutrientes</i>			
MS heces (kg/d)	9,20 – 0,049 DMO <sub>c</sub>		0,47	0,19
	13,78 – 0,076 DMO <sub>c</sub> – 0,149 PB <sub>c</sub>		0,42	0,36
Orina (L/d)	4,46 + 1,5 PDR <sub>c</sub>		1,91	0,88
	12,43 + 1,31 PDR <sub>c</sub> – 0,359 Almi <sub>c</sub>		1,72	0,90
N heces + orina (g/d)	604,1 – 16,7 PDR <sub>c</sub>		31,8	0,70
	183,1 – 12 Almi <sub>c</sub> + 6,7 PNDR <sub>c</sub>		19,9	0,88

f: forraje; i: ingestión de nutrientes; c: concentración de nutrientes; PDR: proteína degradable en rumen; PBS: proteína bruta soluble; FND: fibra neutro detergente; MO: materia orgánica; EM: energía metabolizable (MJ/d); PB: proteína bruta; Almi: Almidón; DMO: digestibilidad de la materia orgánica; CNF: carbohidratos no fibrosos; PNDR: proteína no degradable en rumen; MS: materia seca; MODR: materia orgánica degradable en rumen.

Para el conjunto de datos, la excreción de heces expresada en kilos de materia seca vaca y día fue  $4,7 \pm 1,2$  kg. Entre dietas, la mayor cantidad de heces se registró con ensilados ( $4,9 \pm 1,2$  respecto al  $4,1 \pm 0,6$  kg/d en pastoreo;  $P < 0,001$ ). Para las dietas con ensilados y en modelos lineales, las heces están relacionadas negativamente con la concentración de fibra neutro detergente del forraje, variable que explica el 44% de la varianza (Tabla 5) originado por el menor consumo ( $r^2 = 0,45$ ). Por el contrario, en pastoreo, lo hace con igual porcentaje la digestibilidad de la materia orgánica de la dieta; incrementando hasta el 68% cuando se incluye en el modelo el consumo de materia orgánica (Tabla 5). La *composición química del forraje* no parece buena variable predictora para dietas a pastoreo, con bajos coeficientes de determinación (Tabla 5) y si, con ensilados. Para estos últimos, el que la pendiente de la ecuación lineal fuese negativa, cabe imputarlo al consumo de materia seca, quién está estrechamente relacionado con el contenido de fibra neutro detergente del forraje ( $r^2 = 0,40$ ), mejorando significativamente cuando se incluye además el contenido en energía metabolizable. De nuevo, la *ingestión de nutrientes* y la *concentración* de los mismos, presentan coeficientes de determinación por encima del 60% en dietas a pastoreo. Para las dietas con ensilados, la estimación de las heces no es tan uniforme como en pastoreo, atribuido posiblemente a la diversidad de ensilados estudiados, con ensilados muy digestibles como los de trébol o maíz hasta muy fibrosos como los de trigo.

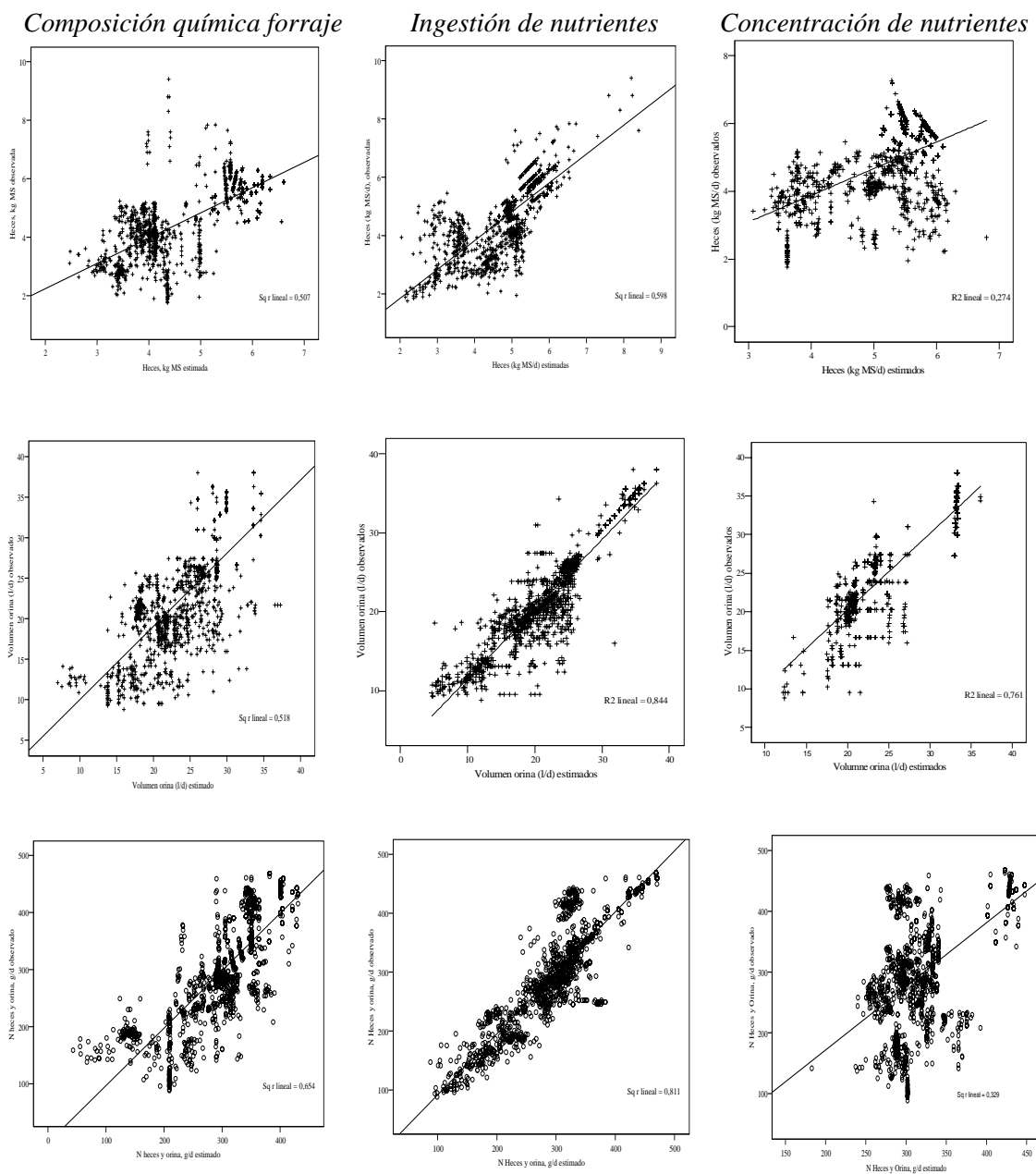
En dietas a pastoreo, el volumen medio de orina fue 20,2 L/d, estadísticamente inferior ( $P < 0,001$ ) a 22,3 L/d con ensilados (Tabla 4), coincidente para la primera con el CNCPS (Fox *et al.*, 2003), donde se estiman volúmenes de 20,6 L/d y ligeramente superior a 19,1 L/d con ensilados. En líneas generales y para las tres variables utilizadas en la estimación de las excretas (CQF, IN y CN), el volumen de orina presentó mejor coeficiente de determinación que el de las heces, tanto en dietas a pastoreo como con ensilados (Tabla 5). Para las dietas con ensilados, la orina disminuye conforme incrementa la concentración de fibra neutro detergente del pasto, posiblemente debido al menor porcentaje de agua y proteína, como lo muestra el modelo lineal para la *ingestión de nutrientes*, donde la proteína ingerida explicó el 43% del volumen. Efectos similares fueron observados por Salcedo (2005a, b) en ovinos alimentados con forraje de trigo desde los estados de madurez al inicio del encañado hasta el estado de grano pastoso. Para las dietas con ensilados y en modelos lineales dentro de la CQF, el volumen de orina disminuye cuando la concentración de energía metabolizable del forraje aumenta ( $r^2 = 0,49$ ), mejorando hasta  $r^2 = 0,67$  cuando se incluye el porcentaje de proteína bruta del forraje. Para la *ingestión de nutrientes*, la variable mejor relacionada es la proteína degradable en rumen ( $r^2 = 0,96$ ) sin diferencias respecto al modelo polinomial (Tabla 5). De nuevo la *concentración de nutrientes* la proteína degradable en rumen es la variable mejor relacionada con el volumen de orina.

La Tabla 6 señala las estimas para cada modelo (*composición química del forraje*, *ingestión de nutrientes* y *concentración de nutrientes*) para el conjunto de datos. Como se desprende de la misma tabla, el N excretado en heces y orina (g/d); materia seca de heces (kg/d); volumen de orina, heces frescas y orina expresado estos últimos en toneladas por año es sobreestimado por la *concentración de nutrientes* en un 11,4%, 11,5%, 11,9%, 9,7% y 3,9% sin diferencias significativas para la *composición química del forraje* e *ingestión de nutrientes* respecto a los valores observados.

La Figura 2 representa la relación entre los valores observados y estimados para el volumen de heces (kg MS/d), orina (L/d) y excreción de N (g/d). Para el primero, la *composición química del forraje* y la *ingestión de nutrientes* muestran coeficientes de determinación aceptables ( $r^2 = 0,507$  y  $r^2 = 0,598$  respectivamente). Por el contrario, para el volumen de orina (L/d), la *composición química del forraje* presenta inferior correlación ( $r^2 = 0,518$ ) que la *ingestión de nutrientes* y la *concentración de nutrientes* ( $r^2 = 0,844$  y  $r^2 = 0,761$ , respectivamente) (Figura 2).

**Tabla 6.** Excretas observadas vs estimadas.

	Valores observados			Valores estimados								
	Media	n	et	Composición química del forraje			Ingestión de nutrientes			Concentración de nutrientes		
				Media	n	et	Media	n	et	Media	n	et
N excretado (g/d)	298	1534	2,2	278	1534	1,8	300	1534	2,1	332	1534	1,3
Heces (kg MS/d)	4,6	1534	0,03	4,4	1534	0,02	4,8	1534	0,02	5,13	1173	0,02
Orina (L/d)	21,8	1534	0,1	21,8	1534	0,1	22	1534	0,17	24,4	819	0,2
Heces frescas (t/vaca año)	13,3	1534	87	12,0	1534	63	14,6	1534	74	14,6	1534	54
Orina (t/año)	8,0	1534	60	9,7	1534	46	8,1	1534	63	9,0	839	70



**Figura 2.** Relación de heces (kg MS/d), orina (L/d) y N (g/d) observado vs estimado.

Bajo las condiciones de los ensayos, la producción anual de estiércol fresco (heces + orina) por vaca fue de 21043 kg; repartidos al 37,7% la orina y el 62,3% las heces. Entre dietas, la cantidad de heces fue menor en pastoreo (11408 vs 13814 kg), atribuido a la mayor digestibilidad de la dieta (74,1% vs 70,5%, respectivamente). Las dietas con ensilados y para un rango de digestibilidad de la materia seca variable de 44,3% a 88,4% y de 66,9% a 81,0% en pastoreo, cada incremento en una unidad porcentual, la producción de estiércol sólido disminuye 438 kg para el conjunto de datos; -483 y -407 kg para las dietas a pastoreo y con ensilados respectivamente.

Como conclusiones señalamos que el mejor modelo obtenido en el presente estudio sería un modelo polinomial utilizando la ingestión de nutrientes como variable, ya que es la mejor relacionada con la excreción de heces, orina y nitrógeno.

## REFERENCIAS

- Astigarraga, L., Peyraud, J.L., Le Bars, M. (1994). Effect of level of nitrogen fertilization and protein supplementation on herbage utilization by grazing dairy cows: II. Faecal and urine excretion. *Annales de Zootechnie*, **43**(3), 292.
- Broderick, G.A. (1992). Relative value of fishmeal versus solvent soybean meal for lactating dairy cows fed alfalfa silage as sole forage. *Journal of Dairy Science*, **75**(1), 174-183.
- Bruchem, J.B., Boch, M.W., Oosting, S.J. (1991). Nitrogen efficiency of grassland-based dairy farming - New perspectives using an integrated approach. *In*: Groen, G.E., Bruchem, J.V. (ed). *Utilisation of Local Feed Resources by Dairy Cattle*, 99-101. EAAP Publications No 84. Wageningen Press. Wageningen, The Netherlands.
- Butler, W.R. (1997). Review: effect of protein nutrition on ovarian and uterine physiology in dairy cattle. *Journal of Dairy Science*, **81**(9), 2533-2539.
- Delegarde, R., Peyraud, J.L., Delaby, L. (1997). The effect of nitrogen fertilization level and protein supplementation on herbage intake. *Animal Feed Science and Technology*, **66**(1-4), 165-180.
- del Hierro, O., Artetxe, A., Pinto, M. (2007). Proyecto green dairy: balances de N-P y márgenes económicos a nivel de explotación. *Actas de las XLVI R.C. de la S.E.E.P.*, 349-355. Vitoria.
- Fox, D.G., Tylutki, T.P., Tedeschi, L.O., Van Amburgh, M.E., Chase, L.E., Pell, A.N., Overton, T.R., Russell, J.B. (2003). A net carbohydrate and protein system for evaluating herd nutrition and nutrient excretion. CNCPS version 5.0. Model Documentation. Department of Animal Science, Cornell University.
- Gonda, H.L., Emanuelson, M., Murphy, M. (1996). The effect of roughage to concentrate ratio in the diet on nitrogen and purine metabolism in dairy cows. *Animal Feed Science and Technology*, **64**(1), 27-42.
- Hermansen, J.E., Ostensen, S., Justesen, N.C., Aaes, O. (1999). Effects of dietary protein supply on caseins, whey proteins, proteolysis and renneting properties in the milk from dairy cows grazing clover or N fertilized grass. *Journal of Dairy Research*, **66**(2), 193-205.
- Keady, T.W.J., Murphy, J.J. (1998). The effects of ensiling and supplementation with sucrose and fish meal on forage intake and milk production of lactating dairy cows. *Animal Science*, **66**(1), 9-20.
- Kristensen, V.F., Kristensen, T., Aaes, O., Hansen, O.K. (1998). The amount and composition of cattle faeces and urine and excretion of N, P and K in faeces and urine. *In*: Poulsen, H.D., Kristensen, V.F. (eds.). *A Renovation of the Danish Standard Values concerning the Nitrogen, Phosphorus and Potassium Content of Manure*, 108-141. Danish Institute of Agricultural Science. Ministry of Food, Agriculture and Fisheries.
- Lines, L.W., Weiss, P.W. (1996). Use of nitrogen from ammoniated alfalfa hay, urea, soybean meal and animal protein meal by lactating cows. *Journal of Dairy Science*. **79**(11), 1992-1999.
- Mangan, J.L. (1982). The nitrogen constituents of fresh forages. *In*: Thomson, D.J., Beever, D.E., Gunn R.G. (eds). *Forage Protein in Ruminant Animal Production*. Occasional Publication, 6. The British Society of Animal Production, The British Grassland Society. University of Leeds, UK.
- McCormick, M., French, D., Brown, T., Cuomo, G., Chapa, A., Fernandez, J., Beatty, J., Bloumi, D. (1999). Crude protein and rumen undegradable protein effects on reproduction and lactation performance of Holstein cows. *Journal of Dairy Science*, **82**(12), 2697-2708.
- Metcalf, J.A., Mansbridge, R.J., Blake, J.S. (1996). Potential for increasing the efficiency on nitrogen and phosphorus use in lactating dairy cows. *Proceedings of the British Society of Animal Science*, 62 (abstract).

- NRC (1989). *Nutrient Requirements of Dairy Cattle*. 6th ed. National Academy Press, Washington, DC.
- NRC (2001). *Nutrient Requirements of Dairy Cattle*. 7th ed. National Academy Press, Washington, DC.
- Peyraud, J.L., Astigarraga, L., Faverdin, P. (1997). Digestion of fresh perennial ryegrass fertilized at two levels of nitrogen by lactating dairy cows. *Animal Feed Science and Technology*, **64**(2), 155-171.
- Petit, H.L., Tremblay, G.F. (1995). Ruminal fermentation and digestion in lactating cows fed grass silage with protein and energy supplements. *Journal of Dairy Science* **78**(2), 342-352.
- Salcedo, G. (2000). Degradabilidad ruminal de la hierba en praderas aprovechadas bajo pastoreo rotacional, en la zona costera de Cantabria. *Investigación Agraria, Producción y Sanidad Animal*. **15**(3), 125-135.
- Salcedo, G. (2005a). Efectos del estado de madurez del trigo (*Triticum aestivum*) utilizado como forraje sobre el consumo de materia seca, digestibilidad y balance de nitrógeno. *Actas de la XLV R.C. de la S.E.E.P.*, 113-120. Gijón.
- Salcedo, G. (2005b). Evaluación del *net carbohydrate and protein system* en vacas de leche alimentadas exclusivamente a pasto. *Actas de la XLV R.C. de la S.E.E.P.*, 175-181. Gijón.
- SPSS (2002). *Guía para Análisis de Datos*.
- Susmel, P., Spanghero, M., Stefanon, B., Mills, C.R. (1995). Nitrogen balance and partitioning of some nitrogen catabolites in milk and urine of lactating cows. *Livestock Production Science*, **44**(3), 207-219.
- Valk, H., Hobbelink, M.E.J. (1992). Supplementation of grazing dairy cows to reduce environmental pollution. *In: Proceedings of 14th General Meeting of the European Grassland Federation*, 400-405. Lathi, Finland.
- Wright, T., Moscardini, S., P.H. Luimes, Susmel, P., McBruide, B. (1998). Effects of rumen undegradable protein and feed intake on nitrogen balance and milk protein production in dairy. *Journal of Dairy Science*, **81**(3), 784-793.

## Mejora de la eficiencia y reducción del nitrógeno y del fósforo residual mediante aplicación de la alimentación de precisión en producción porcina

Candido Pomar<sup>1</sup>, Jesús Pomar<sup>2\*</sup>, Daniel Babot<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Dairy and Swine Research and Development Centre. Agriculture and Agri-Food Canada. 2000 Rue Collage, CO Box 90. J1M 1Z3. Lennoxville, Sherbrooke, QC, Canada.

<sup>2</sup>Universitat de Lleida. Fundació UdL-IRTA. Av. Alcalde Rovira Roure, 191. 25198 - Lleida.

\* Autor de contacto: pomar@eagrof.udl.es

### Resumen

El trabajo presenta los resultados del efecto de la aplicación de una alimentación de precisión (multifase diaria, MD) frente a una alimentación en tres fases (3F) sobre la excreción de nitrógeno y fósforo de los purines, los resultados zootécnicos y la composición corporal. Para el estudio se utilizó un nuevo sistema de alimentación de precisión aplicado a 8 parques con 10 cerdos de engorde cada uno. Los animales del grupo MD consumieron un 7,3% menos de proteína ( $P = 0,0052$ ) pero cantidades similares de fósforo. Para el conjunto del período de crecimiento el grupo MD tuvo tendencia ( $P = 0,0780$ ) a ganar más peso (+2,4%) que el grupo 3F, siendo la consecuencia de un crecimiento más rápido ( $P = 0,0190$ ) durante el primer período de alimentación. Al final del período experimental la masa proteica corporal de los dos grupos de animales era similar mientras que los cerdos MD tenían un 8% más lípidos corporales ( $P = 0,0369$ ) que los cerdos 3F. La alimentación de precisión con ajuste diario permitió reducir la excreción de nitrógeno en un 12% ( $P = 0,0047$ ) mientras que la reducción para el fósforo fue menor del 2% ( $P > 0,05$ ).

### Palabras clave

Alimentación de precisión porcino; Eficiencia alimenticia; Multifase diaria; Nitrógeno residual; Fósforo residual.

## INTRODUCCION

En los últimos años la producción de carne porcina en muchos países ha sufrido un importante proceso de transformación, convirtiéndose en una industria cada vez más competitiva y tecnificada. Este desarrollo generalmente ha estado caracterizado por una tendencia creciente hacia la concentración de la producción y a un aumento del tamaño de las explotaciones. Estos dos hechos han planteando un importante problema de índole medioambiental, especialmente en las zonas geográficas con mayor concentración de animales, dada la insuficiencia de superficie de suelo disponible para su distribución, sin que superar la capacidad natural del suelo para absorber y reciclar dichos residuos, sin representar un peligro de polución de suelos y aguas. Por otro lado, la optimización de la eficiencia alimenticia de los sistemas de producción y la limitación del uso de recursos no renovables, son componentes claves para una producción porcina más sostenible.

La eficiencia alimenticia de los animales, se mejora en tanto en cuanto estos son alimentados de manera más conveniente, pero en cualquier caso, los animales no fijan más que una parte de los nutrientes contenidos en los alimentos. Así, solamente un tercio del nitrógeno, que constituye la base de los ácidos aminados y de la proteína, que es consumida en la dieta, es generalmente retenido en la musculatura y las vísceras. Los 2/3 restantes son excretados a través de las heces y la orina. Para el fósforo, que es retenido en los huesos, solamente entre el 20% y el 40% del ingerido es retenido y consecuentemente, entre un 60 a 80% es excretado a través de las deyecciones. Es pues evidente que la eficacia de la alimentación animal, desde el punto de vista medioambiental, presenta todavía un gran potencial de mejora.

Es lógico suponer que la forma más simple de mejorar la eficacia en la utilización de la proteína y del fósforo de los alimentos y reducir su excreción residual, es mediante la reducción del consumo de estos elementos, satisfaciendo las necesidades. Por tanto para acercarnos a este objetivo, deberíamos tratar de minimizar las fracciones excedentarias y no disponibles para el metabolismo animal, de los elementos nutritivos proporcionados por los alimentos, sin perjudicar los rendimientos zootécnicos y económicos de la producción. Para disminuir la cantidad de nutrimentos alimenticios sin afectar al rendimiento de los animales en crecimiento-engorde podemos incidir en cuatro aspectos: (1) evaluar el potencial nutritivo de los ingredientes, (2) determinar con precisión las necesidades nutritivas de los animales; (3) formular alimentos que, por un lado respondan a las necesidades de los animales, por otro utilicen aditivos que favorezcan la digestibilidad de los minerales y minimicen el exceso de las fracciones de nutrimentos no utilizables por el metabolismo animal, y (4) ajustar progresivamente los aportes en nutrimentos a las necesidades cambiantes de los animales.

El presente artículo presenta un estudio realizado para evaluar el impacto del cuarto aspecto citado anteriormente, asumiendo que la concentración óptima de nutrientes en los alimentos disminuye progresivamente durante el crecimiento (NRC, 1998) y que una forma de disminuir los residuos de N y P es ajustar de forma conjunta los aportes en función de las necesidades de los animales (Bourdon *et al.*, 1995). Esta aproximación es realizada de manera incipiente en el medio comercial, mediante una alimentación en 2 ó 3 fases. Esta práctica es más ventajosa económicamente y para el medio ambiente a medida que aumenta el número de fases de alimentación, como ha sido simulado por Pomar y Barnett (1994) y Letourneau-Montminy *et al.* (2005) y demostrado por Bourdon *et al.* (1995), van der Peet-Schwering *et al.* (1996) y Krimpen *et al.* (2004).

Aumentar el número de fases de alimentación complica su gestión y aumenta los costes en las instalaciones actuales, por ello tendría interés el desarrollo de sistemas de alimentación que permitieran preparar y distribuir automáticamente raciones ajustadas a las necesidades diarias de los animales a lo largo de su crecimiento. Una forma de abordar el problema de la preparación de raciones ajustadas a las necesidades diarias es mediante la utilización de dos premezclas que, combinadas en proporciones variables, pudieran cubrir las necesidades de los animales a lo largo de su crecimiento (Feddes *et al.*, 2000). Sin embargo, puesto que las necesidades de los distintos nutrientes no evolucionan de la misma forma durante el crecimiento, la formulación de esas premezclas se convierte en un problema no lineal que requiere algoritmos de resolución más complejos. Este problema fue solucionado parcialmente por Letourneau-Montminy *et al.* (2005) modificando el algoritmo de formulación para optimizar la composición de las dos premezclas simultáneamente y determinando la proporción óptima de esas dos premezclas durante el conjunto del crecimiento.

Así, el objetivo de este estudio es evaluar en condiciones experimentales la respuesta animal y las consecuencias medioambientales de la aplicación de un nuevo sistema de alimentación de precisión con capacidad para suministrar raciones ajustadas diariamente a las necesidades de los animales (multifase diaria) con relación a una alimentación tradicional con tres fases de alimentación.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### **Animales y control**

Para este experimento se transportaron ciento cuatro hembras de un peso medio de  $18,0 \pm 2,01$  kg al centro de investigación de *Agriculture and Agri-Food Canada* en Lennoxville, Québec. Los animales gozaban de buena salud y fueron criados en grupo desde su llegada con un alimento comercial medicamentado de inicio de crecimiento. Una semana después de su llegada, se sometió a las animales a tratamientos experimentales por grupos de 13 animales. El día 56 del experimento se retiró un animal por grupo. Por razones operativas, solamente 10 cerdos por grupo elegidos al azar



fueron sometidos al protocolo de medidas descrito a continuación. Agua y alimento estaban disponibles a discreción permanentemente.

### Alimentos

En este experimento se usaron dos premezclas (A y B) (Tabla 1). Estas dos premezclas se prepararon según el método de formulación desarrollado recientemente por Letourneau-Montminy *et al.* (2005) mediante la optimización de la densidad energética. Las necesidades de los animales fueron calculadas por simulación según un método reconocido (NRC, 1998). El cerdo simulado en este estudio es una hembra cuyo potencial de crecimiento muscular se ajustó para representar el consumo y el crecimiento proteínico de los cerdos utilizados tal y como se han observado en el entorno comercial (Aliments Breton Inc., Quebec).

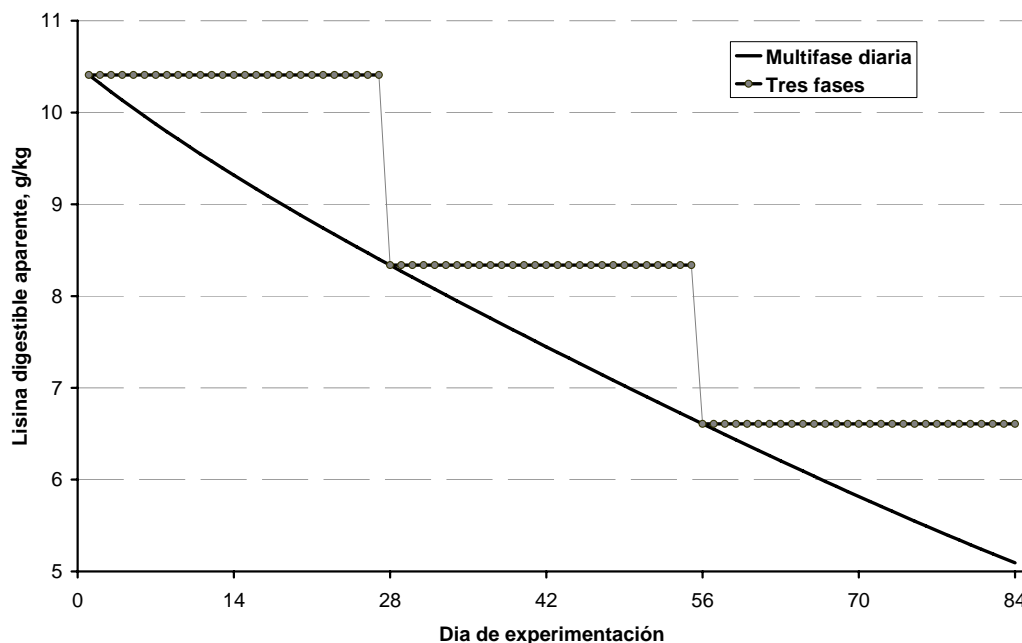
**Tabla 1.** Composición en materias primas y características analíticas de los alimentos.

	Premezclas	
	A	B
<i>Materias primas (g/kg)</i>		
Trigo	150	150
Maíz	327	600
Cebada	229	47
Salvado de trigo	0	93
Torta de soja	268	51
Grasa (animal/vegetal)	0,0	34,9
Carbonato cálcico	9,2	11,8
Fosfato bicálcico (Ca: 15,6%; P: 21%)	6,6	2,5
Sal	2,4	2,3
Metionina	0,3	0,3
Lisina HCL (98%)	2,2	2,0
Colina 60% (51,7%)	0,9	0,8
Premix <sup>b</sup>	2,3	5,0
Premix <sup>c</sup>	2,7	0,0
<i>Composición química (g/kg)</i>		
Materia seca	875	881
Energía digestible (Mcal/kg)	3,36	3,53
Proteína bruta	207	116
Lisina digestible	10,3	5,0
Calcio	9,0	8,1
Fósforo total	5,6	4,2
Fósforo asimilable	2,7	1,5
Cenizas	4,72	3,52

Estas premezclas se mezclaron según dos planes de alimentación que forman parte de los tratamientos de este experimento (Figura 1). En el plan de alimentación de tres fases (3F), las premezclas se mezclaron y sirvieron durante cada fase de 56 días en proporciones de las premezclas A y B de 100 y 0%, 63 y 37% y, 32 y 68% respectivamente. La composición de estas mezclas se calculó para satisfacer las necesidades de los animales al principio de cada una de las fases. El plan de alimentación 3F reproduce así las condiciones comerciales de alimentación más frecuentes en Quebec (Pigeon, 2001). Los niveles de nutrientes utilizados eran los de la industria para este tipo de animal.

Un segundo grupo de animales fue alimentado según un plan de alimentación de fases diarias (MD). La proporción de las premezclas A y B utilizadas se determinó de modo que los cerdos de cada grupo recibieran cada día un alimento completo cuya concentración mínima en nutrientes cubría las

necesidades alimenticias calculadas para ese día. Los días 0, 28, 56 y 84, todos los animales recibían el mismo porcentaje de las premezclas A y B, independientemente de su tratamiento. La mezcla de las premezclas destinadas a los dos grupos de animales se efectuó con ayuda de un sistema automático de alimentación desarrollado especialmente para este proyecto (Performixx Robotic inc, Coaticook, Quebec, Canadá).



**Figura 1.** Evolución de los aportes estimados de lisina digestible de la mezcla final según el plan de alimentación de tres fases (3F) o multifase diaria (MD).

Las premezclas se formularon con una composición fija de 15% de trigo común (11% de proteínas brutas) para garantizar una buena calidad de los granulados. La lisina y la metionina de síntesis se usaron para maximizar el equilibrio de los aminoácidos de las proteínas de la ración. La composición de minerales y vitaminas se formuló de modo que cubriera las necesidades de los animales de alto potencial de depósito proteínico.

### Medidas

El consumo de alimento se midió con un sistema automatizado de registro (IVOG®-Station, Insentec, Marknesse, Países Bajos). Se sometió a los cerdos a las medidas de peso, lectura del espesor de la grasa y músculo dorsal con un instrumento de ultrasonido en modo B (Ultrascan 50, Allance Médicale Inc., Canadá; 120 mm., 3,5 MHz) en el sitio canadiense de clasificación de canales y estimación de masa de grasa, músculo y hueso del animal vivo con medidas de absorción de rayos X (DXA) obtenidas con el aparato Lunar (DPX-L, Lunar Corp., Madison, Winconsin, EEUU). Los animales fueron pesados al menos cada dos semanas y las lecturas con ultrasonidos se tomaron los días 0, 28, 56 y 84. Las lecturas con el aparato Lunar se efectuaron al principio y al final del experimento. Los datos de densitometría con rayos X se analizaron usando el programa adulto (versión 4.7e de DPX-L, Lunar Corp., Madison, Winconsin, EEUU) tal como lo sugieren Pomar y Rivest (1996).

### Muestreo y análisis químicos

Se tomaron muestras representativas de las premezclas a su recepción en el centro de investigaciones y una vez por semana a lo largo del experimento. Las muestras semanales se mezclaron para obtener una muestra compuesta representativa. La materia seca y el N total se utilizaron para comprobar la precisión del mezclador. Las muestras compuestas de las premezclas A y B se analizaron para conocer su contenido en agua, lípidos, proteínas, cenizas, calcio y fósforo.

### Análisis estadísticos

El consumo de alimento total por día o por intervalo se obtuvo sumando el alimento consumido por comida durante cada día o durante el intervalo de crecimiento considerado. El aumento de peso se obtuvo mediante la diferencia entre los pesos iniciales y finales de cada intervalo. Las cantidades de proteínas y lípidos corporales al principio y al final del período experimental se obtuvieron transformando los valores de músculo y grasa obtenidos con DXA en sus equivalentes químicos tal como proponen Pomar y Rivest (1996). El fósforo corporal se obtuvo considerando que este elemento representa un 25% del contenido mineral óseo estimado mediante DXA (Pomar *et al.*, 2006, datos no publicados). El conjunto de estos valores se utilizó para calcular los distintos índices y tasas de conversión por período. Se analizaron todos estos datos según un dispositivo completamente aleatorio con el procedimiento MIXED de SAS (SAS, 2003). En todos los casos, el grupo se consideró como la unidad experimental a razón de 10 cerdos por grupo. Dos promedios se consideran diferentes cuando  $P < 0,05$ .

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

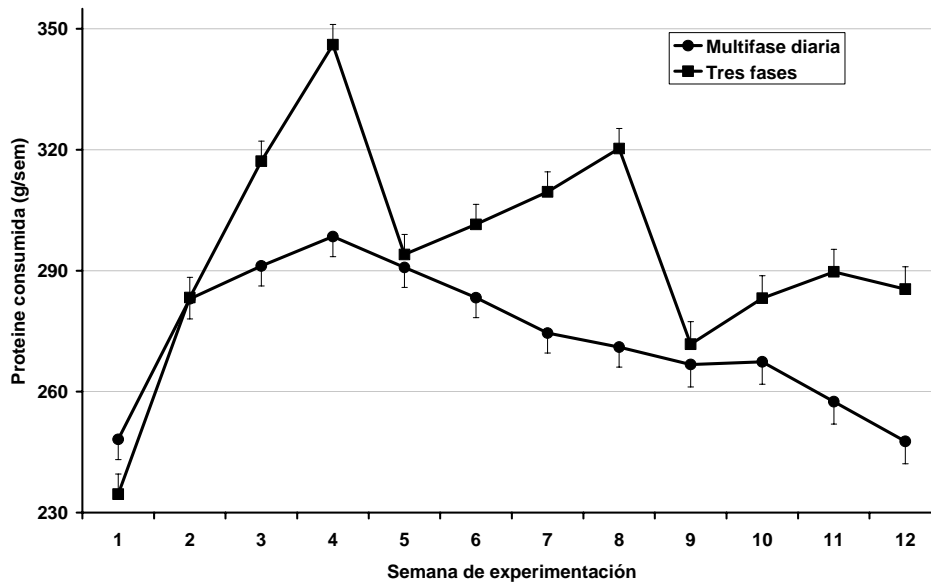
### Consumo de alimento

Para el conjunto de los 84 días de experimentación no hubo diferencia de consumo de alimento entre los cerdos alimentados según el plan de alimentación a tres fases (3F) y los alimentados en multifase diaria (MD) (Tabla 2). Sin embargo, durante el primer período de crecimiento, los cerdos del grupo MD tenían tendencia ( $P = 0,0756$ ) a consumir más alimento (+3,7%) que los del grupo 3F. Esta tendencia no se observó durante las dos fases restantes de alimentación.

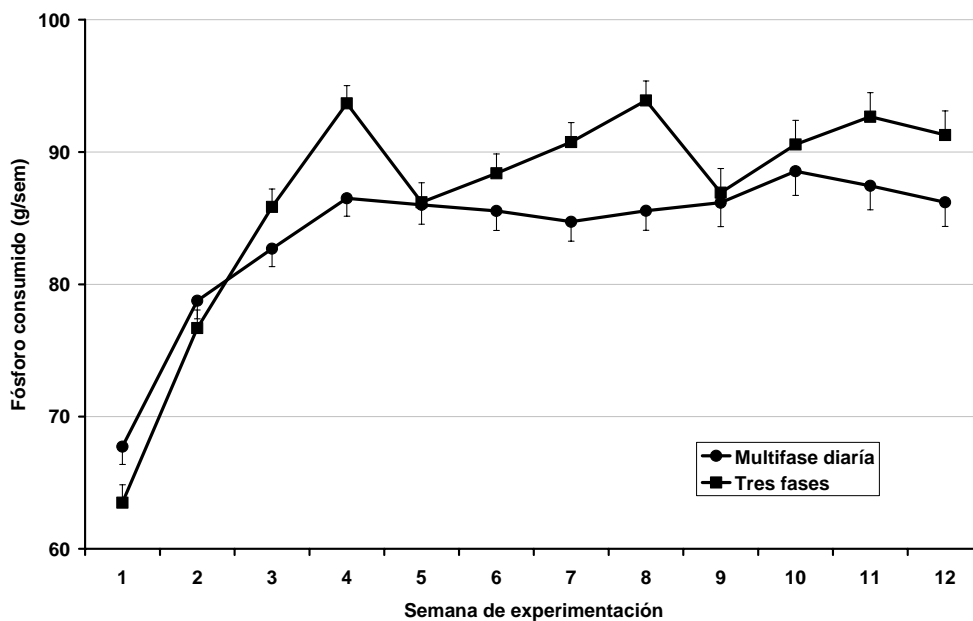
El consumo de energía digerible no se vio afectado por el tratamiento experimental aunque el grupo MD haya consumido en promedio 1,8% más de energía digerible que el grupo 3F. En cambio, los animales del grupo MD consumieron 7,3% menos proteínas ( $P = 0,0052$ ) que los del grupo 3F, a raíz de la disminución progresiva, durante el experimento, de la cantidad distribuida de proteínas (Figura 2). Por otra parte, a pesar del hecho de que la concentración de P en la premezcla B fue inferior a la de la premezcla A (0,40 frente a 0,53 g/kg de P total, respectivamente), el aumento progresivo de la proporción de premezcla B en los alimentos de los cerdos MD sólo se tradujo en una pequeña diferencia no significativa del consumo de P (3,3%) (Figura 3).

**Tabla 2.** Condiciones iniciales y finales, resultados zootécnicos y residuos de nitrógeno y fósforo según el plan de alimentación utilizado.

	Plan de alimentación		Efecto
	3F	MD	
<i>Condiciones Iniciales</i>			
Peso vivo, kg	24,5	25,2	NS
Grasa dorsal, mm	4,5	4,6	NS
Lomo dorsal, mm	28	28,8	NS
<i>Rendimiento total</i>			
Consumo de alimento, kg/día	2,46	2,48	NS
Ganancia media de peso, g/día	949	972	0,0780
Índice de conversión	2,58	2,59	NS
Lípidos retenidos, kg	17,1	18,8	0,0370
Proteína retenida, kg	13,1	13,1	NS
Nitrógeno excretado, kg	3,57	3,15	0,0047
Fósforo retenido, g	364	343	NS
Fósforo excretado, g	676	663	NS



**Figura 2.** Evolución del consumo semanal de proteínas según el plan de alimentación de tres fases (3F) o multifase diaria (MD).



**Figura 3.** Evolución del consumo semanal de fósforo según el plan de alimentación de tres fases (3F) o multifase diaria (MD).

Estos resultados coinciden con los de Krimpen *et al.* (2004), Bourdon *et al.* (1995) y van der Peet-Schwering *et al.* (1996). Sin embargo, el mayor consumo de alimentos y energía durante el primer período de engorde de los cerdos MD con relación a los cerdos 3F es más difícil de explicar. Así pues, la capacidad gástrica de ingestión no parece haber limitado el consumo de alimentos de los cerdos de menos de 50 kg, lo que contradice los resultados de Whittemore (1986), Schinckel y de Lange (1996) y Möhn y de Lange (1998). En efecto, los cerdos alimentados según el plan MD consumieron más alimentos que los del grupo 3F sin que se modificase su depósito proteínico. Según Emmans (1981), Black *et al.* (1986) y Kyriazakis y Emmans (1999), el mayor consumo de los cerdos MD podría explicarse por una menor concentración de un nutriente esencial en la premezcla B, lo que habría implicado un consumo excesivo alimentario con el fin de cubrir las

necesidades nutritivas. Este efecto no se manifestó después de 50 kg de peso vivo, lo que hace esta hipótesis poco probable. Los cerdos del grupo MD también consumieron más energía sin por ello limitar el depósito de proteínas. Los resultados de este experimento no corroboran pues tampoco otros resultados que indican que los animales consumen hasta que sus necesidades energéticas están satisfechas (Pomar y Matte, 1995; NRC, 1998; Whittemore *et al.*, 2001; Roy *et al.*, 2000). Por lo tanto, deben buscarse otras explicaciones en relación con el consumo de proteínas para explicar el consumo excesivo de alimento de los cerdos MD.

### **Aumento de peso y composición corporal**

Durante el período experimental en conjunto, el aumento de peso de los animales alimentados según el plan MD tiende a ser superior (+2,4%,  $P = 0,0780$ ) a la de los animales del grupo 3F, lo que resulta principalmente de un crecimiento más rápido ( $P = 0,0190$ ) durante el primer período de alimentación. En cambio, igual que para el consumo espontáneo de alimento, no se observó ningún efecto del tratamiento durante los dos períodos restantes de alimentación.

Con relación a los cerdos alimentados según el plan 3F, el mayor consumo de alimento de los cerdos MD durante el primer período de crecimiento contribuyó a un incremento del aumento de peso durante ese período; este aumento adicional parece ser aún más en forma de lípidos que de proteínas. En efecto, al final del primer período de crecimiento, los cerdos MD tenían 0,9 mm más de grasa dorsal ( $P = 0,0394$ ), mientras que el espesor del músculo dorsal no difería del de los cerdos 3F ( $P = 0,0913$ ). Al final del segundo y tercer período experimental, los espesores de grasa y músculo eran similares para los dos grupos de cerdos. La masa proteínica corporal de los dos grupos de cerdos al final del período experimental no se vio afectada por el plan de alimentación, mientras que la masa de lípidos corporales fue un 8% superior ( $P = 0,0369$ ) en los cerdos alimentados según el plan MD comparado con los del plan 3F. El índice de consumo era en promedio de 2,58 y no fue afectado por el plan de alimentación en ninguna de las fases de crecimiento ni en el experimento globalmente.

El contenido mineral óseo y el P corporal total, considerados por absorción de rayos X, no se vieron afectados por los tratamientos. La densidad mineral ósea fue sin embargo inferior ( $P = 0,0341$ ) en los cerdos alimentados según el plan de alimentación MD comparados con el grupo 3F. A pesar de la gran variación entre los animales, los cerdos alimentados según el plan MD acumularon en promedio un 3,6% menos de minerales, y la misma proporción de P, que los cerdos 3F.

### **Excreción de nitrógeno y fósforo**

Durante todo el período de experimentación, la cantidad de proteínas retenida por los cerdos alimentados según el plan de alimentación MD fue similar a la retenida por los alimentados según el plan 3F y asciende en promedio a 13,1 kg. Sin embargo, debido al aumento de peso superior de los cerdos MD, la cantidad retenida de nitrógeno por kg de aumento es 2,1% inferior ( $P = 0,0448$ ) para estos animales comparada a la de los cerdos 3F. En el experimento en conjunto, los cerdos MD consumieron 7,3% menos de nitrógeno y excretaron 11,7% menos ( $P = 0,0047$ ) que los del grupo 3F.

El residuo de 3,57 kg de N considerado en el intervalo de pesos de este estudio se acerca a los valores de 3,38, 4,12 y 4,26 kg/cerdo considerados por Dourmad *et al.* (1999) para los cerdos criados en Dinamarca, Francia y los Países Bajos o de los 3,8 kg/cerdo propuestos por el CORPEN (2003). La alimentación de los cerdos en multifase diaria permitió disminuir alrededor de 12% la excreción de nitrógeno, lo que coincide con los resultados obtenidos por Bourdon *et al.* (1995) y van der Peet-Schwering *et al.* (1996), y calculados mediante simulación por Letourneau-Montminy *et al.* (2005).

Los 676 g de P excretado por los cerdos alimentados según el plan de alimentación 3F coinciden con los valores del CORPEN (2003), Pomar *et al.* (2004), Dourmad *et al.* (1999) y van der Peet-Schwering *et al.* (1999). El efecto del plan de alimentación sobre la excreción de fósforo fue menor sin embargo que para el nitrógeno y mucho menos importante de lo previsto. Así pues, los cerdos del grupo MD consumieron 3,3% y retuvieron 5,9% menos P que los cerdos del grupo 3F. En consecuencia, los cerdos MD excretaron solamente 1,9% menos P que los cerdos 3F y esta diferencia no fue significativa ( $P > 0,05$ ). En cambio, como el aumento medio de peso de los cerdos MD tendía a ser superior al de los cerdos 3F, los cerdos MD retuvieron 8% menos P por kg de aumento que los cerdos 3F. La reducción de 1,9% de fósforo excretado obtenida con la alimentación multifase diaria es claramente inferior al 10% y 14% de reducción estimados respectivamente por Letourneau-Montminy *et al.* (2005) y van der Peet-Schwering *et al.* (1999). La menor reducción observada en este estudio se explica en parte por el hecho de que la concentración de P total de la premezcla B no era bastante diferente de la de la premezcla A. En realidad, se formularon las premezclas con menor costo y en algunas situaciones económicas se hace necesario añadir limitaciones medioambientales al método de formulación si queremos disminuir la fracción no disponible del P alimentario (Pomar *et al.*, 2004). Con más razón debe proponerse la alimentación multifase además de la reducción de las fracciones excesivas y no disponibles de N y P alimentario (Bourdon *et al.*, 1995; van der Peet-Schwering *et al.*, 1996).

Por otra parte, los resultados de este experimento parecen corroborar las observaciones de Pomar *et al.* (2006) que indican que las retenciones de Ca y P se ven afectadas por la composición de los alimentos. Los niveles de retención corporal de P en este experimento presentan aumentos de 4,2 y 4,6 g/kg, valores que se sitúan entre los 3,4 y 5,3 g/kg de aumento obtenidos en el estudio de Pomar *et al.* (2006). Sin embargo, las retenciones medias observadas en este experimento son inferiores a los 5,3 g/kg propuestos por el CORPEN (2003). No obstante, los aportes de P digeribles utilizados en este experimento son inferiores a las recomendaciones de Jondreville y Dourmad (2005) para el cerdo en crecimiento.

### **Conclusiones**

La alimentación multifase con ajuste diario de la mezcla permitió reducir un 12% los residuos de nitrógeno, mientras que los residuos de fósforo se redujeron menos de 2%. El aumento de la digestibilidad del P alimentario y la formulación de los alimentos para minimizar el P alimentario son etapas esenciales de la reducción del P excretado. La elasticidad de la retención de Ca y P del sistema óseo de los cerdos en crecimiento limita la eficacia de las distintas estrategias de alimentación de reducción de la excreción de P. Asimismo, para reducir eficazmente la excreción de P en el cerdo de carne, es necesario minimizar los aportes de P no disponible mejorando la digestibilidad de P alimentario, formulando dietas con limitaciones medioambientales y ajustando los aportes de P a las necesidades de los animal.

El ajuste progresivo de los aportes nutritivos a las necesidades decrecientes de los animales permite reducir de forma significativa, el consumo de nutrientes sin afectar el crecimiento muscular o la ganancia de peso. Este ajuste progresivo, combinado con una evaluación del potencial nutritivo de los alimentos, una determinación precisa de las necesidades de los animales y una formulación de alimentos con aditivos que favorecen la digestibilidad de los minerales, son aspectos esenciales a tener en cuenta en el desarrollo de la alimentación de precisión. Estos métodos son utilizados hoy en día para la alimentación de grupos de animales heterogéneos como los utilizados en este trabajo. En el futuro, la aplicación de estos métodos para alimentar a cada animal de manera precisa, permitirá una utilización aún mucho más eficaz de los nutrientes de los alimentos.

## REFERENCIAS

- Black, J.L., Campbell, R.G., Williams, I.H., James, K.J., Davies, G.T. (1986). Simulation of energy and amino acid utilisation in the pig. *Research and Development in Agriculture*, **3**(3), 121-145.
- Bourdon, D., Dourmad, J.Y., Henry, Y. (1995). Réduction des rejets azotés chez les porcs en croissance par la mise en oeuvre de l'alimentation multiphase, associée à l'abaissement du taux azoté. *Journées Recherche Porcine*, **27**, 269-278.
- CORPEN (2003). *Estimation des Rejets d'Azote - Phosphore - Potassium - Cuivre et Zinc des Porcs. Influence de la Conduite Alimentaire et du Mode de Logement des Animaux sur la Nature et la Gestion des Déjections Produites*. Comité d'orientation pour des pratiques agricoles respectueuses de l'environnement. France.
- Dourmad, J.Y., Seve, B., Latimier, P., Boisen, S., Fernandez, J., van der Peet-Schwering, C., Jongbloed, A.W. (1999). Nitrogen consumption, utilisation and losses in pig production in France, The Netherlands and Denmark. *Livestock Production Science*, **58**(3), 261-264.
- Emmans, G.C. (1981). A model of the growth and feed intake of ad libitum fed animals, particularly poultry. *In*: Hillyer, G.M., Whittemore, C.T., Gunn, R.G. (eds.). *Computers in Animal Production*. British Society of Animal Production. Occasional publication No 5, 103-110. Thames Ditton. Surrey, UK.
- Feddes, J.J.R., Ouellette, C.A., Leonard, J.J. (2000). A system for providing protein for pigs in intermediately sized grower/finisher barns. *Canadian Agricultural Engineering*, **42**(4), 209-213.
- Jondreville, C., Dourmad, J.Y. (2005). Le phosphore dans la nutrition des porcs. *INRA Productions Animales*, **18**(3), 183-192.
- Krimpen, M.M., van Lierop, A.H.A.A.M., Binnendijk, G.P. (2004). *Effect of Nitrogen Reduction on Performance and N-Excretion in Growing-Finishing Pigs*. PraktijkRapport Varkens 25, Animal Sciences Group/Praktijkonderzoek, Lelystad. The Netherlands.
- Kyriazakis, I., Emmans, G.C. (1999). Voluntary food intake and diet selection. *In*: Kyriazakis, I. (ed.). *A Quantitative Biology of the Pig*. CAB International, 229-248. Wallingford, Oxon, UK.
- Letourneau-Montminy, M.-P., Boucher, C., Pomar, C., Dubeau, F., Dussault, J.P. (2005). Impact de la méthode de formulation et du nombre de phases d'alimentation sur le coût d'alimentation et les rejets d'azote et de phosphore chez le porc charcutier. *Journées Recherche Porcine*, **37**, 25-32.
- Möhn, S., de Lange, C.F.M. (1998). The effect of body weight on the upper limit to protein deposition in a defined population of growing gilts. *J. Anim. Sci.*, **76**(1), 124-133.
- NRC (1998). *Nutrient Requirements of Swine*. National Academy Press. 10th ed. Washington DC, USA.
- Pigeon, S. (2001). *Suivi des Plans des Interventions Agroenvironnementales des Fermes Porcines du Québec*. Rapport final présenté à Fédération des producteurs de porcs du Québec, février. 99 pp.
- Pomar, C., Barnett, G. (1994). Feeding strategies for fast growing lean pigs and its consequences on nitrogen pollution. A modelling approach. *Séminaire BASF*. 29 mars, Guelph, Canada.
- Pomar, C., Dubeau, F., Letourneau Montminy, M.-P., Mahé, M., Julien, P.O, Jondreville, C. (2004). Réduction de l'excrétion de phosphore et d'azote chez le porc charcutier par l'ajout d'un objectif environnemental dans l'algorithme traditionnel de formulation. *Journées Recherche Porcine*, **36**, 251-258.
- Pomar, C., Jondreville C., Dourmad, J.Y., Bernier, J.F. (2006). Influence du niveau de phosphore des aliments sur les performances zootechniques et la rétention corporelle de calcium, phosphore, potassium, sodium, magnésium, fer et zinc chez le porc de 20 à 100 kg de poids vif. *Journées Recherche Porcine*, **38**, 209-216.
- Pomar, C., Matte, J.J. (1995). Effet de l'incorporation d'écailles d'avoine dans l'aliment servi à volonté sur le rationnement en nutriments, la prise alimentaire et les performances de croissance du porc en finition. *Journées Recherche Porcine*, **27**, 231-236.
- Pomar, C., Rivest, J. (1996). The effect of body position and data analysis on the estimation of body composition of pigs by dual energy x-ray absorptiometry (DEXA). *Proceedings of the 46th Annual Conference of the Canadian Society of Animal Science*, 26 (abstract). 7-11 July, Lethbridge, Alberta.
- Roy, A., Bernier, J.F., Pomar, C. (2000). Évaluation de la capacité d'ingestion et du potentiel de dépôt protéique maximal des porcs de 20 à 65 kg de poids vif. *Journées Recherche Porcine*, **32**, 227-233.
- SAS (2003). *SAS/STAT User's Guide: Statistics*. Vol. 2. Version 6. SAS Institute, Inc. 4th ed. Cary, NC.
- Schinckel, A.P., de Lange, C.F.M. (1996). Characterization of growth parameters needed as inputs for pig growth models. *Journal of Animal Science*, **74**(8), 2021-2036.

- van der Peet-Schwering, C.M.C., Jongbloed, A.W., Aarnink, A.J.A. (1999). Nitrogen and phosphorus consumption, utilisation and losses in pig production, The Netherlands. *Livestock Production Science*, **58**(3), 213-224.
- van der Peet-Schwering, C.M.C., Verdoes, N., Beelen, G.M. (1996). Effect of feeding and housing on the ammonia emission of growing and finishing pig facilities. *Research Institute of Pig Husbandry*, **5**(3), 27-28.
- Whittemore, C.T. (1996). An approach to pig growth modeling. *Journal of Animal Science*, **63**(2), 615-621.
- Whittemore, C.T., Green, D.M., Knap, P.W. (2001). Technical review of the energy and protein requirements of growing pigs: food intake. *Animal Science*, **73**(1), 3-17.



# Evaluación de factores condicionantes de la producción de purines de porcino en condiciones de campo

Daniel Babot<sup>1\*</sup>, M. Rosa Teira<sup>2</sup>, Rosa Gallart<sup>1</sup>, Marta Borràs<sup>1</sup>, Jaume Boixadera<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Departament de Producció Animal. Universitat de Lleida. Avda. Rovira Roure, 191. 25198 - Lleida.

<sup>2</sup>Departament de Medi Ambient i Ciències del Sòl. Universitat de Lleida. Avda. Rovira Roure, 191. 25198 - Lleida.

\* Autor de contacto: dbabot@prodan.udl.es

## Resumen

El estudio caracteriza las explotaciones de porcino de Cataluña y evalúa los factores que las condicionan. Así, se han realizado encuestas personales y directas a un número representativo de ganaderos para caracterizar las condiciones de la producción porcina actual en los aspectos referentes al impacto ambiental de la misma. Los resultados obtenidos deben ser de utilidad para actualizar las políticas y procedimientos de gestión medioambiental de las explotaciones de porcino.

## Palabras clave

Cataluña; Estructura sector; Evaluación medioambiental; Porcino; Variabilidad entre piensos.

## INTRODUCCIÓN

Conocer la generación de deyecciones porcinas y su contenido de nutrientes es clave para poder hacer una buena gestión de las mismas. El contenido de nutrientes de las deyecciones es importante para poder aplicarlas como abono, de acuerdo al código de buenas prácticas agrarias en relación con el nitrógeno y para que esta aplicación sea sostenible (productivamente y medioambientalmente).

Existe una cierta información sobre el contenido de nutrientes de las deyecciones. Existe menos información sobre las cantidades de deyecciones generadas y todavía menos en condiciones de producción comercial. Así y todo, la generación de deyecciones y su composición es altamente variable. La variabilidad en parte se debe a factores asociados a la explotación y al manejo de los animales, por ejemplo la alimentación (composición del pienso, número de fases o lotes, sólida-líquida, etc.), el tipo de bebedero, el tipo de alojamiento o el sistema y frecuencia de limpieza.

Dada la variabilidad en la cantidad y composición del purín producido en las explotaciones de porcino, el principal objetivo del presente trabajo es tipificar las explotaciones y los factores condicionantes del impacto ambiental potencial para poder tomar decisiones y cuantificar los efectos de las mismas.

## MATERIAL Y MÉTODOS

Con el objetivo de conocer la variabilidad de las explotaciones porcinas de Cataluña en relación a los diferentes sistemas de alojamiento y manejo y su influencia potencial en los parámetros medioambientales se propusieron las siguientes actividades:

i. Caracterización de las explotaciones porcinas mediante encuestas personales y directas seleccionando las explotaciones para tener una muestra representativa de la situación en Cataluña. Han participado en dicha caracterización un total de 200 explotaciones porcinas, clasificadas en función de la aptitud productiva de cada una de ellas. Así pues, han sido objeto de estudio 131 explotaciones de engorde (65%), 43 explotaciones de producción y cría (22%), 21 explotaciones de producción de lechones de 20 kg (10%) y 5 explotaciones de transición (3%).

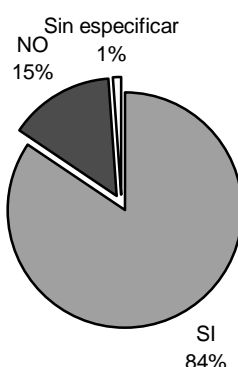
ii. Análisis comparativo de la composición nutritiva de diferentes piensos, utilizados a nivel comercial, y clasificados según las etapas de producción del animal. Esta comparativa se hizo a través de la composición de nutrientes de 24 piensos tipo utilizados en la alimentación práctica de los animales.

## RESULTADOS Y CONCLUSIONES

### Caracterización de las explotaciones porcinas en Cataluña

#### Recogida selectiva y separación de residuos

La recogida selectiva de residuos es una práctica muy simple, ya que consiste en separar los residuos primeramente en peligrosos y no peligrosos, y desechar cada uno en el contenedor adecuado. Actualmente, en Cataluña (Figura 1) casi todas las explotaciones disponen de contenedores para la recogida selectiva (84%), hecho que facilita al granjero la separación de estos residuos como papel, cartones y plásticos, mientras que los residuos peligrosos se almacenan en la explotación hasta su recogida por el gestor autorizado, de acuerdo con la normativa vigente. En todo caso, aún queda un remanente de explotaciones (16%) que deben mejorar en este aspecto.



**Figura 1.** Recogida selectiva de residuos en las explotaciones.

#### La alimentación en la explotación porcina

En las Tablas 1 y 2 se presentan los resultados obtenidos después de la valoración de las respuestas referentes al tipo de alimentación y a la forma de presentación del alimento. Puede verse como prevalece el sistema de alimentación seca con cifras entorno al 90-93% en cada una de las fases consideradas (gestación, lactación, transición y engorde). En relación a la forma de presentación de pienso, prevalece el granulado con valores del 84%, 76%, 68% y 67% en engorde, transición, lactación y gestación respectivamente.

**Tabla 1.** Tipo de alimentación.

	Seca	Líquida artesanal	Líquida con cocina	Otros	No contestan
Gestación	58	3	1	0	2
Lactación	59	2	1	0	2
Transición	56	1	0	1	2
Engorde	156	6	2	5	5

**Tabla 2.** Forma de presentación del pienso.

	Harina	Granulado	Otros	No contesta
Gestación	20	43	0	1
Lactación	17	44	0	3
Transición	12	46	0	2
Engorde	21	147	0	6

También es importante conocer el tipo de comedero en las distintas fases de producción por su incidencia potencial en las pérdidas de alimento. Es por ello que a continuación se muestran los datos obtenidos (Tabla 3).

**Tabla 3.** Tipo de comederos utilizados.

	Indi- vidual	Lineal	Tolva individual	Tolva colectiva redonda	Tolva colectiva rectangular	Tolva tipo holandés	Otros	No contestan
Gestación	20	28	6	1	0	2	5	2
Lactación	47	2	8	2	1	0	1	3
Transición	0	2	0	16	35	2	2	3
Engorde	0	39	4	85	17	17	7	5

Puede verse en la Tabla 3 como en la fase de gestación el comedero puede ser individual (31%) o bien comedero lineal (44%), pero se ha de tener en cuenta que en la mayoría de las explotaciones las naves de gestación disponen de dosificadores que controlan individualmente la cantidad de pienso que se suministra a cada cerda. De los datos presentados se desprende que en la fase de maternidad o lactación el 73% las explotaciones disponen de comedero individual para las cerdas, facilitando así el control de la alimentación en esta fase de producción. En las fases de engorde y transición, la alimentación generalmente es “*ad-libitum*”, por lo que la mayoría de las explotaciones disponen de comederos colectivos para un grupo de animales. Vemos que el tipo de comedero más común es la tolva colectiva redonda en la fase de engorde (49%) y la tolva colectiva rectangular en la de transición (58%).

Para evaluar las implicaciones del manejo de la alimentación desde la óptica medioambiental es fundamental conocer el número y tipo de piensos utilizados en cada una de las fases productivas. En la Tabla 4 se presenta en número de piensos utilizados en cada fase productiva. Puede verse como en las fases de gestación y lactación, alrededor del 90% de las explotaciones alimentan a las cerdas con un solo tipo de pienso. En la fase de engorde el 41% de las explotaciones dan dos tipos distintos de pienso y el 34% tres tipos. De las 174 explotaciones que disponen de fase de engorde, ya sea como única aptitud productiva, ya sea como la última fase productiva de la explotación solo un 13% de los encuestados afirman dar más de tres tipos distintos de pienso. En la fase de transición, un 48% de los encuestados afirman dar dos tipos de pienso, mientras que un 35% suministran tres tipos de pienso distintos, un pienso inicial de adaptación, con alto porcentaje de lactosa, un pre-estarter, un estarter o finalizador de esta fase productiva. En esta fase, menos de 1% de las explotaciones alimentan a los lechones con un solo tipo de pienso.

**Tabla 4.** Tipos distintos de pienso a lo largo de una fase productiva.

	Un tipo	Dos tipos	Tres tipos	Más de 3 tipos	No contestan
Gestación	60	2	1	0	1
Lactación	57	3	0	0	4
Transición	5	29	21	1	4
Engorde	11	71	59	22	11

La alimentación de la explotación juega un papel muy importante en la cantidad de nutrientes y elementos no digeridos y que se excretaran por el animal. La composición de las heces de un cerdo está estrechamente ligada a la dieta y a la cantidad y grado de digestibilidad de los nutrientes empleados en la misma. En la Tabla 5 se presentan las respuestas obtenidas en relación al grado de conocimiento que tienen los encuestados sobre la composición (nivel proteína y fósforo) de la dieta que suministran a sus animales. Como se observa en la Tabla 5, sólo un 3% de los encuestados en las fases de gestación, lactación y transición manifiestan tener conocimiento del nivel de proteína y fósforo. Este porcentaje se eleva un poco más para los ganaderos de engorde (20%), pero en todo caso también es una cifra manifiestamente mejorable.

**Tabla 5.** Nivel de conocimiento del % de proteína y % de fósforo en la dieta de los animales.

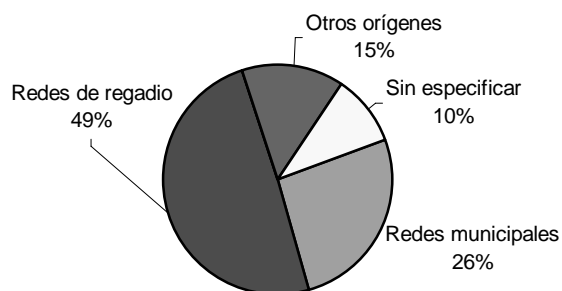
	% Proteína			% Fósforo		
	Se conoce	No se conoce	No contestan	Se conoce	No se conoce	No contesta
Gestación	2	38	24	1	30	33
Lactación	2	38	24	1	29	34
Transición	3	33	24	1	35	24
Engorde	35	84	55	33	86	55

*El agua en la explotación porcina*

Otro factor importante en una explotación desde la óptima medioambiental es conocer las estrategias del uso del agua para la bebida de los animales o la limpieza de las instalaciones.

El origen de abastecimiento del agua en las explotaciones participantes en las encuestas puede estar relacionado con su coste económico y por tanto puede ser un factor determinante de la gestión (cantidad y calidad).

La Figura 2 muestra como casi el 50% de las explotaciones se abastecen del agua de las redes de riego, y solo un 26% se abastece de las redes municipales de abastecimiento. Esto se debe a que la mayoría de las explotaciones se sitúan en terrenos rústicos alejados de los municipios y es muy costoso económicamente llevar el agua municipal.



**Figura 2.** Origen del agua utilizada en las explotaciones de porcino.

Otro aspecto fundamental para la optimización del uso del agua por los animales es el tipo de bebedero utilizado. En la Tabla 6 se puede observar que en la fase de gestación el bebedero más utilizado es el tipo válvula de nivel constante (39%), le sigue el tipo chupete con cazoleta (28%) y el menos utilizado el chupete sin cazoleta. En la fase de lactación el tipo de bebedero más utilizado es el chupete con cazoleta (66%). En la fase de transición y engorde la mayoría disponen de bebederos tipo chupete con cazoleta, en un 87 y 79% respectivamente.

Junto con el tipo de bebedero es importante tener en cuenta el correcto mantenimiento de los mimos, ya que aunque elijamos el mejor bebedero para los animales, este a la larga puede estropearse y aumentar así las pérdidas de agua. Según los resultados obtenidos (Tabla 7), se observa que en la mayoría de las explotaciones los operarios revisan y reparan diariamente los bebederos, esto favorece un mejor control de las pérdidas de agua derivadas de los bebederos. Los resultados nos muestran que, en las fases de gestación, lactación y transición, la revisión y reparación de los bebederos se hace diariamente (90% de las granjas), mientras que en la fase de engorde este dato baja hasta el 72%, no obstante podemos ver que según las respuestas obtenidas hubo un porcentaje alto (casi el 23%) de encuestados que no dieron ninguna respuesta.

**Tabla 6.** Tipos de bebederos.

	Chupete con cazoleta	Chupete	Válvula de nivel constante	Dentro tolva	Otros	Sin especificar
Gestación	18	2	25	6	11	2
Lactación	42	4	4	9	3	2
Transición	52	2	2	0	3	1
Engorde	137	3	1	16	12	5

**Tabla 7.** Frecuencia de revisión y reparación de los bebederos.

	Diaria	Semanal	Mensual	No contesta
Gestación	59	2	0	3
Lactación	59	2	0	3
Transición	57	2	0	1
Engorde	125	7	2	40

En la Tabla 8 y la Figura 3 se presentan los resultados obtenidos en relación al uso del agua para la limpieza de las instalaciones. En la Tabla 8 se observa que la mayoría de los encuestados disponen de sistema a presión para la limpieza de sus naves de producción, de manera que así se pueden ahorrar en el uso de agua, evitando a su vez un incremento de deyecciones debidas a las aguas residuales de limpieza que caen en las fosas internas de purines.

**Tabla 8.** Sistema de limpieza utilizado.

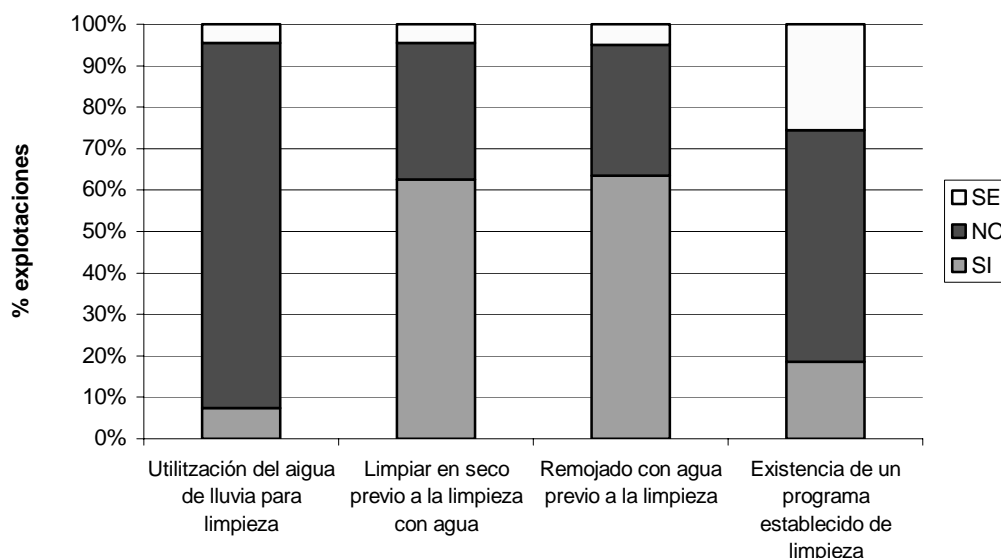
	Manguera	Equipo a presión	Otros	No contesta
Gestación	1	35	16	12
Lactación	2	59	1	2
Transición	2	56	1	1
Engorde	1	169	0	4

De los resultados obtenidos en las encuestas, se puede dibujar un perfil de las estrategias para una utilización eficaz del agua de limpieza y su uso, como muestra el siguiente gráfico (Figura 3). Se observa que el almacenamiento de agua de lluvia en depósitos para poderla después utilizar para la limpieza de las instalaciones es una práctica muy poco habitual, ya que menos del 10% de los encuestados han respondido afirmativamente. Con un buen sistema de recogida de aguas pluviales, los ganaderos podrían disminuir el coste de agua. Otra estrategia para disminuir el consumo de agua de limpieza es el hecho limpiar en seco o bien remojar con agua las instalaciones antes de la limpieza a presión, para facilitar así la limpieza posterior y disminuir también el tiempo de limpieza. Alrededor del 60% de las explotaciones dicen utilizar estas estrategias. Finalmente, cuando se pregunta si disponen de un programa organizado de limpieza de las instalaciones de la granja, menos de un 20% contesta afirmativamente, por lo que la limpieza se realiza cuando es necesaria o simplemente cuando toca.

### **Análisis comparativo de la composición de diferentes piensos**

En el estudio comparativo han participado un total de 24 firmas de producción de alimentos para el ganado porcino. El objetivo es constatar la variabilidad entre las diferentes empresas para un mismo pienso. Así pues, se ha hecho una clasificación de los diferentes piensos correspondientes a cada una de las etapas de producción del cerdo.

En la Tabla 9 se presenta la media y variabilidad obtenida para la proteína bruta de los piensos. Puede verse como la variabilidad no es muy grande con coeficientes de variación situados entre 6 y 8%. En todo caso si que existen extremos bien distantes en los que debería hacerse estudios más detallados de su eficiencia productiva y medioambiental.



**Figura 3.** Estrategias de uso eficaz del agua de la limpieza. SE: sin especificar; SI: utilizan la estrategia; NO: no utilizan la estrategia.

**Tabla 9.** Variabilidad en proteína bruta (%) de los piensos obtenida a partir de *n* muestras.

	<i>n</i>	media	mínimo	máximo	varianza
Futuras reproductoras	9	16	14,90	17,74	1,03
Gestación	24	14,05	12,60	16,80	1,26
Lactación	23	16,87	13,50	19,46	1,66
Transición					
Pre-estárter	19	19,6	16,92	21,00	1,58
Estárter	29	19,24	14,32	21,62	2,12
Engorde					
Inicio	17	17,06	15,10	19,47	0,92
Final	17	16,12	12,73	17,74	1,58

En la Tabla 10 se presentan los resultados obtenidos en relación al uso de fitasas en piensos. Hay que indicar que la información disponible es escasa así que hay que tomar los datos como una mera aproximación, requiriéndose mucha más información para poder sacar conclusiones claras. En todo caso, los datos obtenidos presentan la tendencia a un uso bastante extendido del uso de fitasas en piensos de transición y engorde.

**Tabla 10.** Uso de fitasas obtenido en base a los datos de *n* muestras.

	<i>n</i>	Sí	%
Futuras reproductoras	5	4	62,5
Gestación	5	2	37,5
Lactación	5	3	57
Transición			
Estárter	16	14	87
Engorde			
Inicio	3	3	100
Final	3	3	100

### Perfil promedio de la explotación porcina tipo

A continuación se presenta la explotación tipo situada en la media de los valores obtenidos, independientemente del tipo de aptitud productiva de la granja.

## 1. Medidas de bioseguridad:

	Sí	No
Distinción de zona limpia i zona sucia (vestidores)	66%	34%
Vado sanitario	48%	52%
Valla perimetral	80%	20%
Contenedores especiales (zoosanitarios, cadáveres)	94%	6%

## 2. Recogida selectiva de residuos:

	Sí	No
Recogida selectiva de residuos	85%	15%

## 3. Origen del agua:

	Redes de regadío	Redes municipales
Origen del agua	54%	29%

## 4. Estrategias para el uso eficaz del agua:

	Sí	No
Utilización de agua de lluvia para limpieza	8%	92%
Limpieza en seco previa a la limpieza con agua	65%	35%
Remojado con agua previo a la limpieza	67%	33%
Programa específico de limpieza	25%	75%

## 5. Control de los recursos y residuos:

	Sí	No
Control cantidad de pienso	100%	0%
Control cantidad de agua	21%	79%
Control calidad de agua	100%	0%
Control producción de purines	100%	0%
Control de gases contaminantes	0%	100%

## 6. Aplicación de estrategias para la gestión de los purines:

	Sí	No
Segregación de agua de lluvia	48%	52%
Aplicación de aditivos a la fosa	7%	93%
Aireación de los purines	4%	96%
Aplicación de productos en superficie de las balsas	< 1%	> 99%
Aportación de purines a una planta centralizada	59%	41%

## 7. Planificación de revisión control y seguimiento:

	Sí	No
Revisión de equipos e instalaciones	77%	23%
Controles específicos	58%	42%
Retirada de purines	83%	17%
Plan de gestión de deyecciones	97%	3%
Plan de emergencia en casos de fugas que comporten una incidencia medioambiental	3%	97%

**Conclusiones**

En base a los resultados presentados previamente pueden apuntarse las conclusiones que a continuación se presentan:

1. En términos generales y en promedio, la situación de las explotaciones porcinas en relación a los factores indirectos que pueden afectar al medio ambiente (recogida selectiva, separación de residuos, estrategias de alimentación y uso del agua) puede evaluarse como favorable.
2. La variabilidad existente en muchos de los factores analizados indica que aun existen muchas explotaciones en las que pueden hacerse muchos avances para mejorar su entorno y su impacto medioambiental.

#### AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido posible gracias a la colaboración conjunta entre la Universitat de Lleida y el Departament d'Agricultura, Alimentació i Acció Rural (DAR) de la Generalitat de Catalunya. En este trabajo han participado diversas personas a las cuales queremos agradecer su colaboración: B. Abad, A. Altemir, J. Coromines, O. Cros, K. Mohamed, J. Petanàs, M. Jiménez de l'ADS Les Garrigues, M. Borràs i P. García. Este trabajo tampoco hubiese sido posible sin la colaboración desinteresada de todos los ganaderos, técnicos y agrupaciones de productores que nos han atendido para cumplimentar las encuestas, nos es imposible citar a todos ellos, pero si queremos hacerles llegar nuestro agradecimiento. Finalmente, agradecemos de forma explícita la voluntad de colaboración de los técnicos y empresas que nos han facilitado los datos referentes a la composición nutritiva de los piensos.



## Estrategias nutricionales y de manejo en la minimización de la excreción de nitrógeno y fósforo de las cabañas de vacuno de leche en lactación de la Comunidad Autónoma del País Vasco

Haritz Arriaga<sup>1,\*</sup>, Miriam Pinto<sup>1</sup>, Sergio Calsamiglia<sup>2</sup>, Pilar Merino<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Departamento de Agroecosistemas y Recursos Naturales. NEIKER-Tecnalia, 48160-Derio. Bizkaia.

<sup>2</sup>Departamento de Ciencia Animal y de los Alimentos. Universidad Autónoma de Barcelona. 08193 - Bellaterra. Barcelona.

\* Autor de contacto: harriaga@neiker.net

### Resumen

La intensificación del sector vacuno lechero ha contribuido a la aparición de problemas medioambientales en áreas de la Comunidad Autónoma del País Vasco (CAPV) debido a la excesiva acumulación de purines. El aumento de las eficiencias de uso de N (NUE) y P (PUE) en leche junto con estrategias de extensificación permite reducir el exceso de N y P de los purines. 64 explotaciones comerciales de vacuno de leche fueron muestreadas a fin de determinar las posibles estrategias nutricionales y de manejo a desarrollar en la reducción de la excreción de N y P en condiciones de la CAPV. El ajuste de las raciones resulta una estrategia adecuada debido a los niveles de sobrealimentación de N y, en especial, de P observados. El manejo de la cabaña en lotes de alimentación, la reformulación de las raciones o la elección del sistema de alimentación no mostraron efectos uniformemente significativos en la optimización de la NUE y la PUE. Los factores ligados al grado de intensificación de las explotaciones influyen en mayor medida que aquellos factores ligados a la nutrición animal en la excreción de N y P por hectárea de superficie agraria útil, parámetro estrechamente relacionado con el indicador agroambiental de “*surplus*” de N y P, en condiciones de la CAPV.

### Palabras clave

Fósforo; Medioambiente; Nitrógeno; Nutrición; Vacuno de leche.

## INTRODUCCIÓN

La intensificación del sector vacuno lechero ha contribuido a la aparición de problemas ambientales en las tres zonas eminentemente productoras de la Comunidad Autónoma del País Vasco (CAPV) debido a las deyecciones ganaderas, situándose los excedentes de las tres áreas entorno a 107.500 m<sup>3</sup>/año (Lekuona *et al.*, 2002). Debido al riesgo ambiental que suponen el N y P de los purines, el ajuste de las raciones en N y P, y la mejora de la producción han sido descritos como elementos clave a fin de aumentar la eficiencia de uso de nitrógeno (NUE) y fósforo (PUE) y minimizar así la pérdida de ambos nutrientes (Rotz, 2004; Maguire *et al.*, 2005). Otras estrategias nutricionales y de manejo como la agrupación de la cabaña en varios lotes de alimentación, la reformulación de las raciones o el empleo de diferentes sistemas de alimentación también pueden contribuir a la mejora de NUE y PUE (St-Pierre y Thraen, 1999; Jonker *et al.*, 2002). Sin embargo, junto con los factores nutricionales, la reducción del exceso de N y P de los purines también debe considerar aspectos como el desarrollo de estrategias de extensificación (Tamminga, 2003).

## MATERIALES Y MÉTODOS

64 explotaciones comerciales de vacuno de leche Holstein fueron muestreadas entre septiembre de 2003 y abril de 2004. Una encuesta formulada a los ganaderos permitió obtener información sobre las características de la cabaña adulta, descripción de la ración, el sistema de alimentación empleado (Unifeed, Mezcla Húmeda o distribución de alimentos por separado), el uso de lotes de alimentación, la modificación de las raciones, la producción láctea diaria y la superficie agraria útil (SAU) de la explotación. Además, se tomaron muestras de cada alimento (1 kg), muestras de heces

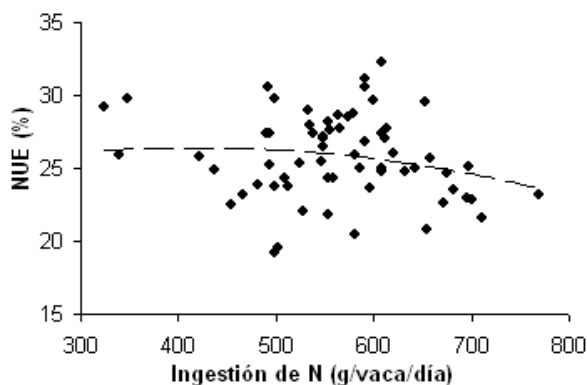
y orina de las cabañas en lactación (representación del 5%) y muestras de leche del tanque (100 mL). Las muestras alimenticias y fecales fueron analizadas para su contenido en N y P, y la orina para su contenido en N. Se analizó el contenido en N de la leche, estimándose su concentración de P en 0,947 g/kg leche (INRA). La excreción fecal y urinaria diaria fue estimada mediante el programa *Cornell Net Carbohydrate and Protein System for Dairy Cattle* (CNCPS) 5.0. El grado de intensificación de las explotaciones fue establecido según la clasificación realizada por Berentsen y Tiessink (2003).

## RESULTADOS Y CONCLUSIONES

El valor medio de la NUE fue de 25,8% (SD = 2,9), siendo el máximo de 32,3% alcanzado con una ingestión de 608,6 g N/vaca/día (16,96% PB) y una producción láctea máxima de 39,9 kg leche/vaca/día. Las diferencias de NUE observadas a ciertos niveles de ingestión de N destacan la posibilidad de optimizar la NUE mediante el ajuste de la PB y/o por la mejora de la producción de leche (Figura 1). Además, la mejora de la NUE permite reducir la excreción de N por unidad láctea producida ( $p < 0,05$ ;  $r^2 = 0,68$ ). Así, según los rangos de cuota láctea observados en el presente estudio, la comparativa de diferentes explotaciones con diversos grados de excreción de N por unidad láctea producida permitió estimar la posible reducción en la excreción de N (Tabla 1).

**Tabla 1.** Posible reducción de N (kg/año) según cuota.

Cuota	N excr./kg leche (mín.)	N excr./kg leche (máx.)	Reduc. N (kg/año)
268 t	15,4	18,6	865
525 t	13,0	15,7	1433
870 t	10,9	16,9	5194
1150 t	11,7	18,1	7337

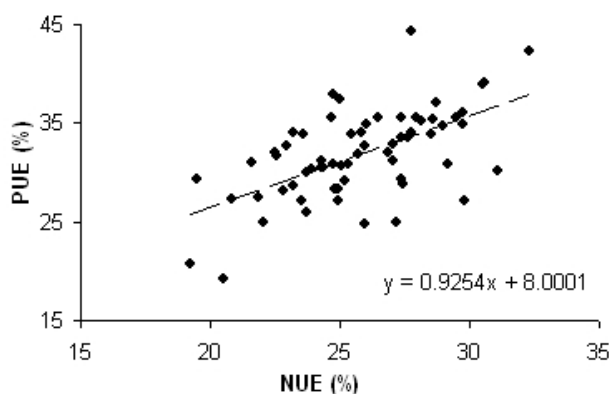


**Figura 1.** Relación entre ingestión de N (g/vaca/día) y NUE (%).

En un análisis conjunto de N y P, es destacable la correlación significativa de PUE y NUE ( $p < 0,05$ ;  $r^2 = 0,35$ ) (Figura 2). La mayor variabilidad de la PUE pudo deberse al exceso de P de las raciones, estimándose un exceso medio del 63,3% sobre el valor de ingestión diaria recomendada por el CNCPS 5.0. La reducción en la ingesta de P permite reducir significativamente la excreción fecal de P ( $p < 0,05$ ;  $r^2 = 0,31$ ) y la optimización de la PUE permite reducir la excreción de P por unidad láctea producida ( $p < 0,05$ ;  $r^2 = 0,3$ ), estimándose ahorros en la excreción de P según la cuota (Tabla 2).

**Tabla 2.** Posible reducción de P (kg/año) según cuota.

Cuota	P excr./kg leche (mín.)	P excr./kg leche (máx.)	Reduc. P (kg/año)
268 t	2,22	3,13	244
525 t	1,61	2,08	247
870 t	1,87	2,28	357
1150 t	1,93	2,79	989

**Figura 2.** Relación entre eficiencias NUE y PUE.

El empleo de lotes de alimentación (alta y baja producción) mostró valores de PUE significativamente superiores (34,7% vs 31,3%;  $p < 0,05$ ) a diferencia de lo observado con la NUE (26,6% vs 25,6%;  $p > 0,05$ ). La reformulación de las raciones o el empleo de los sistemas de alimentación no mostraron mejoras significativas de NUE y PUE ( $p > 0,05$ ).

En relación a la superficie disponible el valor de NUE y PUE fue mayor en las granjas más intensivas ( $p < 0,05$ ), aunque éstas alcanzaron también el mayor nivel de excreción de N y P anual por parte de la cabaña en lactación por hectárea de SAU (Tabla 3). Así, una regresión múltiple destacó la disponibilidad de la SAU como el principal factor influyente tanto en la excreción de N como en la excreción de P a nivel de cabaña en lactación y hectárea ( $p < 0,05$ ;  $r = 0,4$ ). El segundo factor determinante tanto en la excreción de N como en la de P fue el tamaño de la cabaña en lactación ( $p < 0,05$ ).

**Tabla 3.** Excreción media anual de N y P por hectárea de SAU y según grado de intensificación en explotaciones comerciales de la CAPV.

	Media	Intens. Alta	Intens. Media	Intens. Baja
N excretado (kg/año/cabaña/ha)	317,8 (164,9)	402,0 <sup>a</sup> (164,8)	220,3 <sup>b</sup> (70,5)	187,2 <sup>b</sup> (34,2)
P excretado (kg/año/cabaña/ha)	45,4 (29,2)	58,4 <sup>a</sup> (31,4)	31,4 <sup>ab</sup> (10,4)	24,7 <sup>b</sup> (6,1)

<sup>a, b, c</sup> Medias en la misma fila sin común superíndice son diferentes ( $p < 0,05$ ).

## Conclusiones

El ajuste de las raciones a los requerimientos animales es una estrategia adecuada debido a los niveles de sobrealimentación de N y, en especial, de P observados. Estrategias de manejo de la cabaña en lotes de alimentación, la reformulación de las raciones o el tipo de sistema de alimentación no muestran efectos uniformemente significativos en la optimización de la NUE y la PUE. Sin embargo, los factores ligados al grado de intensificación de las explotaciones comerciales de vacuno lechero de la CAPV influyen en mayor medida que aquellos factores ligados a la

nutrición animal en la excreción de N y P por hectárea de SAU, parámetro estrechamente relacionado con el indicador agroambiental “*surplus*” de N y P.

## REFERENCIAS

- Berentsen, P.B.M., Tiessink, M. (2003). Potential effects of accumulating environmental policies on Dutch dairy farms. *Journal of Dairy Science*, **86**(3), 1019-1028.
- Jonker, J.S., Kohn, R.A., High, J. (2002). Dairy herd management practices that impact nitrogen utilization efficiency. *Journal of Dairy Science*, **85**(5), 1218-1226.
- Lekuona, A., Pinto, M., Besga, G. (2002). *Inventario de Residuos Orgánicos de la Comunidad Autónoma del País Vasco*. Informe Técnico, nº 97. País Vasco, Servicio Central de Publicaciones.
- Maguire, R.O., Dou, Z., Sims, J.T., Brake, J., Joern, B.C. (2005). Dietary strategies for reduced phosphorus excretion and improved water quality. *Journal of Environmental Quality*, **34**(6), 2093-2103.
- Rotz, C.A. (2004). Management to reduce nitrogen losses in animal production. *Journal of Animal Science*, **82**(E. Suppl.), E119-E137.
- St-Pierre, N.R., Thraen, C.S. (1999). Animal grouping strategies, sources of variation, and economic factors affecting nutrient balance on dairy farms. *Journal of Animal Science*, **77**(2), 72-83.
- Tamminga, S. (2003). Pollution due to nutrient losses and its control in European animal production. *Livestock Production Science*, **84**(2), 101-111.

## Cuantificación de los procesos de resuspensión y sedimentación de biosólidos acuícolas

Ingrid Masaló, Lourdes Reig, Joan Oca\*

Departament Enginyeria Agroalimentària i Biotecnologia (DEAB). Universitat Politècnica de Catalunya. Av. canal olímpic, s/n. 08860 - Castelldefels. Barcelona.

\* Autor de contacto: joan.oca@upc.edu

### Resumen

Se ha utilizado una rejilla oscilante para el estudio de la turbulencia necesaria para la resuspensión de biosólidos acuícolas, que presentan un alto porcentaje de componentes orgánicos y una alta cohesividad, y para la determinación de la mínima turbulencia que permite la sedimentación de los mismos. Los procesos de resuspensión y sedimentación se han estudiado después de diferentes tiempos de consolidación de los biosólidos en el fondo de un contenedor, y para biosólidos con diferentes orígenes. Se ha podido comprobar que la resistencia a la resuspensión aumenta con el tiempo de consolidación, y que un proceso de sedimentación después de una resuspensión presenta el fenómeno de histéresis. Por lo tanto la turbulencia necesaria para mantener los biosólidos en suspensión es mucho mayor si los biosólidos provienen del fondo del contenedor que no si provienen de la columna. Asimismo también se ha comprobado que hay diferencias en el proceso de resuspensión en función del tanque de origen de los biosólidos. Se observó una mayor resistencia a la resuspensión en los biosólidos con origen en el tanque con peces de mayor tamaño.

### Palabras clave

Biosólidos acuícolas; Rejilla oscilante; Resuspensión; Sedimentación; Turbulencia.

## INTRODUCCIÓN

En los tanques acuícolas los biosólidos (pienso no ingerido y heces) pueden estar presentes tanto en la columna de agua como en el fondo del tanque. Su presencia en el fondo podrá reducir el oxígeno disponible para los peces. Es por este motivo que debe evitarse su acumulación en el tanque de cultivo. Los biosólidos que estén presentes en la columna son susceptibles de ser eliminados por la corriente de agua de la zona de cultivo, para ser posteriormente separados mediante filtración o en balsas de sedimentación. La presencia de estas partículas en la columna estará en función de la turbulencia que haya en el tanque. Esta turbulencia dependerá de las condiciones de cultivo (actividad natatoria de los peces) y del diseño del tanque (geometría y sistema de entrada y salida del agua).

En el presente trabajo se utiliza una rejilla oscilante para determinar la turbulencia necesaria para resuspender biosólidos acuícolas y evaluar la mínima turbulencia necesaria para mantenerlos en la columna de agua. El efecto del tiempo de consolidación y las características de los biosólidos en los procesos mencionados son estudiados. La turbulencia se midió mediante una rejilla oscilante previamente calibrada para utilizarse con biosólidos acuícolas, que presentan una baja gravedad específica, un alto porcentaje de componentes orgánicos y una alta cohesividad.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Calibración de la rejilla

La rejilla oscilante es un dispositivo que genera turbulencia con un flujo medio próximo a cero. Esto se consigue mediante la oscilación de una rejilla de tamaño de malla  $M$  (cm), con una amplitud  $S$  (cm) y una frecuencia  $f$  (Hz) conocidas dentro de un contenedor con un líquido viscoso.

La turbulencia se puede expresar como la media cuadrática de las velocidades (raíz cuadrada de la media de los cuadrados de las velocidades; en inglés *Root Mean Square -RMS-*). El *RMS* es una medida estadística de la fluctuación de las velocidades [1].

$$RMS = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (v_i - v_{ave})^2}{n}} \quad [1]$$

Donde:

$v_i$  es la velocidad instantánea,  $v_{ave}$  es la velocidad media, y  $n$  es el número de medidas. *RMS* se expresa en unidades de velocidad.

Hopfinger y Toly (1976) describieron una ecuación empírica que relaciona la turbulencia (*RMS*) con la frecuencia  $f$  y la amplitud  $S$  de oscilación, el tamaño de la malla  $M$  y la distancia entre el punto medio de la rejilla y el punto de medida  $z$ :

$$RMS = C \times f \times S^{1.5} \times M^{0.5} \times z^{-1} \quad [2]$$

Donde:

$C$  es una constante que depende de la geometría del sistema ( $M$ ) y debe ser determinada experimentalmente.

Masaló *et al.* (2006), utilizando un velocímetro acústico de alta frecuencia (ADV), midieron los *RMS* utilizando  $z$  de 2,4, 2,7 y 3 cm;  $f$  de 1 a 6 Hz y una  $M$  de 1,2 cm, y determinaron unas constantes  $C_{x-y}$  de 0,265 ( $r^2 = 0,86$ ) y  $C_z$  de 0,382 ( $r^2 = 0,96$ ).

### Utilización de la rejilla

Con la misma rejilla ( $M$ ) calibrada por Masaló *et al.* (2006), se llevaron a cabo los experimentos de resuspensión y sedimentación. Estos experimentos constaron de: recolección de biosólidos, variación de la turbulencia en el interior del contenedor (aumento de turbulencia en procesos de resuspensión, y disminución en los procesos de sedimentación), y determinación del porcentaje de biosólidos presentes en la columna.

Se recogieron sedimentos del doble fondo perforado de tres tanques circulares (Tanques 0, 1 y 2) de 0,7 m<sup>3</sup>, con temperatura constante y salinidad del 37‰, que contenían lubinas (*Dicentrarchus labrax*, L.) alimentadas manualmente. El tanque 0 contenía un número indeterminado de lubinas de diferentes tamaños. En el tanque 1 había lubinas de 129,45 ±15,24 g y en el tanque 2 de 79,54 ±20,12 g (Tabla 1).

**Tabla 1.** Pesos medios y densidades de los peces en cada tanque, y resumen de los experimentos realizados con los biosólidos recogidos en cada tanque.

Parámetro	Tanque 0	Tanque 1	Tanque 2
Peso medio (g)	--	129,45 ±15,24	79,54 ±20,12
Densidad (kg m <sup>-3</sup> )	--	2,03	7,84
Experimentos realizados	a) R1CT1 R1CT48	b) R1CT48 S1CT48	b) R1CT48 S1CT48

Una vez recogidos los biosólidos se depositaban cuidadosamente en el contenedor (lámina de 5mm) que se utilizaría para los experimentos y se añadió agua del mismo tanque hasta los 12 cm.

En los estudios de los procesos de resuspensión una vez los biosólidos fueron depositados en el fondo, y pasada una hora, se incrementó la turbulencia a intervalos de 20 minutos hasta que todos los biosólidos estuvieron en la columna de agua. Los estudios de los procesos de sedimentación empezaron con todos los biosólidos en la columna y disminuyendo la turbulencia cada 30 minutos, hasta un *RMS* de 0 cm s<sup>-1</sup>.

Tanto en los procesos de resuspensión como en los de sedimentación y a cada nivel de turbulencia se extrajeron 5 mL de agua de un punto situado a 5 cm de la superficie libre. Los 5 mL de agua de la columna se diluyeron con 20 mL de agua destilada, para determinar el porcentaje de biosólidos presentes en la columna de agua. Este porcentaje se determinó utilizando dos métodos: (1) determinación de la turbidez mediante un espectrofotómetro (Hach, DR/2000) midiendo las unidades FTU (unidades de turbidez de formazina); (2) una vez determinada la turbidez, alguna de las muestras se filtraron (Whatman GF/F 0,7  $\mu\text{m}$ ) y se determinó el carbono orgánico total (TOC, en  $\text{mg L}^{-1}$ ) del residuo sólido (TOC-Analyser-Shimadzu (TOC-V<sub>SCN</sub>)) conectado a un módulo para muestra sólida (Shimadzu SSM-5000A).

El porcentaje de biosólidos presentes en la columna medido a partir de FTU o bien del TOC, fueron prácticamente idénticos. La relación entre estos dos parámetros fue lineal con un  $r^2$  de 0,85 a 0,95.

### Experimentos realizados

Se realizaron dos experimentos:

#### (a) Evaluación del efecto del tiempo de consolidación en la resistencia a la resuspensión

Se recolectaron biosólidos en el tanque 0 y se depositaron inmediatamente en 2 contenedores. Después de 1 hora de su emplazamiento, se incrementó la turbulencia progresivamente en uno de los dos contenedores (resuspensión 1, 1h de consolidación: *RITC1*) cada 20 minutos, hasta que todos los biosólidos estuvieron en la columna de agua. El experimento se repitió con el segundo contenedor después de 48h (resuspensión 1, 48h de consolidación: *RITC48*). A cada nivel de turbulencia, el porcentaje de biosólidos suspendidos fue determinado.

#### (b) Procesos de resuspensión y sedimentación de biosólidos procedentes de diferentes tanques

Se recolectaron biosólidos en el tanque 1 y 2, y después de 48h de su emplazamiento en el fondo de los contenedores se empezó el proceso de resuspensión (resuspensión 1, 48h de consolidación: *RICT48*). La turbulencia se fue incrementando cada 20 minutos hasta que todos los biosólidos estuvieron en la columna de agua. Después empezó el proceso de sedimentación, disminuyéndose la turbulencia cada 30 minutos hasta un  $RMS$  de  $0 \text{ cm s}^{-1}$ . A cada nivel de turbulencia, el porcentaje de biosólidos suspendidos fue determinado.

## RESULTADOS Y CONCLUSIONES

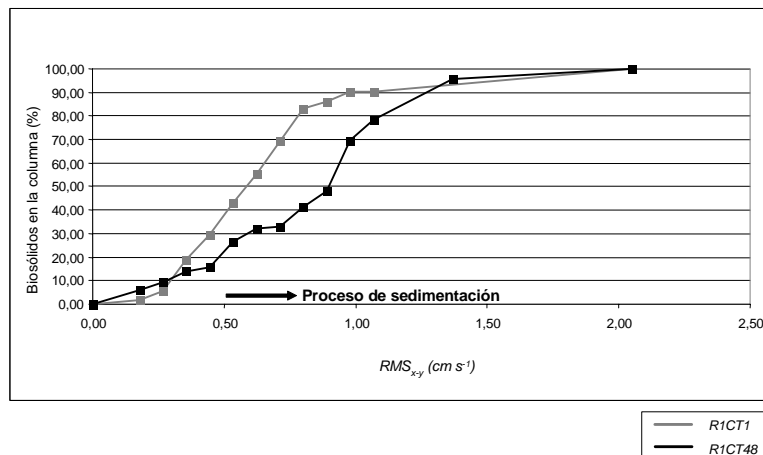
#### (a) Evaluación del efecto del tiempo de consolidación en la resistencia a la resuspensión

En la Figura 1 se puede observar que la resistencia a la resuspensión fue menor inmediatamente después de su recolección (*RICT1*) que después de 48h de consolidación (*RICT48*). Por ejemplo para mantener el 50% de los biosólidos en la columna de agua después de su recolección es necesario un  $RMS_{x-y}$  de  $0,60 \text{ cm s}^{-1}$ , mientras que para mantener la misma proporción de biosólidos en la columna después de 48h de consolidación se necesita una turbulencia mayor ( $RMS_{x-y}$  de  $0,90 \text{ cm s}^{-1}$ ). Por lo tanto, se observó que la resistencia a la resuspensión aumenta con el tiempo de consolidación.

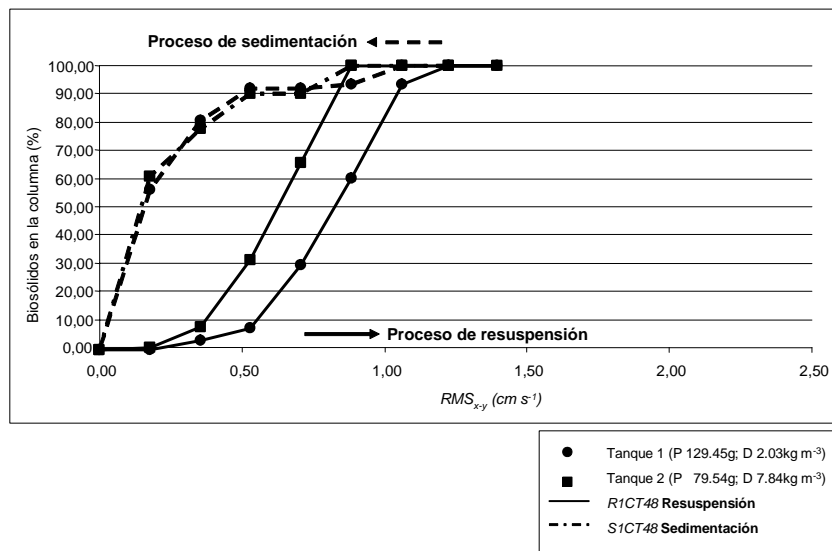
#### (b) Procesos de resuspensión y sedimentación de biosólidos procedentes de diferentes tanques

En la Figura 2 se puede observar que cuando después de un proceso de resuspensión se disminuye la turbulencia gradualmente (proceso de sedimentación) el porcentaje de biosólidos suspendidos al mismo nivel de turbulencia, es mucho mayor en el proceso de sedimentación. Por ejemplo, a un  $RMS_{x-y}$  de  $0,35 \text{ cm s}^{-1}$  más del 75% de los biosólidos están presentes en la columna tanto para el tanque 1 como 2 en el proceso de sedimentación, mientras que en el proceso de resuspensión a esta misma turbulencia, menos de un 10% de los biosólidos se encuentran en la columna. Por lo tanto, el

porcentaje de biosólidos presentes en la columna para una misma turbulencia dependió del estado inicial, presentándose el fenómeno de histéresis.



**Figura 1.** Porcentaje de biosólidos presentes en la columna en función de la turbulencia ( $RMS_{x-y}$ ) aplicada después de su recolección ( $RITC0$ , gris claro) y después de 48h de consolidación ( $RITC48$ , negro).



**Figura 2.** Porcentaje de biosólidos presentes en la columna en el proceso de resuspensión (línea continua) y sedimentación (línea discontinua) en función de la turbulencia ( $RMS_{x-y}$ ) aplicada después de 48h de consolidación ( $RITC48$  y  $SITC48$ ) de los biosólidos con origen en el tanque 1 (círculos) y en el tanque 2 (cuadrados).

Se observaron también diferencias en los procesos de resuspensión en función del origen de los biosólidos. Así por ejemplo se necesitó más turbulencia para resuspender los biosólidos del tanque 1, donde los peces eran mayores. Sin embargo estas diferencias no se apreciaron en el proceso de sedimentación.

Mediante el presente trabajo se pone de manifiesto que es interesante que los biosólidos presentes en un tanque de cultivo se mantengan en la columna de agua, evitando en todo momento su sedimentación. Si estos biosólidos alcanzan el fondo del tanque deberán ser resuspendidos para eliminarlos, y la turbulencia necesaria para su resuspensión es mayor que la necesaria para mantenerlos en la columna de agua. Además si sedimentan se podrán consolidar, aumentando aun más la turbulencia necesaria para su resuspensión. Su acumulación en el fondo del tanque podrá



tener un efecto negativo para los peces, ya que al ser mayoritariamente partículas orgánicas consumirán oxígeno, pudiendo darse condiciones de hipoxia que afectarían tanto al bienestar como al crecimiento de los peces.

La turbulencia necesaria para la resuspensión de biosólidos podrá compararse con la turbulencia generada por los peces al nadar, la cual se puede cuantificar utilizando la velocimetría acústica de alta frecuencia (ADV) según el método propuesto por Masaló *et al.* (2007). Será así posible determinar a partir de que condiciones de cultivo (especie, densidad, peso medio de los individuos, tipo de alimentación...) se conseguirá la autolimpieza del tanque.

#### AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Educación y Ciencia (AGL2005-00223-ACU).

#### REFERENCIAS

- Hopfinger, E.J., Toly, J.A. (1976) Spatially decaying turbulence and its relation to mixing across density interfaces. *Journal of Fluid Mechanics*, **78**(1), 155-175.
- Masaló, I., Guadayol, O., Peters, F., Oca, J. (2006) Biosolids resuspension in aquaculture tank is affected by disaggregation and consolidation time. *World Aquaculture 2006: Highest Quality for the Consumer*. Firenze, Italy. May 9-13. pp 586.
- Masaló, I., Reig, L., Oca, J. (2007) Study of fish swimming activity using acoustical Doppler velocimetry (ADV) techniques. *Aquacultural Engineering*, **38**(1), 43-51.



## Concentración de nutrientes en heces de vacas lecheras y novillas según el tipo de conservante empleado en ensilados de hierba

Gregorio Salcedo

Departamento de Tecnología Agraria. I.E.S. "La Granja". 39792 - Heras. Cantabria.

Contacto: gregoriosalce@ono.com

### Resumen

Se realizaron dos experimentos en nave metabólica con novillas de reposición y vacas en lactación, alimentadas ad libitum con ensilado de hierba conservado con ensilado de maíz (EHEM); ácido fórmico (EHAF) o sin conservante (EHSC) y 3,6 kg de concentrado las vacas lecheras para comprobar los efectos de la alimentación sobre la excreción y concentración de nutrientes en heces. La mayor excreción de minerales se registró en las vacas lecheras ( $P < 0,001$ ) y entre ensilados, el N, y K fue superior en EHAF ( $P < 0,05$ ). En novillas no se observaron diferencias para el Ca y P entre ensilados, mayor en EHAF ( $P < 0,05$ ). Para el conjunto de datos e independientemente del conservante añadido, la concentración de N en heces fue mayor en novillas ( $P < 0,001$ ) y, ligeramente superior en calcio para vacas lecheras. La ingestión de N, Ca, P, Mg y K es la variable más directamente relacionada con la excreción; por el contrario, la ingestión de cada elemento no es significativa a la hora de estimar la concentración.

### Palabras clave

Excreción; Heces; Minerales.

## INTRODUCCION

Tanto el ganado lechero como el de reposición, requieren un suministro adecuado de minerales para la remineralización del hueso, secreción de leche, metabolismo energético, transporte de ácidos grasos, síntesis de fosfolípidos, metabolismo de los aminoácidos y síntesis de proteína (NRC, 2001). Coppenet (1974) establece que las deyecciones sólidas están formadas por fracciones no digeridas de alimentos junto con constituyentes de origen interno, como jugos gástricos, células epiteliales, microorganismos y productos de su actividad. Las fracciones no digeridas de alimentos están formadas por tejidos lignificados, epidermis incrustadas de cutina si el animal consume gramíneas. Además, las deyecciones sólidas contienen glúcidos como lignina, celulosa, lignocelulosa y hemicelulosa, junto con aminoácidos y polipéptidos no digeridos. A pesar de tener el estiércol una composición cualitativa similar (agua, materia orgánica, macro y microminerales) su composición cuantitativa es muy variable. Esta depende entre otras, del tipo de animal y dentro de la misma especie, de la edad, tipo de alimentación y manejo del animal.

El objetivo de este trabajo es cuantificar la excreción y concentración de nutrientes de la fracción sólida del estiércol en vacas lactantes y novillas de reposición alimentadas con ensilados de hierba conservados con ensilado de maíz, ácido fórmico o sin conservante.

## MATERIAL Y MÉTODOS

*Elaboración de los ensilados:* la hierba de prado sembrado compuesta por *L. perenne* y *T. pratense* fue segada al inicio del espigado con segadora rotativa-acondicionadora, previo presecado de 24 horas y fermentada en silo plataforma, empleándose 3,5 litros de ácido fórmico (EHAF); 100 kg de ensilado de maíz (EHEM) por tonelada de forraje verde como conservante, o sin él (EHSC).

*Animales, dietas y diseño experimental:* en el primer experimento, tres novillas Frisonas con un peso vivo de  $414 \pm 25$  kg, fueron alimentadas con los ensilados descritos en el subapartado anterior como único alimento. En el segundo, tres vacas Frisonas en lactación mediando  $88 \pm 55$  días en

leche;  $22 \pm 2,1$  kg leche y  $628 \pm 22$  kg de peso vivo, igualmente alimentadas más 3,6 kg de concentrado. Cada experimento fue desarrollado en nave metabólica para el control individual de ingesta y excretas de heces, durante tres periodos experimentales de 20 días (15 de adaptación y 5 de control), según un diseño en cuadrado latino: 3 ensilados x 3 animales.

**Análisis químicos:** la materia seca (MS) de los alimentos y heces se determinó en estufa a  $60^{\circ}\text{C}$  durante 48 horas; cenizas por incineración de la muestra a  $550^{\circ}\text{C}$ ; fibra ácido y neutro detergente (FAD y FND) según Goering y Van Soest (1970); el N total Kjeldahl (NTK) con Kjeltec<sup>TM</sup> 2300 sobre heces frescas; el nitrógeno amoniacal (N-NH<sub>3</sub>) por destilación con óxido de magnesio y el pH de los ensilados se midió con pHmetro Crison BasiC20. La energía bruta (EB) de los ensilados, concentrado y heces fue analizada con bomba calorimétrica en el CIAM (La Coruña), y los minerales, en el laboratorio de Mouriscade-Lalín (Pontevedra), sobre muestra seca.

**Análisis estadístico:** cada variable fue analizada como dos cuadrados latinos 3 x 3 (3 ensilados x 3 períodos) con el PROC MIXED de SAS (1988), usando el modelo:  $Y_{ijkl} = \mu + C_i + A_{j(i)} + P_k + E_l + T_m + (E \times T)_{lm} + (C \times A \times P \times E \times T)_{ijklm} + e_{ijklm}$ . Donde:  $Y_{ijklm}$  = variable estudiada;  $\mu$  = media del conjunto;  $C_i$  = efecto aleatorio del cuadrado ( $i = 1, 2$ );  $A_{j(i)}$  = efecto aleatorio del animal dentro del cuadrado ( $j = 1, 2, 3$ );  $P_k$  = efecto fijo del período ( $k = 1, 2, 3$ );  $E_l$  = efecto fijo del tipo de ensilado ( $l = 1, 2, 3$ );  $T_m$  = efecto fijo del tipo de animal ( $m = 1, 2$ );  $(E \times T)_{lm}$  = efecto de la interacción de  $E_l$  y  $T_m$ ;  $(C \times A \times E \times T)_{ijklm}$  = error para todas las fuentes de variación intactas del plot. Para todos los parámetros, los efectos del modelo son declarados significativos a  $P < 0,05$ , a menos que fuese notado de otra manera.

## RESULTADOS Y CONCLUSIONES

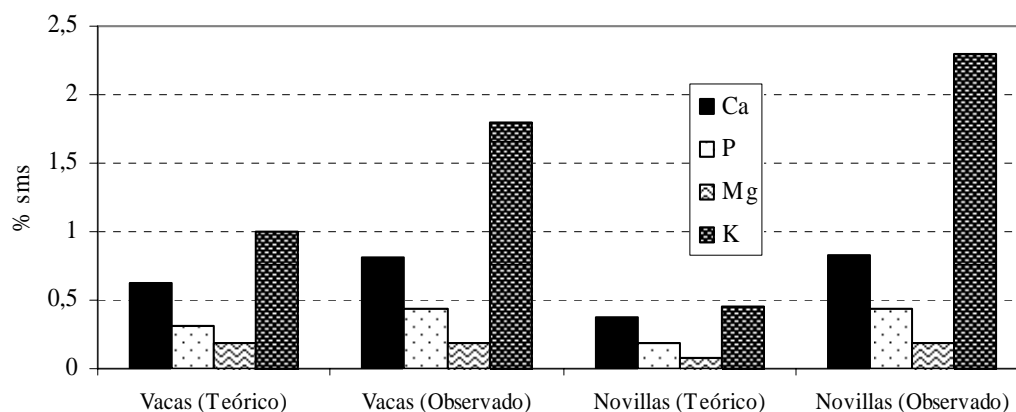
La composición química de los diferentes ensilados aparece reflejada en la Tabla 1. La adición de ensilado de maíz al ensilado de hierba incrementó un 20% el contenido de materia seca, sin diferencias significativas entre el ensilado conservado con ácido fórmico o sin conservante. Por el contrario, la concentración de nitrógeno se redujo en 3,80%; 8,8% el P y 5,90% el K, sin diferencias para el Ca y Mg. Las características de fermentación como pH y concentración de N-amoniacal fueron diferentes, mayores en el ensilado de hierba sin conservante y dentro del rango para los ensilados de Cantabria señalados por Sarmiento *et al.* (1996).

**Tabla 1.** Composición química de los ensilados y concentrado empleado.

Nutriente	EHEM	EHAF	EHSC	Concentrado
MS (%)	35,3 $\pm$ 0,09	28,2 $\pm$ 0,11	28,2 $\pm$ 0,11	90,7
Cenizas (%)	12,8 $\pm$ 0,11	11,1 $\pm$ 0,11	10,6 $\pm$ 0,09	90,1
FAD (%)	32,7 $\pm$ 0,66	33,2 $\pm$ 0,06	33,5 $\pm$ 0,13	7,3
FND (%)	48,9 $\pm$ 0,25	49,2 $\pm$ 0,08	50,2 $\pm$ 0,09	19,2
pH	3,85 $\pm$ 0,005	4,06 $\pm$ 0,01	4,22 $\pm$ 0,015	-
N-NH <sub>3</sub> (% N total)	13,6 $\pm$ 0,15	15,3 $\pm$ 0,09	18,1 $\pm$ 0,03	-
EB (MJ/kg MS)	17,2 $\pm$ 0,06	16,8 $\pm$ 0,11	17,2 $\pm$ 0,07	17,4
N (%)	2,5 $\pm$ 0,14	2,6 $\pm$ 0,004	2,58 $\pm$ 0,01	2,72
P (%)	0,41 $\pm$ 0,008	0,45 $\pm$ 0,001	0,40 $\pm$ 0,001	0,42
Ca (%)	0,78 $\pm$ 0,002	0,78 $\pm$ 0,001	0,76 $\pm$ 0,001	0,73
Mg (%)	0,178 $\pm$ 0,001	0,179 $\pm$ 0,001	0,19 $\pm$ 0,001	0,17
K (%)	2,07 $\pm$ 0,06	2,2 $\pm$ 0,01	2,29 $\pm$ 0,01	0,69

Como era de esperar el mayor consumo de materia seca se registró en las vacas lecheras ( $P < 0,001$ ), con ingestiones medias de  $18,7 \pm 1,2$  kg respecto a los  $7,5 \pm 1,5$  kg de las novillas, similar al teórico señalado por el NRC (1989) para las primeras e inferior las segundas, atribuido a la humedad de los ensilados (Tabla 2). En términos porcentuales representa un consumo de  $2,98 \pm 0,19$  y  $1,83 \pm 0,36$  kg MS por 100 kg de peso vivo para las vacas y novillas respectivamente. Entre ensilados, la mayor

ingestión correspondió al ensilado EHAF ( $P < 0,05$ ) sin diferencias entre EHEM y EHSC para las vacas lecheras y entre novillas, los tres ensilados. El mayor consumo de materia seca en el ensilado EHAF en vacas lecheras favoreció un mayor ingreso de N, Ca, P, Mg y K, sin diferencias significativas en novillas. La ingestión de P, Ca, Mg y K observada para vacas y novillas fue superior en todos los casos al teórico señalado por el NRC (2001), atribuible al estado de madurez del forraje (Figura 1). Entre ellos, la mayor diferencia observada correspondió al K, imputable de nuevo al tipo de forraje (gramíneas) utilizado en este experimento.



**Figura 1.** Concentración de Ca, P, Mg y K observada vs teórica en las dietas (NRC, 2001).

Según el tipo de ensilado y para vacas lecheras, el volumen de heces no difiere entre ensilados, con valores medios de 32, 30 y 30,3 kg vaca y día para los ensilados EHEM, EHAF y EHSC respectivamente. Por el contrario, en novillas la producción de heces fue superior con el ensilado de hierba sin conservante ( $P < 0,05$ ) y, la menor se observó en el conservado con ensilado de maíz (Tabla 2). Sin embargo, la excreción de N fue superior con ensilado de hierba conservado con ácido fórmico ( $P < 0,05$ ), intermedia para el ensilado EHSC y menor en el conservado con ensilado de maíz, sin diferencias en las novillas según el tipo de ensilado suministrado (Tabla 2).

Las diferencias de N excretado en heces son atribuidas a desequilibrios entre la energía fácilmente fermentable y el N degradable a nivel ruminal; aunque la digestibilidad aparente de la materia seca (dMS) entre ensilados no fue distinta para las vacas, con valores medios de 70,2%, 70,2% y 71,4% para los ensilados EHEM, EHAF y EHSC, respectivamente (Tabla 2). Entre ensilados no se observaron diferencias para la ingestión y la excreción de N en novillas. Por el contrario, la digestibilidad de la materia seca en vacas lecheras mejoró significativamente cuando se administró el ensilado de hierba conservado con ensilado de maíz ( $P < 0,05$ ), atribuido a la mayor disponibilidad de la energía fácilmente fermentable del ensilado de maíz. Esta circunstancia pudo incrementar la digestibilidad de la fibra neutro detergente ( $P < 0,001$ ), con porcentajes medios de 51,1%, 56,2%, 60,8% para los ensilados EHSC, EHAF y EHEM, respectivamente (Figura 2), sin diferencias significativas en las vacas lecheras, 62,4%, 62,8% y 62,8% para los ensilados de hierba sin conservante, conservados con ácido fórmico y ensilado de maíz respectivamente (Salcedo, 2007). Sin embargo, en las vacas lecheras el coeficiente de digestibilidad de la energía (ingerida – excretada) en el ensilado de hierba conservado con ensilado de maíz fue 11,1% superior al ensilado sin conservante y 3,7% respecto al conservado con ácido fórmico (Salcedo, 2007), sin diferencias significativas para las novillas, con coeficientes de digestibilidad de la energía de 70,3%, imputable a la menor velocidad de vaciado del rumen.

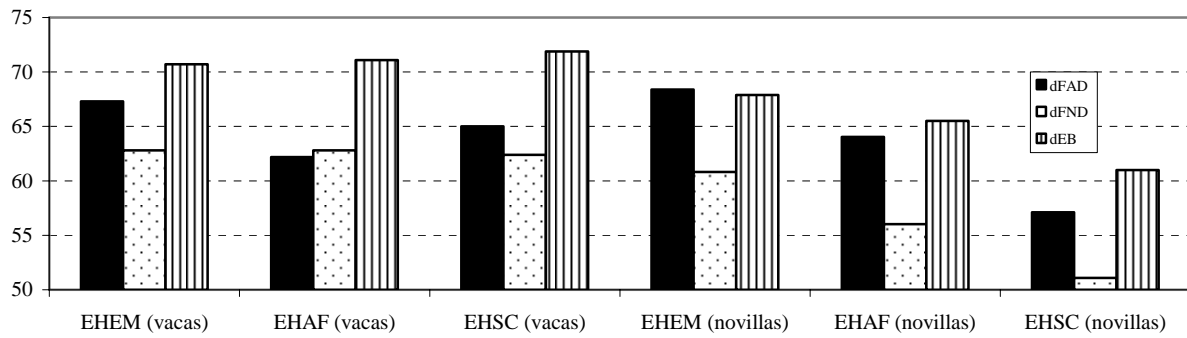


Figura 2. Digestibilidad de la energía, fibra ácido y neutro detergente (%).

Tabla 2. Ingestión, excreción y composición química de las heces.

Ingestión	Vacas lecheras				Novillas				Significación		
	EHEM	EHAF	EHSC	sd	EHEM	EHAF	EHSC	sd	Ensilado	Animal	E*A
MS (kg/d)	18,5a	19,8b	17,8a	0,2	7,5	7,5	7,6	0,3	*	***	NS
N (g/d)	452a	485b	463c	4,5	197	211	195	7,5	NS	***	NS
Ca (g/d)	150b	161a	135c	2,4	62,5	61,6	58,6	2,2	***	***	***
P (g/d)	82,4b	88,3c	73,3a	1,4	33,2	32,7	30,4	1,2	***	***	***
Mg (g/d)	34,5a	37b	33,1a	0,4	14,2	14	14,4	0,5	NS	***	**
K (g/d)	334a	361b	351ab	3,9	174	171	175	6,5	NS	***	NS
<i>Excretas</i>											
Heces (kg t/c)	32	30	30,3	0,4	15,6b	17,6ab	20,9a	0,8	NS	***	***
MS (kg/d)	5,4	5,3	5,1	0,07	2,5	2,7	3,0	0,1	NS	***	***
N (g/d)	148a	182c	169b	3,3	97	103	96	3,7	***	***	**
Ca (g/d)	112b	113b	90,2a	2,3	47,5	51,9	55,8	2,2	**	***	***
P (g/d)	43b	49c	38a	1,0	18,2	19,8	20,8	0,8	***	***	***
Mg (g/d)	35,6a	42,2b	35,9a	0,8	13	14,5	16,1	0,6	***	***	***
K (g/d)	91,3a	111b	94,3a	1,9	39	46,5	49,3	2,3	**	***	**
<i>Digestibilidad</i>											
dMS (%)	70,2	70,2	71,4	0,1	67,6c	63,6b	60,1a	0,8	**	***	***
dN (%)	67,3b	62,3a	63,5a	0,5	50,6	50,8	51,0	0,1	NS	***	**
dCa (%)	24,8a	29,9b	33,4b	0,8	25,1c	14,9b	4,2a	0,7	**	***	***
dP (%)	47,9b	44,1a	48,1b	0,4	45,5b	39,1b	31,2a	2,3	***	***	***
dMg (%)	0	0	0	1,3	8,7b	0a	0a	1,7	**	***	**
dK (%)	72,6b	69,2a	73,1b	0,4	77,8b	72,8a	71,1a	2,8	***	***	***
<i>Composición heces</i>											
MS (%)	16,9b	17,7a	16,8b	0,1	16,4a	15,3b	14,4c	0,2	***	***	***
<sup>1</sup> MO (%)	75,8a	76,7a	81b	1,3	76,5	74,9	79,2	0,8	NS	NS	NS
<sup>1</sup> N (%)	2,77b	3,43a	3,31a	0,1	3,72a	3,68a	3,16b	0,1	NS	***	***
<sup>1</sup> C/N	16,5b	14,4a	14,1a	0,3	11,7a	11,8a	14,5b	0,3	***	**	***
<sup>1</sup> FAD (%)	32,4	34,5	34,6	0,5	33,5a	34,3ab	35,9b	0,4	NS	**	NS
<sup>1</sup> FND (%)	57,9	59,9	57,7	0,5	62,7b	61,8ab	61,4a	0,2	***	NS	NS
<sup>1</sup> EB (MJ/kg MS)	16,9b	16,7ab	16,3a	0,1	17,1	16,7	16,6	0,1	NS	***	NS
<sup>1</sup> Ca (%)	2,04a	1,91b	1,77c	0,02	1,82	1,85	1,84	0,02	***	**	***
<sup>1</sup> P (%)	0,83a	0,77b	0,74c	0,01	0,70	0,70	0,69	0,01	***	***	**
<sup>1</sup> Mg (%)	0,64b	0,73a	0,70a	0,01	0,50	0,51	0,53	0,007	***	***	***
<sup>1</sup> K (%)	1,65b	1,87a	1,85a	0,02	1,52	1,64	1,63	0,06	NS	***	NS

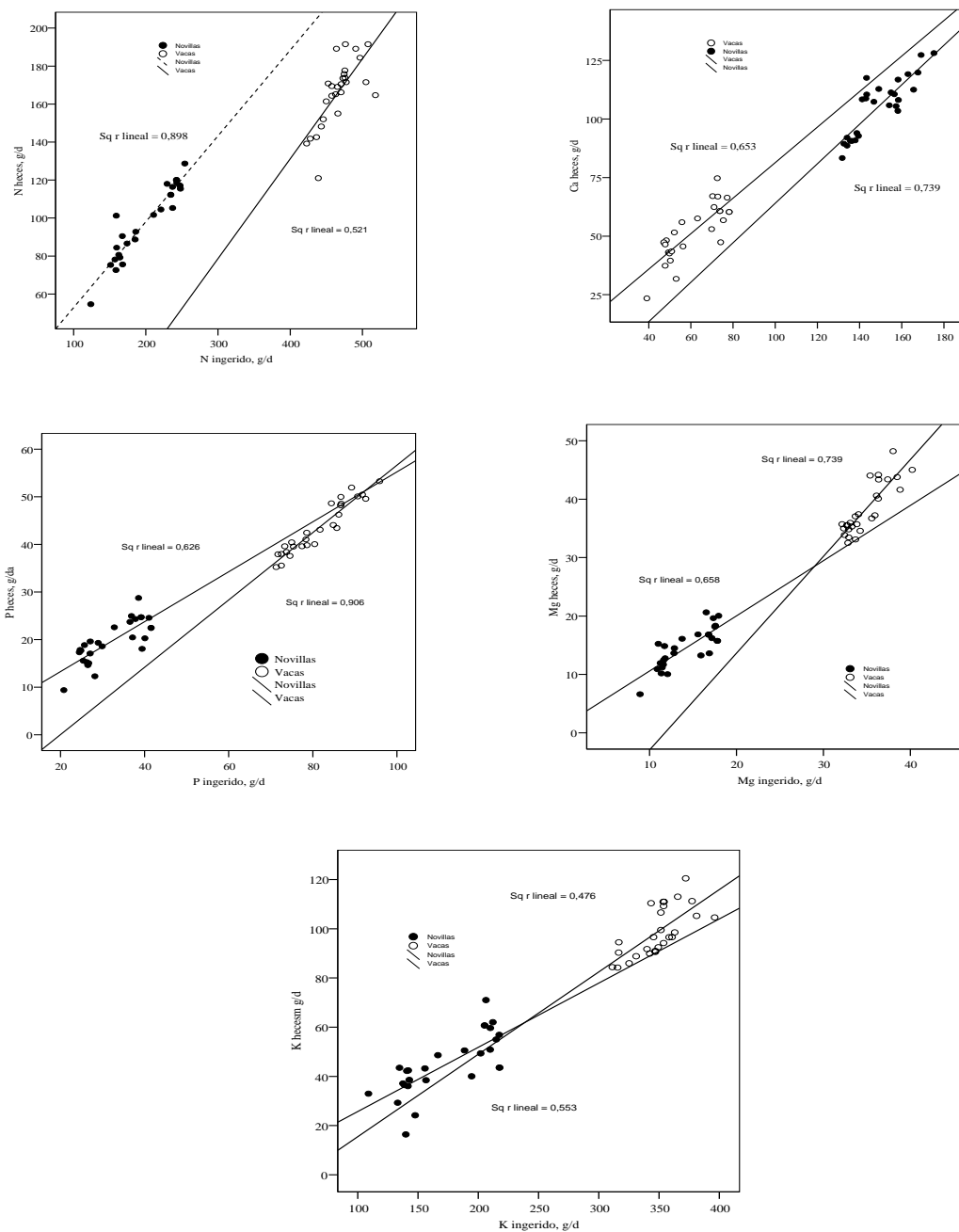
<sup>1</sup>sobre materia seca; a, b, c: dentro de cada ensilado y animal difieren P < 0,05; NS: no significativo.

La excreción diaria de Ca, P, Mg y K en heces fue diferente entre ensilados y tipo de animal (Tabla 2), y en todos los casos, positivamente relacionada con la ingestión (Tabla 3 y Figura 3). La menor excreción de Ca en las vacas lecheras se registró en el ensilado de hierba sin conservante (P < 0,05),

sin diferencias entre los conservados con ensilado de maíz y ácido fórmico; contrario en las novillas, donde las mayores pérdidas correspondieron al ensilado de hierba sin conservante (Tabla 2).

**Tabla 3.** Estimación de los minerales excretados.

	Vacas	±	r <sup>2</sup>	Novillas	±	r <sup>2</sup>
N heces (g/d)	-79,1 + 0,52 N ing	12,1	0,52	7,67 + 0,45 N ing	6,27	0,89
P heces (g/d)	-14,09 + 0,7 P ing	1,68	0,90	2,78 + 0,52 P ing	2,77	0,62
Ca heces (g/d)	-20,21 + 0,84 Ca ing	6,49	0,74	5,61 + 0,75 Ca ing	7,09	0,65
Mg heces (g/d)	-19,5 + 1,65 Mg ing	2,28	0,74	1,13 + 0,94 Mg ing	2,01	0,66
K heces (g/d)	-17,95 + 0,33 K ing	7,39	0,47	-0,37 + 0,26 K ing	8,46	0,55



**Figura 3.** Relación entre el N, Ca, P, Mg y K ingerido y el excretado en heces.

Desde un punto de vista alimenticio, la determinación de la digestibilidad de estos minerales es poco relevante. La excreción fecal incluye minerales no absorbidos y de origen metabólico, pero sí,

y puede ser utilizado como un índice del nivel de utilización del mineral en cuestión utilizado por los animales. De esta forma, la absorción aparente (ingerido – perdido en heces) o coeficiente de digestibilidad aparente medio para los minerales analizados fueron de 29,4%, 46,7%, 0% y 71,7% en vacas lecheras y en novillas de 14,7%, 38,6%, 0% y 74,1% para el Ca, P, Mg y K respectivamente. Entre ensilados y para vacas lecheras, la digestibilidad del calcio, fósforo y potasio fue mayor en EHSC ( $P < 0,05$ ) y la menor en EHEM (Tabla 2). Por el contrario, en novillas los coeficientes de digestibilidad para los mismos minerales fue mayor ( $P < 0,05$ ) con ensilado conservado con ensilado de maíz.

A la vista de los diferentes coeficientes de digestibilidad obtenidos en los minerales, se aprecia una menor utilización en novillas que en vacas lecheras, imputables a las necesidades que requiere la producción de leche. Para el fósforo, los resultados de digestibilidad aparente aquí obtenidos se sitúan dentro del rango del 32,8% al 49% al señalado por Knowlton *et al.* (2002) en vacas lecheras alimentadas a tres niveles de P desde 0,34% a 0,67% sobre materia seca de la dieta. Por su parte Chapius-Lardy *et al.* (2004) observaron incrementos en la excreción de fósforo cuando la concentración del mismo en la dieta aumenta. La ecuación obtenida en el presente trabajo para la digestibilidad aparente del fósforo en vacas lecheras es del tipo:  $-14,9 + 0,29 P$  ingerido (g/d), ligeramente inferior a la pendiente obtenida por Conrad (1999) [ $-3,9 + 0,47 P$  ingerido (g/d)].

La concentración de N en heces expresadas en tanto por ciento sobre materia seca (Tabla 2) fue diferente entre vacas y novillas ( $P < 0,001$ ), con porcentajes medios de 3,55% y 3,03% respectivamente. Estos resultados se encuentran dentro del rango de 2,54% a 3,42% señalado por Toor *et al.* (2005) en vacuno lechero y de 3,19% y 2,95% obtenido por Salcedo (2006) en vacas lecheras alimentadas con ensilados o pasto con mínimo aporte de concentrados respectivamente. Entre ensilados, y dentro de cada animal (vacas o novillas), el contenido de N en heces difiere ( $P < 0,001$ ) según el conservante añadido (Tabla 2). Para las vacas lecheras, la mayor concentración de N se registró con el ensilado de hierba conservado con ácido fórmico ( $P < 0,05$ ) y la menor, cuando se emplea ensilado de maíz como conservante. Por el contrario en novillas, la menor se registró con el ensilado de hierba sin conservante ( $P < 0,05$ ), sin diferencias entre los ensilados EHEM y EHAF (Tabla 2). En ninguno de los grupos de animales se obtuvieron correlaciones significativas entre la ingestión de N y la concentración en heces. Por el contrario, la ingestión de N lo hizo positivamente con la excreción de N en heces, tanto en vacas ( $r^2 = 0,52$ ) como en novillas ( $r^2 = 0,89$ ) (Figura 3). En este experimento cada gramo de N ingerido (g/d) se excretan en heces 0,56 y 0,45 g/g en vacas y novillas respectivamente (Tabla 3).

La pendiente obtenida para las vacas lecheras es superior a 0,32 indicada por Salcedo (2006) con ensilados de hierba, atribuido al mayor consumo de materia seca en el presente experimento (18,7 vs 16,1 kg MS), consumo de concentrado ( $4,5 \pm 0,6$  kg vaca y día) y contenido en proteína bruta en el ensilado (16,7% vs 15,6%). Así, mientras Salcedo (2006) obtuvo una relación de  $r^2 = 0,49$  entre el consumo de materia seca y la excreción de N, en este trabajo la relación entre ambas variables es  $r^2 = 0,28$ , con pendientes entre ambas de 7,59 g N heces/kg MS ingerida vs 8,87 obtenidos por el estudio de Salcedo (2006).

La relación C/N fue diferente para vacas y novillas ( $P < 0,01$ ), con valores medios de 15 y 12,7 respectivamente y también entre ensilados ( $P < 0,001$ ); sin diferencias según el tipo de conservante añadido al ensilado de hierba para la fibra ácido detergente (FAD) y  $P < 0,001$  la neutro detergente (FND), con porcentajes medios de 32,9%, 34,4% y 35,2% la FAD y 60,3%, 60,9 y 59,6% para los ensilados EHEM, EHAF y EHSC. Entre animales no se observaron diferencias significativas para la fibra neutro detergente (Tabla 2). La concentración de energía bruta (EB) de las heces expresada en MJ/kg MS, no se vio afectada por el tipo de conservante añadido y sí ( $P < 0,001$ ), según el tipo de animal. El contenido de calcio en las heces fue mayor en vacas lecheras que en novillas ( $P < 0,001$ ) y  $P < 0,001$  en los ensilados. Para las vacas, el mayor porcentaje de Ca se registró en el ensilado de



hierba conservado con ensilado de maíz (2,04%) y el menor ( $P < 0,05$ ) en el ensilado sin conservante, de ahí su mayor digestibilidad (Tabla 2). Los porcentajes de Ca, P y Mg aquí obtenidos resultan similares a los señalados por Toor *et al.* (2005) en vacas lecheras. Esto no ocurre con la concentración de potasio donde los valores obtenidos en el presente trabajo son prácticamente el doble, debido probablemente al ensilado que está principalmente compuesto por gramíneas.

La ingestión de N, P, Ca, Mg y K resulta una variable poco estimativa para determinar la concentración de los citados elementos por 100 g de materia seca de heces. De este modo, para novillas e independientemente del tipo de conservante empleado en el ensilado de hierba, no se observaron relaciones significativas. Por el contrario, en vacas lecheras, sólo el fósforo se manifestó más robusto ( $r^2 = 0,65$ ), donde la ecuación es del tipo: g P/100 de MS de heces =  $0,40 + 0,005 P$  ingerido (g/d);  $r^2 = 0,15$ ,  $r^2 = 0,14$ ,  $r^2 = 0,16$  para el calcio, magnesio y potasio respectivamente; sin relaciones significativas para el N en ambos grupos de vacas.

Se concluye señalando que el tipo de conservante añadido al ensilado de hierba afecta relativamente poco al consumo de materia seca entre tipos de animales. La excreción diaria de N, Ca, P, Mg y K está relacionada positivamente con la ingestión. La concentración de N, Ca, P, Mg y K no presenta relaciones significativas a la hora de estimar la concentración de los mismos en las heces. En cualquier caso, la concentración de N en las heces disminuye significativamente en las vacas lecheras aunque no en las novillas, cuando el ensilado de hierba es conservado con ensilado de maíz.

## REFERENCIAS

- Chapuis-Lardy, L., Fiorini, J., Toth, J., Dou, Z. (2004). Phosphorus concentration and solubility in dairy feces: variability and affecting factors. *Journal of Dairy Science*, **87**(12), 4334-4341.
- Conrad, H.R. (1999). Dietary phosphorus, excretory phosphorus and environmental concerns. *Proceedings 10th Annual Florida Ruminant Nutrition Symposium*, 63-71. Gainesville, FL, USA.
- Coppenet, M. (1974). L'épandage du lisier de porcheire. Ses conséquences agronomiques. *Annales Agronomiques*, **25**(2-3), 403-423.
- Goering, H.K., Van Soest, P.J. (1970). Forage fiber analysis. *Ag. Handbook N° 379*. ARS-USDA. Washington D.C., USA.
- Knowlton, K.F., Herbein, J.H. (2002). Phosphorus partitioning during early lactation in dairy cows fed diets varying in phosphorus content. *Journal of Dairy Science*, **85**(5), 1227-1236.
- NRC (1989). *Nutrient Requirements of Dairy Cattle*. 6th ed. National Research Council. Washington, DC, USA.
- NRC (2001). *Nutrient Requirements of Dairy Cattle*. 7th ed. National Research Council. Washington, DC, USA.
- Salcedo, G. (2006). Uso sostenible del nitrógeno en la alimentación de vacas lecheras. *Documentos Técnicos de Medio Ambiente*. Consejería de Medio Ambiente del Gobierno de Cantabria.
- Salcedo, G. (2007). Efectos del nivel de alimentación sobre la digestibilidad de tres ensilados de hierba empleando diferente conservante en novillas de reposición y vacas lecheras. *Actas de la XLVII R.C. de la S.E.E.P.*, 415-421. Vitoria.
- Sarmiento, M., Salcedo, G., González, L.M. (2006). Calidad de los ensilados de hierba en la Comunidad Autónoma de Cantabria. *Actas de la XXXVI R.C. de la S.E.E.P.*, 337-340. La Rioja.
- SAS (1988). *SAS/STAT User's Guide*. SAS Institute Inc. Cary, NC., USA.
- Toor, G.S., Code-Menun, B.J., Sims, J.T. (2005). Establishing a linkage between phosphorus forms in dairy cow diets, feces, and manure. *Journal of Environment Quality*, **34**(4), 1380-1391.



## Excreción y composición química de las heces en vacuno lechero (1): efectos del porcentaje de almidón incluido en la dieta

Gregorio Salcedo<sup>\*1</sup>, Luis Martinez-Suller<sup>2</sup>, Iñaki Tejero<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Departamento de Tecnología Agraria. I.E.S. "La Granja". 39792 - Heras. Cantabria.

<sup>2</sup>Departamento de Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente. E.T.S. de Ingenieros de Caminos Canales y Puertos. Universidad de Cantabria. Av. de los castros, s/n. 39005 - Santander.

\* Autor de contacto: gregoriosalce@ono.com

### Resumen

Tres vacas Frisonas y en su primera lactación mediando  $646 \pm 12$  kg de peso vivo;  $171 \pm 12$  días en leche y  $26 \pm 0.55$  kilos de leche, fueron alojadas en nave metabólica, según un diseño experimental en cuadrado latino, y alimentadas al 50% de forraje y concentrado de diferente contenido en almidón (28, 35 y 43% sobre materia seca) para estudiar los efectos sobre la excreción y composición química de las heces. Los resultados mostraron tendencias cuadráticas para el volumen y nitrógeno de las heces ( $P < 0,001$ ) respectivamente, conforme incrementa la concentración de almidón del concentrado, sin diferencias significativas para el de la orina, aunque tiende a disminuir ( $P < 0$ , respecto al consumo de almidón. La composición química de las heces sólo fue diferente para la materia seca entre concentrados ( $P < 0,05$ ); sin diferencias significativas para el contenido de nitrógeno, nitrógeno amoniacal, fibra neutro y ácido detergente, materia orgánica, pH, conductividad eléctrica, relación C:N y fósforo respecto a la concentración de almidón en la mezcla del concentrado o almidón ingerido.

**Palabras clave:** Almidón; Composición química; Purín; Vaca lechera.

### INTRODUCCIÓN

El estiércol es un subproducto inevitable de la producción de carne y leche. Parte de los nutrientes del mismo representan ineficiencia por lo que aumentan los costes de alimento e impacta sobre el medio ambiente a través de olores, emisiones, etc. La minimización a nivel de explotación es deseable con buenas prácticas alimenticias y de manejo. En la revisión de Weiss (2004) implicando 14 experimentos, 55 dietas y 222 observaciones, se señalan para vacas lecheras producciones medias de 30 kg de leche y 64 kg de estiércol, o 2,2 kg y 1,4 kg de heces y orina respectivamente por litro de leche. En sistemas forrajeros con mínimo concentrado (Salcedo, 2006) se obtienen relaciones de 3,22 y 2,59 kg/kg respectivamente, concluyendo que la mejora de la digestibilidad del forraje disminuye la producción de heces a expensas de aumentar la producción de leche. Entre las soluciones propuestas, el aporte de proteínas de menor degradabilidad, aunque indirectamente estimulan el N urinario (Peyraud *et al.*, 1995) o incrementar el aporte de carbohidratos rápidamente disponibles (Beever y Reynolds, 1994). Los trabajos de Valk y Hobbelink (1992) señalan reducciones importantes del N procedente de la orina al reemplazar forraje por concentrado y, dentro de éstos últimos, los más fibrosos la mayor excreción procede de las heces, al contrario que los amilolíticos que favorecen mayores pérdidas de N a través de la orina.

El objetivo de este experimento se centra en estudiar los efectos de la concentración de almidón del concentrado de vacas lecheras sobre la producción y composición química de las heces.

### MATERIAL Y MÉTODOS

#### Animales y dietas

Tres vacas Frisonas ( $646 \pm 12$  kg de peso vivo,  $171 \pm 12$  días de lactación y  $26 \pm 0,55$  kilos de leche) fueron alimentadas con raciones al 50% de forraje y concentrado, formadas por ensilado de maíz (28%), heno de alfalfa (24%) y el 48% de tres concentrados de diferente contenido en almidón:

27,9%, 32,4% y 43,1% (Tabla 1). Los animales dispusieron en todo momento de agua y piedras de sales minerales a libre disposición.

### Procedimiento experimental

Las vacas fueron alojadas en nave metabólica, para el control individual de la ingestión y recogida de las heces durante tres períodos de 15 días por concentrado: 11 como fase preexperimental y 4 de control, según un diseño en cuadrado latino, 3 x 3 (3 concentraciones de proteína en el concentrado x 3 períodos). Los alimentos fueron ofrecidos como una dieta mezclada en dos tomas (9:00 a.m. y 17:00 p.m.), procurando que el rechazo fuera el 10%, pesándose éste último a las 8.30 a.m. y a las 9.00 a.m. la oferta. Las heces se pesaron después del ordeño a las 8:30 a.m.; depositándose una alícuota de 300 g en un contenedor hermético para su posterior análisis. Durante los dos últimos días de cada período se determinó la composición químico-bromatológica de los alimentos ofrecidos.

### Determinaciones analíticas

**Alimentos.** La materia seca (MS), en estufa a 80°C durante 24 horas; cenizas, por incineración de la muestra a 550°C; proteína bruta (PB) como N-Kjeldahl x 6,25 con el Kjeltec™ 2300; fibra ácido y neutro detergente (FAD y FND) para el heno de alfalfa según Goering y Van Soest (1970) y según Van Soest *et al.* (1991) para la FND del ensilado de maíz y mezclas. La digestibilidad enzimática de la materia orgánica (MO) *in vitro* ( $D_e$ ), siendo  $D_e$  la digestibilidad enzimática de la materia orgánica por el método FND-celulasa (Riveros y Argamenteoría, 1987), con predicción de la digestibilidad *in vivo* ( $D_v$ ) para el ensilado de maíz como  $D_v = -0,17 \text{ FND} + 0,42 D_e + 52,67$  y  $D_v = -0,85 \text{ FND} - 0,39 D_e + 125,17$  para la alfalfa deshidratada (Riveros y Argamenteoría, 1987); la energía metabolizable (EM) en MJ/kg de MS, estimada como:  $K \times \text{MOD}$ , donde  $\text{MOD} = \text{MO} \times D_v/100$  (materia orgánica digestible) y  $K = 0,15$  para el ensilado de maíz y  $0,16$  para la alfalfa (MAFF, 1984). La degradabilidad de la alfalfa y del ensilado de maíz fueron tomadas de la base datos del I.E.S. “La Granja” (Salcedo, 2006) y del NRC (2001) para los concentrados.

**Heces.** La MS se determinó en estufa a 60°C durante 48 horas; N total y amoniacal con el Kjeltec™ 2300 sobre heces frescas; cenizas por incineración a 550°C; pH con potenciómetro Crison BasiC20 y conductividad eléctrica (CE) con conductímetro Crison GLP31 medida directamente sobre heces frescas. FAD y FND se determinaron sobre muestra seca según Goering y Van Soest (1970); el fósforo (P) por el método colorimétrico del nitro-molibdo-vanadato con el analizador FIAstar 5000.

**Cálculos.** A partir de la ingestión de alimento (oferta menos rechazo) y excreción de heces, se calculó para cada animal el coeficiente de digestibilidad aparente de la materia seca (dMS); materia orgánica (dMO); nitrógeno (dN); fibra ácido y neutro detergente (dFAD y dFND) y fósforo (dP), según la expresión [1]:

$$CD_x = \frac{\sum X_i - \sum X_e}{\sum X_i} \times 100 \quad [1]$$

Donde:

CD<sub>x</sub> es el coeficiente de digestibilidad aparente (%) del constituyente x, siendo  $\sum X_i$  y  $\sum X_e$  las cantidades ingeridas y excretadas de dicho constituyente por el animal durante la fase experimental. El N de la orina fue estimado como:  $N_{\text{orina}} = N_{\text{ingerido}} - (N_{\text{heces}} + N_{\text{leche}})$ , según Van Horn *et al.* (1994).

**Análisis estadístico.** La ingestión de nutrientes, composición química de las heces, excreción y digestibilidad fueron analizados mediante contrastes ortogonales, separándose las medias con el test LSD del paquete estadístico SSPS 11 (2002). Cuando no se observaron diferencias significativas los datos fueron analizados mediante un análisis de varianza usando el modelo:  $Y_{ijkl} = \mu + V_i + P_j + T_k + (A_i - A_l) + e_{ijkl}$ ; donde  $Y_{ijkl}$  es la variable de respuesta;  $\mu$  es la media poblacional;  $V_i$  efecto vaca;  $P_j$  efecto período;  $T_k$  efecto tratamiento;  $N_i - N$  es el consumo medio de almidón como

covariable y  $e_{ijklm}$  es el error experimental. Para explicar la relación entre los parámetros físico-químicos del purín se empleó el procedimiento CORR de SSPS 11.

**Tabla 1.** Composición química y elemental de los alimentos.

Análisis	Ensilado maíz	Alfalfa	Almidón 28%	Almidón 35%	Almidón 43%
MS (%)	38,2	88,8	90	87,5	95,1
Cenizas (%)	3,36	10,0	6,9	8,1	7,1
PB (%)	8,36	23,0	18,5	18,7	18,3
FAD (%)	19,8	31,2	19,8	14,3	12,9
FND (%)	32,2	34,5	26,0	31,4	20,8
P (%)	0,2	0,09	0,7	0,61	0,53
Almidón (%)	22,4	-	27,9	35,4	43,1
<b>Ingredientes (%)</b>					
Alfalfa	-	-	20,4	20,4	16,7
Pulpa remolacha	-	-	9,7	4,85	-
Cebada	-	-	30,1	-	-
Maíz	-	-	10	40	58,1
Soja	-	-	12,9	16,8	19,8
Corn gluten feed	-	-	11,7	12,7	-
Fosfato bicálcico	-	-	0,89	0,89	0,89
Piedra caliza	-	-	1,78	1,78	1,78
Bicarbonato sódico	-	-	0,89	0,89	0,89
Corrector	-	-	0,89	0,89	0,89

## RESULTADOS Y CONCLUSIONES

### Ingestión de nutrientes

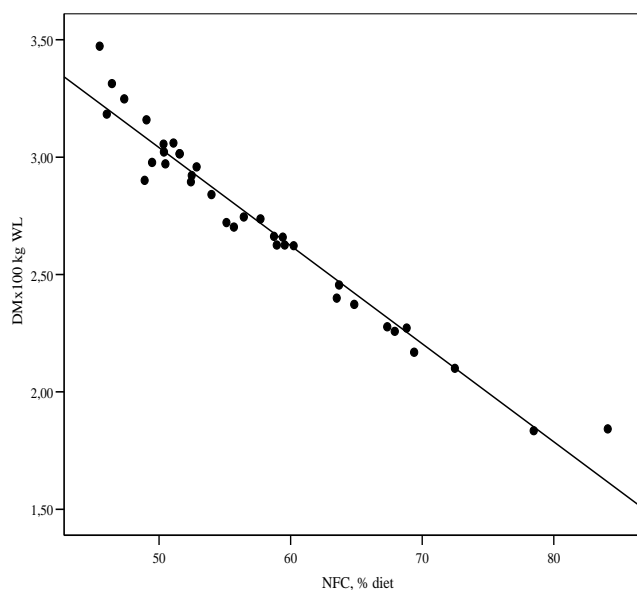
El consumo de materia seca, energía metabolizable, proteína bruta, proteína degradable en rumen (PDR), materia orgánica digestible, fibra ácido y neutro detergente no difieren entre concentraciones de almidón, con ingestiones medias diarias de 17,1  $\pm$ 2,5 kg, 216  $\pm$ 41 MJ, 2,79  $\pm$ 0,40 kg, 1,55  $\pm$ 0,41 kg, 13,7  $\pm$ 2,6 kg, 3,3  $\pm$ 0,47 kg y 5,12  $\pm$ 0,74 kg respectivamente, y sí ( $P < 0,001$ ) respecto al consumo de almidón (Tabla 2). Por el contrario, la proteína no degradable en rumen (PNDR) y almidón aumentaron 5 y 102 g/d respectivamente por unidad porcentual de almidón en la concentración de la mezcla.

**Tabla 2.** Ingestión de nutrientes.

Variable	Concentración			Significación					
	28%	35%	43%	ES	P	Al ing/d	Conc * Al ing	L	C
MS (kg/d)	16,7	17,1	17,4	0,42	NS	***	***	NS	NS
MS/100 kg PV	2,66	2,73	2,77	0,009	NS	***	***	NS	NS
Ensilado (kg MS)	4,49	4,51	4,6	0,06	NS	***	***	NS	NS
Alfalfa (kg MS)	2,51	2,52	2,52	0,012	NS	***	***	NS	NS
Mezcla (kg/d)	8,7	9,97	10,4	0,049	NS	***	***	NS	NS
MO (kg/d)	15,6	15,7	15,8	0,38	NS	***	***	NS	NS
EM (MJ/d)	204	221	223	6,8	NS	***	**	NS	NS
PB (kg/d)	2,89	2,74	2,73	0,06	NS	***	***	NS	NS
PDR (kg/d)	1,7	1,5	1,46	0,06	NS	***	***	NS	NS
PNDR (kg/d)	1,19	1,23	1,26	0,002	***	NS	NS	***	NS
FND (kg/d)	5,1	5,2	5,4	0,005	NS	***	***	NS	NS
FAD (kg/d)	3,3	3,3	3,2	0,003	NS	***	***	NS	NS
Almidón (kg/d)	3,35	3,8	4,9	0,09	***	-	-	***	NS
MOD (kg/d)	13,0	14,0	14,2	0,43	NS	***	***	NS	NS
CNF (kg/d)	9,5b	9,5b	9,8a	0,05	***	NS	NS	***	NS
CNF/FND	1,9	1,8	1,9	0,01	NS	***	***	NS	NS
GB (kg/d)	0,65	0,72	0,78	0,001	NS	***	***	***	NS
P (g/d)	76,2	86,3	75,3	2,16	NS	***	***	NS	**

CNF: Carbohidratos no fibrosos; GB: Grasa bruta; ES = Error estándar de la diferencia de medias; Al ing/d: Almidón ingerido; NS: No significativo; \*\*\*  $P < 0,001$ ; \*\*  $P < 0,01$ .

La ingestión de materia seca aquí obtenida fue inferior en 16,5%, 14,5% y 13% respecto al NRC (2001) para los concentrados A128%, A135% y A143% respectivamente, posiblemente debido al propio estrés causado por alojar las vacas en nave metabólica. En cualquier caso y en las condiciones del experimento, cada kilo de almidón ingerido dentro del rango 2,3 a 6,1 kg/d, el consumo de materia seca incrementó 2,1 kg ( $r^2 = 0,53$ ;  $P < 0,001$ ); 1,7 kg la materia orgánica ( $r^2 = 0,45$ ;  $P < 0,001$ ) y 2,2 kg la materia orgánica digerible ( $r^2 = 0,56$ ;  $P < 0,001$ ). Al aumentar la ingestión de almidón Beckman y Weiss (2005) observaron descensos en el consumo de materia seca por 100 kg de peso vivo (PV), diferentes a los del presente trabajo, que se ajustan a la ecuación  $1,38 + 0,33 \text{ kg MS}/100 \text{ kg PV}$ ,  $\pm 0,27$   $r^2 = 0,52$ . Sin embargo, la relación kg MS/100 kg PV y el porcentaje de carbohidratos no fibrosos de la dieta fue lineal, con máximos de 3,47 kg MS en concentraciones próximas al 45% (Figura 1), coincidente a los resultados obtenidos por Weiss (2002), quien señala para vacuno lechero porcentajes próximos al 41%.



**Figura 1.** Relación entre el consumo de materia seca (% peso vivo) y el consumo de carbohidratos no estructurales (NFC) [kg MS =  $5,13 - 0,042 \text{ NFC } \%$ ;  $r^2 = 0,96$ ].

### Excreción y composición química de las heces

El volumen de heces fue diferente entre concentraciones de almidón ( $P < 0,001$ ), sin diferencias respecto al ingerido (Tabla 3), con excretas medias de 18,6 kg vaca y día ó 3,48 kg de materia seca.

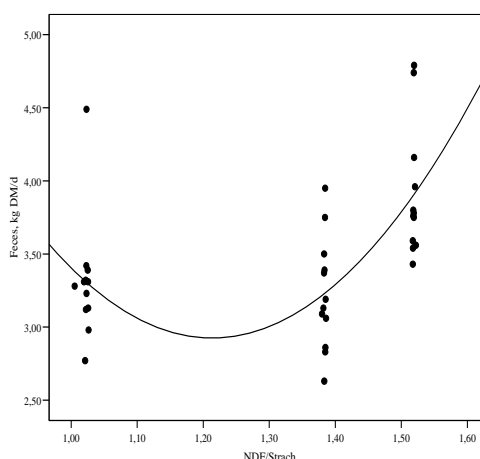
Resultados inferiores a las señaladas por Castillo *et al.* (2001) en dietas con ensilados y concentrados de diferente porcentaje en almidón, diferencia atribuible a la desigual digestibilidad de la materia seca, si bien la ingestión de materia seca y la producción de leche son similares en ambos experimentos. Las excretas sólidas manifestaron tendencias cuadráticas respecto al contenido de almidón ( $P < 0,001$ ) (Tabla 3). Para A128% es imputable a la menor digestibilidad de la materia seca y, al menor contenido de materia seca de las heces en A143% (Tabla 3). Sin embargo, al corregir el volumen de heces por su contenido en materia seca, no difieren entre los concentrados A135% y A143%.

**Tabla 3.** Excreción y digestibilidad

	Concentración almidón				Significación					
	28%	35%	43%	ES	P	Al ing/d	Conc *	Al ing	L	C
Heces (kg/d)	20,7	16,7	18,4	0,38	***	NS	NS	**	***	
MS heces (%)	18,9	19,3	17,9	0,2	*	NS	NS	NS	*	
MS heces (kg/d)	3,9	3,22	3,31	0,06	***	NS	NS	***	**	
Kg heces/kg MSi	1,27	1,01	1,07	0,04	***	***	**	NS	NS	
dMS (%)	76,0	80,4	80,8	0,8	*	***	NS	**	NS	
kg heces/kg leche	0,83	0,72	0,79	0,01	NS	NS	NS	NS	NS	
MS heces/kg leche	0,16	0,14	0,142	0,005	***	NS	NS	NS	NS	
N heces (g/d)	117	95,4	106	2,7	**	NS	NS	NS	***	
dN (%)	74,0	77,5	75,6	0,9	NS	***	NS	NS	NS	
N orina (g/d)	221	220	211	10,5	NS	***	***	NS	NS	
FND heces (kg/d)	2,71	2,27	2,31	0,05	***	NS	NS	***	**	
dFND (%)	45,1	55,1	53,2	0,5	*	***	NS	NS	NS	
FAD heces (kg/d)	1,67	1,44	1,33	0,04	***	NS	NS	***	NS	
dFAD (%)	48,2	55,7	58,2	1,7	**	***	NS	*	NS	
MO (kg/d)	3,46	2,84	2,92	0,06	***	NS	NS	***	***	
dMO (%)	77,2	81,2	81,3	0,7	*	***	NS	**	NS	
% granos	0,30	0,67	0,85	0,06	***	NS	NS	***	NS	
P heces (g/d)	36,5	36,5	29,7	1,2	NS	NS	NS	**	NS	
dP (%)	50,7	56,3	60,1	1,9	NS	***	NS	NS	NS	

ES: Error estándar de la diferencia de medias; L: término lineal; C: término cuadrático; \*\*\* P < 0,001; \*\* P < 0,01; \* P < 0,05; NS: no significativo

En el análisis de correlación simple, la excreción de heces (kg MS/d) se relacionó negativamente con la concentración de almidón ( $r = -0,48^{**}$ ) y positivamente, con el almidón ingerido ( $r = 0,35^{**}$ ). Los trabajos de Beckman y Weiss (2005) señalan aumentos lineales en heces al aumentar la relación FND:almidón de la dieta. En el presente experimento, dicha relación fue 1,51, 1,38 y 1,02 para los concentrados A128%, A135% y A143% respectivamente, observándose tendencias cuadráticas (Figura 2).



**Figura 2.** Relación entre la relación FND/almidón y el volumen de heces (kg MS/d) [kg MS/d = 8,4 – 25,5 FND/almidón + 10,5 NDF/almidón<sup>2</sup>; r<sup>2</sup> = 0,36].

Las variables nutricionales mejor relacionadas con las excretas sólidas fueron la digestibilidad de la materia seca (dMS,  $r = -0,66^{**}$ ); materia orgánica (dMO,  $r = -0,65^{**}$ ); fibra ácido detergente (dFAD,  $r = -0,59^{**}$ ) y fibra neutro detergente (dFND,  $r = -0,63^{**}$ ).

Las relaciones kilos de heces frescas/kg de materia seca ingerida y kilos de heces frescas/kilo de leche (Tabla 3), pueden ser índices estimativos de la eficiencia en utilización de la materia seca. Para la primera relación, los resultados difieren según la concentración e ingestión de almidón ( $P <$

0,001), con valores medios de 1,27, 1,01 y 1,07 kg/kg, inferiores a los 2,05 señalados por Beckman y Weiss (2005); sin diferencias significativas para la relación kg de heces frescas/kg de leche (Tabla 3).

El contenido de N en las heces frescas y el N-NH<sub>4</sub> (g/kg MS heces) fue semejante entre concentraciones de almidón (Tabla 4), con valores medios de 0,57% para el primero, inferiores a los indicados por Van Horn *et al.* (1994) y Castillo *et al.* (2001) en vacas lecheras con similar ingestión y producción de leche y, dentro del rango de 24,4 a 32,3 g N/kg DM señalado por Powell *et al.* (2006) y 5,7 g N-NH<sub>4</sub>/kg MS heces. De igual modo, la ingestión de almidón (kg/d) no afectó al porcentaje de N y N-NH<sub>4</sub> en heces (Tabla 5) y sí respecto a la ingestión de materia seca para el primero ( $r = 0,33^*$ ) y con el contenido de N en las heces ( $r = 0,37^*$ ). Por el contrario, el N excretado en heces (g/d) incrementó cuadráticamente conforme aumenta la concentración de almidón en el concentrado ( $P < 0,001$ ), con máximos de 117 g N/d en Al28% y mínimos de 95,4 g N/d para Al35%, sin diferencias significativas el N de la orina (Tabla 3). Por su parte, Castillo *et al.* (2001) no observaron diferencias en la excreción diaria de N en heces entre el tipo y concentración de almidón en el concentrado de vacas lecheras.

Desde el punto de vista nutricional, la excreción diaria de N en las heces se relacionó negativamente con dMS, dMO, dFAD, dFND y dN, mientras lo hizo positivamente con el N de la orina (Tabla 5). Por el contrario, la relación C:N lo hace de forma negativa con el consumo de almidón ( $r = -0,41^*$ ), dentro del rango de 11,7 a 18,3 señalado por Powell *et al.* (2006) y ligeramente superior al indicado por Toor *et al.* (2005), ambos para heces de vacuno lechero.

**Tabla 4.** Composición química de las heces.

	Concentración almidón			Significación					
	28%	35%	43%	ES	P	Al ing/d	Conc * Al ing	L	C
MS (%)	18,9	19,3	17,9	0,2	*	NS	NS	NS	*
N (%)	0,564	0,573	0,576	0,01	NS	NS	NS	NS	NS
N-NH <sub>4</sub> (g/kg DM)	6,26	4,23	6,76	0,44	NS	NS	NS	NS	***
FND (%)	69,9	70,3	69,8	0,73	NS	NS	NS	NS	NS
FAD (%)	42,7	44,7	40,3	0,3	NS	NS	NS	NS	*
MO (%)	88,8	88,1	88,3	0,13	NS	NS	NS	NS	NS
pH	7,09	6,97	6,85	0,09	NS	NS	NS	NS	NS
CE (mS/cm)	4,58	3,51	3,54	0,44	NS	NS	NS	NS	NS
C:N	17,4	17,4	16,2	0,51	NS	NS	NS	NS	NS
P (%)	0,93	1,14	0,89	0,03	NS	NS	NS	NS	***

ES: Error estándar de la diferencia de medias; L: término lineal; C: término cuadrático; \*\*\*  $P < 0,001$ ;

\*  $P < 0,05$ ; NS: no significativo.

La consistencia de las heces puede proporcionar indirectamente signos clínicos y subclínicos de acidosis. La humedad de las heces aumenta como consecuencia de incrementar la osmolaridad de la acidez ruminal y del contenido gastrointestinal, pudiendo contener proporciones de alimento no digerido, causado por una reducida actividad celulolítica y pH bajo. En el presente estudio y para el concentrado de mayor contenido en almidón (Al43%), no se observaron heces blandas o diarreicas que revelasen detalles de acidosis ruminal, como lo corrobora su contenido normal de materia seca (17,9%) y dentro del rango 15% a 30% señalado por Church (1988).

Cuando la concentración de fibra ácido detergente de la dieta del vacuno lechero disminuye, el porcentaje de materia seca de las heces se ve reducido (Ireland-Perry y Stallings, 1993), coincidente con los resultados del presente experimento con el concentrado Al43%, de menor concentración en FAD (Tabla 1), sin diferencias para Al28% y Al35%. Sin embargo, ni el consumo de materia seca ni el de almidón se mostraron correlaciones significativas respecto al contenido de materia seca de las heces (Tabla 5).



El pH de las heces se relaciona pobremente con su homólogo ruminal, debido a la fermentación y buferización en el intestino grueso, debiéndose tomar aquellos valores con precaución a la hora de diagnosticar posible acidosis ruminal (Clayton *et al.*, 1999). Por su parte Stelletta *et al.* (2005) clasifican el pH de las heces en 6,44, 6,68 y 6,61 para vacas con acidosis ruminal, nivel crítico y estado normal respectivamente. Según este criterio, el pH de las heces no mostró signos de acidez en el presente trabajo (Tabla 4). Ireland-Perry y Stallings (1993) observaron pHs en heces bajos en dietas de baja concentración de fibra ácido detergente, al igual que Yang y Beauchemin (2006) que tampoco apreciaron diferencias para consumos de almidón variables de 5,9 a 6,4 kg vaca y día. En el presente trabajo, el pH de las heces no se relacionó con el consumo de almidón o el de fibra neutro detergente (Tabla 5). Sin embargo el porcentaje de granos enteros o partidos presentes en el ensilado de maíz fue 29,6 ±1,4% y sólo el 0,61 ±0,06% fue recuperado en heces, sin diferencias significativas para el almidón ingerido (Tabla 3). Estos resultados sugieren un aporte aceptable de fibra neutro detergente efectiva para mantener un pH ruminal funcional, aunque en este experimento ambos parámetros no fueron determinados.

**Tabla 5.** Coeficientes de correlación para todos los datos combinados. \*\* P < 0,01; \* P < 0,05.

	Almidón (%)	MSI (kg)	FNDI (kg)	Almidón (kg)	dMS (%)	dMO (%)	dFAD (%)	dFND (%)	dN (%)	Heces (kg)	MS Heces (%)	MS Heces (kg)	N Heces (%)	FND Heces (%)	MO Heces (%)	FAD Heces (%)	pH Heces	CE Heces (mS/cm)	C:N Heces	N Heces (g/d)	N Orina (g/d)	NH <sub>3</sub> /kg MS
Almidón	1	0,12	-0,04	0,74**	0,39**	0,36**	0,37**	0,28	0,12	-0,34*	-0,29	-0,48**	0,07	-0,11	-0,23	-0,22	-0,17	-0,16	-0,28	-0,23	-0,06	0,10
MSI		1	0,98	0,72**	0,79**	0,80**	0,69**	0,82**	0,66**	-0,19	0,02	-0,17	0,33*	-0,22	-0,16	0,17	-0,17	-0,1	-0,28	0,04	0,92**	0,13
FNDI			1	0,57**	0,74**	0,75**	0,62**	0,79**	0,67**	-0,18	0,11	-0,11	0,29	-0,19	-0,16	0,26	-0,15	-0,11	-0,19	0,02	0,93**	0,04
Almidón				1	0,72**	0,70**	0,66**	0,66**	0,44**	-0,24	-0,24	0,35**	0,27	-0,14	-0,22	-0,10	-0,22	-0,16	-0,41*	-0,03	0,54**	0,25
dMS					1	0,99**	0,93**	0,96**	0,86**	-0,66**	-0,10	-0,71**	0,18	-0,07	-0,08	0,04	-0,15	-0,12	-0,21	-0,46**	0,80**	0,08
dMO						1	0,93**	0,96**	0,87**	-0,65**	-0,09	-0,70**	0,18	-0,06	-0,11	0,05	-0,16	-0,13	-0,20	-0,46**	0,81**	0,08
dFAD							1	0,89**	0,78**	-0,59**	-0,2	-0,70**	0,16	-0,09	-0,11	-0,32	-0,09	-0,11	-0,26	-0,43**	0,71**	0,15
dFND								1	0,83**	-0,59**	-0,07	-0,62**	0,21	-0,3	-0,06	0,07	-0,09	-0,13	-0,22	-0,38**	0,83**	0,07
dN									1	-0,63**	-0,06	-0,61**	-0,19	0,06	0,01	0,16	-0,18	-0,2	0,28	-0,68**	0,79**	-0,17
Heces										1	-0,29	0,89**	-0,17	-0,16	0,16	-0,07	-0,03	0,06	-0,03	0,77**	-0,29	0,19
MS (%)											1	0,17**	0,35*	0,03	-0,39*	0,31	0,05	0,06	0,25	-0,02	0,07	-0,31
MS (kg)												1	-0,01	-0,16	-0,01	0,08	-0,01	0,1	0,09	0,8**	-0,25	0,05
N													1	-0,22	-0,33*	-0,03	0,1	0,19	-0,81*	0,50**	0,16	0,37*
FND														1	-0,04	0,08	-0,19	0,03	0,25	-0,28	-0,13	-0,17
MO															1	0,11	0,26	0,19	0,17	-0,068	-0,026	-0,05
FAD																1	-0,14	-0,04	0,25	-0,08	0,191	-0,28
pH																	1	0,01	-0,06	0,036	-0,13	-0,005
CE																		1	-0,17	0,208	-0,113	0,02
C:N																			1	0,54**	-0,07	-0,6**
N (g/d)																				1	0,15	0,41**
N orina (g/d)																					1	0,04
NH <sub>3</sub> /kg MS																						1

La digestibilidad de la materia seca, fibra ácido detergente y materia orgánica, incrementó linealmente (P < 0,01, P < 0,05 y P < 0,01 respectivamente) conforme aumentó la concentración de almidón del concentrado; sin diferencias para la del N (Tabla 3). Por el contrario, la dFND fue superior en el concentrado A135% (P < 0,05), con porcentajes semejantes a los señalados por Firkins *et al.* (2001) sobre un total de 77 tratamientos. Los trabajos de Putnam y Loosli (1995) y Valadares *et al.* (2000) señalan que a menudo, la digestibilidad de la fibra disminuye cuando el consumo de materia seca incrementa, contrario a los resultados del presente trabajo, con aumentos lineales de 3 unidades porcentuales por kg de MS ingerida ( $r^2 = 0,47$ ; P < 0,001) y dentro del rango 11,5 a 21,8 kg de MS por vaca y día. Sin embargo, la ingestión de almidón es una variable predictora bien relacionada con la digestibilidad; donde por cada kilo de almidón ingerido dentro del rango 2,3 a 6,1 kg vaca y día, la dMS incrementa 4,1 unidades porcentuales ( $r^2 = 0,51$ ; P < 0,001); 3,7 la dMO ( $r^2 = 0,49$ ; P < 0,001); 8,4 la dFAD ( $r^2 = 0,44$ ; P < 0,001) y 8,8 la dFND ( $r^2 = 0,43$ ; P < 0,001) (Tabla 5). En dietas de vacas lecheras y concentraciones variables de 25,4% a 33,3% de almidón, Beckman y Weiss (2005) observaron aumentos de 2,1 unidades porcentuales para la dMS y dMO respectivamente, y descensos de 1,1 para la dFND. En el presente experimento y para los concentrados A128% y A135%, los valores de dMS y dMO fueron ligeramente superiores (4,4 y 4,1 unidades porcentuales respectivamente) a los indicados por Beckman y Weiss (2005), posiblemente debido al menor consumo de materia seca en el presente experimento (16,9 vs 21 kg).

Las concentraciones de FND y MO de las heces fue similar entre concentrados (Tabla 2), no así la producción diaria, mayor en la de menor concentración de almidón (P < 0,001) atribuido a la mayor excreción de heces. Tanto la FND como la MO, presentaron tendencias cuadráticas (P < 0,001) respecto a la ingestión de almidón. La variable que mejor relaciona la excreción diaria de FND fue la digestibilidad aparente de la fibra ácido detergente ( $r^2 = 0,58$ ), con una pendiente de -0,024 g de

FND/unidad porcentual de incremento en la dFAD y, dentro del rango (21% - 73%). El pH de las heces puede considerarse como un índice aproximado del estatus nutricional y de bienestar animal, sin diferencias entre tratamientos (Tabla 3).

Como conclusiones señalamos que en dietas de vacas lecheras y primíparas a mitad de lactación alimentadas raciones totales mezcladas a base de ensilado de maíz, heno de alfalfa y mezclas conteniendo heno de alfalfa y concentrados, está última de diferente porcentaje de almidón, con el objetivo de minimizar el volumen de excretas sólidas y su contenido en N, sin modificar la producción y composición química de la leche, no parece recomendable incrementarlo más allá del 35% de almidón.

## AGRADECIMIENTOS

Los autores desean expresar su agradecimiento a la Consejería de Medioambiente del Gobierno de Cantabria por la financiación del proyecto 05-640.02-2174 titulado “Gestión Ambiental de los Purines del Vacuno Lechero en Cantabria”, que posibilitó la realización de dicho trabajo.

## REFERENCIAS

- Beckman J.L., Weiss, W.P. (2005). Nutrient digestibility of diets with different fiber to starch ratios when fed to lactating dairy cows. *Journal of Dairy Science*, **88**(3), 1015-1023.
- Beever, D.E., Reynolds, C.K. (1994). Forage quality, feeding value and animal performance. *In*: Frane, J., Mannetje, L. (eds.). *Grassland and Society. Proceedings of the 15th General Meeting of the European Grassland Federation*, 48-60. Wageningen, The Netherlands.
- Castillo, A.R., Kebreab, E., Beever, D.E., Barbi, J.H., Sutton, J.D., Kirby, H.C., France, J. (2001). The effect of energy supplementation on nitrogen utilization in lactating dairy cows fed grass silage diets. *Journal of Animal Science*, **79**(1), 240-246.
- Church, D. (1988). *The Ruminant Animal: Digestive Physiology and Nutrition*. Prentice-Hall. Englewood.
- Clayton, E.H., Lean, I.J., Rowe, J.B., Cox, J. (1999). Effects of feeding virginiamycin and sodium bicarbonate to grazing lactating dairy cows. *Journal of Dairy Science*, **82**(7), 1545-1554.
- Firkins, J.L., Eastridge, M.L., St-Pierre, N.R., Noftsker, S.M. (2001). Effects of grain variability and processing on starch utilization by lactating dairy cows. *Journal of Animal Science*, **79**(Suppl. E), E218-E238.
- Goering, H.K., Van Soest, P.J. (1970). Forage fiber analysis. *Ag. Handbok N° 379*. ARS-USDA. Washington DC, USA.
- Ireland-Perry, R.L., Stallings, C.C. (1993). Fecal consistency as related to dietary composition in lactating Holstein cow. *Journal of Dairy Science*, **76**(4), 1074-1082.
- MAFF (1984). *Energy Allowances and Feeding Systems for Ruminants*. Reference book, 443. Her Majesty's Stationary Office. London, UK.
- NRC (2001). *Nutrient Requirements for Dairy Cattle*. 7th ed. National Research Council, Washington, DC, USA.
- Peyraud, J.L., Verite, R., Delaby, L. (1995). Nitrogen excretion by dairy cows: effect of the diet and of the level of production. *Fourrages*, **142**, 131-144.
- Powell, J.M., Wattiaux, M.A., Broderick, G.A., Moreira, V.R., Casler, M.D. (2006). Dairy diet impacts on fecal chemical properties and nitrogen cycling in soils. *Soil Science Society America Journal*, **70**(3), 786-794.
- Putnam, P.A., Loosli, J.K. (1959). Effect of feeding different ratios of roughage to concentrate upon milk production and digestibility of the ration. *Journal of Dairy Science*, **42**(6), 1070-1078.
- Riveros, E., Argamentería, A. (1987). Métodos enzimáticos de la predicción de la digestibilidad in vivo de la materia orgánica de forrajes. 1. Forrajes verdes. 2. Ensilados y pajas. *Avances en Producción Animal*, 12-49.
- Salcedo, G. (2006). Uso sostenible del nitrógeno en la alimentación de vacas lecheras. *Documentos Técnicos de Medio Ambiente*. Consejería de Medio Ambiente del Gobierno de Cantabria.
- SSPS 11 (2002). *Guía para Análisis de Datos*. Ed. Mcgraw-Hill.

- Stelletta, C., Badan, M., Morgante, M., Gianesella, M., Berzaghi, P., Ravarotto, L., Lotto, A., Andrighetto, I. (2005). Acid-base status, and the pH of feces, urine, muzzle and uterus in dairy cows affected by Subacute Rumen Acidosis (SARA). *Journal of Animal Science*, **83**(Suppl. 1) / *Journal of Dairy Science*, **88** (Suppl. 1), 133.
- Toor, G.S., Code-Menun, B.J., Sims, J.T. (2005). Establishing a linkage between phosphorus forms in dairy cow diets, feces, and manure. *Journal of Environment Quality*, **34**(4), 1380-1391.
- Valadares, S.C., Broderick, G.A., Valadares, R.F.D., Clayton, M.K. (2000). Effect of replacing alfalfa silage with high moisture corn on nutrient utilization and milk production. *Journal of Dairy Science*, **83**(1), 106-114.
- Valk, H., Hobelink, M.E.J. (1992). Supplementation of grazing dairy cows to reduce environmental pollution. *Proceedings of 14th General Meeting of the European Grassland Federation*, 400-405. Lathi, Finland.
- Van Horn, H.H., Wilkie, A.C., Powers, W.J., Nordstedt, R.A. (1994). Components of dairy manure management systems. *Journal of Dairy Science*, **77**(7), 2008-2030.
- Van Soest, P.J., Robertson, J.B., Lewis, B.A. (1991). Methods for dietary fiber, neutral detergent fiber and non starch polysaccharides in relation to animal nutrition. *Journal of Dairy Science*, **74**(10), 3583-3597.
- Weiss, B. (2002). Protein and carbohydrate utilization by lactating dairy cows. *Proceedings Southeast Dairy Herd Management*, 72-80.
- Weiss, W.P. (2004). Factors affecting manure excretion by dairy cows. *Cornell Nutrition Conference*, 11-20. October, 19-20. Syracuse, NY, USA.
- Yang, W.Z., Beauchemin, K.A. (2006). Physically effective fiber: method of determination and effects on chewing, ruminal acidosis, and digestion by dairy cows. *Journal of Dairy Science*, **89**(7), 2618-2633.



## Excreción y composición química de las heces en vacuno lechero (2): efectos del porcentaje de proteína incluida en la mezcla del concentrado

Gregorio Salcedo<sup>1,\*</sup>, Luis Martínez-Suller<sup>2</sup>, Iñaki Tejero<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Departamento de Tecnología Agraria. I.E.S. "La Granja". 39792 - Heras. Cantabria.

<sup>2</sup>Departamento de Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente. E.T.S. de Ingenieros de Caminos Canales y Puertos. Universidad de Cantabria. Av. de los castros, s/n. 39005 - Santander.

\* Autor de contacto: gregoriosalce@ono.com

### Resumen

Tres vacas Frisonas y primíparas fueron alojadas en nave metabólica para estudiar los efectos del porcentaje de proteína incluida en la mezcla del concentrado de vacas lecheras en media lactación sobre la producción y composición química de las heces, según un diseño experimental en cuadrado latino 3 x 3: 3 concentraciones de proteína (PB15,7%, PB18,9% y PB21,7%) x 3 períodos experimentales de 15 días. La concentración de proteína no afectó al consumo de materia seca y sí, la ingestión de N ( $P < 0,001$ ), en una relación de 22 g MS/g N ( $r^2 = 0,57$ ); sin relaciones significativas respecto al volumen de heces y, negativamente ( $r = -0,69$ ;  $P < 0,01$ ) con la digestibilidad de la materia seca. La concentración del N en las heces incrementó linealmente 0,024% ( $r^2 = 0,56$ ;  $P < 0,001$ ) por aumento en una unidad porcentual de proteína del concentrado, sin relaciones significativas respecto al N ingerido; con porcentajes medios de 0,44, 0,52 y 0,58% para los concentrados PB15,7%, PB18,9% y PB21,7% respectivamente. Las concentraciones de fibra ácido neutro detergente, materia orgánica, pH, conductividad eléctrica, N-NH<sub>4</sub> y fósforo de las heces fueron  $39,5 \pm 5,7\%$ ,  $62,5 \pm 4,7\%$ ,  $84,7 \pm 1,79\%$ ,  $7,23 \pm 0,5$ ,  $10,2 \pm 8,55$  mS/cm,  $5,46 \pm 2,3\%$  y  $0,79 \pm 0,12\%$  respectivamente. Se concluye que en dietas de vacuno lechero, no parece recomendable incrementar la concentración de proteína del concentrado más allá del 18,9%.

**Palabras clave:** Heces; Mezcla; Minimización; Proteína.

### INTRODUCCIÓN

Los modelos de producción lechera en Cantabria se orientan a sistemas intensivos, con elevados aportes de concentrados ricos en nitrógeno (N), de importante repercusión ambiental (Salcedo, 2006). Por el contrario, los sistemas basados en la utilización de forraje, utilizan una fuente de proteína más barata y abundante, pero de elevada degradabilidad ruminal (Salcedo, 2000). El alto consumo de N favorece la acumulación de amoníaco en rumen, modificaciones en la composición química de la leche (Hermansen *et al.*, 1999) y pérdidas de N en heces y orina, que pueden alcanzar el 80% de la proteína ingerida (Bruchem *et al.*, 1991).

Las principales pérdidas de N son las debidas a la orina, heces, leche y, en menor medida, las de origen metabólico. La ingestión de N es la variable que más directamente influye sobre la excreción de este elemento (Keady y Murphy, 1998; Salcedo, 2006). Otras como la fase de lactación (Kristensen *et al.*, 1998); porcentaje del forraje con alto o bajo nivel de concentrado (Gonda *et al.*, 1996); aprovechamiento: pastoreo o ensilado (Keady y Murphy, 1998; Salcedo, 2006); nivel de suplemento proteico (Lines y Weiss, 1996); nivel de proteína indegradable añadida a la ración (Wright *et al.*, 1998) modifican directa o indirectamente la excreción de N disminuyendo en su caso la eficiencia en la producción de proteína en leche.

Se han propuesto diferentes soluciones para mejorar la utilización del N. Entre otras, el aporte de proteínas de menor degradabilidad, aunque indirectamente estimulan la excreción de N urinario (Peyraud *et al.*, 1995), o incrementar el aporte de carbohidratos rápidamente fermentables (Beever y Reynolds, 1994). Los trabajos de Valk y Hobbelink (1992) señalan reducciones importantes del N de la orina al reemplazar forraje por concentrado, observándose en este caso, que para los fibrosos

la excreción es mayor en las heces, contrario a los amilolíticos que favorecen mayores pérdidas de N a través de la orina.

El objetivo de este experimento se centra en estudiar los efectos de la concentración de proteína del concentrado de vacas lecheras sobre la producción y composición química de las heces.

## MATERIAL Y MÉTODOS

### Animales y dietas

Tres vacas Frisonas y primíparas de la Unidad de Producción de Leche del I.E.S. “La Granja” (Heras, Cantabria), con  $216 \pm 12$  días en lactación;  $641 \pm 7$  kg peso vivo y  $24 \pm 1,2$  kg de leche, fueron alimentadas con raciones al 50% de forraje y concentrado, formadas por ensilado de maíz (28%), heno de alfalfa (24%) y 48% de tres concentrados de diferente contenido en proteína, denominados PB15,7%; PB18,9% y PB22,7% (Tabla 1). Los animales dispusieron en todo momento de agua y piedras de sales minerales a libre disposición.

### Procedimiento experimental

Las vacas fueron alojadas en nave metabólica, para el control individual de la ingestión y recogida de las heces durante tres períodos de 15 días por concentrado: 11 como fase pre-experimental y 4 de control, según un diseño en cuadrado latino,  $3 \times 3$ : 3 concentraciones de proteína en el concentrado  $\times$  3 períodos. Los alimentos fueron ofrecidos como una dieta mezclada en dos tomas (9.00 a.m. y 17:00 p.m.), procurando que el rechazo fuera el 10%, pesándose éste último a las 8.30 a.m. y a las 9:00 a.m. la oferta. Las heces se pesaron después del ordeño a las 8:30 a.m.; depositándose una alícuota de 300 g en un contenedor hermético para su posterior análisis. Durante los dos últimos días de cada período se determinó la composición químico-bromatológica de los alimentos ofrecidos. Los dos últimos días de la fase control se tomaron muestras de 250 g de ensilado de maíz para determinar manualmente el porcentaje de granos enteros y partidos. Después, 200 g de heces fueron lavadas y filtradas y, separados los granos enteros y partidos no digeridos, de forma manual, expresándose en porcentaje sobre heces frescas.

### Determinaciones analíticas

a) *Alimentos*. La materia seca (MS), en estufa a 80 °C durante 24 horas; cenizas, por incineración de la muestra a 550°C; proteína bruta (PB) como N-Kjeldahl  $\times$  6,25 con el Kjeltec<sup>TM</sup> 2300; fibra ácido y neutro detergente (FAD y FND) para el heno de alfalfa según Goering y Van Soest (1970) y para la FND del ensilado de maíz y mezclas según Van Soest *et al.* (1991). La digestibilidad enzimática de la materia orgánica (MO) *in vitro* ( $D_e$ ), siendo  $D_e$  la digestibilidad enzimática de la materia orgánica por el método FND-celulasa (Riveros y Argamenteoría, 1987), con predicción de la digestibilidad *in vivo* ( $D_v$ ) para el ensilado de maíz como  $D_v = -0,17 \text{ FND} + 0,42 \text{ D}_e + 52,67$  y para la alfalfa deshidratada como  $D_v = -0,85 \text{ FND} - 0,39 \text{ D}_e + 125,17$  (Riveros y Argamenteoría, 1987); la energía metabolizable (EM) en MJ/Kg de MS, estimada como:  $K \times \text{MOD}$ , donde  $\text{MOD} = \text{MO} \times D_v / 100$  (materia orgánica digestible) y  $K=0,15$  para el ensilado de maíz y 0,16 para la alfalfa (MAFF, 1984). La degradabilidad de la alfalfa y del ensilado de maíz fueron tomadas de la base datos del I.E.S. “La Granja” (Salcedo, 2006) y del NRC (2001) para los concentrados.

b) *Heces*. La MS se determinó en estufa a 60°C durante 48 horas; N total y amoniacal con el Kjeltec<sup>TM</sup> 2300 sobre heces frescas; cenizas por incineración a 550°C; pH con potenciómetro Crison BasiC20 y conductividad eléctrica (CE) con conductímetro Crison GLP31 medida directamente sobre heces frescas. FAD y FND se determinaron sobre muestra seca según Goering y Van Soest (1970); el fósforo (P) por el método colorimétrico del nitro-molibdo-vanadato con el analizador FIAstar 5000.

**Cálculos.** A partir de la ingestión de alimento (oferta menos rechazo) y excreción de heces, se calculó para cada animal el coeficiente de digestibilidad aparente de la materia seca (dMS); materia orgánica (dMO); nitrógeno (dN); fibra ácido y neutro detergente (dFAD y dFND) y fósforo (dP), según la expresión [1]:

$$CD_x = \frac{\sum X_i - \sum X_e}{\sum X_i} \times 100 \quad [1]$$

Donde:

CD<sub>x</sub> es el coeficiente de digestibilidad aparente (%) del constituyente x, siendo  $\sum X_i$  y  $\sum X_e$  las cantidades ingeridas y excretadas de dicho constituyente por el animal durante la fase experimental. El N de la orina fue estimado como:  $N_{orina} = N_{ingerido} - (N_{heces} + N_{leche})$ , según Van Horn *et al.* (1994).

**Tabla 1.** Composición química y elemental de los alimentos.

Ingrediente	Ensilado maíz	Alfalfa	Proteína	Proteína	Proteína
			15,7%	18,9%	21,7%
Alfalfa	-	-	27.8	20.4	11.1
Pulpa remolacha	-	-	9.7	9.7	9.7
Cebada	-	-	48.1	30.1	20
Maíz	-	-	-	10	20
Soja	-	-	-	12.9	29.7
Habas	-	-	8.8	11.7	4.9
Fosfato bicálcico	-	-	0.89	0.89	0.89
Piedra caliza	-	-	1.78	1.78	1.78
Bicarbonato sódico	-	-	0.89	0.89	0.89
CVM	-	-	0.89	0.89	0.89
<b>Composición</b>					
MS (%)	40,1	87,0	89,4	88,4	89,8
Cenizas (%)	3,5	10,7	14,0	13,2	10,1
PB (%)	8,1	17,6	15,7	17,8	21,7
FAD (%)	19,8	37,6	11,9	11,9	12,7
FND (%)	33,3	53,4	31,7	30,6	29,6
Almidón (%)	22,2	-	27,6	27,6	27,6
De (% smo)	71,2	57,5	81,5	74,8	80,6
EM (MJ/kg MS)	10,9	8,19	13,1	11,6	13,0
CNF (%)	52,6	15,8	35,1	34,9	35,1
GB (%)	3,1	2,92	1,94	2,05	2,18
P (%)	0,20	0,12	0,27	0,32	0,35

CNF: carbohidratos no fibrosos; GB: grasa bruta; % granos: sobre MS; CVM: corrector vitamínico-mineral

**Análisis estadístico.** La ingestión de nutrientes, composición química de las heces, excreción y digestibilidad fueron analizadas mediante contrastes ortogonales, separándose las medias con el test LSD del paquete estadístico SSPS 11 (2002). Cuando no se observaron diferencias significativas los datos fueron analizados mediante un análisis de varianza usando el modelo:  $Y_{ijkl} = \mu + V_i + P_j + T_k + (Al_i - Al..) + e_{ijklm}$ ; donde  $Y_{ijklm}$  es la variable de respuesta;  $\mu$  es la media poblacional;  $V_i$  efecto vaca;  $P_j$  efecto período;  $T_k$  efecto tratamiento;  $N_i - N$  es el consumo medio de nitrógeno como covariable y  $e_{ijklm}$  es el error experimental.

## RESULTADOS Y CONCLUSIONES

### Ingestión de nutrientes

El consumo de materia seca, energía metabolizable, materia orgánica digestible, fibra ácido y neutro detergente, almidón y fósforo no difieren entre concentraciones de proteína añadida al concentrado, con ingestiones medias de  $19,3 \pm 1,9$  kg/d;  $250 \pm 28$  MJ;  $5,09 \pm 1,0$  kg/d,  $6,3 \pm 1$  kg/d y  $65,3 \pm 7,7$  g/d

respectivamente y sí, ( $P < 0,001$ ) respecto al N ingerido (Tabla 2). De este modo, por cada gramo de N ingerido y dentro del rango (355 a 565g N/d), el consumo de materia seca incrementó 22 g ( $r^2 = 0,57$   $P < 0,001$ ); 21 g MOD ( $r^2 = 0,57$ ;  $P < 0,001$ ); 0,33 MJ ( $r^2 = 0,57$ ;  $P < 0,001$ ) y 8 g FND ( $r^2 = 0,26$ ;  $P < 0,001$ ) respectivamente. Por el contrario, la proteína bruta, proteína degradable en rumen (PDR) y la proteína no degradable en rumen (PNDR) lo hicieron de forma lineal conforme incrementó la concentración de proteína del concentrado ( $P < 0,001$ ,  $P < 0,05$  y  $P < 0,001$  respectivamente) (Tabla 2). En cualquier caso, la ingestión de PDR y PNDR fue 9,64% y 5,75% sobre materia seca respectivamente, ligeramente inferior a la indicada por McCormick *et al.* (1999) y Wu y Satter (2000) en vacas lecheras al principio de lactación; aunque en el presente experimento, las vacas se encontraban en la fase decreciente de la lactación.

Por razones medioambientales y en vacas lecheras que producen 6250 kg de leche Tamminga (1992) sugirió no superar 30 g N/kg MS. Posteriormente Tamminga y Verstegen (1996) recomendaron no suministrar más allá de 24 g de N/kg de MS. En el presente trabajo, dicha relación se sitúa dentro de los márgenes indicados en sendos trabajos, con valores medios de 22,0, 24,6 y 27,2 g N/kg MS para las mezclas PB15,7%, PB18,9% y PB21,7% respectivamente. Ligeramente inferior en las raciones totales mezcladas al 50% de forraje y concentrados y porcentajes variables de proteína bruta (15,7%, 18,7% y 21,7%) señalado por Dinn *et al.* (1998). Inferiores a 26,4 y 31,1 g N/kg MS en dietas con ensilados o en pastoreo con mínimo aporte de concentrados (Salcedo, 2006).

**Tabla 2.** Ingestión de nutrientes.

Variable	Concentración proteína			Significación					
	15,7%	18,9%	21,7%	ES	P	N ing/d	Conc * N ing	L	C
MS (kg/d)	19,0	19,4	19,6	0,32	NS	***	***	NS	NS
MO (kg/d)	17,1	17,6	17,9	0,3	NS	***	***	NS	NS
EM (MJ/d)	244	254	254	4,8	NS	***	**	NS	NS
PB (kg/d)	2,61	3,09	3,33	0,06	***	***	NS	***	NS
PDR (kg/d)	1,72	1,88	2,0	0,05	*	***	***	*	NS
PNDR (kg/d)	0,89	1,1	1,32	0,03	***	NS	NS	***	NS
FND (kg/d)	5,92	6,46	6,58	0,16	NS	***	NS	NS	NS
NDR/MJ EM	1,13	1,22	1,26	0,01	NS	***	NS	***	NS
FAD (kg/d)	4,92	5,07	5,26	0,17	NS	***	NS	NS	NS
Almidón (kg/d)	3,88	3,9	3,95	0,06	NS	***	***	NS	NS
MOD (kg/d)	15,5	16,2	16,2	0,3	NS	***	**	NS	NS
GB (kg/d)	0,72	0,75	0,77	0,006	NS	***	NS	NS	NS
P (g/d)	59,2	66,4	70,3	1,09	NS	***	NS	***	NS

ES: Error estándar de la diferencia de medias; L: término lineal; C: término cuadrático; \*\*\*  $P < 0,001$ ; \*\*  $P < 0,01$ ; \*  $P < 0,05$ ; NS: no significativo.

Ireland-Perry y Stallings (1993) no apreciaron diferencias significativas en el consumo de materia seca de vacas lecheras cuando las dietas están basadas en ensilado de maíz o mezcla de ensilado de maíz y alfalfa suplementadas con concentrados de diferente contenido proteico. Por su parte Castillo *et al.* (2001) no observaron incrementos de consumo al aumentar la concentración de proteína bruta del concentrado desde el 21% al 29%, cuando la base forrajera de la ración es ensilado de hierba. De igual forma, en dietas a pastoreo o ensilados con mínimo aporte de concentrado Salcedo (2006) no observó correlaciones significativas al incrementar el porcentaje proteico de la dieta, con ingestiones medias de 16,6 kg MS y 16,5% de PB para vacas en pastoreo pastoreo y 15,5 kg MS y 19,4% de PB para animales alimentados con raciones con ensilados. Sin embargo, autores como Journet *et al.* (1983) señalan que más allá del 16% de proteína bruta en la materia seca de la dieta, se produce un ligero incremento de consumo, aunque la relación consumo:proteína se reduce a la mitad.



### Excreción y composición química de las heces

La excreción media diaria de heces frescas fue 19,6 kg vaca y día, equivalente a 3,6 kg de materia seca, sin diferencias significativas entre concentraciones de proteína y sí ( $P < 0,05$ ) respecto al N ingerido (Tabla 3). Estos resultados difieren a los obtenidos por Dinn *et al.* (1998) quienes observaron descensos significativos cuando disminuye la concentración de proteína de la dieta. Los resultados aquí obtenidos son inferiores a vacas alimentadas con ensilados y suplementadas con concentrados de diferente contenido en proteína (Castillo *et al.*, 2001), imputable a la mayor digestibilidad de la materia seca del presente trabajo, aunque la ingestión y número de días en leche es superior en este experimento, pero de similar producción lechera. Para el conjunto de datos, las relaciones kilos de materia seca de heces por kilo de materia seca ingerida y kilos de materia seca de heces por kilo de leche, no difieren entre tratamientos y N ingerido, con valores medios de 0,15 y 0,18 kg/kg respectivamente (Tabla 3). Los resultados aquí obtenidos son inferiores a los señalados por Castillo *et al.* (2001) y similares para la segunda relación a los publicados por Dinn *et al.* (1998) de 0,24 y 0,17 kg/kg respectivamente, en vacas multíparas en el primer tercio de la lactación, alimentadas con raciones totales mezcladas de diferente concentración proteica, así mismo, son inferiores a 0,28 y 0,26 kg/kg señalados por Salcedo (2006) en raciones a pastoreo o con ensilados, ambas con mínimo aporte de concentrado.

Al aumentar el porcentaje de proteína del concentrado la digestibilidad de la materia seca (dMS), materia orgánica (dMO), nitrógeno (dN) y fibra ácido detergente (dFAD) no mejoró, excepto dN ( $P < 0,001$ ) para el consumo de N, con valores medios de 81,2%, 82,4%, 61,9% y 78,7% respectivamente (Tabla 3). El que no se observaran diferencias de digestibilidad entre concentrados, puede tener su origen en el equilibrio y sincronización a nivel ruminal entre el nitrógeno degradable y la energía metabolizable (NDR/MJ EM), con valores medios para dicha relación de 1,13, 1,22 y 1,26 g NDR/MJ EM (Tabla 4), semejantes a 1,25 señalado por el ARC (1980) como índice estimativo de la síntesis de proteína microbiana. No obstante, dicha relación incrementó linealmente ( $P < 0,001$ ) conforme lo hace la ingestión de N, sin diferencias significativas en la interacción concentración\*N ingerido (Tabla 3), atribuido al estrecho rango en la relación NDR/MJ EM (1,01 a 1,34).

Por el contrario, la dFND incrementó cuadráticamente al aumentar la proteína del concentrado ( $P < 0,001$ ), registrándose la mayor digestibilidad (67%) en el concentrado PB18,9%, resultados semejantes a los indicados por Dinn *et al.* (1998) y coincidentes para la dFAD. La concentración de N en las heces incrementó linealmente ( $P < 0,001$ ) conforme aumentó el porcentaje de proteína del concentrado (Tabla 4), equivalente a 24 g por 100 g de proteína ( $r^2 = 0,57$   $P < 0,001$ ), sin diferencias respecto al N ingerido (Tabla 4). Para el conjunto de datos, el N/kg MS de heces fue 28,3 g/kg, dentro del rango de 24,4 a 32,3 g N/kg MS señalado por Powell *et al.* (2006), con mínimos de 24,3 g/kg en PB15,7% y máximos de 31,4 g/kg en PB21,7%, coincidente éste último con el publicado por Castillo *et al.* (2001) en vacas lecheras alimentadas con ensilados y concentrados del 21% de proteína. La concentración de N amoniacal en las heces fue superior en los concentrados PB18,9% y PB21,7% ( $P < 0,01$ ), sin diferencias significativas entre ambas, y  $P < 0,01$  respecto al N ingerido (Tabla 4). Los resultados aquí obtenidos son ligeramente superiores a los señalados por Misselbrook y Powell (2005) en vacas alimentadas con el 17% de PB y 26 % de FND; debido posiblemente a alguna contaminación por orina. Las variables mejor relacionadas con el contenido de N-NH<sub>4</sub> en heces (Tabla 5) fueron la ingestión de materia seca ( $r = 0,54^{**}$ ), consumo de almidón ( $r = 0,57^{**}$ ), digestibilidad del N ( $r = 0,43^*$ ) y el contenido de N en las heces ( $r = 0,60^{**}$ ).

A la vista del análisis de correlación simple (Tabla 5), la concentración de N en heces se relacionó positivamente con el porcentaje de proteína del concentrado ( $r = 0,75$ ;  $P < 0,01$ ); ingestión de almidón ( $r = 0,38$ ;  $P < 0,05$ ); digestibilidad de la materia seca (dDM) ( $r = 0,39$   $P < 0,05$ ); materia orgánica (dOM) ( $r = 0,44$ ;  $P < 0,01$ ); fibra ácido detergente (dADF) ( $r = 0,42$ ;  $P < 0,05$ ) y  $r = 0,51$

( $P < 0,01$ ) la fibra neutro detergente (dNDF). Por contra, la relación C:N lo hizo de forma negativa con la concentración de proteína ( $r = -0,59$   $P < 0,01$ ); consumo de almidón ( $r = -0,39$ ;  $P < 0,01$ ); dDM ( $r = -0,72$ ;  $P < 0,01$ ); dOM ( $r = -0,78$ ;  $P < 0,01$ ); dADF ( $r = -0,66$ ;  $P < 0,01$ ) y  $r = -0,57$  ( $P < 0,01$ ) la dNDF. Los valores de la relación C:N se sitúan dentro del rango de 11,7 a 18,3 señalado por Powell *et al.* (2006); la mayor correspondió al concentrado PB15,7% ( $P < 0,05$ ), sin diferencias significativas entre PB18,9 y PB21,7%.

**Tabla 3.** Excreción de heces y digestibilidad.

	Concentración Proteína				Significación					
	15,7%	18,9%	21,7%	SE	P	N ing/d	Conc * N ing	L	C	
Heces (kg/d)	19,9	19,4	19,4	0,37	NS	*	NS	NS	NS	
MS heces (kg/d)	3,68	3,48	3,64	0,07	NS	NS	NS	NS	NS	
dMS (%)	80	82	81	0,4	NS	NS	NS	NS	NS	
N heces (g/d)	88	101	113	0,99	***	***	**	***	NS	
Heces/kg MSi	1,05	1,0	0,98	0,02	NS	NS	NS	NS	NS	
Heces/kg leche	0,85	0,80	0,78	0,01	NS	**	NS	NS	NS	
MS heces/kg MSi	0,19	0,18	0,18	0,007	NS	NS	NS	NS	NS	
dN	79	79	78	0,3	NS	***	NS	NS	NS	
N orina (g/d)	217	260	295	8,66	***	***	NS	***	NS	
FND heces (kg/d)	2,34	2,11	2,31	0,05	NS	*	NS	NS	NS	
dFND	59	67	64	0,9	***	NS	NS	**	**	
FAD heces (kg/d)	1,51	1,38	1,37	0,04	NS	NS	NS	NS	NS	
dFAD	58	63	64	0,1	NS	NS	NS	NS	NS	
MO (kg/d)	3,14	2,94	3,09	0,06	NS	NS	NS	NS	NS	
dMO	81	83	82	0,4	NS	NS	NS	NS	NS	
P (g/d)	28,9	27,8	28,7	1,7	NS	NS	NS	NS	NS	
dP	50,9	57,9	58,9	1,5	NS	**	NS	NS	NS	
% granos	0,21	0,27	0,33	0,01	*	***	*	***	NS	

ES: Error estándar de la diferencia de medias; L: término lineal; C: término cuadrático; \*\*\*,  $P < 0,001$ ; \*\*  $P < 0,01$ ; \*  $P < 0,05$ ; NS: no significativo.

**Tabla 4.** Composición química de las heces.

	Concentración proteína				Significación					
	15,7%	18,9%	21,7%	ES	P	N ing/d	Conc * N ing	L	C	
MS heces (%)	18,3	17,9	18,7	0,26	NS	NS	NS	NS	NS	
N heces (%)	0,44	0,52	0,58	0,009	***	NS	NS	***	NS	
N heces (g/kg MS)	24,3	29,3	31,4	1,11	NS	NS	NS	***	NS	
N-NH <sub>3</sub> (g/kg MS)	4,42	5,93	5,90	0,54	NS	**	NS	NS	NS	
FND (%)	63,8	60,4	63,3	0,76	NS	NS	NS	NS	NS	
FAD (%)	41,2	39,3	37,8	0,95	NS	NS	NS	NS	NS	
MO (%)	85	84,2	84,8	0,3	NS	NS	NS	NS	NS	
pH	6,98	6,86	7,55	0,09	**	NS	NS	***	NS	
CE (mS/cm)	8,77	10,9	10,8	1,4	NS	NS	NS	NS	NS	
C:N	20,6	16,9	15,9	0,54	**	***	NS	***	NS	
P (%)	0,79	0,79	0,78	0,043	NS	NS	NS	NS	NS	

ES: Error estándar de la diferencia de medias; L: término lineal; C: término cuadrático; \*\*\*,  $P < 0,001$ ; \*\*  $P < 0,01$ ; \*  $P < 0,05$ ; NS: no significativo.

De igual forma, la excreción diaria de N en heces y orina incrementó linealmente ( $P < 0,001$ ) conforme aumenta la concentración de proteína (Tabla 3) y  $P < 0,001$  el N ingerido, resultados similares a los indicados por Castillo *et al.* (2001) y Salcedo (2006). En cualquier caso, el N ingerido es la variable mejor relacionada con la excreción de N en heces, orina y leche; así, por cada gramo de N ingerido superior a 355 g/d y, dentro del rango (355 a 564 g/d) se excretan 0,15 g/g de N en heces ( $r^2 = 0,67$ ;  $P < 0,001$ ); 0,76 g/g de N en orina ( $r^2 = 0,96$ ;  $P < 0,001$ ) y 0,088 g/g de N en leche ( $r^2 = 0,37$ ), pendientes similares a 0,2 y 0,12 g/g para las heces y leche respectivamente señaladas por Castillo *et al.* (2001) e inferiores a 0,31 g/g en heces y 0,36 g/g para la orina, y

ligeramente superior a 0,074 g/g para la leche indicado por Salcedo (2006), en raciones basadas en forraje con mínimo aporte de concentrado. Tanto el porcentaje de N excretado respecto al ingerido de las heces como de la orina no difiere entre tratamientos, con valores medios del 21% y 53,7% respectivamente.

Los porcentajes de materia seca, fibra neutro y ácido detergente y conductividad eléctrica (mS/cm) de las heces no difieren entre tratamientos, con valores medios de 18,3%, 62,5%, 39,4% y 10,2 mS/cm respectivamente (Tabla 4). Para la materia seca y fibra neutro y ácido detergente, los resultados aquí obtenidos son ligeramente superiores a los señalados por Ireland-Perry y Stallings (1993) en raciones totales mezcladas, variando la concentración de proteína en la dieta y, semejantes a las publicadas por Van Horn *et al.* (1994) en vacas que consumen 17,8 kg de MS y 22,7 kg de leche. Por su parte Ireland-Perry y Stallings (1993) observaron excretas más líquidas cuando la ingestión de proteína supera a las necesidades; sin embargo, existen pocos trabajos que analicen la relación entre la ingestión de proteína y la consistencia fecal de las vacas lecheras. Shellenberger y Kesler (1961) observaron en vacas de alta producción mayor contenido de humedad en heces, posiblemente debido a una digestión más completa en este tipo de vacas tal y como señala Ewing y Smith (1997), resultado coincidente con el presente experimento, donde la digestibilidad de la materia seca fue elevada ( $r = -0,67^{**}$ ) y  $r = -0,54^{**}$  en la digestibilidad de la fibra ácido detergente (Tabla 5). El pH de las heces varió significativamente entre concentrados ( $P < 0,01$ ), incrementando linealmente ( $P < 0,001$ ) conforme lo hace la concentración proteica del concentrado (Tabla 4), con aumentos de 0,09 puntos ( $r^2 = 0,21$ ;  $P < 0,01$ ) por unidad porcentual de incremento en la concentración proteica de la mezcla, sin diferencias respecto al N ingerido.

**Tabla 5.** Coeficientes de correlación para todos los datos combinados. MSI: materia seca ingerida; FNDI: fibra neutro detergente ingerida;  $** P < 0,01$ ;  $* P < 0,05$ .

	PB (%)	MSI (kg)	FNDI (kg)	PB (kg)	dMD (%)	dMO (%)	dFAD (%)	dFND (%)	dN (%)	Heces (kg)	MS Heces (%)	MS Heces (kg)	N Heces (%)	FND Heces (%)	MO Heces (%)	FAD Heces (%)	pH Heces	CE Heces (mS/cm)	C:N Heces	N Heces (g/d)	N Orina (g/d)	NH <sub>3</sub> /m <sup>3</sup>	NH <sub>3</sub> /100 g
PB	1	0,12	0,27	0,73**	0,15	0,20	0,32	0,34*	-0,08	-0,10	0,11	-0,03	0,75**	-0,04	-0,05	-0,25	0,46**	0,10	-0,59**	0,87**	0,65**	0,39**	0,32
MSI		1	0,43**	0,76**	0,41*	0,40*	0,35*	0,18	0,79**	0,6**	-0,27	0,37*	-0,16	0,03	0,02	-0,15	0,07	0,38*	-0,04	0,36*	0,81**	-0,11	0,54**
FNDI			1	0,51**	0,02	0,03	-0,05	0,56**	0,44**	0,15	0,30	0,35*	0,10	0,39*	0,18	0,16	0,23	-0,16	0,03	0,30	0,49**	-0,12	0,24
PB				1	0,35*	0,38*	0,4*	0,36*	0,50**	0,33*	-0,07	0,25	0,38*	0,02	-0,03	-0,21	0,36*	0,31	-0,39**	0,82**	0,98**	0,16	0,57**
dMS					1	0,99**	0,72**	0,63**	0,32	-0,26	-0,67**	-0,69**	0,39*	-0,06	-0,32	-0,14	-0,09	0,34*	-0,72**	0,22	0,37*	-0,08	0,26
dMO						1	0,74**	0,65**	0,25	-0,22	-0,54**	-0,47**	0,42*	-0,07	-0,4**	-0,16	-0,05	0,37*	-0,78**	0,29	0,39*	-0,06	0,27
dFAD							1	0,41*	0,11	-0,14	-0,54**	-0,47**	0,42*	-0,18	-0,27	-0,7**	-0,03	0,36	-0,66**	0,38*	0,41*	0,04	0,27
dFND								1	0,22	-0,38*	-0,18	-0,47**	0,51**	-0,10	-0,12	0,01	0,04	0,001	-0,57**	0,27	0,33*	0,02	0,17
dN									1	0,34*	-0,03	0,30	-0,32	0,01	0,29	0,10	-0,01	0,20	0,26	-0,07	0,59**	-0,24	0,43*
Heces										1	-0,23	0,73**	-0,64*	0,02	0,001	-0,05	-0,06	0,19	0,38*	0,16	0,36*	0,018	0,31
MS (%)											1	0,48**	0,08	0,09	0,44**	0,19	0,33*	-0,31	0,51**	-0,08	-0,11	-0,02	-0,16
MS (kg)												1	-0,52**	0,10	0,34	0,05	0,16	-0,05	0,70**	0,08	0,26	-0,006	0,15
N													1	0,001	-0,19	-0,20	0,37*	0,05	-0,80**	0,65**	0,29	0,27	0,04
FND														1	0,01	0,28	0,12	-0,27	0,03	0,02	-0,01	-0,22	-0,03
MO															1	0,04	0,02	-0,34*	0,48**	-0,23	0,01	0,06	-0,078
FAD																1	0,01	-0,24	0,25	-0,28	-0,21	-0,14	-0,14
pH																	1	0,38*	-0,11	0,42*	0,31	0,27	0,28
CE																		1	-0,21	0,23	0,32	0,09	0,39*
C:N																			1	-0,64**	-0,33	0,24	-0,13
N (g/d)																				1	0,74**	0,38*	0,35*
N orina (g/d)																					1	0,1	0,60**
NH <sub>3</sub> /m <sup>3</sup>																						1	0,003
NH <sub>3</sub> /100 g																							1

Como conclusiones señalamos que en dietas de vacas lecheras y primíparas a mitad de lactación, alimentadas con raciones totales mezcladas a base de ensilado de maíz, heno de alfalfa y concentrados de diferente contenido proteico, con el objetivo de minimizar las excretas sólidas, sin modificar la producción y composición química de la leche, no parece recomendable incrementar la concentración de proteína del concentrado por encima del 18,9%.

### AGRADECIMIENTOS

Los autores desean agradecer a la Consejería de Medioambiente del Gobierno de Cantabria la financiación del proyecto 05-640.02-2174 titulado “Gestión Ambiental de los Purines del Vacuno Lechero en Cantabria”, que posibilitó este trabajo.

### REFERENCIAS

ARC (1980). *The Nutrient Requirements of Ruminant Livestock*. Agricultural Research Council. Commonwealth Agricultural Bureau. Farnham Royal, UK.

- Beever, D.E., Reynolds, C.K. (1994). Forage quality, feeding value and animal performance. *In*: Frane, J., Mannetje, L. (eds.). *Grassland and Society. Proceedings of the 15th General Meeting of the European Grassland Federation*, 48-60. Wageningen, The Netherlands.
- Bruchem, J.B., Boch, M.W., Oosting, S.J. (1991). Nitrogen efficiency of grassland-based dairy farming – New perspectives using an integrated approach. *In*: Groen, G.E., Bruchem, J.V. (eds.). *Utilisation of Local Feed Resources by Dairy Cattle*, 99-101. EAAP Publications, 84. Wageningen Press. Wageningen, The Netherlands.
- Castillo, A.R., Kebreab, E., Beever, D.E., Barbi, J.H., Sutton, J.D., Kirby, H.C., France, J. (2001). The effect of energy supplementation on nitrogen utilization in lactating dairy cows fed grass silage diets. *Journal of Animal Science*, **79**(1), 240-246.
- Dinn, N.E., Shelford, J.A., Fisher, L.J. (1998). Use of the Cornell net carbohydrate and protein system and rumen-protected lysine and methionine to reduce nitrogen excretion from lactating dairy cow. *Journal of Dairy Science*, **81**(1), 229-237.
- Goering, H.K., Van Soest, P.J. (1970). Forage fiber analysis. *Ag. Handbok N° 379*. ARS-USDA. Washington DC, USA.
- Gonda, H.L., Emanuelson, M., Murphy, M. (1996). The effect of roughage to concentrate ratio in the diet on nitrogen and purine metabolism in dairy cows. *Animal Feed Science and Technology*, **64**(1), 27-42.
- Hermansen, J.E., Ostensen, S., Justesen, N.C., Aaes, O. (1999). Effects of dietary protein supply on caseins, whey proteins, proteolysis and renneting properties in the milk from dairy cows grazing clover or N fertilized grass. *Journal of Dairy Research*, **66**(2), 193-205.
- Ireland-Perry, R.L., Stallings, C.C. (1993). Fecal consistency as related to dietary composition in lactating Holstein cow. *Journal of Dairy Science*, **76**(4), 1074-1082.
- Journet, M., Champredon, C., Pion, R., Verite, R. (1983). Physiological basis of the protein nutrition of high producing cows: critical analysis of the allowances. *IVth International Symposium Protein Metabolism and Nutrition*, 433-447. INRA Publications. Versailles, France.
- Keady, T.W.J., Murphy, J.J. (1998). The effects of ensiling and supplementation with sucrose and fish meal on forage intake and milk production of lactating dairy cows. *Animal Science* **66**(1), 9-20.
- Kristensen, V.F., Kristensen, T., Aaes, O., Hansen, O.K. (1998). The amount and composition of cattle faeces and urine and excretion of N, P and K in faeces and urine. *In*: Poulsen, H.D., Kristensen, V.F. (ed.). *A Renovation of the Danish Standard Values Concerning the Nitrogen, Phosphorus and Potassium Content of Manure*, 108-141. Danish Institute of Agricultural Science. Ministry of Food, Agriculture and Fisheries.
- Lines, L.W., Weiss, W.P. (1996). Use of nitrogen from ammoniated alfalfa hay, urea, soybean meal and animal protein meal by lactating cows. *Journal of Dairy Science*, **79**(11), 1992-1999.
- MAFF (1984). *Energy Allowances and Feeding Systems for Ruminants*. Reference book, 443. Her Majesty's Stationary Office. London, UK.
- McCormick, M.E., French, D.D., Brown, T.F., Cuomo, G.J., Chapa, A.M., Fernandez, J.M., Beatty, J.F., Blouin, D.C. (1999). Crude protein and rumen undegradable protein effects on reproduction and lactation performance of Holstein cows. *Journal of Dairy Science*, **82**(12), 2697-2708.
- Misselbrook, T.H., Powell, J.M. (2005). Influence of bedding material on ammonia emissions from cattle excreta. *Journal of Dairy Science*, **88**(12), 4304-4312.
- NRC (2001). *Nutrient Requirements for Dairy Cattle*. 7th ed. National Research Council, Washington, DC, USA.
- Peyraud, J.L., Verite, R., Delaby, L. (1995). Nitrogen excretion by dairy cows: effect of the diet and of the level of production. *Fourrages*, **142**, 131-144.
- Powell, J.M., Wattiaux, M.A., Broderick, G.A., Moreira, V.R., Casler, M.D. (2006). Dairy diet impacts on fecal chemical properties and nitrogen cycling in soils. *Soil Science Society America Journal*, **70**(3), 786-794.
- Riveros, E., Argamentería, A. (1987). Métodos enzimáticos de la predicción de la digestibilidad in vivo de la materia orgánica de forrajes. 1. Forrajes verdes. 2. Ensilados y pajas. *Avances en Producción Animal*, 12-49.
- Salcedo, G. (2000). Degradabilidad ruminal de la hierba en praderas aprovechadas bajo pastoreo rotacional, en la zona costera de Cantabria. *Investigación Agraria: Producción y Sanidad Animales*, **15**(3), 125-135.
- Salcedo, G. (2006). Uso sostenible del nitrógeno en la alimentación de vacas lecheras. *Documentos Técnicos de Medio Ambiente*. Consejería de Medio Ambiente del Gobierno de Cantabria.

- Shellenberger, P.R., Kesler, E.M. (1961). Rate of passage of feeds through the digestive tract of Holstein cows. *Journal of Animal Science*, **20**(3), 416-419.
- SSPS 11 (2002). *Guía para Análisis de Datos*. Ed. McGraw-Hill.
- Tamminga, S. (1992). Nutrition management of dairy cows as a contribution to pollution control. *Journal of Dairy Science*, **75**(1), 345-357.
- Tamminga, S., Verstegen, M. (1996). Implications of nutrition of animals on environmental pollution. **In:** Garnsworthy, P.C., Haresign, W., Cole, D.J.A. (ed.). *Recent Advances in Animal Nutrition*, 113-130. Nottingham University Press. Nottingham, UK.
- Valk, H., Hobelink, M.E.J. (1992). Supplementation of grazing dairy cows to reduce environmental pollution. *Proceedings of 14th General Meeting of the European Grassland Federation*, 400-405. Lathi, Finland.
- Van Horn, H.H., Wilkie, A.C., Powers, W.J., Nordstedt, R.A. (1994). Components of dairy manure management systems. *Journal of Dairy Science*, **77**(7), 2008-2030.
- Van Soest, P.J., Robertson, J.B., Lewis, B.A. (1991). Methods for dietary fiber, neutral detergent fiber and non starch polysaccharides in relation to animal nutrition. *Journal of Dairy Science*, **74**(10), 3583-3597.
- Wright, T.C., Moscardini, S., Luimes, P.H., Susmel, P., McBride, B.W. (1998). Effects of rumen undegradable protein and feed intake on nitrogen balance and milk protein production in dairy. *Journal of Dairy Science*, **81**(3), 784-793.
- Wu, Z., Satter, L.D. (2000). Milk production during the complete lactation of dairy cows fed diets containing different amounts of protein. *Journal of Dairy Science*, **83**(5), 1042-1051.



## Composición química del purín en las explotaciones lecheras de Cantabria y su relación con la nutrición

Gregorio Salcedo<sup>\*1</sup>, Luis Martínez-Suller<sup>2</sup>, Iñaki Tejero<sup>2</sup>, Carlos Rico<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Departamento de Tecnología Agraria. I.E.S. "La Granja". 39792 - Heras. Cantabria.

<sup>2</sup>Departamento de Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente. E.T.S. de Ingenieros de Caminos Canales y Puertos. Universidad de Cantabria. Av. de los castros, s/n. 39005 - Santander.

\* Autor de contacto: gregoriosalce@ono.com

### Resumen

Se analizó la composición química del purín de 13 explotaciones lecheras de Cantabria durante los meses de diciembre-2006 a noviembre-2007. Los resultados mostraron un amplio rango: 0,94-28,4% para la materia seca; 0,16-59,5% para las cenizas; 5,86-8,58 para el pH; 3,05-29,5 mS/cm para la conductividad eléctrica; 0,06-0,64% para el NTK; 10,3-88% para la relación N-NH<sub>4</sub>/N y 0,03-2,2% para el fósforo. Entre sistemas de producción, el NH<sub>4</sub> por 100 g de NTK, el pH y la conductividad eléctrica fueron mayores en los intensivos ( $P < 0,001$ ) que en los semiintensivos. El contenido en N del purín no difirió entre vacas y novillas, pero sí ( $P < 0,001$ ) el fósforo, mayor en aquellas. En vacas lecheras, la concentración de NTK del purín no se relacionó con el porcentaje de forraje o concentrado incluido en la dieta, independientemente del sistema de producción, al igual que para la concentración de proteína bruta o energía neta de leche de la ración. Sí existía una ligera correlación ( $r = 0,18$ ;  $P < 0,05$ ) respecto al consumo de proteína bruta (kg/d). La variable mejor relacionada con el contenido en NTK del purín, tanto en vacas como en novillas, es su porcentaje en materia seca ( $r = 0,56$ ;  $P < 0,01$  y  $r = 0,55$ ;  $P < 0,05$  respectivamente). En vacas lecheras, la concentración de N-NH<sub>4</sub> por 100 g de NTK tampoco se ve afectada por la proporción de forraje o concentrado y sí ( $r = 0,35$ ;  $P < 0,01$ ) por el porcentaje de proteína bruta de la dieta. El menor pH registrado en los sistemas semiintensivos está relacionado con el menor consumo de proteína ( $r = 0,29$ ;  $P < 0,33$ ). Se concluye que la proporción de forraje o concentrado en la dieta, no parece afectar a la concentración de nitrógeno y fósforo del purín. Las explotaciones de mayor relación cuota/superficie presentan mayores contenidos de nitrógeno en el purín, sin diferencias para el fósforo.

### Palabras clave

Alimentación; Purín; Vacuno lechero.

## INTRODUCCIÓN

El purín es considerado como una mezcla de heces, orina, cama (paja, arena, etc.), agua de limpieza, restos de animales (pelos, etc.) y agua de lluvia, en el caso de fosas abiertas. Salcedo (2006), en dietas basadas en ensilados y pastoreo con mínimo aporte de concentrado (3,55  $\pm$  1,5 kg materia seca vaca y día), estima una producción anual de 13300 y 8000 kg de heces frescas y orina respectivamente. La producción y composición química del purín de vacuno lechero varía con el nivel de producción láctea, consumo de materia seca, concentración de nutrientes, digestibilidad de la dieta (Van Horn *et al.*, 1994; Salcedo, 2006), condiciones climáticas, ventilación, pérdidas en el estercolero (Lawrence *et al.*, 2003) y tipo de animal (Van Horn *et al.*, 1994).

Según Thompson y Troeh (1988) los principales elementos que definen al purín son los contenidos de nitrógeno (N), fósforo (P) y potasio (K). Del total de nutrientes contenidos en los purines, una fracción es inmediatamente asimilable por las plantas, y otra sufre descomposición hasta estar disponible en forma inorgánica. El nitrógeno de los purines básicamente existe en forma orgánica y amoniacal.

El objetivo de este trabajo se centra en caracterizar la composición físico-química del purín de explotaciones lecheras de Cantabria y en estudiar su relación con parámetros nutricionales.

## MATERIAL Y MÉTODOS

El purín estudiado procedía de 13 explotaciones lecheras (9 intensivas y 4 semiintensivas), monitorizadas durante un año (diciembre-2006 a noviembre-2007). El criterio para definir el grado de intensificación de las explotaciones se realizó en función de la utilización o no de carro mezclador. El porcentaje de concentrado incluido en la dieta fue de  $51,4 \pm 8,4$  y  $42,2 \pm 7,5\%$  en las explotaciones intensivas y semiintensivas respectivamente. Las características de las explotaciones figuran en la Tabla 1, con rangos variables de 10,6 a 1,7 UGM/ha y de 15953 a 6309 kg de leche por vaca y año. El 38,5% de las explotaciones tenían fosa cubierta, el 38,5% abierta y el 23% parcialmente cubierta. El volumen medio de fosa era de  $546 \pm 500$  m<sup>3</sup>, equivalentes a 4,5 m<sup>3</sup> por UGM. Una de las explotaciones separaba la fracción sólida de la líquida, vendiendo la primera a una empresa de jardinería y usando la fracción líquida como fertilizante para cultivos forrajeros (veza-avena y maíz) para ensilado. Tres explotaciones tenían fosas independientes para vacas y novillas. La mayoría de las explotaciones disponían de arrobadera como sistema de limpieza. En una de ellas el suelo de la estabulación era emparrillado, y la limpieza se hacía con agua. El sistema de aplicación del purín era convencional, con cuba. Ninguna de las explotaciones inyectaba el purín.

Las muestras de purín se obtuvieron directamente de la fosa con un tubo toma-muestras de 2 metros de longitud diseñado para tal efecto, recogiendo un volumen de 2 litros y depositándolo en un contenedor de plástico con cierre hermético. El purín fresco fue analizado respecto a su contenido en nitrógeno total (NTK) y amoniacal (N-NH<sub>4</sub>) con el equipo Kjeltac<sup>TM</sup> 2300, el pH con un peachímetro Crison BasiC20, la conductividad eléctrica (CE) con un conductímetro Crison GLP31, la materia seca (MS) en estufa a 80°C durante 24 horas, las cenizas por incineración de la muestra a 550°C y el fósforo (P) sobre cenizas por el método colorimétrico del nitro-molibdo-vanadato con el analizador FIAstar 5000. Se estimó la relación C/N. Los datos fueron analizados con el SSPS 12 como un diseño experimental de bloques al azar, tomándose como bloques cada una de las explotaciones y como repetición el mes de muestreo. Además, se realizó un análisis de componentes principales para la composición del purín según cuota y superficie.

**Tabla 1.** Características de las explotaciones.

	Superficie (ha)	Pradera (ha)	Maíz (ha)	Cuota (t)	Vacas lecheras	UGM/ha	Leche/kg vaca/año	Volumen fosa (m <sup>3</sup> )	m <sup>3</sup> fosa /UGM
Media	30,9	20,4	8,7	776	76	4,24	11402	546	4,52
Máximo	70	34	50	2050	160	8,04	15953	1700	10,6
Mínimo	13	0	0	210	31	2,07	6309	97	1,7
sd	14,9	9	13,3	492	33	1,49	1985	500	3,2
Intensivas	34,8	20,8	11,5	944	86	4,45	12064	647	4,9
sd	15,5	10,1	14,7	498	32	1,63	1678	537	2,8
Semiintens.	20,8	19,4	1,38	395	50	3,67	9605	318	3,6
sd	5,3	5	2,3	144	15	0,84	1608	298	2,8

sd: desviación estándar.

## RESULTADOS Y CONCLUSIONES

La composición química de los purines estudiados figura en la Tabla 2. Para el conjunto de datos, los contenidos de materia seca fueron significativamente diferentes ( $P < 0,001$ ), con valores medios de 10,8%, mínimos de 0,94% y máximos de 28,4%, con una variabilidad entre explotaciones del 38,7% (Figura 1), sin diferencias significativas entre los sistemas semiintensivos e intensivos y porcentajes medios de 10,2% y 10,6% respectivamente (Tabla 2). Estos resultados son similares a los indicados por Ainara *et al.* (2007) en el País Vasco, superiores al 6,01% señalado por Mangado *et al.* (2007) en Navarra y al 6,53% recogido por Castro *et al.* (1998) en Galicia. Entre vacas y novillas, el mayor porcentaje ( $P < 0,001$ ) corresponde a las novillas (Tabla 2), posiblemente debido al mayor concentración de forrajes fibrosos incluidos en la dieta.



Para el conjunto de explotaciones, el contenido de N del purín no fue diferente, con porcentajes medios del 0,38% (Tabla 2 y Figura 1), sin diferencias significativas entre sistemas de producción (0,36% y 0,39% para los semiintensivos e intensivos respectivamente) ni entre vacas (0,38%) y novillas (0,41%) (Tabla 2). Para las condiciones de Cantabria, las concentraciones aquí obtenidas son superiores al 0,25% en los sistemas intensivos del norte de Italia (Provolo y Martínez-Suller, 2004) y del 0,24% en Navarra (Mangando *et al.*, 2007). Posiblemente, que la concentración de N en el purín de las novillas sea mayor cabe imputarlo a la superior proporción de forraje incluido en la dieta, con mayor contenido en proteína ligada a la fibra ácido detergente, dando lugar a una menor utilización del N (Salcedo, 2007), excretándose más nitrógeno en heces.

**Tabla 2.** Composición química del purín según sistema de producción y tipo de animal.

Parámetro	MS (%)	NTK (%) <sup>1</sup>	N-NH <sub>4</sub> (% N) <sup>1</sup>	N orgánico (%) <sup>1</sup>	Cenizas (%) <sup>2</sup>	pH	P (%) <sup>2</sup>	CE (mS/cm) <sup>1</sup>	C/N
<i>Conjunto</i>									
Media	11,2	0,38	39,9	0,23	25,5	7,13	0,67	15,6	12,5
N	176	176	172	172	176	176	176	173	176
CV	38,7	26,3	28,5	33,4	53,3	6,6	50,7	39,2	50,6
Mínimo	0,94	0,06	10,3	0,05	0,16	5,86	0,03	3,05	2,26
Máximo	28,4	0,64	88,0	0,44	62,7	8,5	2,23	29,5	49,7
Significación	***	NS	***	***	***	***	***	***	***
<i>Vacas lecheras</i>					<i>Semiintensivo</i>				
Media	10,2	0,36	36,4	0,23	26,4	6,95	0,7	12,1	11,9
N	36	36	34	34	36	36	36	36	36
CV	36,4	21,9	23,6	30,8	38,7	1,1	40	37	21
Mínimo	2,6	0,14	10,3	0,069	13,1	5,86	0,28	3,14	7,26
Máximo	22,2	0,49	52,2	0,373	59,5	7,84	1,85	19,9	19,3
<i>Vacas lecheras</i>					<i>Intensivo</i>				
Media	10,6	0,39	43,8	0,22	27,1	7,19	0,74	16,6	12,4
N	140	140	138	138	140	140	140	137	140
CV	94,6	28,2	30,9	37,2	50,1	6,11	51,9	34,3	60,7
Mínimo	0,94	0,06	6,4	0,05	5,2	6,4	0,03	3,05	1,7
Máximo	28,4	0,64	91,5	0,45	62,7	8,58	2,23	29,5	49,7
Significación	NS	NS	***	NS	NS	***	NS	***	NS
<i>Tipo animal</i>									
Vacas	10,5	0,38	42,2	0,22	26,9	7,13	0,73	15,6	12,3
CV	42,7	28,1	26,6	34,1	57,3	6,15	57,6	37	48,3
Novillas	13,4	0,41	32,3	0,27	16,9	7,53	0,49	10,1	16,3
CV	17,8	24,1	32,3	25,5	41,8	6,37	30,6	56,7	22,1
Significación	***	NS	***	***	**	***	*	***	**

NS: no significativo; \* P < 0,05; \*\* P < 0,01; \*\*\* P < 0,001; <sup>1</sup>sobre materia fresca; <sup>2</sup>sobre materia seca.

En las condiciones del estudio, el contenido en N del purín no se relaciona con la proporción de forraje o concentrado incluido en la ración alimenticia, independientemente del sistema de producción. De igual forma y para las vacas lecheras, no se observó correlación entre el N del purín y las concentraciones de proteína bruta y energía neta de leche de la ración. Sí se observó, en cambio, relación ( $r = 0,18^*$ ) con el consumo de proteína bruta (kg/d). Por su parte, Mangado *et al.* (2007) señalan para el vacuno lechero contenidos de 2,45 kg de N por tonelada de purín fresco, inferiores a los de este trabajo de 3,83 kg/t, semejantes a los señalados por Castro *et al.* (1998) y Ainará *et al.* (2007), e inferiores a los 4,5 kg/t indicados por Van Kessel y Reeves (2000). Las variables mejor relacionadas con el contenido de N del purín e independientemente del tipo de animal, son el contenido en materia seca y la concentración de N-amoniaco (Tablas 3 y 4), tanto en vacas lecheras como en novillas. Para cada incremento en una unidad porcentual de materia seca, y dentro del rango 0,94-28,4%, el contenido en N aumenta 0,013 y 0,023 unidades porcentuales para las vacas lecheras y las novillas respectivamente. Por su parte, Van Kessel y Reeves (2000)

también observaron concentraciones de N mayores en purines con contenidos de materia seca superiores al 12%.

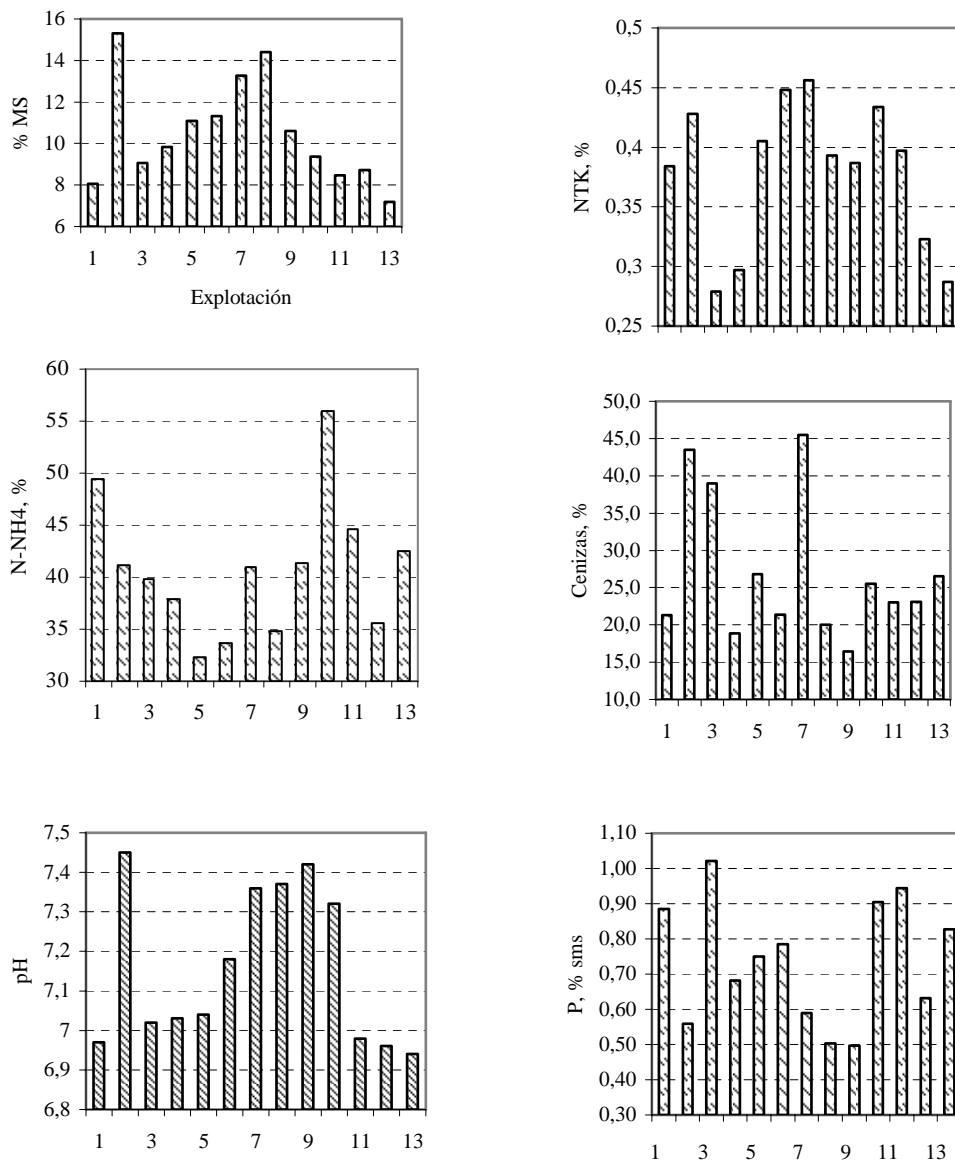


Figura 1. Composición química del purín por explotación.

Tabla 3. Correlaciones de la composición físico-química del purín de vacas lecheras.

Parám.	NTK	N-NH <sub>4</sub>	N-NH <sub>4</sub> <sup>1</sup>	pH	Cenizas	CE	C/N	P	F	C
MS	0,56**	0,23**	-0,20**	0,25**	NS	NS	0,56**	-0,48**	NS	NS
NTK	-	0,63**	-0,17*	0,22**	NS	0,27**	NS	NS	NS	NS
N-NH <sub>4</sub>		-	0,56**	0,23**	NS	0,56**	-0,30**	NS	NS	NS
N-NH <sub>4</sub> <sup>1</sup>			-	NS	NS	0,40**	-0,32**	NS	NS	NS
pH				-	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Cenizas					-	NS	NS	0,36**	NS	-0,16*
CE						-	-0,23*	0,16*	NS	NS
C/N							-	-0,39**	NS	0,19*
P								-	NS	NS

F: forraje en la dieta (%); C: concentrado en la dieta (%); NS: no significativo; \* P < 0,05; \*\* P < 0,01; <sup>1</sup>sobre N total.

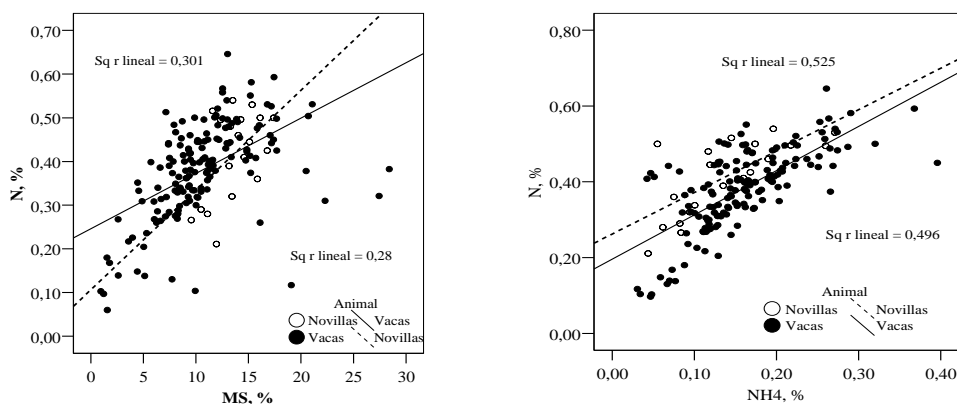
La concentración de N-NH<sub>4</sub> por 100 g de NTK para el conjunto de purines estudiados fue de 39,9% con máximos de 88,0% y mínimos de 10,3% y, diferente entre sistemas de producción (P < 0,001) y

tipo de animal ( $P < 0,001$ ; Tabla 2). Entre vacas y novillas, el N-amoniaco por 100 g de purín fresco están correlacionados positivamente con la concentración de N total (Tablas 3 y 4) y Figura 2. El contenido de N-amoniaco por tonelada de purín fresco para vacas y novillas fue 1,59 y 1,37 kg respectivamente, sin diferencias entre ambos y, entre sistemas mayor ( $P < 0,001$ ) en los intensivos (1,61 kg/t) que en los semiintensivos (1,27 kg/t). Los resultados aquí obtenidos son ligeramente superiores a 1,18 kg/t señalado por Mangado *et al.* (2007) y similares al 44% señalado por Provoló y Martínez-Suller (2004) y 40 g/100 g NTK indicado por Van Kessell y Reeves (2000) cuando se expresa sobre 100 g de N total. Posiblemente el tipo de fosa y días de almacenamiento del purín sea la causa de la mayor concentración de  $\text{NH}_4$  observado en este trabajo. Entre sistemas de producción, el porcentaje de forraje y concentrado en la dieta de vacas lecheras no se relacionó con el contenido de N- $\text{NH}_4$  por 100 g de purín y sí ( $r = 0,35$ ;  $P < 0,01$ ) respecto al consumo de proteína diaria (kg vaca y día) y ( $r = 0,33$ ;  $P < 0,01$ ) con el porcentaje de proteína bruta sobre materia seca incluido en la dieta.

**Tabla 4.** Correlaciones de la composición físico-química del purín de novillas.

	NTK	N- $\text{NH}_4$	N- $\text{NH}_4^1$	pH	Cenizas	CE	C/N	P
MS	0,55*	NS	NS	NS	-0,51*	NS	NS	NS
NTK	-	0,72**	NS	0,55**	NS	NS	-0,56*	NS
N- $\text{NH}_4$		-	0,92**	0,50*	NS	NS	-0,51*	NS
N- $\text{NH}_4^1$			-	NS	NS	NS	NS	NS
pH				-	NS	NS	NS	NS
Cenizas					-	0,48*	NS	0,58**
CE						-	NS	0,54*
C/N							-	NS
P								-

NS: no significativo; \*  $P < 0,05$ ; \*\*  $P < 0,01$ ; <sup>1</sup>sobre N total.



**Figura 2.** Relación entre los contenidos de N, MS y N- $\text{NH}_4$  del purín de vacas y novillas.

Para el conjunto de purines, el pH osciló entre 5,8 y 8,5 con un valor medio de 7,13, coincidente con Castro *et al.* (1998) y Van Kessell y Reeves (2000) y ligeramente superior al valor de 6,64 señalado por Mangado *et al.* (2007) en sistemas productores de leche intensivos. Entre sistemas, el menor pH ( $P < 0,01$ ) correspondió a los semiintensivos, con un valor medio de 6,95 (Tabla 2), imputable al menor consumo de proteína bruta ( $r = 0,29$ ;  $P < 0,01$ ). Sin embargo, este coeficiente de correlación es similar ( $r = 0,23$ ;  $P < 0,01$ ) a cuando el pH se relaciona con el porcentaje de proteína bruta de la dieta, sin diferencias significativas respecto a la concentración de concentrado o forraje incluidos (Tabla 3).

La conductividad eléctrica fue diferente entre sistemas de producción ( $P < 0,001$ ), con valores medios de 12,1 y 16,6 mS/cm en los semiintensivos e intensivos respectivamente. Estos valores son similares a los indicados por Mangado *et al.* (2007) y ligeramente superiores a los 11,7 mS/cm de las explotaciones intensivas del norte de Italia (Provoló y Martínez-Suller, 2004). Entre animales la

CE fue mayor ( $P < 0,001$ ) en vacas que en novillas (Tabla 2). No se obtuvieron relaciones significativas respecto a la proporción de forraje o concentrado en la dieta. No obstante, en vacas lecheras la conductividad eléctrica del purín se relacionó positivamente ( $r = 0,56$ ;  $P < 0,01$ ) con el contenido de N-amoniaco (Tabla 3) y, en menor medida con la concentración de  $N-NH_4$  % NTK ( $r = 0,40$ ;  $P < 0,01$ ). Las relaciones aquí obtenidas son inferiores a 0,77, valor señalado por Provolo y Martínez-Suller (2004) en purines de vacuno lechero. Por el contrario, en novillas no se obtuvo correlación, imputable al tipo de dieta.

La concentración de fósforo difiere entre explotaciones ( $P < 0,001$ ) (Figura 1), atribuible a la clase de animal (0,73% en vacas y 0,49% en novillas, sobre materia seca) y no, entre sistemas de producción, con porcentajes medios de 0,7 y 0,74 en los semiintensivos e intensivos respectivamente. Según el análisis de correlación simple (Tabla 3), el porcentaje de forraje o concentrado incluido en la dieta no parece afectar a la concentración de fósforo en el purín. Por el contrario, se observa una correlación negativa con el contenido en materia seca, positiva con las cenizas (Tabla 3) en el purín de vacas lecheras y positiva con las cenizas en el purín de novillas sin diferencias respecto a la materia seca (Tabla 4). En cualquier caso y para el conjunto de datos, el contenido medio de  $P_2O_5$  es de 1,52 kg/t de purín, sin diferencias entre intensivos y semiintensivos: 1,68 y 1,58 kg/t respectivamente, coincidente con Provolo y Martínez-Suller (2004) e inferior a los 2,04 kg/t señalado por Van Kessel y Reeves (2000). Estos autores observaron además concentraciones de fósforo superiores en purines con contenidos de materia seca superiores a 12% respecto a los de menos.

Para la composición físico-química del purín, el análisis de conglomerados K-medias en función de la cuota (toneladas) y superficie (hectáreas) permitió realizar tres agrupaciones (Figura 3). A la izquierda quedan las explotaciones con cuota y superficie media de 437 t y 21 ha, con menores contenidos en materia seca, cenizas, conductividad eléctrica y  $N-NH_4/100$  g N. A la derecha se agrupan las explotaciones de cuota y superficie intermedia (1144 t y 35,3 ha) con contenidos medios de materia seca, nitrógeno, pH, cenizas y conductividad eléctrica (Tabla 5). En el centro quedan las explotaciones de mayor cuota y superficie (1223 t y 57,5 ha). En todos los casos, el pH y la concentración en fósforo no difieren según el grupo.

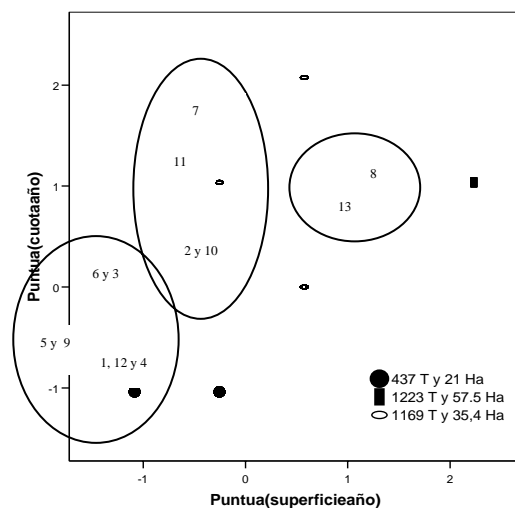


Figura 3. Distribución de las explotaciones.

Se concluye que para las condiciones de Cantabria y en el presente estudio, el porcentaje de forraje y concentrado en la dieta no parece afectar a las concentraciones de nitrógeno y fósforo del purín del vacuno lechero. Por el contrario, las explotaciones de mayor relación cuota/superficie presentan mayores contenidos de nitrógeno y cenizas, sin diferencias para el fósforo.

**Tabla 5.** Valores medios, máximos y mínimos del análisis de conglomerados K medias.

	Grupo 1	Grupo 2	Grupo 3	Significación
Explotaciones	1, 3, 4, 5, 6, 9 y 12	8 y 13	2, 7,10 y 11	
Cuota/Superficie (t/ha)	21	21	33,4	
MS (%)	9,75	11,23	11,74	*
NTK (%)	0,36	0,33	0,44	***
N-NH <sub>4</sub> (%)	0,137	0,129	0,213	***
N-NH <sub>4</sub> (% N)	39,9	40,9	46,6	**
pH	7,09	7,07	7,27	NS
Cenizas (%)	23,4	23,5	34,1	***
CE (mS/cm)	13,7	16,4	18,8	***
C/N	11,9	15,8	11,3	*
P (%)	0,75	0,66	0,75	NS

NS: no significativo; \* P < 0,05; \*\* P < 0,01; \*\*\* P < 0,001.

## AGRADECIMIENTOS

Los autores desean expresar su agradecimiento a la Consejería de Medioambiente del Gobierno de Cantabria por la financiación del proyecto 05-640.02-2174 titulado “*Gestión Ambiental de los Purines del Vacuno Lechero en Cantabria*”, que posibilitó la realización de dicho trabajo.

## REFERENCIAS

- Ainara, A., Nagore, B., del Hierro, O., Merino, D., Pinto, M. (2007). Excedentes de purines basados en el contenido de fósforo en suelo en explotaciones de vacuno de Guipúzcoa. *Actas de la XLVI R.C. de la S.E.E.P.*, 357-363. Vitoria.
- Castro, J., Mateo, E., Blázquez, R. (1998). Composición del purín de vacuno de 10 explotaciones lecheras gallegas y estudio de su valor fertilizante para praderas. *Actas de la XXXVIII R.C. de la S.E.E.P.*, 315-319. Soria.
- Lawrence, L., Bicudo, J.R., Wheeler, E. (2003). Horse manure characteristics literature and database review. *Proceedings 9th International Animal, Agricultural, and Food Processing Waste*, 277-284. ASAE Publication N°701P1203.
- Mangado, J.M., Barberia, A., Granada, A. (2007). Valoración agronómica de los purines de vacuno leche en el área atlántica. Resultados preliminares. *Actas de la XLVI R.C. de la S.E.E.P.*, 207-213. Vitoria.
- Provolo, G., Martínez-Suller, L. (2004). A field device for slurry nutrient content assessment. *Proceedings 11<sup>th</sup> International Conference of the FAO SCORENA Network on Recycling of Agricultural, Municipal and Industrial Residues in Agriculture*, 97-100. Murcia.
- Salcedo, G. (2006). *Utilización Sostenible del Nitrógeno en la Alimentación de Vacas Lecheras*. Consejería de Medio Ambiente del Gobierno de Cantabria.
- Salcedo, G. (2007). Efectos del nivel de alimentación sobre la digestibilidad de tres ensilados de hierba empleando diferente conservante en novillas de reposición y vacas lecheras. *Actas de la XLVI R.C. de la S.E.E.P.*, 415-422. Vitoria.
- Thompson L.M., Troeh, F.R. (1988). *Los Suelos y su Fertilidad*. 4a Ed. Editorial Reverté, S.A. Barcelona.
- Van Horn, H.H., Wilkie, A.C., Powers, W.J., Nordstedt, R.A. (1994). Components of dairy manure management systems. *Journal of Dairy Science*, **77**(7), 2008-2030.
- Van Kessel, J.S., Reeves, J.B. (2000). On-farm quick test for estimating nitrogen in dairy manure. *Journal of Dairy Science*, **83**(8), 1837-1844.



***Sesión 3. Uso agrícola de deyecciones ganaderas***





## Aplicación agrícola de deyecciones ganaderas. Planes de fertilización

Jaume Boixadera

Servei de Producció Agrícola. DAR, Generalitat de Catalunya. Departament de Medi Ambient i Ciències del Sòl. Universitat de Lleida. Av. Rovira Roure, 191. 25198 - Lleida.

Contacto: jaume.boixadera@gencat.cat

### Resumen

La aplicación a los suelos agrícolas de las deyecciones ganaderas ha sido el destino tradicional de las mismas y servía para reponer al suelo los nutrientes exportados por los cultivos, cerrando un ciclo siempre deficitario. Bajo estas condiciones los principios que se seguían para optimizar su uso eran muy distintos a los que deben regir en áreas de elevada densidad ganadera. Esta ponencia se centra en presentar y discutir algunos de los aspectos más relevantes de la aplicación agrícola de las deyecciones ganaderas en regiones de elevada densidad ganadera. Así se revisan muy brevemente las especificidades de la industria ganadera para abordar seguidamente aspectos específicos de su aplicación a los cultivos manteniendo siempre un doble enfoque agronómico, y ambiental, al tiempo que una visión más amplia que la de la parcela agrícola y la fertilización anual para tratar de aportar alguna luz a la problemática existente, al tiempo que se discuten algunos de los enfoques adoptados.

### Palabras clave

Estiércol; Fertilización, Ganadería; Materia orgánica del suelo; Planes de manejo de nutrientes.

## INTRODUCCIÓN

Las deyecciones ganaderas son subproductos asociados a la cría de animales que constituyen una pieza clave en la fertilización de los sistemas agrarios. Los excrementos de los animales mezclados con material celulósico, lignificado o agua en el caso de granjas, contienen una parte muy notable de los (fito)nutrientes (N, P, K y otros nutrientes secundarios y micronutrientes) que han ingerido los animales. La composición y proporción relativa de dichos nutrientes en las deyecciones ganaderas refleja la alimentación de los animales, sea ésta en ganadería industrial o en pastos extensivos; en este último caso su composición viene a ser la firma geoquímica de los suelos de aquellos pastos. Así en ciertas áreas geográficas, pobres en nutrientes por razones geológicas y/o edáficas, cultivos y animales presentan en ocasiones la carencia de un mismo nutriente y por otra parte los estiércoles de la ganadería industrial, con alguna frecuencia llegan a contener algún elemento nutritivo en cantidades mucho más elevadas que las requeridas por plantas y animales, ya que dicho elemento ha sido dosificado en las dietas animales para que en ningún caso resulte limitante a lo largo de un determinado ciclo del animal.

El advenimiento de la ganadería industrial significa el desarrollo de explotaciones cada vez más especializadas y concentradas en el espacio, que han acabado generando un flujo de nutrientes regional e intercontinental de una escala desconocida hasta ahora, pero que de alguna manera es paralela en intensidad a la magnitud de otros flujos de materiales que se han acelerado a partir de los años ochenta del siglo pasado. En un primer momento, ni la eficiencia en el uso de los nutrientes (dentro de la parte del animal del sistema agrario) ni la gestión de las deyecciones ganaderas (dentro de la parte suelo/cultivo del sistema agrario) fueron aspectos prioritarios; hoy en día la situación es diametralmente opuesta y ambos aspectos han pasado a ser altamente prioritarios. Ello ha conducido a reducciones muy notables por animal criado o por kg de producto en la cantidad excretada de algunos elementos, calificados con frecuencia como limitantes en relación a su aplicación al suelo, como son el nitrógeno o el fósforo; estas reducciones se han conseguido gracias a mejoras en la formulación de dietas, digestibilidad de los piensos y manejo de los animales llegando a valores del 30-50%, según el nivel de base que se tome. A pesar de todos estos avances, entre el 50-80% de los nutrientes ingeridos por el animal aparecen inicialmente en sus excretos, lo que se traduce en ingente

cantidad de nutrientes a gestionar en áreas de elevada densidad ganadera.

Además de su contenido en nutrientes hay otros dos componentes de los estiércoles que determinan su manejo y aplicación al suelo. Estos componentes son el agua y la materia orgánica que constituyen un porcentaje elevadísimo de los mismos. La riqueza en agua hace que sean productos voluminosos, con los nutrientes muy diluidos y por tanto caros de transportar. La materia orgánica aporta un producto muy valioso para mantener y mejorar la calidad del suelo, pero por su reactividad es fuente de problemas higiénicos, malos olores y otras molestias. El desarrollo de la ganadería industrial propicia junto con la escasez y coste de materiales ricos en carbono orgánico, así como otras consideraciones de manejo, la generalización de purines, lo que en un primer momento se tradujo en volúmenes mucho mayores de deyecciones a gestionar; actualmente la necesidad de ser eficientes ha invertido las tendencias y las cantidades de purín por kg de animal producido se han reducido drásticamente.

La valorización de las deyecciones ganaderas se realiza actualmente a través de su aplicación en fresco al suelo, sin que hayan sufrido más cambios que los que se producen a lo largo de su almacenaje. En áreas de elevada densidad ganadera ha ido apareciendo con el paso del tiempo toda una problemática ligada a las elevadas cantidades de nutrientes presentes en suelos y aguas; ello ha conducido a toda una serie de actuaciones para mejorar su gestión, que incluyen una compleja normativa.

En este trabajo se aborda la aplicación directa a los cultivos de las deyecciones ganaderas como medio de valorización a través del reciclaje de nutrientes y materia orgánica que contienen, examinando algunos de los múltiples aspectos del proceso que inciden en la eficiencia de dicho reciclaje y que sirven de base a uno de los instrumentos clave del proceso que busca un sistema más eficiente y sostenible como son los planes de fertilización.

### REPOSICIÓN DE NUTRIENTES EN LA AGRICULTURA

En la agricultura anterior al advenimiento masivo de los fertilizantes minerales, cosa que en nuestro país no ocurrió hasta la década de los 60 del siglo pasado, por más que antes de la Guerra Civil había ya un consumo incipiente muy notable que tardó más de dos décadas en volver a alcanzarse, la reposición de los nutrientes ocupó un lugar clave. En los sistemas agrícolas anteriores a dicho advenimiento hubo siempre un déficit sistemático a pesar de los avances que representaron la rotación de Norfolk, la importación del guano o del nitrato de Chile.

En este contexto deficitario la disponibilidad de estiércol fue pieza clave, muchas veces única, para aumentar la producción y así era reconocido por los diversos agentes productivos, que con frecuencia lo recogían en los contratos que establecían entre ellos. Este problema endémico ligado también a la falta de pastos para el ganado que permitiera la entrada al sistema agrícola de nutrientes limitó el avance de lo que algunos autores han denominado agricultura orgánica avanzada (Tello, 2004).

Los consumos de fertilizantes minerales siempre fueron por detrás, en el tiempo y por unidad de superficie cultivada, en la agricultura mediterránea en relación a la continental, tal como han puesto de manifiesto diversos autores y ello no es atribuible a un supuesto atraso tecnológico, como otros autores indicaban; la explicación habría que buscarla en las especificidades climáticas de los sistemas agrícolas mediterráneos, con su menor productividad en secano y la incertidumbre en las producciones asociadas a un régimen de lluvias irregular (Garrabou, 2004).

A partir de los años 1980 la situación cambió radicalmente. Al tiempo que, por ejemplo en Cataluña ya había un incipiente desarrollo de la ganadería industrial, con importancia de piensos de otras regiones, los consumos de fertilizantes alcanzan el máximo al final de dicha década (Tabla 1), sin que

el notable incremento que se produce en las producciones agrícolas –amén de otros ajustes internos del sistema en la misma dirección– permitan mantener las eficiencias globales del nitrógeno en el sistema agrario en su conjunto; se pasa de un sistema deficitario en nutrientes a un sistema excedentario y su huella se refleja en los diferentes compartimentos del medio: suelo, agua y atmósfera.

**Tabla 1.** Consumo de fertilizantes en Cataluña (t/año).

Año	N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O
1934	14.479	1.524	3.551
2006	51.000	29.000	47.000
Máximo	87.000	50.000	60.000
	(1988)	(1989)	(1991)

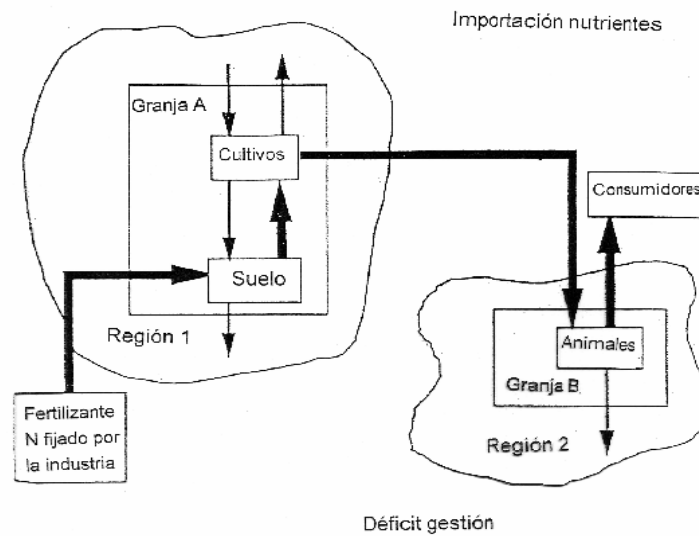
Fuente: Pujol (2006) y MAPA. Entre paréntesis año de consumo máximo.

## ALGUNOS RASGOS DE LA GANADERÍA MODERNA EN RELACIÓN CON LA APLICACIÓN AGRÍCOLA DE LAS DEYECCIONES GANADERAS

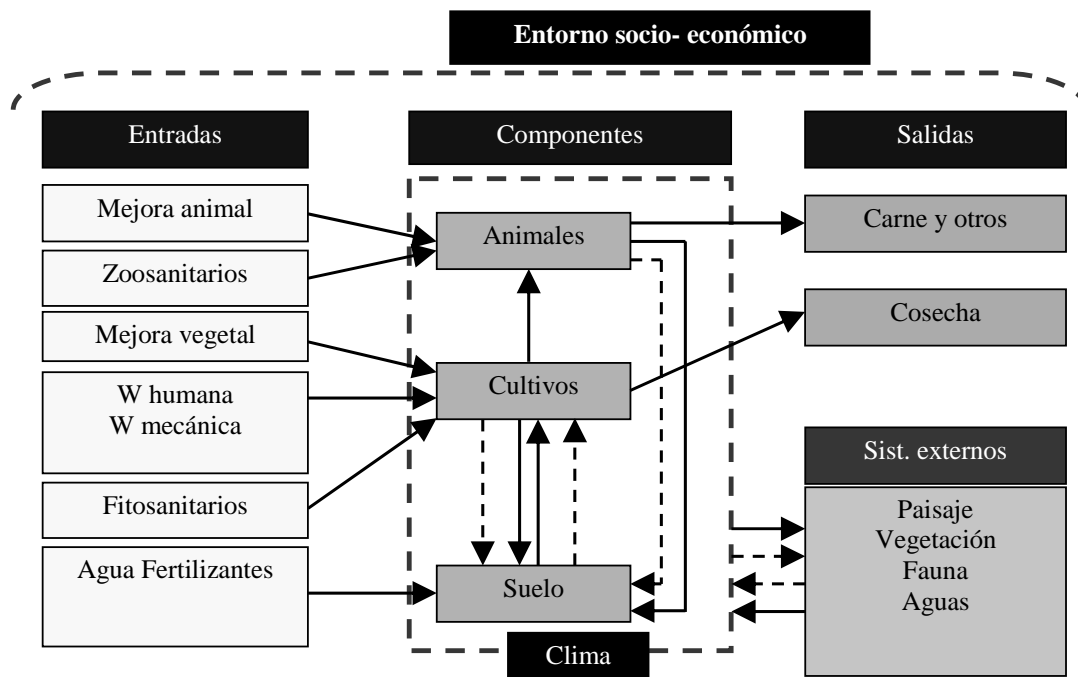
Aun cuando resulta arriesgado ofrecer unas reglas generales aplicables a todos los casos sí que hay un conjunto de rasgos comunes a la moderna ganadería industrial:

- Concentración espacial de las actividades ganaderas a escala regional. Determinadas regiones se especializan en una, o varias, orientaciones ganaderas, yendo ligada su localización a emplazamientos geográficos favorables que facilitan el tránsito de mercancías y la implantación de la mayoría de los elementos de la cadena productiva, que pueden llegar a ser en ciertos casos desde el animal al consumidor.
- Flujo de nutrientes a gran escala, muchas veces intercontinental, con regiones que se especializan en un determinado producto (Figura 1). Ello provoca que existan grandes cantidades de deyecciones ganaderas por unidad de superficie agrícola sobre amplias regiones, lo que dificulta su gestión de una manera ambientalmente correcta.
- Deyecciones ganaderas muy ricas en nutrientes y pobres en carbono. La moderna ganadería ha supuesto el tránsito de un tipo de animales que aprovechaban pastos de áreas extensivas y marginales o subproductos de la explotación agrícola, a otros que son alimentados –con dietas muy estudiadas– a partir de concentrados a base de cereales y leguminosas –especialmente después de la crisis de las vacas locas– y con dietas pobres en materiales carbonosos y criados sin o con poco lecho. Ello produce unos estiércoles, purines o gallinazas, potencialmente desequilibrados si sólo nos atenemos a las necesidades (extracciones/exportaciones) de los cultivos. A ello hay que añadir la adición a los piensos –en ciertos casos– de elementos como Cu y Zn que, potencialmente y a largo plazo, pueden ser problemáticos. Avances recientes han sido una mayor eficiencia por cambio de dietas. El potencial para una mejora en la gestión de estos avances no se aprovechará adecuadamente si no va acompañado de otras medidas.
- Especialización de las explotaciones dentro de los sistemas agrarios, con presencia de explotaciones de orientación ganadera mal dimensionadas para gestionar las deyecciones ganaderas. Nuestros sistemas agrarios (Figura 2) para adaptarse a los mercados y ser competitivos han ido especializando las explotaciones que los conforman en diversas orientaciones productivas que muchas veces coexisten sobre un mismo territorio. Esta especialización ha conducido no pocas veces a especializaciones muy acusadas de modo que hoy es frecuente el caso de que sobre territorios reducidos coexistan, yuxtapuestas, explotaciones agrícolas y ganaderas con escasa o nula interacción entre ellas (materias primas, estiércol, etc.) debido al elevado grado de especialización a que se ha llegado.
- Falta de reconocimiento, en la cadena productiva agroindustrial, de la problemática de la gestión de deyecciones ganaderas. La existencia de modelos de producción ganaderas en los que el productor de deyecciones tiene escasa capacidad de decisión global hace que resulte difícil avanzar en el camino de una mejora en la gestión de las deyecciones ganaderas; la referencia que frecuentemente se hace a modelos tradicionales de gestión en una situación

equilibrada (deficitaria) no ayuda a aportar luz ni a avanzar en este tema.



**Figura 1.** La circulación del N después de la industrialización de la fijación del N se ha expandido por el espacio. Las partes gestionadas del N son las flechas más recias. Las situaciones presentadas (producción de cultivos y producción animal) son las más extremas posibles.



**Figura 2.** Sistema agrario. Fuente: Bosch *et al.* (2006).

### LA PRÁCTICA DE LA FERTILIZACIÓN EN BASE A DEYECCIONES GANADERAS EN ÁREAS DE ELEVADA DENSIDAD DE GANADO

La fertilización de los cultivos con abonos minerales a partir de los años 1950-1960 es la etapa intermedia que se produjo entre lo que algunos autores han dado en llamar “agricultura orgánica avanzada” (Tello, 2004; Pujol, 2006) y la situación actual en estas áreas de elevada densidad de ganado. Es muy importante retener una serie de aspectos de cual es el enfoque actual y la problemática de la fertilización en muchos de nuestros cultivos se describe sucintamente:

- La referencia técnica es la fertilización mineral; incluso a nivel experimental se habla de “equivalente mineral” para la fertilización orgánica.

- Los fertilizantes orgánicos han sido hasta ahora, en general, minusvalorados, no siendo infrecuente ignorar su aporte de nutrientes.
- Los fertilizantes orgánicos de origen ganadero presentan una serie de handicaps para su gestión (volumen, heterogeneidad, consistencia, etc).
- Los avances tecnológicos no se han incorporado de manera significativa en la buena gestión y aplicación de fertilizantes orgánicos ganaderos.
- La visión técnica –del sector y de la administración– ha sido con frecuencia negativa sobre los fertilizantes orgánicos.
- Los fertilizantes orgánicos tienen mala prensa.
- La regulación de base ambiental de las prácticas de fertilización se hace con frecuencia ignorando la complejidad socio-económica y agronómica de los sistemas agrarios
- Hay un uso insuficiente de los análisis de suelos y plantas
- La información experimental para responder –a un mismo tiempo– a cuestiones agronómicas y ambientales es claramente insuficiente, especialmente en condiciones de áreas de elevada densidad ganadera.

Seguidamente se discutirán algunos de los aspectos antes mencionados.

### La respuesta de los cultivos a la fertilización

En nuestros ambientes agrícolas, de áridos a subhúmedos, la respuesta productiva –excepto en la alta montaña– va ligada a las disponibilidades de agua (Tabla 2); este principio básico debe ser aplicado con ciertas modificaciones para el caso de los árboles frutales, el olivo, la vid o los frutos secos, en los que la producción de un fruto, la perennidad del cultivo, etc. obligan a ciertos matices. Lo anterior –en términos prácticos– significa que la cantidad de nutrientes a aplicar al cultivo se verá limitada por la disponibilidad de agua (Austin *et al.*, 1998).

**Tabla 2.** Efectos de la fertilización nitrogenada, en la eficiencia del uso del agua en trigo de invierno en Nebraska (EEUU), en términos de producción de materia seca por unidad de agua aplicada (Bosch *et al.*, 2006).

Agua aplicada		N aplicado (kg/ha)			
Lluvia	Riego	0	22	45	90
cm		Kg/ha·cm			
31	0	43	63	71	71
31	7,4	60	87	110	124
31	20,6	62	91	115	133

Un enfoque clásico en los ensayos de fertilización ha sido estudiar la respuesta a dosis crecientes de uno o varios nutrientes (separadamente o viendo su interacción) en unas determinadas condiciones agronómicas (suelo, variedad, sistema de manejo, etc.) más o menos estándar, que permitiera después su extrapolación al sistema agrario adyacente. Si bien los ensayos agronómicos establecidos en el siglo XIX y que han llegado a nuestros días contienen fertilización con estiércol (p.e. Rhothampsted, Morrow plots, etc.) (Figura 3) amén de otros “fertilizantes minerales”, en el *boom* agrario a partir de los años 1960 se dio primacía absoluta a los fertilizantes minerales y sobre ellos se basó la experimentación (Tabla 3); estos mismos ensayos ponen de relieve que la eficiencia está lejos del 100% (Tabla 3). En España esta experimentación fue más bien magra, a pesar de algunas iniciativas, que no pasaron de loables, como la del Ministerio de Agricultura de establecer una serie de ensayos a lo largo de todo el país y ello llevó a que las recomendaciones debieran fundarse en exceso en la observación empírica asistemática de los expertos.

Todo ello ha llevado a que hasta época muy reciente la referencia técnica sea siempre la fertilización mineral, a lo que lógicamente también han contribuido las técnicas ligadas al sector industrial y comercial de fabricación y distribución de fertilizantes.

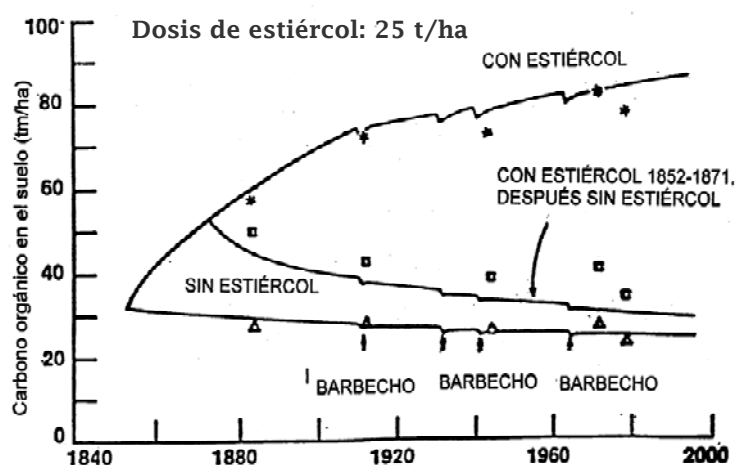
La falta de ensayos con fertilizantes orgánicos, permanentes y a medio plazo ha sido uno de los factores que han impedido valorizar adecuadamente dichos fertilizantes.

**Tabla 3.** Eficiencia de la recuperación del suelo y la aplicación de N por diversos cultivos después de 50 años de manejo. (Power y Doran, 1984).

Manejo de la fertilización	Porcentaje recuperación N <sup>1</sup>
Fertilizante inorgánico	46-58
Estiércol (13,4 t/ha y año)	52-87
Rotaciones de cultivo (3,4 y 6 años)	84-103 (57-76) <sup>2</sup>
Rotación de 6 años + estiércol + fertilizante inorgánico	66 (57)
Cultivo continuo de <i>Phleum pratense</i>	101

1 Extracción N del cultivo + N suelo después de 50 años ÷ N suelo al principio + N añadido) x 100.

2 Valores en paréntesis representan la recuperación de N usando una estimación de 112 kg N/ha.año fijado por un cultivo de trébol en la rotación.



**Figura 3.** Secuestro de carbono, profundidad considerada de 23 cm (Jenkins *et al.*, 1987 citado en Bosch *et al.*, 2006).

En Cataluña después de los trabajos pioneros de Pomar (1983) y otros colaboradores se han puesto posteriormente en marcha un conjunto de ensayos sobre diversos cultivos que alguna luz están aportando al tema (Abad *et al.*, 1996; Antúnez *et al.*, 1996a; Antúnez *et al.*, 1996b; Arbonés *et al.*, 2004; Boixadera *et al.*, 2006; Domingo *et al.*, 1996; Ferrer *et al.*, 2000; Ferrer *et al.*, 1997; Guillaumes *et al.*, 2006; Lloveras *et al.*, 2004; Ortiz *et al.*, 2006; Berenguer *et al.*, 2008a-b; Ramos *et al.*, 2008) (Figura 4). Ensayos similares, aunque de duración y enfoque dispar, se llevan a cabo en Aragón, Navarra, Madrid, etc. orientados casi siempre al nitrógeno (Daudén *et al.*, 2004; Irañeta *et al.*, 2000; Ortuzar-Iragorri *et al.*, 2005). Mucha de esta información ha dado lugar a la celebración de numerosas reuniones científicas (Bosch *et al.*, 2007) que permiten ir sintetizando el conocimiento adquirido.

Esta valoración de los fertilizantes orgánicos no será plena hasta que se abandonen totalmente ciertas prácticas “perversas” tendentes a disminuir su valor fertilizante nitrogenado y sean sustituidas por aquellas que aumenten su eficiencia.

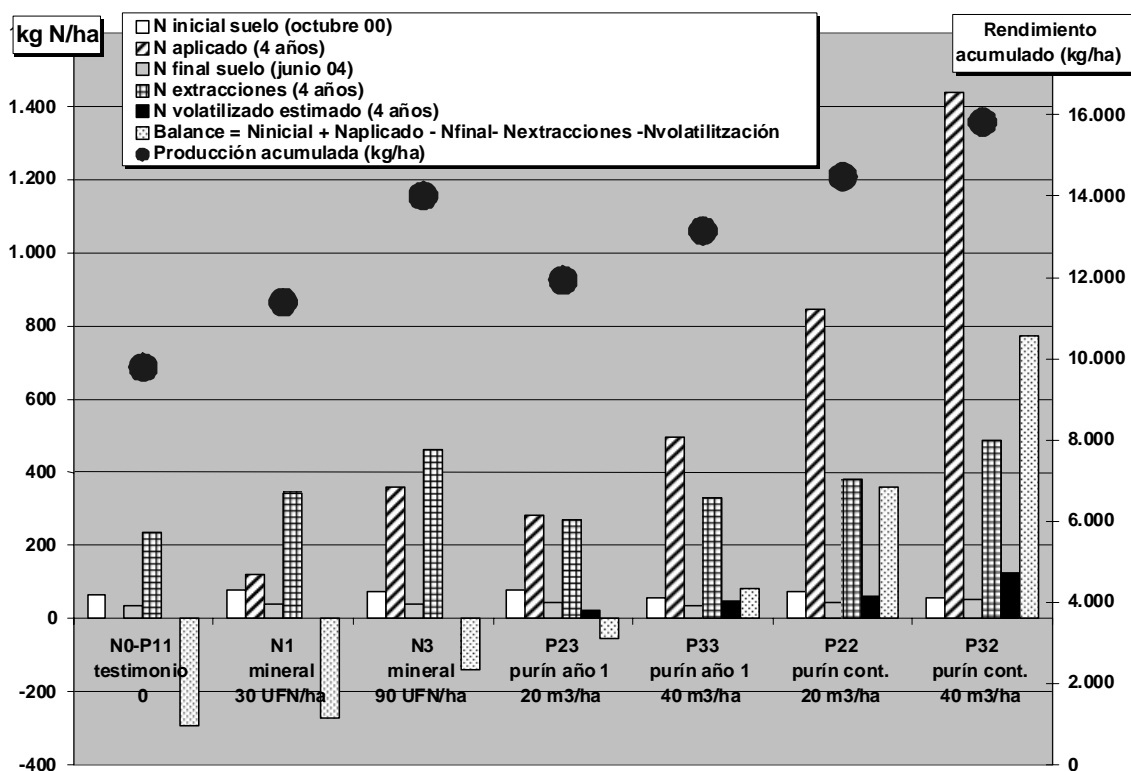


Figura 4. Minería de nutrientes y exceso de nutriente (Bosch *et al.*, 2006).

### Las limitaciones a la práctica de la fertilidad orgánica

Tomando siempre en consideración que el referente son aún los abonos minerales la fertilización con materiales orgánicos presenta una serie de problemas que no pueden obviarse:

- Es un fertilizante voluminoso, con baja concentración de nutrientes. Ello limita –por su valor fertilizante– la distancia óptima de transporte. Una gestión adecuada de la alimentación, el agua y las instalaciones –purines– puede reducir considerablemente el volumen por unidad de nutriente, mientras que hay que aplicar técnicas adecuadas para evitar las pérdidas de nutrientes, de nitrógeno básicamente.
- Los fertilizantes orgánicos son con frecuencia productos heterogéneos. La heterogeneidad de ciertos fertilizantes orgánicos se ve agravada frecuentemente por su almacenamiento y por la falta de dispositivos de homogeneización en los depósitos. Además de adoptar aquellas tecnologías (agitadores, etc.) que permiten solventar en parte este problema, ciertos tratamientos (biogás, compostaje, etc.) pueden tener el valor añadido de la homogeneización.
- La composición de los fertilizantes orgánicos es con frecuencia desconocida. Existe una abundante literatura que muestra la relación entre composición de los estiércoles, purines, etc. y el sistema de alimentación (Tabla 4), especie, orientación productiva, manejo, etc.; dicha información es muy valiosa como guía, pero una práctica precisa de fertilización requiere un conocimiento más detallado de dicha composición por lo que los métodos rápidos de análisis –preferiblemente acoplados al equipo aplicador– son del todo necesarios y de gran futuro, no estando disponibles hoy en día en muchas situaciones.
- Los fertilizantes orgánicos sólidos son también, con frecuencia, heterogéneos desde el punto de vista físico. Obtener una distribución homogénea sobre el campo no resulta sencillo, lo que conduce, también en este caso, a sobredosificar.
- La aplicación en el campo de fertilizantes orgánicos va asociada –no pocas veces– a emisiones de gases olfativamente ofensivos. Técnicas de tratamiento y aplicación mejoradas han de ayudar a superar este *handicap*.
- Efecto residual de los fertilizantes orgánicos. Estos presentan un efecto residual más acusado que los fertilizantes minerales, ya que son más dependientes de la mineralización de la materia

orgánica; ello conlleva a que deba adoptarse un enfoque diferenciado en la fertilización orgánica.

– Para su aplicación se requiere una maquinaria más pesada que para los fertilizantes minerales y ello reduce las oportunidades –tiempo– de aplicación. Asimismo su aplicación en cobertera se ve grandemente limitada en muchos cultivos.

**Tabla 4.** Valores medios de la composición del purín de engorde según varios autores. Fuente: Navés y Torres (1999).

Parámetro	Unidades	[1] (n=90)	[2] (n=25)	[3] (n=20)	[4] (n=28)	[5] (n=26)	[6] (n=20)	[7] (n=130)	[8] (n=16)	[9] (n=150)	[10]
MS	kg/m <sup>3</sup>	111	52,8	87,46	57,0	82,0	80,0	35,0	60	40	50
MM/MS	%	33,5		26,33		31,0		27,7			16
N-T	kg/m <sup>3</sup>	7,65	4,6	5,95	4,95	8,1	4,3			4	4,5
N-T/MS	%	7,63		7,73		11,0		11,0	6,8		
P/MF	kg/m <sup>3</sup>	2,85	1,50	2,30	1,80						
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> /MF	kg/m <sup>3</sup>	6,52	3,4	5,27		7,1	4,1			2	2,3
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> /MS	%	5,89		5,8		8,1		6,4	6,1		
K/MF	kg/m <sup>3</sup>	3,71	2,7	3,02	2,1						
K <sub>2</sub> O/MF	kg/m <sup>3</sup>	4,47	3,2	3,64		2,80	2,4			2	3
K <sub>2</sub> O/MS	%	4,33		4,99		4,10		4,9	5,4		
Cu/MS	ppm	624		753,2		838		249	418		
Zn/MS	ppm	658		599,8		1120		1597	345		

Fuente original: [1] Navés y Torres (1994); [2] Costa y Yagué (1991); [3] Ferre *et al.* (1981); [4] Germon *et al.* (1980); [5] Heduit *et al.* (1997); [6] Tunnev *et al.* (1975); [7] Ferrer (1974); [8] Kahari, 1974; [9] Loehr (1974) y [10] Imbert-ITP.

### Tecnología de la fertilización

Resulta llamativa la escasa penetración que han tenido las modernas tecnologías en la práctica diaria de la fertilización orgánica. La denominada agricultura de precisión ha impulsado la introducción de la tecnología de la información, así como de otras tecnologías, que se han abierto escaso paso –por más que la demanda potencialmente existe– en la maquinaria utilizada por la mayoría de los agricultores que aplican fertilizantes orgánicos. Este es un campo donde la agricultura de precisión y el manejo específico, según las características del lugar, ofrecen las mayores opciones de mejora.

### Visión técnica y pública sobre los fertilizantes orgánicos

Desde el ámbito técnico se ha tenido –y aún se tiene– una visión negativa de la fertilización con materiales orgánicos en muchos casos. Las dificultades de gestión explicarían en gran parte este punto de vista por parte de los técnicos agrícolas, mientras aquellos que se centran más en los aspectos ambientales olvidarían que la agricultura es una actividad productiva que requiere el empleo de fertilizantes y no prestarían suficiente atención “en un enfoque más amplio” a los efectos beneficiosos del aporte de materia orgánica y del reciclado de nutrientes. Una visión más equilibrada sobre estos aspectos que se va abriendo paso –a la que sin duda contribuirá el coste creciente de los recursos no renovables y una mejor comprensión de los procesos ambientales– ha de modificar la visión de estos técnicos. Ello producirá sin duda avances en la gestión así como una influencia en la actitud del público en general.

### El papel de los análisis de suelos, plantas y materiales orgánicos en una fertilización orgánica

Algunos de los razonamientos expuestos con anterioridad ponen claramente de relieve el gran papel que tienen los análisis de suelos, plantas y materiales orgánicos cuando se desea llevar a cabo una fertilización orgánica que mantenga altos niveles de producción y de calidad ambiental (SECH, 2005).

A los análisis clásicos de suelos, más tradicionales, hay que añadir otros como los de nitratos o de savia o de clorofila o de nitrógeno mineralizable como instrumentos potentes para ajustar la mineralización (Serra *et al.*, 1996). (Figura 5).



La necesaria calibración que requiere la interpretación de los análisis de suelos debe tomar asimismo en cuenta si la fertilización es de base orgánica, ya que en estos casos la dinámica del nitrógeno –y de otros nutrientes– se ve grandemente modificada.

Para un observador no avisado no deja de ser sorprendente el bajo número de análisis que se realizan en un entorno como el nuestro, pero también en otros similares, en que se gestiona una cantidad tan importante de nutrientes. Aumentar de manera muy significativa el número de análisis que se llevan a cabo es un prerrequisito para mejorar la gestión global de la fertilización.

### Sistemas agrarios y códigos de buenas prácticas agrarias

Las buenas prácticas agrarias, en este caso relacionadas con la fertilización, buscan corregir los efectos medioambientales negativos que dichas prácticas conllevan, sea o no con un coste productivo y/o económico asociado. Por más que en muchos casos estas buenas prácticas son sencillas y aparentemente simples de implementar, a la hora de introducirlas en los sistemas agrarios y en los itinerarios técnicos de producción de distintos cultivos chocan con todo tipo de problemas, que se traducen en un bajo grado de implementación (Ministry of Agriculture, Fisheries and Food - UK, 1998; Ramos *et al.*, 1996; 2002).

Un mejor estudio de los itinerarios técnicos que conduzca a una mejor definición de las buenas prácticas y una política más decidida y proactiva por parte de la administración, más allá de la condicionalidad, ha de permitir avances notables en su adopción.

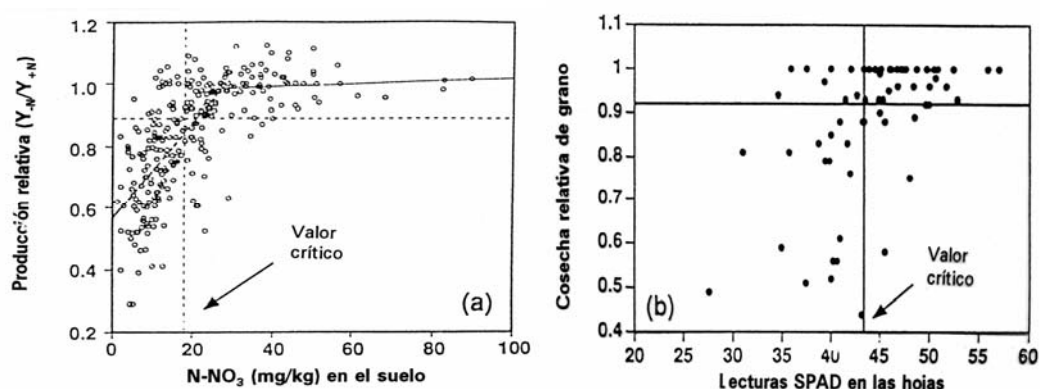


Figura 5. Interpretación de distintos métodos de análisis para determinar la fertilización nitrogenada.

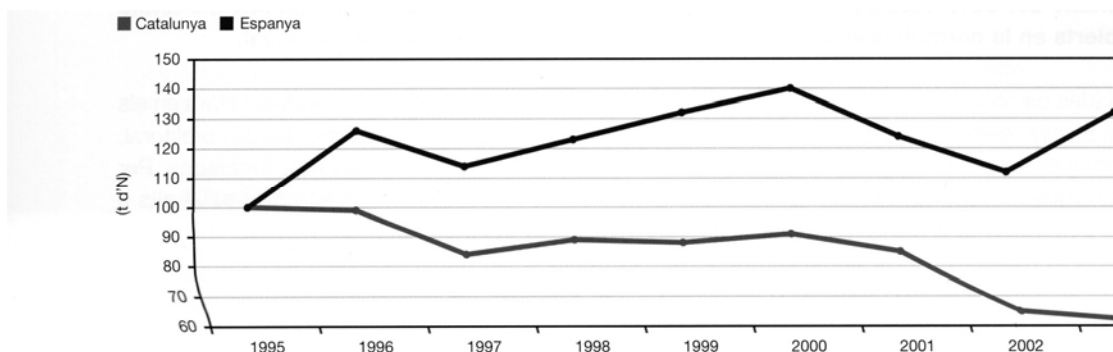
### Fertilización orgánica en áreas de muy alta densidad ganadera

En áreas de muy alta densidad ganadera las dosis aplicadas de fertilizantes orgánicos se sitúan en los límites legales y en este contexto resulta muy difícil obtener buenos resultados agronómicos y ambientales.

El sistema agrario en su conjunto responde ajustando los flujos de nutrientes, pero dicha respuesta es muy lenta tal y como ponen de relieve las estadísticas el consumo de fertilizantes nitrogenados en Cataluña que sería una región con elevada densidad ganadera y donde se han realizado grandes esfuerzos para mejorar la gestión de las deyecciones ganaderas; una respuesta similar se observa para el conjunto de datos del consumo de fertilizantes nitrogenados en la UE (EEA, 2005), mientras que España se hallaría en una situación donde no hay descanso, probablemente por la extensión del regadío en los últimos años (Figura 6).

Estas informaciones deben ser analizadas con gran cautela antes de obtener conclusiones definitivas, ya que las causas de estas tendencias son seguramente múltiples, pero en todo caso es evidente que hay un gran margen para aumentar la eficiencia global de los nutrientes –especialmente del

nitrógeno– en los agroecosistemas. Conviene no olvidar, sin embargo, que este aumento de la eficiencia en el uso de los nutrientes tiene un límite impuesto por condicionantes internos del sistema y de gestión del mismo.



**Figura 6.** Consumo de fertilizantes nitrogenados (t N), evolución según índice 1995 =100. Elaborado a partir de datos de ANFE y MAPA.

A nivel de trabajo de campo se ha observado una tendencia similar de reducción (Sisquella *et al.*, 2004) en sistemas mixtos, más acusada aún en cultivos arbóreos (Sió, 2001).

Es en estos lugares de máxima densidad donde se requiere disponer de más datos experimentales –cosa que no siempre sucede– para ajustar la fertilización y donde los instrumentos preconizados por los códigos de buenas prácticas agrarias deben ser usados con la máxima intensidad.

Siendo importante en todas partes, aquí lo es especialmente adoptar un enfoque no a nivel de parcela, sino a nivel de subcuenca y cuenca de drenaje para determinar aquellas dosis que sean admisibles para unos ciertos objetivos ambientales, generalmente definidos en términos de calidad del agua.

Este es un caso que pone claramente de manifiesto la necesidad de la colaboración interdisciplinar para abordar un problema que va de la parcela a la cuenca de drenaje, diseñando sistemas de gestión que tengan en cuenta los procesos, y su magnitud, los cuales ocurren a diferentes escalas. Un factor adicional de complejidad a considerar en estas áreas es la volatilización del amonio y su posterior redistribución. Por más que existan referencias estándar de volatilización, redistribución, etc. que son muy útiles los análisis de suelos son un elemento clave.

### La respuesta de los suelos a la fertilización

La modificación de las propiedades de los suelos –unas veces intencionada otras contra voluntad– es un aspecto central de la actividad agraria. Cada vez es más evidente que la práctica totalidad de nuestros suelos han sufrido importantes alteraciones por la mano del hombre y estas evidencias se extienden también a áreas supuestamente poco alteradas, como sería la Amazonia, donde la evidencia sugiere cada vez más amplias acciones antrópicas que han alterado profundamente las propiedades de los suelos (“Terra preta do indio” / “Dark Earths”, Poch *et al.*, 2002; Lehmann *et al.* 2003). En nuestras condiciones los cambios más profundos se han debido a procesos de erosión o de mineralización de la materia orgánica, pero también la construcción de bancales ha permitido conservar suelos profundos o el regadío revertir la tendencia a disminuir el contenido de materia orgánica (Tabla 5).

No existe suficiente información y de manera sistemática sobre los efectos sobre nuestros suelos de las prácticas de fertilización con materiales orgánicos. Alcañiz *et al.* (2005) recogen diversos trabajos sobre el contenido de carbono orgánico en diversos sistemas agrarios sin que sea posible ir mucho más allá que indican la importancia de las condiciones climáticas, secano/regadío, pero también la fertilización orgánica o mineral y el manejo del suelo (frutales). En un estudio más detallado Torres y Boixadera (2001) observan claramente los incrementos en materia orgánica, pero también en potasio

y fósforo, que es evidentemente un claro marcador y estos efectos no se restringen sobre los primeros 30 cm sino que claramente alcanzan, aun para el fósforo en suelos calcáreos, 60 cm. (Tabla 6).

**Tabla 5.** Características de los suelos (0-20 cm) de diferentes sistemas agrícolas catalanes. Letras iguales indican que no hay diferencias significativas entre los sistemas agrícolas (Fuente: Virgili, 1994).

Sistema agrícola		pH 1:2,5	CE 1:5 (dS/m)	MO (%)	P (mg/kg)	K (mg/kg)	CaCO <sub>3</sub> (%)
I	Horticultura muy intensiva, Maresme	7,36 b	0,23 c	2,26 be	52,0 b	151 cd	1,5 f
II	Horticultura intensiva, delta del Llobregat	8,29a	0,46a	2,37 b	69,2a	296a	-
III	Fruteros en regadío, depresión central	8,19 a	0,31 be	2,28 be	50,3 b	228 b	25,4 d
IV	Cultivos herbáceos <sup>§</sup> en regadío, depresión central	8,14a	0,42 ab	2,10bcd	50,2 b	279a	27,6 c
V	Prados y cereales, Cerdanya	6,66 c	—	4,51 a	15,3 d	120 d	0,7 f
VI	Secano fresco de almendro y cereal, Pallars Jussà	8,19a	0,25 c	1,94cd	77,9a	286a	40,4a
VII	Secano cerealista fresco, Berguedà	8,16a	0,21 c	2,04 bcd	32,5 c	191 be	20,7 e
VIII	Secano cerealista, Segarra	8,20a	0,38 ab	1,99 bcd	33,4 c	219 b	32,6 b
IX	Secano vitícola y cerealista, Corb	8,31 a	0,20 c	1,85 d	31,9 c	244 ab	39,3a

<sup>§</sup>cereales y forrajes.

**Tabla 6.** Efecto de la aplicación de subproductos ganaderos en el suelo en dosis elevadas comparado con el abonado mineral para diferentes propiedades del suelo y diferentes profundidades, en un conjunto de 50 parcelas del Pla d'Urgell (Lleida). Fuente: Torres y Boixadera (2001).

Profundidad (cm)	Sistemas de fertilización	pH	N Kjeldahl (%)	Nitratos (kg ha <sup>-1</sup> , 30 cm)	P Olsen (mg kg <sup>-1</sup> )	K asimilable (mg kg <sup>-1</sup> )	m.o. (%)
0-30	Sin subproductos ganaderos	8,5 a	0,11 b	40 b	18 b	145 b	1,94 b
	Con subproductos ganaderos	8,9 b	0,14 a	115 a	77 a	318 a	2,42 a
30-60	Sin subproductos ganaderos	8,6 a	0,07 a	20 b	5 b	108 b	-
	Con subproductos ganaderos	8,6 b	0,08 a	65 a	14 a	167 a	-

Un aspecto importante para la planificación de la fertilización es la dinámica del nitrógeno en suelos fertilizados orgánicamente. Nuestro conocimiento es insuficiente, pero una clave es conocer esta velocidad de mineralización ya que las propiedades básicas se ven fuertemente afectadas.

## PLANES DE FERTILIZACIÓN

Bajo la denominación de planes de fertilización o nombres similares (planes de gestión, planes de gestión de nutrientes, etc.) (Shepard, 2005) se ha popularizado un instrumento que hoy se considera básico a la hora de abordar la fertilización en áreas de actividad agraria intensiva y en las cuales existe o hay el riesgo de que puedan existir conflictos ambientales.

El concepto y fundamento de los planes de fertilización es siempre el mismo. La problemática se asocia a un nutriente o dos, generalmente el nitrógeno y en algunos casos el nitrógeno y el fósforo, cuya gestión se desea optimizar a nivel de explotación y bajo un doble punto de vista: agrario y ambiental.

Dichos planes se diseñan para obtener una determinada calidad ambiental, generalmente en las aguas conexas al sistema agrario. Ello implica integrar dentro de dichos planes medidas legales y aspectos de gestión que con frecuencia prevén aspectos diferenciados a nivel espacial (p. ej.: distancia a pozos, cursos de agua, etc.). La legislación a que deben atender dichos planes de gestión se refiere a objetivos sobre el suelo, sobre el agua (Directiva nitratos), sobre el aire (Directiva techos de emisión), o aspectos de protección de hábitats, de salud pública, sanitarios de higiene, olores u otras molestias; ello hace que la legislación aplicable –muchas veces no explicitada– sea realmente prolija y compleja

en áreas de un medio ambiente de calidad y de una protección de los recursos naturales.

El efecto esperado es que la adopción generalizada de dichos planes de fertilización por explotaciones individuales conducirá a nivel más amplio (de cuenca, regional) a una mejora de las condiciones ambientales.

A nivel de nutrientes cada vez es más claro que para obtener avances significativos en el efecto de dichos planes sobre la calidad del medio es preciso mejorar la eficiencia a nivel de todo el ciclo, evitando costosos traslados de un compartimiento a otro; ello es especialmente cierto para el caso del nitrógeno que presenta un comportamiento particularmente elusivo.

Los planes de gestión son igualmente aplicables a explotaciones agrícolas, agrícolas-ganaderas o puramente ganaderas, por más que el enfoque que se da a los nutrientes varía según su origen (de la ganadería o manufacturado), pero también de hasta que punto hay necesidad de deshacerse del material que contiene los nutrientes.

En el caso de las explotaciones ganaderas en Cataluña el plan de gestión requerido tiene dos niveles:

- Los denominados planes de gestión de deyecciones ganaderas que tienen que prever las superficies agrícolas, y/o los sistemas de tratamiento y de almacenamiento necesarios para las explotaciones ganaderas en función de su orientación, sistema y capacidad productiva. El enfoque que se le da es que sean instrumentos robustos adaptables a situaciones agronómicas, meteorológicas, etc. cambiantes; no puede obviarse las dificultades en lograrlo y en alcanzar un equilibrio.
- Los planes de fertilización que son anuales en los que el agricultor debe ajustar la fertilización a la situación específica de cultivos del año en cuestión (Sió *et al.*, 1998).

Los planes son un instrumento básico para avanzar en una correcta fertilización, agronómica y ambiental. Mientras que los planes de gestión de deyecciones responden al concepto de “infraestructura”, y son sin duda el instrumento básico para diseñarla (fosas, estercoleros, tratamientos, superficie agrícola disponible, dietas), los planes de fertilización responden más al concepto de “gestión” e inciden en el detalle diario de la aplicación en las parcelas.

El uso de valores estándar de N producido por plaza requiere una revisión constante, ya que nuevos estudios revelan cambios en dichos valores. El examen de los criterios empleados en diversos países (De Clercq *et al.*, 2001) para diseñar los planes de gestión o de nutrientes pone de manifiesto la dificultad de lograr un equilibrio entre objetivos productivos y ambientales. La modificación de los criterios cuando los objetivos ambientales no se logran parece una práctica no infrecuente, mientras que al funcionamiento interno de los agroecosistemas se le presta menos atención.

En las páginas anteriores se ha intentado poner de manifiesto la complejidad del comportamiento de los nutrientes en sistemas relativamente simplificados como son los agrícolas. Una manera de resolver las múltiples incógnitas existentes es basar la gestión en la realización de analíticas de suelo, plantas y materiales fertilizantes; avances en esta dirección, en la que se han dado pasos vacilantes, han de producir avances muy significativos.

La Tabla 7 pone de manifiesto que las mayores mejoras en la reducción de las emisiones (eficiencia) se obtienen en el terreno de la fertilización; ello justifica la aseveración inicial de que es el campo donde más debe invertirse en un enfoque pluridisciplinar.

La gestión de los nutrientes en una situación de cambio climático, con un porcentaje más frecuente de eventos extremos (sequías, fuertes lluvias, etc.) dificultará aún más dicha gestión y hará más difícil llegar a los objetivos ambientales previstos.

**Tabla 7.** Medidas para reducir las emisiones de N procedentes de la agricultura y potencial de reducción (adaptado de Schulz, 2000).

Núm.	Medida	Reducción de la fuente (%)	100 (%)
1	<u>Aplicación de estiércoles y purines</u>		
	- momento de aplicación, meteorología	35	2,9
	- incorporación inmediata	80	4,5
	- aplicación a nivel del suelo	30-50	2,4-5,1
	- inyección	90-95	7,3-7,7
2	<u>Almacenamiento de estiércoles y purines</u>	50-95	1,6-3,1
3	<u>Tecnología de los edificios (granjas)</u>	50	1,6
4	<u>Cambios alimentación para reducir N excretado</u>		
	- al menos 50% aire y 50% agua	10	3,2
	- bovino	10-15	1,1-2,2
	- porcino	20-30	0,7-1,1
5	<u>Reducción del nivel de fertilización (mineral)</u>	15-40	2,2-5,9
6	<u>Reducción del nivel de fertilización (orgánica y mineral)</u>	15-40	4,8-12,9
7	<u>Incremento eficiencia del N para producción más alta</u>	15	11,2
8	<u>Reducción carga ganadera (0,9-0,5 U N/ha)</u>	-	16,0

## REFERENCIAS

- Abad, A., Lloveras, J., Michelena, A. (1996). Efecto del abonado nitrogenado en la producción y calidad del trigo y en el contenido en nitratos residuales del suelo. *Seminari Dinàmica del Nitrogen en el Sòl. 2n Curs d'Enginyeria Ambiental: Eliminació Biològica de Nutrients en Aigües Residuals*, 49-77. MACS, Universitat de Lleida.
- Antúnez, M., Boixadera, J., Porta, J. (1996b). Efecte de l'aplicació de purins de porc en el moviment i el rentat de nitrats: Aplicació a la finca el Cros (Santa Pau) de la zona volcànica de la Garrotxa. *Seminari Dinàmica del Nitrogen en el Sòl. 2n Curs d'Enginyeria Ambiental: Eliminació Biològica de Nutrients en Aigües Residuals*, 83-85. MACS, Universitat de Lleida.
- Antúnez, M., Boixadera, J., Teira, M.R., Flotats, X., Porta, J. (1996a). Dynamics of nutrients in a grassland in the humid North-East of Spain upon application of pig slurry. *In: van Ittersum, M.K., Venner, G.E.G.T., van de Geijn, S.C., Jetten, T.H. (eds.). Book of Abstracts of the 4th ESA-congress. Vol. I*, 322-323.
- Arbonés, A., Sió, J., Ortiz, C., Pérez, M., Planes, M., Boixadera, J. (2004). Aplicación de purines de ganado porcino en almendro. *Fruticultura Profesional*, **147**, 71-79.
- Austin, R.B., Cantero-Martínez, C., Arrúe, J.L., Playán, E., Cano-Marcellán, P. (1998). Yield-rainfall relationships in cereal cropping systems in the Ebro river valley of Spain. *European Journal of Agronomy*, **8**(3), 239-248.
- Berenguer, P., Santiveri, F., Boixadera, J., Lloveras, J. (2008a). Fertilisation of irrigated maize with liquid pig manure combined with mineral. *Agronomy Journal*, submitted.
- Berenguer, P., Santiveri, F., Boixadera, J., Lloveras, J. (2008b). Copper and zinc soil accumulation and plant concentration in irrigated maize fertilized with liquid swine manure. *Agronomy Journal*, submitted.
- Boixadera, J., Bosch, A., Teira, M.R. (2006). *Jornada Tècnica - Camp Experimental d'Oliola (Lleida)*. DARP, Generalitat de Catalunya. Lleida. 57 pp.
- Bosch, A., Teira, M.R., Villar, J.M. (eds). (2007). *Towards a Better Efficiency in N Use*. Editorial Milenio. Lleida. 531 pp.
- Bosch, A., Boixadera, J. (2006). Fertilización, sostenibilidad y calidad alimentaria. *Fruticultura Profesional*, **163**, 7-11.
- Daudén, A., Quílez, D., Vera, M.V. (2004). Pig slurry application and irrigation effects on nitrate leaching in Mediterranean soil lysimeters. *Journal of Environmental Quality*, **33**(6), 2290-2295.
- De Clercq, P., Gertsis, A.C., Hofman, G., Jarvis, S.C., Neeteson, J.J., Sinabell, F. (2001). *Nutrient Management Legislation in European Countries*. Department of Soil Management and Soil Care. Faculty of Agricultural and Applied Biological Sciences. The Netherlands. 347 pp.
- Domingo, F., Boixadera, J., Bosch, A., Flotats, X. (1996). Optimizing the use of pig slurry in irrigated rotations of cereals in calcareous soils of the semiarid zone of the Ebro Valley (Spain). *In: van Ittersum,*

- M.K., Venner, G.E.G.T., van de Geijn, S.C., Jetten, T.H. (eds.). *Book of Abstracts of the 4th ESA-congress*. Vol. I, 340-342.
- EEA (2005). *The European Environment - State Outlook 2005*. European Environment Agency. Copenhagen, Denmark. 576 pp.
- Ferrer, F., Villar, J.M., Stockle, C.O. (2000). Evaluació del model de simulació CropSyst para maiz de regadió en el Valle del Ebro. *Investiagación Agraria. Producción y Protección Vegetales*, **15**(3), 237-251.
- Ferrer, F., Villar, J.M., Villar, P., Aran, M., Stockle, C.O. (1997). Analyzing environmental side effects derived from applying recommended N fertilizer rates based on the N-Min method with a cropping systems simulation model. *Fertilization for Sustainable Plant Production and Soil Fertility, 11th World Fertilizer Congress of CIEF*, 277-284. Gent, Belgium.
- Garrabou, R. (2004). Sobre el canvi tècnic en la gestió de l'aigua a les zones àrides i semiàrides. A: Argemí, L., Rodríguez, M. (coord.). *L'Agricultura Moderna: de l'Alimentació al Medi Ambient*, 47-81. Universitat de Barcelona. Barcelona.
- Guillaumes, E., Carrasco, I., Villar, J.M. (2006). Response of wheat to additional nitrogen fertilizer application after pig slurry on over-fertilized soils. *Agronomy for Sustainable Development*, **26**(2), 127-133.
- Irañeta, I., Santos, A., Segura, A., Sáez, R., Delgado, J., Benito, A. (2000). Fertilización fosfo-potásica de cultivos extensivos. *Navarra Agraria*, **120**, 18-30.
- Lehmann, J., Cern, D.C., Glaser, B., Woods, W. (2003). *Amazonian Dark Earths*. Kluwer Academic Publishers. The Netherlands.
- Lloveras, J., Arán, M., Villar, P., Ballesta, A., Arcaya, A., Vilanova, X., Delgado, I., Muñoz F. (2004). Manure management: Effect of swine slurry on alfalfa production and on tissue and soil nutrient concentration. *Agronomy Journal*, **96**(4), 986-991.
- Ministry of Agriculture, Fisheries and Food - UK (1998). *Code of Good Agricultural Practice for the Protection of Soil*. Ministry of Agriculture, Fisheries and Food. London, UK. 60 pp.
- Navés J., Torres, C. (1999) Composició fisicoquímica i valor fertilitzant del purí de porc procedent d'explotacions porcínes de la comarca del Pla d'Urgell. A: Boixadera, J., Cortés, A. (coord.). *Problemes Moderns en l'Ús dels Sòls: Nitrats*. Dossiers Agraris. Institució Catalana d'Estudis Agraris. Barcelona.
- Ortiz, C., Bosch, A., Boixadera, J. (2006). Nitrogen pig slurry effects in a dry land cereal system. *Plant Research International B.V.*, **116**, 157-159.
- Ortuzar-Iragorri, M.A., Alonso, A., Castellón, A., Besga, G., Estavillo, J.M., Aizpurua, A. (2005). N-tester use in soft winter wheat: Evaluation of nitrogen status and grain yield prediction. *Agronomy Journal*, **97**(5), 1380-1389.
- Poch, R.M., Boixadera, J., Antúnez, M. (2002). Anthrosols of Llanos de Moxos. *Macromorphology Meeting*. Ghent, Belgium.
- Pomar, J. (1983). *Estudio sobre la Aplicación de los Purines de Porcino como Fertilizante*. Tesis Doctoral. Universitat Politècnica de Catalunya. Lleida.
- Power, J.F., Doran, J.W. (1984) Nitrogen use in organic farming. *In*: Hauck, R.D. (ed.). *Dossiers Nitrogen in crop Production*, 585-598. American Society of Agronomy Inc. Crop Science Society of America Inc. Soil Science Society of America Inc. Madison, Wisconsin, USA.
- Pujol, J. (2006) Els processos de canvis tècnics i el desenvolupament de noves activitats agroindustrials i alimentàries. A: Garrabou R. (coord.). *Història Agrària dels Països Catalans. Vol. 4, Segles XIX-XX*. Fundació Catalana per la Recerca i la Innovació i Universitats dels Països Catalans. Barcelona.
- Ramos, C., Agut, A., Lidón, A.L. (2002). Nitrate leaching in important crops of the Valencian Community region (Spain). *Environmental Pollution*, **118**(2), 215-223.
- Ramos, B., Domingo, F., Ortiz, C., Boixadera, J. (2008). *Síntesis de Diversos Estudis de Fertilització Orgànica Realitzats a Catalunya entre els Anys 2000-2008*. DAR, Generalitat de Catalunya, en preparació.
- Ramos, C., Garrido, S., Angel, J. (1996). Efectos de los fertilizantes en la calidad del agua. A: Garrido, S. (ed.). *Prácticas Agrarias Compatibles con el Medio Natural. El Agua*, 261-280. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- Schulz, D. (2000). Potentials to decrease nitrogen emissions from agriculture into the environment - The nitrogen reduction program in the Federal Republic of German *In*: Sapek, A. (eds). *Scientific Basis to Mitigate the Nutrient Dispersion into the Environment*, 90-98. Falenty IMUZ Publisher. Poland.
- SECH (2005). *Sistemas de Recomendación de Abonado. I Jornadas del Grupo de Fertilización de la SECH*. Sociedad Española de Ciencias Hortícolas. Universidad Politécnica de Valencia. 229 pp.

- Serra, J., Teixidor, N., Sió, J., Boixadera, J. (1996). Utilització del contingut de nitrogen nítric del sòl i de la concentració de nitrats del suc de la base de les tiges com a mètodes per a la millora de la gestió de l'adobat nitrogenat, en el conreu del bla tou (*Triticum aestivum* L.). *Seminari Dinàmica del Nitrogen en el Sòl. 2n Curs d'Enginyeria Ambiental: Eliminació Biològica de Nutrients en Aigües Residuals*, 37-41. MACS, Universitat de Lleida.
- Shepard, R. (2005). Nutrient management planning: Is it the answer to better management? *Journal of Soil and Water Conservation*, **60**(4), 171-176.
- Sió, J. (2001). Estudi de l'evolució de la fertilització dels fruiters a la província de Lleida. Comunicació personal.
- Sió, J., Serra, J., López, A., Boixadera, J., Teixidor, N. (1998). *Gestió de l'Adobat Nitrogenat en el Conreu dels Cereals d'Hivern*. DARP i Fundació Mas Badia. 6 pp.
- Sisquella, M., Lloveras, J., Álvaro, J., Santiveri, P., Cantero C. (2004). *Tècniques de Cultiu per a la Producció de Panís, Blat i Alfals en Regadiu a la Vall de l'Ebre*. Fundació Catalana de Cooperació. Lleida. 105 pp.
- Tello, E. (2004). Desenvolupament sostenible a l'agricultura: evolució històrica i criteris operatius. A: Argemí, L., Rodríguez, M. (coord.). *L'agricultura Moderna: de l'Alimentació al Medi Ambient*, 83-152. Universitat de Barcelona, Barcelona.
- Torres, A., Boixadera, J. (2001). Alguns efectes contaminants per als sòls d'aplicacions excessives de subproductes ramaderes. A: Cortés, A., Boixadera, J. (coord.). *Sòls Contaminats*, 165-176. Dossiers Agraris. Institució Catalana d'Estudis Agraris. Barcelona.
- Virgili, J.M. (1994). Aprofundiment en el coneixement d'aspectes de la fertilitat dels sòls a Catalunya. Projecte Final de Carrera. Universitat de Lleida. 103 pp.





## Aplicación de purín deshidratado como abono de fondo en una rotación maíz-trigo: evolución del contenido de nitratos y nitrógeno orgánico en el horizonte superficial

Marithza Ramírez<sup>1</sup>, Glòria Roig<sup>1</sup>, Kesia García<sup>1</sup>, Erika L. Ramos<sup>1</sup>, Martí Cabré<sup>2</sup>, Anna Picas<sup>2</sup>, Jordi Comas<sup>1,\*</sup>, Montserrat Pujolá<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Departamento de Ingeniería Agroalimentaria y Biotecnología (DEAB). Universidad Politécnica de Cataluña. Av. del Canal Olímpico, s/n. 08860 - Castelldefels. Barcelona.

<sup>2</sup>INPROG, S.L. C. Major, 36. 25660 - Alcoletge. Lleida.

\* Autor de contacto: jordi.comas-angelet@upc.edu

### Resumen

El purín deshidratado ofrece oportunidades para ser utilizado como abono de fondo (composición orientativa de 4-5-7 en nitrógeno, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> y K<sub>2</sub>O, respectivamente). El nitrógeno contenido en este tipo de productos es principalmente orgánico que puede ser mineralizado en buena parte durante el ciclo del cultivo. El objetivo del presente trabajo es hacer un seguimiento del contenido de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> y de N<sub>org</sub> durante una rotación de cultivos de maíz-trigo en la que se ha aplicado purín deshidratado como fertilizante de fondo. El trabajo se realizó en la explotación agrícola “Sant Joan de Deu” situada en Almacelles (Lleida). El seguimiento del contenido de nitratos en el horizonte superficial (0 a 30 cm) permite detectar el efecto de la fertilización de fondo y de la fertilización de cobertera sobre el contenido de nitratos del suelo. Los primeros datos parecen indicar que se produce una mineralización bastante rápida, aproximadamente del 50% del contenido de nitrógeno del purín deshidratado. La dinámica del N<sub>org</sub> parece indicar que durante la rotación maíz-trigo se produce una secuencia de mineralización-inmovilización del nitrógeno. Posiblemente el residuo de cosecha del maíz juega un papel importante en la dinámica del nitrógeno que habría que explorar más profundamente.

### Palabras clave

Mineralización; Nitratos; Nitrógeno; Purín deshidratado.

## INTRODUCCIÓN

Las plantas de tratamiento del purín que usan la cogeneración se han visto beneficiadas con el Real Decreto 2818/1998 de Producción Eléctrica en Régimen Especial (con modificaciones en el Real Decreto-Ley 7/2006), que establece un sistema de incentivos como medio para abordar el tratamiento y reducción de los purines. De tal manera que la energía que genera la planta permite hacer la deshidratación del purín obteniendo un producto seco, que facilita su manejo y utilización. El purín deshidratado ofrece oportunidades para ser comercializado como abono de fondo ya que tienen una composición orientativa de 4-5-7 en nitrógeno, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> y K<sub>2</sub>O, respectivamente. El nitrógeno contenido en este tipo de productos es principalmente orgánico que puede ser mineralizado en buena parte durante el ciclo del cultivo. El objetivo del presente trabajo es hacer un seguimiento del contenido de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> y de N<sub>org</sub> durante una rotación de cultivos de maíz-trigo en Almacelles, en el valle del Ebro (Lleida), donde se ha aplicado purín deshidratado como fertilizante de fondo.

## MATERIALES Y MÉTODOS

El trabajo se realizó en la explotación agrícola “Sant Joan de Deu” situada en Almacelles (Lleida). Las unidades observacionales fueron parcelas de 18 x 18 m<sup>2</sup> (9 replicas). Se realizaron un total de 33 muestreos de suelo del horizonte superficial (0 a 0,3 m); 16 muestreos durante el cultivo del maíz y 17 muestreos durante el cultivo del trigo. Los muestreos se llevaron a cabo cada 15 días utilizando una sonda Veihmeyer (Veihmeyer, 1929). De cada parcela se obtuvo una muestra compuesta proveniente de tres muestras. El suelo presentó en los 30 primeros centímetros textura

franca, pH ligeramente alcalino (pH: 8,1), contenido de carbonato cálcico equivalente elevado (35%) y con 1,19% de carbono orgánico ( $C_{org}$ ) (Tabla 1).

**Tabla 1.** Análisis del suelo antes de aplicar purín deshidratado.

Característica	Unidades	Valor
pH agua 1:2,5		8,07 $\pm$ 0,03
Conductividad eléctrica	dS/m	0,80 $\pm$ 0,05
Materia orgánica oxidable	%	2,06 $\pm$ 0,09
Carbonato cálcico equivalente	%	35 $\pm$ 1,15
Nitrógeno Kjeldahl (s.m.s)	%	0,15 $\pm$ 0,09
Nitrógeno nítrico	mg/kg	102,6 $\pm$ 13,9
Nitrógeno amoniacal	ppm	5,93 $\pm$ 0,61
Fósforo (P) asimilable (Olsen)	ppm	41,00 $\pm$ 6,0
Potasio (K)	ppm	196,33 $\pm$ 18,8
Magnesio	ppm	300,33 $\pm$ 7,17
Calcio	ppm	8518,33 $\pm$ 7,84
Sodio	ppm	114,67 $\pm$ 3,28
Arena total 0,05<D<2mm	%	43,53 $\pm$ 1,44
Limos gruesos 0,02<D<0,05mm	%	14,77 $\pm$ 0,45
Limos finos 0,002<D<0,02 mm	%	23,17 $\pm$ 0,12
Arcilla D<0,002 mm	%	18,53 $\pm$ 1,33
Clase textural USDA		franca

El análisis de purín deshidratado puso de manifiesto que el C representaba el 37,53% de la materia seca (MS), mientras que el N total representaba un 3,64%; es decir que la relación C/N era de 10,3. El  $N_{org}$  representa el 2,81% y el N-NH<sub>4</sub> el 0,34%. Los contenidos de P y de K eran del 2,27 y 5,02% respectivamente, y los de Ca y Mg del 3,54 y 1,54% respectivamente (Tabla 2). El grado de estabilidad (Ministère de l'Agriculture Belge, 1971) del  $C_{org}$  era del 44,13%, lo que representaría que el  $C_{org}$  fácilmente hidrolizable sería de un 45%.

**Tabla 2.** Análisis del purín deshidratado (PD) (Roig, 2005).

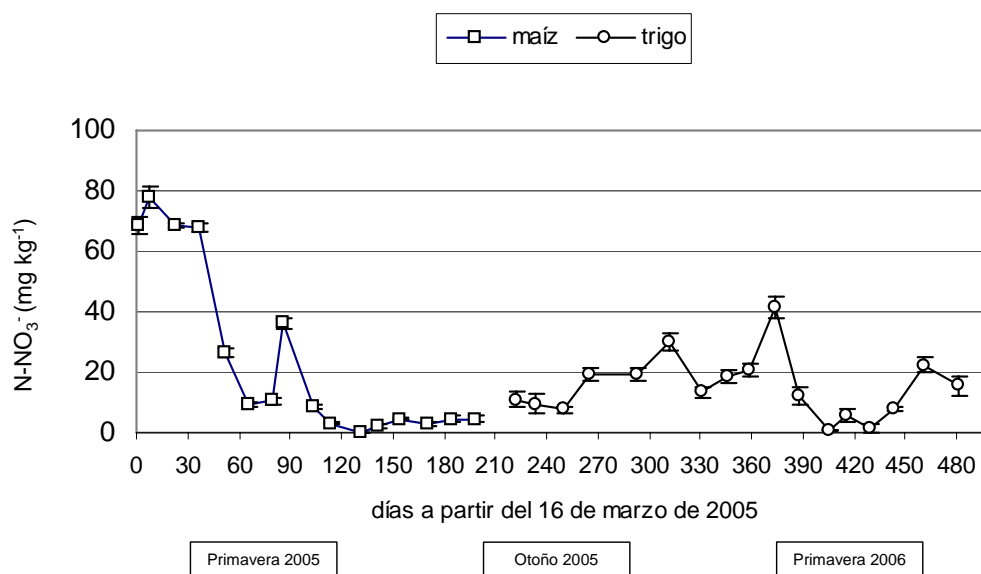
Característica	Unidades	Valor
Materia seca	%	90,2
pH del agua 1:2,5		8,3
Conductividad eléctrica	dS/m	30,55
Relación C/N		10,3
Materia orgánica	%	64,7
Nitrógeno Kjeldahl	%	2,81
Nitrógeno amoniacal	%	0,34
Fósforo (P)	%	2,27
Potasio (K)	%	5,02
Calcio (Ca)	%	3,75
Magnesio (Mg)	%	1,54

En todas las muestras se realizó un análisis de nitratos y de nitrógeno orgánico. La extracción de nitratos se realizó con CaCl<sub>2</sub> 0,01M (Kmecl *et al.*, 2005) y la cuantificación se llevó a cabo por electroforesis capilar. El nitrógeno orgánico se determinó sobre muestra seca siguiendo la metodología propuesta por Tan (1996). La siembra del maíz se realizó a principios de primavera con la variedad Pioneer 27, la densidad de siembra fue 85.000 plantas/ha. La fertilización de fondo se llevó a cabo con purín deshidratado 3 días antes de la siembra del maíz (2500 kg/ha). Se hizo una aplicación de nitrato amónico de cobertera de 150 kg/ha tres meses después, en el estadio v6 del maíz (Ritchie *et al.*, 1992). La cosecha se realizó a los 7 meses cosechándose solamente las mazorcas mientras que la caña se picó e incorporó en el suelo. A los 40 días de la cosecha del maíz

se sembró trigo variedad Aria-sol, con una dosis de siembra de 200 kg por hectárea. La fertilización de fondo se llevó a cabo con purín deshidratado 2 días antes de la siembra del trigo (2000 kg/ha) que se incorporó al igual que en maíz en los 30 primeros centímetros del perfil del suelo. Se aplicó nitrato amónico de cobertera en el estadio 31 del trigo (Zadoks *et al.*, 1974). La cosecha de trigo se realizó en junio.

## RESULTADOS Y CONCLUSIONES

El contenido inicial medio de  $\text{N-NO}_3^-$  en el horizonte superficial (0-30 cm) es de 69 mg/kg (Figura 1), lo que indica un valor residual del cultivo precedente bastante elevado. En el muestreo realizado después de la primera aplicación de purín deshidratado (día 8), se detecta un aumento en el contenido de  $\text{N-NO}_3^-$  de alrededor de 10 mg/kg, valor coherente con el contenido de nitrógeno mineral y el nitrógeno contenido en la fracción hidrolizable del  $\text{C}_{\text{org}}$  suponiendo una relación C/N de 13.

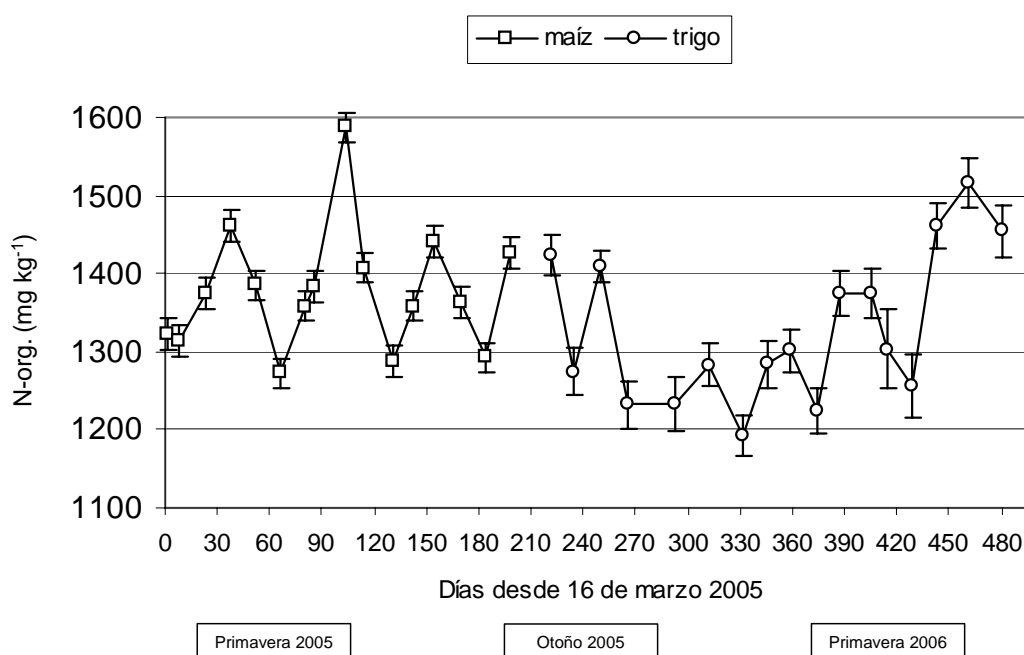


**Figura 1.** Evolución del contenido de  $\text{N-NO}_3^-$  en el horizonte superficial (0-30 cm).

A partir del tercer muestreo y hasta el séptimo (días 21 a 80) se observa una disminución continuada de  $\text{N-NO}_3^-$  en el horizonte superficial (0-30 cm). Sin embargo, pocos días después de la aplicación del nitrógeno de cobertera (día 86), se detecta un aumento de unos 20 mg/kg de  $\text{N-NO}_3^-$  que aproximadamente corresponde con la aportación del  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  (16 mg/kg). A partir de este momento el contenido de  $\text{N-NO}_3^-$  en el horizonte superficial sigue disminuyendo hasta la cosecha.

Después de la cosecha del maíz (día 194) el contenido residual de  $\text{N-NO}_3^-$  en el horizonte superficial es muy bajo, muy inferior al señalado por otros autores (Villar-Mir *et al.*, 2002). Sin embargo, antes de la aplicación de purín deshidratado como fertilizante de fondo para el trigo (día 222) se observa un incremento del  $\text{N-NO}_3^-$ , probablemente debido a la mineralización de  $\text{N}_{\text{org}}$  en el periodo entre cultivos. Después de la aplicación de purín deshidratado como abono de fondo, no se observa un aumento destacable en el contenido de nitratos hasta los 312 días, lo que podría indicar que durante estos meses más fríos la mineralización del purín deshidratado es mucho más lenta. De nuevo, después de la aportación del  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  como abono de cobertera (día 374) se detecta un aumento del contenido de nitratos de unos 20 mg  $\text{N-NO}_3^-$ /kg suelo (día 372). En maduración fisiológica del trigo, el contenido de  $\text{N-NO}_3^-$  prácticamente es nulo (día 429). Sin embargo, después de la cosecha el contenido de  $\text{N-NO}_3^-$  aumenta de nuevo (día 469), indicando una rápida mineralización del  $\text{N}_{\text{org}}$  del suelo. El error típico medio de los muestreos de  $\text{N-NO}_3^-$  fue de 3,32, un

valor que representa un 17% del contenido medio de  $\text{N-NO}_3^-$ . El contenido de  $\text{N}_{\text{org}}$  del suelo presenta una variabilidad entre muestreos bastante elevada, mucho mayor que la de los muestreos de nitratos. En cambio, el error típico medio es mucho más pequeño en términos relativos, representando un 5% del valor medio del  $\text{N}_{\text{org}}$ . Parece observarse una cierta tendencia hacia la disminución del contenido de  $\text{N}_{\text{org}}$  hasta los 330 días ( $-0,56 \text{ mg/kg}$ ;  $R^2 = 0,37$ ). Posteriormente se observa una tendencia hacia un aumento en el contenido de  $\text{N}_{\text{org}}$  ( $1,70 \text{ mg/kg}$ ,  $R^2 = 0,61$ ) (Figura 2). El error típico medio de los muestreos de  $\text{N}_{\text{org}}$  es de  $67,75$ , casi un 5% del valor medio del  $\text{N}_{\text{org}}$ . Se trata de un valor relativamente moderado en comparación con la variabilidad entre muestreos, que es bastante elevada.



**Figura 2.** Evolución del contenido de  $\text{N}_{\text{org}}$  en el horizonte superficial (0-30 cm).

Es probable que el residuo de cosecha del maíz, que se puede estimar en unos  $770 \text{ mg C}_{\text{org}}$  por kg de suelo para una producción en grano de  $10.000 \text{ kg/ha}$  (Bolinder *et al.*, 2006) - 3,5 veces más que la aplicación de  $\text{C}_{\text{org}}$  procedente del purín deshidratado - juegue un papel importante en la inmovilización de nitrógeno observada a partir de los 330 días. Sin embargo, los datos obtenidos en este estudio observacional no permiten establecer relaciones de causa-efecto en los fenómenos observados.

En conclusión, los resultados del presente estudio parecen indicar que el purín deshidratado aplicado como abono de fondo puede tener una contribución significativa en la fertilización nitrogenada de cereales como el maíz y el trigo. Los resultados observados muestran que posiblemente la mitad del contenido total en nitrógeno del purín deshidratado es disponible al poco tiempo de aplicación si las condiciones edáficas son favorables a la mineralización. Posiblemente los residuos de cosecha del maíz juegan un papel importante en la dinámica del nitrógeno observada en el presente estudio.

## REFERENCIAS

- Bolinder, M.A., Janzen, H.H., Gregorich, E.G., Angers, D.A., VandenBygaart, A.J. (2006). An approach for estimating net primary productivity and annual carbon inputs to soil for common agricultural crops in Canada. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **118**(1-4), 29-42.
- Kmecl, M.A., Sušin, J., Zupančič-Kralj, L. (2005). Validation of analytical methods used for determination of nitrate in soil. *Accreditation and Quality Assurance*, **10**(4), 172-176.

- Ministère de l'Agriculture Belge (1971). *Méthodes de Convention pour l'Analyse des Engrais et des Emedements du Sol*. Div. B Ad. Services Economiques d'Inspection des Matières Premières. Part. II. 202-203.
- Real Decreto 2818/1998, de 23 de diciembre, sobre producción de energía eléctrica por instalaciones abastecidas por recursos o fuentes de energía renovables, residuos y cogeneración. BOE 30/12/1998.
- Real Decreto-Ley 7/2006, de 23 de junio, por el que se adoptan medidas urgentes en el sector energético. BOE 24/06/2006.
- Ritchie, S.W., Hanway, J.J., Benson, G.O. (1992). *How a Corn Plant Develops*. Special Report, 48. Iowa State University. Cooperative Extension Service. Ames. USA.
- Roig, G. (2005). *Estudi de l'Evolució del Nitrogen al Sòl en un Cultiu de Blat de Moro (Zea mays) Fertilitzat amb un Adob Orgànic Procedent del Tractament de Purí*. Treball Final de Carrera. Universitat Politècnica de Catalunya.
- Tan, K. (1996). *Soil Sampling Preparation and Analysis*. Ed. Marcel Dekker, Inc. USA. 135-165.
- Villar-Mir, J.M., Villar-Mir, P., Stockle, C.O., Ferrer, F., Aran, M. (2002). On-farm monitoring of soil nitrate-nitrogen in irrigated cornfields in the Ebro valley (Northeast Spain). *Agronomy Journal*, **94**(2), 373-380.
- Veihmeyer, F.J. (1929). An improved soil-sampling tube. *Soil Science*, **27**(2), 147-152.
- Zadoks, J.C., Chang, T.T., Konzak, C.F. (1974). A decimal code for the growth stages of cereals. *Weed Research*, **14**(6), 415-421.



## Lixiviación de materia orgánica y nutrientes procedentes de purín de cerdo en el suelo

Carlos de la Fuente\*, M<sup>a</sup> Pilar Bernal

Departamento de Conservación de Suelos y Agua y Manejo de Residuos Orgánicos. CEBAS-CSIC. Campus Universitario de Espinardo. 30100 - Murcia.

\* Autor de contacto: m010@cebas.csic.es

### Resumen

La aplicación a los suelos de purín de cerdo para el aprovechamiento de su contenido en nutrientes y en materia orgánica es uno de los métodos más factibles para el reciclado de éste residuo. Sin embargo su elevada producción ha llevado al desarrollo de ciertas tecnologías de separación sólido-líquido que permitan el almacenamiento y transporte de la fracción sólida a suelos agrícolas mas apartados a los de producción, así como el uso de la fracción líquida como agua de riego enriquecida en nutrientes. En este trabajo se evalúan los riesgos de lixiviación en un suelo de materia orgánica y de nutrientes procedentes de purín de cerdo y de sus fracciones sólidas y líquidas previamente separadas, mediante experimentos en columnas de lixiviación. La adición del purín, rico en nitrógeno, produjo un incremento tanto del nitrógeno total como del nitrógeno amónico en todas las profundidades del suelo, particularmente importante en la zona más superficial. Resultados similares fueron encontrados en el caso del carbono. Para el resto de nutrientes estudiados, se observó un aumento en la concentración de fósforo en la zona más superficial, indicando la baja movilidad de este nutriente, y una baja lixiviación de Ca, Mg, Na y K comparando los tratamientos con el suelo control. En cuanto al movimiento de las sales solubles, se encontró una acumulación en las fracciones comprendidas entre los 5 y 15 cm. En general, la pérdida de nutrientes por lixiviación fue baja para todos los tratamientos estudiados, siendo la fracción líquida la que presentó un mayor riesgo de pérdida de nutrientes, especialmente de carbono orgánico.

### Palabras clave

Lixiviación; Materia orgánica; Nitrógeno; Nutrientes; Purín de cerdo.

## INTRODUCCIÓN

El sector porcino constituye una de las actividades ganaderas más importantes en España, siendo uno de los principales productores en la Unión Europea, con una cabaña de 24,9 millones de cabezas (MAPA, 2004). Este hecho se traduce en la producción de un gran volumen de residuos, estimado en 25,2 millones de toneladas (MAPA, 2004), siendo necesario establecer pautas para su uso eficiente sin causar daño al medio ambiente. Existen distintas vías de gestión, que van desde la simple acumulación en balsas, hasta su revalorización económica empleándolo como fuente de nutrientes en suelos agrícolas o para la producción de biogás, ayudando con ello a solventar parcialmente el problema medioambiental y económico que supone su acumulación.

El purín de cerdo se ha empleado tradicionalmente como fuente de materia orgánica y nutrientes vegetales para suplir las carencias de los suelos agrícolas (Bernal *et al.*, 1993a). Estos residuos suponen una fuente de macro y micronutrientes más barata que los fertilizantes minerales, asimismo el purín es fuente importante de materia orgánica soluble, que actúa mejorando las propiedades físicas, biológicas y químicas del suelo (Bernal, 1990).

Sin embargo, los suelos agrícolas no son capaces de absorber el gran volumen de residuos orgánicos generados actualmente por la ganadería porcina intensiva, lo cual lleva en muchos casos a un uso abusivo y a la acumulación de nutrientes y contaminantes traza en el suelo, con el consiguiente riesgo de contaminación de aguas superficiales y freáticas. El purín posee altos niveles de nitrógeno, mayoritariamente en su forma amoniacal, elevada conductividad eléctrica, metales pesados (especialmente Cu y Zn) y determinados xenobióticos (ej: pesticidas o ciertos productos

farmacéuticos) que actúan como limitantes para su uso en suelos agrícolas durante periodos muy prolongados (De la Torre *et al.*, 2000; Burton y Turner, 2003).

El purín de cerdo se compone de la mezcla de una fracción líquida, procedente de la orina y aguas de lavado, y que contiene materias minerales y orgánicas disueltas, y otra fracción sólida proveniente de materiales fecales sólidos y restos de comida en distinto estado de descomposición. La separación de ambas fases permite una gestión más eficiente de este residuo, pues se facilita el almacenamiento y transporte de la fracción sólida, favoreciendo su uso en zonas alejadas del lugar de producción, y permite el empleo de la fracción líquida directamente como agua de riego enriquecida en nutrientes solubles, reduciendo con ello la necesidad en el empleo de fertilizantes inorgánicos y agua.

Las nuevas tecnologías de separación de la fracción sólida y líquida que componen el purín alcanzan eficacias de separación mayores que las técnicas tradicionales de centrifugación o separadores de malla, permitiendo un uso más eficiente de ambas fracciones. Una de estas tecnologías es la basada en la transferencia iónica, empleando para ello polímeros capaces de separar mediante floculación las partículas de pequeño tamaño de la fracción sólida del purín (Martínez-Almela y Barrera, 2005).

El objetivo de este trabajo es evaluar el movimiento de nutrientes en un suelo no calizo tras la aplicación de purín de cerdo así como sus fracciones sólida y líquida previamente separadas mediante floculación.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Suelo y residuos orgánicos

Se utilizó un suelo procedente de Sanlúcar la Mayor (Sevilla), clasificado como Xerofluvent Típico (Soil Survey Staff, 1999) caracterizado por ser no calizo ( $< 0,5\%$   $\text{CaCO}_3$ ), de textura franca, pH ácido (4,1), 28,6% de capacidad de retención hídrica, 14,1  $\text{cmol kg}^{-1}$  de capacidad de cambio y bajos contenidos de carbono orgánico (13,5  $\text{g kg}^{-1}$ ) y nitrógeno total (0,85  $\text{g kg}^{-1}$ ). El suelo procede del horizonte superficial (20 cm superiores) se secó al aire y se tamizó  $< 2$  mm previo a su análisis (Tabla 1).

Como residuos orgánicos, se utilizó purín de cerdo (PC), así como las fracciones sólida (FS) y líquida (FL) obtenidas en la planta de depuración de purines que la empresa SELCO tiene situada en la Granja Veterinaria de la Universidad de Murcia (Tabla 1). Dicha planta emplea una tecnología basada en la floculación de las partículas sólidas del purín mediante el empleo de poliacrilamida (PAM), obteniendo eficacias de separación líquido-sólido mayores del 90% (Martínez-Almela *et al.*, 2001). Los materiales fueron recogidos directamente en la planta y se mantuvieron congelados hasta el momento de su utilización.

### Diseño experimental

Se emplearon columnas de lixiviación de P.V.C., de 50 cm de longitud y 4,5 cm de diámetro interno, las cuales se montaron sobre un soporte de madera, de forma que pudieran drenar libremente por gravedad, permitiendo la recogida de lixiviados por su parte terminal.

El suelo (736 g de suelo seco) se dispuso alcanzando una altura en la columna de 40 cm, empaquetándose a una densidad de 1,3  $\text{g cm}^{-3}$ . A fin de evitar una conductividad hidráulica excesivamente limitante y simular la granulometría del perfil del suelo en campo, los 20 cm más profundos de la columna se rellenaron con una mezcla de suelo con 20% de arena, previamente lavada y tamizada a 2 mm. Con el objetivo de evitar la pérdida de las partículas más finas del suelo durante la lixiviación, en la parte inferior de la columna se dispuso un filtro formado por dos



membranas de nylon, colocando entre ellas 53,5 g de arena lavada (equivalente a 2 cm de espesor en la columna).

**Tabla 1.** Características del suelo y de los residuos empleados (PC: purín de cerdo; FS: fracción sólida; FL: fracción líquida).

Parámetro	Suelo	Residuos		
		PC <sup>†</sup>	FS <sup>†</sup>	FL <sup>†</sup>
pH	4,1	7,6	7,7	7,8
CE (dS m <sup>-1</sup> )	2,8	6,8	0,9	6,3
M.O. (%)	2,32	0,6	13,8	< 0,5
COT (g kg <sup>-1</sup> )	13,5	6,1	6,9	0,8
N-total (g kg <sup>-1</sup> )	0,85	1,2	0,5	0,2
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg kg <sup>-1</sup> )	N.D.	541	500	482
C/N	15,9	5,1	14	4,0
P-total (mg kg <sup>-1</sup> )	95,7 <sup>‡</sup>	28,9	325	3,4
Fe (mg kg <sup>-1</sup> )	36937	23,7	25	1,6
Cu (mg kg <sup>-1</sup> )	113	11,4	8,1	0,8
Mn (mg kg <sup>-1</sup> )	770	5,8	95	0,5
Zn (mg kg <sup>-1</sup> )	411	34	574	1,8
Na (mg kg <sup>-1</sup> )	N.D.	455	779	395
K (mg kg <sup>-1</sup> )	N.D.	690	729	708
Ca (mg kg <sup>-1</sup> )	N.D.	84	9396	13
Mg (mg kg <sup>-1</sup> )	N.D.	232	2990	87

<sup>†</sup>Valores expresados sobre el material fresco; <sup>‡</sup>Fósforo asimilable; N.D.: No determinado.

Las columnas se saturaron de agua mediante capilaridad de abajo hacia arriba, a fin de evitar con ello la formación de caminos preferenciales durante la lixiviación (Schwab *et al.*, 2005). Tras esto, las columnas se mantuvieron colgadas durante 12 horas a fin de eliminar el exceso de agua por gravedad hasta alcanzar su capacidad de campo.

Todos los residuos empleados se aplicaron superficialmente al suelo, siendo las dosis aplicadas las siguientes: 40,8 mL kg<sup>-1</sup> para PC y FL, y 6,8 g kg<sup>-1</sup> para FS, equivalentes a dosis de 190 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> para PC y FL y 31,5 t ha<sup>-1</sup> para FS. Se mantuvo un tratamiento de suelo control sin enmienda. Todos los tratamientos se llevaron a cabo por duplicado. Tras la aplicación de los residuos, las columnas se taparon a fin de evitar la desecación y posibles flujos capilares ascendentes, dejando un periodo de 2 horas de equilibrio, hasta que no se observó sobrenadante en las columnas, previo a la adición del agua.

La adición de agua se realizó con ayuda de un simulador de lluvia por goteo, constituido por un depósito con agua destilada que alimentaba directamente a la columna mediante un tubo capilar de flujo regulable. La lixiviación de las columnas se llevó a cabo mediante la adición de 320 mL de agua destilada (equivalente a 200 L m<sup>-2</sup>) durante 24 h (13,3 mL h<sup>-1</sup>). La selección de esta dosis de precipitación se realizó en base a la clasificación agroclimática de Meigs, la cual establece una precipitación media anual de 200 L m<sup>-2</sup> como valor límite por debajo de la cual se considera clima árido (Meigs, 1953). En consecuencia se consideró este valor de precipitación a fin de maximizar el riesgo teórico de lixiviación en un área de escasas precipitaciones como es el arco mediterráneo.

Los lixiviados generados fueron recogidos en dos etapas, siendo la primera equivalente al volumen de agua de saturación del suelo. Las muestras, recogidas en botes herméticos, se conservaron congeladas en atmósfera de N<sub>2</sub>. El suelo se separó a distintas profundidades: 0-2, 2-5, 5-10, 10-20, 20-30 y 30-40 cm, para lo cual se obtuvo el cilindro de suelo inalterado tras la lixiviación.

### Métodos analíticos

En el suelo se analizaron diversas formas de nitrógeno y carbono. Las concentraciones de nitrógeno (N-total) y carbono orgánico total (COT) fueron medidas en un analizador elemental automático. El

carbono extraíble (Cext) se obtuvo tras agitación del suelo con NaOH 0,1 M (1:10 p/v). El N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> se analizó tras extracción con KCl 2 M (1:10 p/v) según el método del salicilato (Kempers y Zweers, 1986). El fósforo asimilable se determinó colorimétricamente tras su extracción con NaHCO<sub>3</sub> (1:10 p/v). Los valores de pH y conductividad eléctrica (CE) se determinaron en extracto acuoso, empleando una proporción (p/v) 1:2,5 para el pH y 1:5 para la CE. Los micronutrientes totales fueron analizados mediante espectrometría de absorción atómica tras digestión ácida nítrico-perclórica (2:1). Los lixiviados se analizaron directamente para CE, pH, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, COT, N-total y micronutrientes según los métodos anteriormente citados.

La fracción sólida de los purines se analizó de manera análoga al suelo (salvo el pH para el cual se analizó en el extracto acuoso 1:10 p/v). Las muestras líquidas (PC y FL) se analizaron siguiendo la misma metodología general que en los lixiviados, salvo para los micronutrientes, los cuales se analizaron siguiendo la misma metodología que en suelo y FS.

## RESULTADOS Y CONCLUSIONES

### Distribución de nutrientes en el suelo

Tanto el purín de cerdo como sus fracciones sólida y líquida aportaron elevadas cantidades de nutrientes al suelo, sin embargo una importante fracción de estos fueron retenidas en el mismo. El carbono y nitrógeno aportados por las enmiendas experimentaron un movimiento de descenso en todos los tratamientos, lo cual quedó reflejado en unos mayores valores en todas las profundidades, tanto de COT como de N-total, en las columnas enmendadas que en los controles sin enmienda (Tabla 2). Este incremento se debe a la presencia de compuestos orgánicos hidrosolubles de bajo peso molecular contenidos en los purines, tales como carbohidratos y ácidos carboxílicos, con cierta movilidad en el perfil del suelo (Fischer *et al.*, 2007). En cuanto a la distribución en profundidad, en todos los tratamientos se observó un enriquecimiento del contenido de COT en los primeros 2 cm, lo cual está en concordancia con los resultados obtenidos por López-Periago *et al.* (2002) quienes observaron atenuación en profundidad del COT tras adición de purín de cerdo en un suelo agrícola. Se observa como entre las distintas enmiendas utilizadas, son los materiales más ricos en material particulado (FS y PC) los que presentan una mayor acumulación de COT en las capas más superficiales (Tabla 2). Esto se debe a que el purín contiene partículas sólidas en suspensión procedentes de los materiales fecales sólidos y restos de comida (Carballas *et al.*, 1984), por lo que el acúmulo de carbono en la superficie de las columnas debe estar controlado por retención mecánica así como por la asociación de la materia orgánica con las arcillas del suelo, dando lugar a compuestos poco solubles en agua.

Los compuestos orgánicos no hidrosolubles del purín, son normalmente de naturaleza lignocelulósica, difícilmente extraíbles con NaOH, lo cual concuerda con los resultados obtenidos, no encontrando diferencias significativas en los contenidos de carbono extraíble entre las columnas enmendadas y el suelo control (Tabla 2).

Se observó también un incremento en el contenido de N-total en todas las profundidades, encontrando diferencias entre las columnas enmendadas y el tratamiento control (Tabla 2). Este incremento respecto al control pudo deberse a la percolación de compuestos nitrogenados orgánicos de bajo peso molecular como urea, aminoácidos y aminoazúcares (Fischer *et al.*, 2007; Higgins *et al.*, 2005) que son poco retenidos por los compuestos minerales del suelo.

El N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> procedente de los residuos quedó retenido fundamentalmente en las capas superficiales donde se añadieron las enmiendas (Tabla 2). Así, los tratamientos líquidos FL y PC presentaron el mayor grado de percolación, alcanzando incrementos de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> respecto al control hasta los 10 cm. La FS incrementó los valores de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> fundamentalmente en los primeros 2 cm de la columna. Podría pensarse que la oxidación de amonio a nitrato, el cual es muy soluble en agua, favorecería la

pérdida de nitrógeno por lixiviación. Sin embargo las condiciones del suelo durante el experimento no favoreció este proceso, ya que la lixiviación se produjo inmediatamente tras la adición de las enmiendas y además, el suelo se mantuvo saturado de agua, lo cual impidió los procesos oxidativos (Núñez-Delgado *et al.*, 2002). Varios autores (Núñez-Delgado *et al.*, 1995; López-Periago *et al.*, 2002) han observado atenuaciones importantes en profundidad del N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> en suelos tratados con residuos ganaderos. Es conocida la baja movilidad del N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, siendo retenido fácilmente en el suelo por procesos de cambio catiónico, así como por retención específica con arcillas del tipo illita y vermiculita (Núñez-Delgado *et al.*, 1997). Dada la baja capacidad de cambio de este suelo, la retención de este nutriente podría asociarse a procesos de intercambio iónico debido a la adición de materia orgánica procedentes de los residuos, siendo coherente con la correlación existente entre el contenido en COT y la concentración de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> ( $r = 0,658$ ;  $P < 0,001$ ).

**Tabla 2.** Valores de pH, conductividad eléctrica (CE) y concentraciones de C, N, P-disponible en el suelo control (CT), con purín de cerdo (PC) y sus fracciones sólida (FS) y líquida (FL) tras la lixiviación.

	Profundidad (cm)	pH	CE (dS m <sup>-1</sup> )	COT (g kg <sup>-1</sup> )	Cext (g kg <sup>-1</sup> )	N-total (g kg <sup>-1</sup> )	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg kg <sup>-1</sup> )	P disp. (mg kg <sup>-1</sup> )
CT	0 – 2	4,6 <sup>a</sup>	0,62 <sup>d</sup>	13,2 <sup>a</sup>	2,88 <sup>a</sup>	0,90 <sup>a</sup>	34 <sup>c</sup>	105 <sup>a</sup>
	2 – 5	4,4 <sup>ab</sup>	1,28 <sup>c</sup>	14,0 <sup>a</sup>	2,37 <sup>a</sup>	0,88 <sup>ab</sup>	38 <sup>c</sup>	94 <sup>ab</sup>
	5 – 10	4,5 <sup>ab</sup>	2,03 <sup>b</sup>	14,4 <sup>a</sup>	1,31 <sup>bc</sup>	0,62 <sup>abc</sup>	46 <sup>bc</sup>	84 <sup>b</sup>
	10 – 15	4,3 <sup>c</sup>	2,14 <sup>ab</sup>	12,9 <sup>a</sup>	1,26 <sup>bc</sup>	0,65 <sup>abc</sup>	57 <sup>ab</sup>	85 <sup>b</sup>
	15 – 20	4,4 <sup>bc</sup>	2,13 <sup>b</sup>	12,6 <sup>a</sup>	1,01 <sup>bc</sup>	0,43 <sup>c</sup>	62 <sup>a</sup>	85 <sup>b</sup>
	20 – 30	4,5 <sup>ab</sup>	2,19 <sup>a</sup>	12,3 <sup>a</sup>	0,84 <sup>c</sup>	0,55 <sup>bc</sup>	56 <sup>ab</sup>	87 <sup>b</sup>
	30 – 40	4,5 <sup>ab</sup>	1,35 <sup>c</sup>	14,8 <sup>a</sup>	1,53 <sup>b</sup>	0,69 <sup>abc</sup>	53 <sup>ab</sup>	85 <sup>b</sup>
PC	0 – 2	6,6 <sup>a</sup>	0,66 <sup>d</sup>	20,3 <sup>a</sup>	2,57 <sup>a</sup>	2,23 <sup>a</sup>	208 <sup>a</sup>	588 <sup>a</sup>
	2 – 5	4,5 <sup>b</sup>	1,83 <sup>bc</sup>	17,8 <sup>b</sup>	1,27 <sup>b</sup>	1,30 <sup>b</sup>	117 <sup>b</sup>	115 <sup>b</sup>
	5 – 10	4,4 <sup>b</sup>	2,10 <sup>ab</sup>	17,0 <sup>bc</sup>	1,02 <sup>b</sup>	1,39 <sup>b</sup>	114 <sup>b</sup>	113 <sup>b</sup>
	10 – 15	4,3 <sup>b</sup>	2,39 <sup>a</sup>	15,7 <sup>cd</sup>	1,17 <sup>b</sup>	1,17 <sup>b</sup>	49 <sup>c</sup>	101 <sup>b</sup>
	15 – 20	4,3 <sup>b</sup>	2,27 <sup>ab</sup>	15,5 <sup>cd</sup>	1,23 <sup>b</sup>	1,21 <sup>b</sup>	48 <sup>c</sup>	56 <sup>c</sup>
	20 – 30	4,5 <sup>b</sup>	1,93 <sup>ab</sup>	16,7 <sup>c</sup>	0,87 <sup>b</sup>	1,58 <sup>b</sup>	39 <sup>c</sup>	52 <sup>c</sup>
	30 – 40	4,5 <sup>b</sup>	1,36 <sup>c</sup>	14,8 <sup>d</sup>	1,18 <sup>b</sup>	1,53 <sup>b</sup>	58 <sup>c</sup>	59 <sup>c</sup>
FL	0 – 2	5,8 <sup>a</sup>	1,07 <sup>d</sup>	16,3 <sup>ab</sup>	2,24 <sup>ab</sup>	1,78 <sup>a</sup>	207 <sup>a</sup>	196 <sup>a</sup>
	2 – 5	4,5 <sup>bc</sup>	1,17 <sup>cd</sup>	14,2 <sup>c</sup>	2,44 <sup>a</sup>	1,50 <sup>ab</sup>	95 <sup>b</sup>	127 <sup>b</sup>
	5 – 10	4,3 <sup>c</sup>	1,92 <sup>ab</sup>	14,0 <sup>c</sup>	2,48 <sup>a</sup>	1,22 <sup>b</sup>	84 <sup>bc</sup>	109 <sup>c</sup>
	10 – 15	4,3 <sup>c</sup>	2,30 <sup>a</sup>	14,6 <sup>bc</sup>	2,22 <sup>ab</sup>	1,29 <sup>ab</sup>	66 <sup>bc</sup>	101 <sup>c</sup>
	15 – 20	4,3 <sup>c</sup>	2,25 <sup>a</sup>	14,5 <sup>bc</sup>	1,09 <sup>c</sup>	1,20 <sup>b</sup>	63 <sup>bc</sup>	94 <sup>c</sup>
	20 – 30	4,4 <sup>bc</sup>	2,22 <sup>a</sup>	14,8 <sup>bc</sup>	1,62 <sup>bc</sup>	1,12 <sup>b</sup>	58 <sup>bc</sup>	104 <sup>c</sup>
	30 – 40	4,6 <sup>b</sup>	1,54 <sup>bc</sup>	17,0 <sup>a</sup>	1,99 <sup>ab</sup>	1,27 <sup>b</sup>	52 <sup>c</sup>	101 <sup>c</sup>
FS	0 – 2	6,6 <sup>a</sup>	0,85 <sup>d</sup>	23,0 <sup>a</sup>	4,31 <sup>a</sup>	2,70 <sup>a</sup>	149 <sup>a</sup>	826 <sup>a</sup>
	2 – 5	4,9 <sup>b</sup>	1,16 <sup>d</sup>	14,7 <sup>b</sup>	1,75 <sup>b</sup>	1,38 <sup>b</sup>	37 <sup>c</sup>	106 <sup>b</sup>
	5 – 10	4,3 <sup>c</sup>	2,04 <sup>b</sup>	15,3 <sup>ab</sup>	1,76 <sup>b</sup>	1,47 <sup>b</sup>	50 <sup>b</sup>	87 <sup>c</sup>
	10 – 15	4,3 <sup>c</sup>	2,45 <sup>a</sup>	14,8 <sup>b</sup>	1,78 <sup>b</sup>	1,44 <sup>b</sup>	53 <sup>b</sup>	87 <sup>c</sup>
	15 – 20	4,3 <sup>c</sup>	2,21 <sup>ab</sup>	14,5 <sup>b</sup>	1,94 <sup>b</sup>	1,35 <sup>b</sup>	55 <sup>b</sup>	82 <sup>c</sup>
	20 – 30	4,4 <sup>c</sup>	2,11 <sup>b</sup>	13,5 <sup>b</sup>	0,96 <sup>c</sup>	1,25 <sup>b</sup>	47 <sup>b</sup>	82 <sup>c</sup>
	30 – 40	4,4 <sup>c</sup>	1,55 <sup>c</sup>	12,8 <sup>b</sup>	1,58 <sup>bc</sup>	1,44 <sup>b</sup>	49 <sup>b</sup>	86 <sup>c</sup>

Valores seguidos de la misma letra en la misma columna, para cada parámetro y en cada tratamiento no se diferencian significativamente según el Test de Tukey ( $P < 0,05$ ).

Todas las enmiendas incrementaron la concentración de fósforo asimilable en los primeros 2 cm de suelo, observándose una retención prácticamente total en esta zona (Tabla 2), lo cual indican la baja movilidad de este nutriente (Bernal *et al.*, 1993a). Varios procesos están implicados en la retención de fósforo en el suelo, de modo que fenómenos de adsorción y precipitación pueden verse favorecidos por la presencia de hierro y aluminio en este suelo (Núñez-Delgado *et al.*, 1997). Estos procesos están favorecidos por el incremento de pH producido por la adición de los residuos, atribuible a su alta concentración de cationes básicos, encontrando correlación entre los valores de pH y la concentración de fósforo asimilable ( $r = 0,911$ ;  $P < 0,001$ ). Se observó además, que los tratamientos que más

incrementaron el pH en superficie (PS y FS) fueron los que mostraron los mayores niveles de fósforo asimilable.

El contenido salino del suelo se evaluó mediante la conductividad eléctrica. Este parámetro presentó un patrón de distribución en profundidad distinto al resto de los estudiados (Tabla 2). Así, tanto el control como las columnas enmendadas presentaron una baja conductividad eléctrica en la parte superficial (hasta 5 cm) y final (30-40 cm), alcanzando los mayores valores en la zona intermedia de las columnas. Esta distribución sería coherente con el transporte de sales solubles, sin embargo, se ha visto que la alta conductividad de este suelo es debida en gran parte a su elevado contenido en sulfatos, siendo este anión menos soluble que cloruros o nitratos (Ulen *et al.*, 2008). La cantidad de agua aportada (equivalente a 1,14 veces la capacidad de retención hídrica del suelo) no es suficiente para lavar completamente las sales, situación que probablemente ocurriría de haber añadido un mayor volumen de agua.

### **Lixiviación de nutrientes**

La lixiviación de nutrientes de las enmiendas fue baja en todos los tratamientos empleados (Tabla 3), obteniendo valores de retención por parte del suelo muy elevados para todos los nutrientes. Se alcanzaron valores de retención neta de los nutrientes aportados cercanos al 100%, consiguiendo con ello alcanzar niveles en los lixiviados inferiores a los límites establecidos por la legislación sobre calidad de aguas destinadas al consumo humano en la Unión Europea (Directiva 98/83/CE). La enmienda que presentó unos valores mayores de pérdida de carbono fue la FL (Tabla 3), mientras que la lixiviación de nitrógeno no presentó diferencias entre los tratamientos y el control. Ciertos compuestos orgánicos de bajo peso molecular y cadena corta, tipo ácidos orgánicos y aminoácidos, son poco retenidos en el suelo, favoreciendo su rápido lavado (Hoeks *et al.*, 1979). La presencia de fósforo en los lixiviados fue prácticamente nula en todos los tratamientos, lo cual es coherente con la baja movilidad de este elemento observada a largo de la profundidad de la columna (Tabla 2).

La lixiviación de cationes fue baja en todos los tratamientos, siendo el Ca el que se lixivió en mayor cantidad (Tabla 3). El tratamiento control fue en el que se alcanzaron los menores valores, lo cual pudo deberse al aporte de calcio realizado por las enmiendas y por el incremento de pH producido tras la adición de los residuos. Se ha observado que la lixiviación de calcio es fuertemente dependiente del pH, siendo mayor a valores de pH ácido (Wiklander y Andersson, 1972).

Se observó incremento en la lixiviación de Mg en todos los tratamientos respecto al control, siendo el tratamiento con FL el que presenta mayores concentraciones. El comportamiento de este nutriente está normalmente asociado al del  $\text{Ca}^{2+}$ , de modo que su lixiviación puede explicarse por los mismos mecanismos. La lixiviación de  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$  es un factor importante en suelos ácidos, ya que al ser un catión básico, es un elemento fundamental para aumentar y mantener el pH del suelo, de modo que la dificultad que presenta este suelo para retener estos cationes conlleva a su progresiva acidificación (Walna *et al.*, 1998).

Los valores de  $\text{K}^+$  en los lixiviados fueron bajos en todos los tratamientos, siendo el tratamiento con FL el que presentó mayores valores (Tabla 3). Los procesos de intercambio iónico deben ser los principales responsables en la retención de  $\text{K}^+$  en las columnas, pues se ha observado como este catión se incorpora fácilmente a posiciones cambiables o bien se adsorbe en lugares específicos (Shaviv *et al.*, 1986). Bernal *et al.* (1993b) encontraron una alta retención de  $\text{K}^+$  procedente de purín de cerdo en un suelo franco-limoso, mientras que en un suelo más arenoso con menor capacidad de cambio de cationes mostró una pobre retención de este elemento.

Se observó un incremento en la cantidad de  $\text{Na}^+$  lixiviado en las columnas enmendadas respecto al suelo control. Este incremento pudo deberse al desplazamiento del sodio de cambio presente en el suelo por parte de los cationes aportados por las enmiendas, principalmente  $\text{K}^+$  (Núñez-Delgado *et al.*,

1997). Los valores de lixiviación son en general mayores que para K, a pesar de la mayor composición relativa de K frente a Na en los residuos. Esto indica que el equilibrio  $\text{Na}^+$  cambio –  $\text{Na}^+$  soluble, tiende hacia soluble, con mayor facilidad que el  $\text{K}^+$ , que se retiene en el suelo (Bernal *et al.*, 1992). Para  $\text{Na}^+$  se observaron los menores niveles de retención, siendo el tratamiento con FS el que presentó un menor porcentaje de retención respecto a la cantidad añadida por la enmienda (53,9%). Este material presenta una proporción relativa de Na menor que PC y FL, de modo que la competencia de este elemento con el resto de cationes por ocupar los sitios de cambio será mayor en el tratamiento con FS que en el resto de residuos.

La lixiviación de cationes está en consonancia con la acidificación de los lixiviados que atraviesan las columnas, que se produce a pesar del pH ligeramente básico del purín (Tabla 1). Esto pudo deberse a la retención de gran parte de los cationes que presentan reacción alcalina, junto con el desplazamiento de  $\text{H}^+$  tras su liberación del complejo de cambio.

**Tabla 3.** Cantidad de nutrientes lixiviados tras la adición de las enmiendas.

	Control	PC	FS	FL
pH	4,8 ±0,2	5,0 ±0,1	4,6 ±0,0	4,9 ±0,3
CE (dS m <sup>-1</sup> )	3,0 ±0,3	3,2 ±0,2	3,3 ±0,1	3,9 ±0,3
COT (mg)	1,6 ±0,0	1,9 ±0,5	1,8 ±0,3	2,1 ±0,2
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg)	0,4 ±0,1	0,4 ±0,1	0,6 ±0,2	0,6 ±0,2
Ptotal (mg)	0,9 ±0,1	1,0 ±0,3	0,9 ±0,2	1,0 ±0,3
Na <sup>+</sup> (meq)	1,3 ±0,2	3,1 ±0,5	3,7 ±0,4	2,7 ±0,0
K <sup>+</sup> (meq)	1,4 ±0,5	1,7 ±0,2	2,0 ±0,3	2,5 ±0,0
Ca <sup>2+</sup> (meq)	36,2 ±6,5	40,9 ±4,3	40,1 ±1,2	39,9 ±7,5
Mg <sup>2+</sup> (meq)	2,6 ±0,4	2,9 ±0,4	3,4 ±0,5	4,5 ±1,2
Σcationes (meq)	41,5 ±7,6	48,7 ±4,9	57,3 ±12,8	48,7 ±7,6

## Conclusiones

Varios mecanismos, tales como retención mecánica, adsorción, cambio iónico y precipitación estuvieron involucrados en la retención de los diversos nutrientes en función de las propiedades fisicoquímicas de estos. La adición de materia orgánica por parte de los residuos produjo el cambio en ciertas propiedades del suelo, especialmente el pH, que llevó a la retención de nutrientes especialmente en la zona superficial, donde se adicionaron los residuos. La mayor parte de los nutrientes estudiados presentaron una mayor acumulación en la parte superior de las columnas, siendo el fósforo y el amonio los que se retuvieron en mayor proporción indicando la baja movilidad de ambos. El nitrógeno y el carbono aportados por las enmiendas incrementaron el valor de los parámetros N-total y COT en todas las profundidades. Esto no se vio en la distribución de otras formas de nitrógeno y carbono, lo cual se relaciona con la naturaleza de la materia orgánica del purín, rica en compuestos lignocelulósicos y compuestos nitrogenados de bajo peso molecular, tipo urea y aminoácidos.

Los elevados valores de retención de nutrientes por parte del suelo, indican que éste constituye una efectiva barrera frente a la lixiviación de nutrientes procedentes de las diversas fracciones de purín de cerdo empleadas. Especial relevancia tiene el Na, pues su alta retención en los tratamientos FL y PC hace necesario un manejo adecuado de estos residuos a fin de evitar procesos de sodificación en el suelo.

Por tanto, estos residuos incrementan la reserva de nutrientes minerales en el suelo, especialmente en la zona más superficial, donde se desarrolla el sistema radicular. Además, la aplicación de purín de cerdo y sus fracciones sólida y líquida, en las condiciones de precipitación y dosis aplicada, no suponen un riesgo para las aguas subterráneas, encontrándose estas protegidas por el efecto atenuante del suelo. A la hora del empleo de estos residuos en condiciones de campo, es necesario tener en cuenta los procesos de mineralización de la materia orgánica aportada, pues la formación de

compuestos inorgánicos solubles, especialmente nitratos, conllevan riesgo de contaminación de las aguas freáticas por lixiviación. Especial cuidado debe tenerse con el uso excesivo de la fracción líquida, pues puede suponer riesgo de contaminación debido principalmente al carbono orgánico.

## AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Educación y Ciencia (CTM2004-06715-C02-02). Los autores le agradecen al CSIC la beca otorgada a Carlos de la Fuente (I3P predoctoral).

## REFERENCIAS

- Bernal, M.P. (1990). *Utilización de Purines de Cerdo en la Fertilización de Suelos Calizos en Condiciones de Regadío*. CEBAS-CSIC, Murcia.
- Bernal, M.P., Roig, A., Madrid, R., Navarro, F. (1992). Salinity risks on calcareous soils following pig slurry applications. *Soil Use and Management*, **8**(3), 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**(1), 9-14.
- Bernal, M.P., Lax, A. and Roig, A. (1993b). The effect of pig slurry on exchangeable potassium in calcareous soils. *Biology and Fertility of Soils*, **16**(3), 169-172.
- Burton, C.H., Turner, C. (2003). *Manure Management: Treatment Strategies for Sustainable Agriculture*. Silsoe Research Institute. Bedford, UK.
- Carballas, T., Carballas, M., Gil, F., Villar, M.C., Leiros, M.C., Cabaneiro, A., Diaz-Fierros, F. (1984). Characterisation of organic fraction of cattle slurry. *Annals of Edafology and Agrobiology*, **43**, 205-214.
- Directiva 98/83/CE del Consejo, de 3 de noviembre de 1998, relativa a la calidad de las aguas destinadas al consumo humano. Diario Oficial de las Comunidades Europeas N° L 330 de 5/12/1998.
- De la Torre, A.I., Jimenez, J.A., Carballo, M., Fernandez, C., Roset, J., Muñoz, M.J. (2000). Ecotoxicological evaluation of pig slurry. *Chemosphere*, **41**(10), 1629-1635.
- Fischer, H., Meyer, A., Fischer, K., Kuzyakov, Y. (2007). Carbohydrate and amino acid composition of dissolved organic matter leached from soil. *Soil Biology and Biochemistry*, **39**(11), 2926-2935.
- Higgins, S.F., Coyne, M.S., Shearer, S.A., Crutchfield, J.D. (2005). Determining nitrogen fractions in swine slurry. *Bioresource Technology*, **96**(9), 1081-1088.
- Hoeks, J., Becker, D., Borst, R.J. (1979). Soil column experiments with leachate from a waste trip (II): behaviour of leachate components in soil and groundwater. DLO-ICW. Wageningen, The Netherlands.
- Kempers, A.J., Zweers, A. (1986). Ammonium determination in soil extracts by the salicylate method. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, **17**, 715-723.
- López-Periago, E., Núñez-Delgado, A., Díaz-Fierros, F. (2002). Attenuation of groundwater contamination caused by cattle slurry: a plot-scale experiment study. *Bioresource Technology*, **84**(2), 105-111.
- MAPA (2004). *Anuario de Estadística Agroalimentaria*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- Martínez-Almela, J., Barrera-Marza, J., Lorenzo-Navarro, M. (2001) Production of energy and value-added products from manure. European Practice. **En: Symposium Innovative Processes to Produce Useful Materials and Energy from Biosolids and Animal Manure**. USEPA, Region V and Water Environment Federation. 6-8 June. Chicago, Illinois.
- Martínez-Almela, J., Barrera, J.M. (2005). SELCO-Ecopurin® pig slurry treatment system. *Bioresource Technology*, **96**(2), 223-228.
- Meigs, P. (1953). World distribution of arid and semi-arid homoclimates. *Arid Zone Hidrology*, 203-209. UNESCO Arid Zone Research Series.
- Núñez-Delgado, A., López-Periago, E., Díaz-Fierros-Viqueira, F. (1995). Penetración de contaminantes a través de un suelo abonado con purín de vacuno. Ensayo en columnas lisimétricas. *Nova Acta Compostelana*, **5**, 183-195.
- Núñez-Delgado, A., López-Periago, E., Díaz-Fierros-Viqueira, F. (1997). Breakthrough of inorganic ions present in cattle slurry: soil column trials. *Water Research*, **31**(11), 2892-2898.
- Núñez-Delgado, A., López-Periago, E., Díaz-Fierros-Viqueira, F. (2002). Pollution attenuation by soils receiving cattle slurry after passage of a slurry-like feed solution. Column experiments. *Bioresource Technology*, **84**(3), 229-236.

- Schwab, A.P., Yinghong, H., Banks, M.K. (2005). The influence of organic ligands on the retention of leads in soil. *Chemosphere*, **61**(6), 856-866.
- Shaviv, A., Jury, W.A., Pratt, P.F. (1986). Exchange, fixation, and precipitation of cations during leaching of soils amended with manure: 1. Column experiments. *Soil Science*, **141**(3), 237-243.
- Soil Survey Staff (1999). *Soil Taxonomy: A. Basic System of Soil Classification for Making and Interpreting*. Second ed. Natural Resources Conservation Service, USDA.
- Ulen, B., Johansson, G., Simonsson, M. (2008). Leaching of nutrients and major ions from an arable field with an unfertilized fallow as infield buffer zone. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B, Soil and Plant Science*, **58**(1), 51-59.
- Walna, B., Stanislaw, D., Siepak, J. (1998). The impact of acid rain on calcium and magnesium status in typical soils of the Wielkopolski National Park. *The Science of the Total Environment*, **220**(2-3), 115-120.
- Wiklander, L., Andersson, A. (1972). The replacing efficiency of hydrogen ion in relation to base saturation and pH. *Geoderma*, **7**(3-4), 159-165.





## Efecto de la aplicación de purines de cerdo en el maíz y en la acumulación de Cobre y Zinc en el suelo

Sebastián Cela<sup>1</sup>, Pilar Berenguer<sup>1</sup>, Paquita Santiveri<sup>1</sup>, Jaume Boixadera<sup>2</sup>, Jaume Lloveras<sup>1,\*</sup>

<sup>1</sup>Centre Universitat de Lleida - IRTA. Av. Rovira Roure, 191. 25198 - Lleida.

<sup>2</sup>Departament d'Agricultura, Alimentació i Acció Rural. Av. Rovira Roure, 191. 25198 - Lleida.

\* Autor de contacto: jaume.lloveras@irta.es

### Resumen

La utilización de purín de cerdo para abonar el maíz es una práctica habitual en las comarcas de Lleida. Además de macroelementos como N, P y K, el purín presenta en su composición metales pesados, que pueden acumularse en el suelo y posiblemente generar fitotoxicidad a largo plazo. En este trabajo se evaluó el efecto de la aplicación durante 5 años consecutivos de 30 y 50 m<sup>3</sup> de purín ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> a un campo de maíz. Se cuantificaron: i) la cantidad de Cu y Zn aportada con el purín ii) la acumulación de Cu y Zn total y extractable (EDTA) en el suelo y iii) el rendimiento de maíz. El contenido de Cu y Zn total y extractable en el suelo se incrementó después de 5 años consecutivos de aplicaciones de purín (las concentraciones de Cu y Zn total aumentaron entre 2 y 3,8 mg Cu kg<sup>-1</sup> y entre 1,2 y 4,7 mg Zn kg<sup>-1</sup>, mientras que las concentraciones de Cu y Zn extractable aumentaron entre 0,9 y 2,1 mg Cu kg<sup>-1</sup> y entre 3,5 y 4,9 mg Zn kg<sup>-1</sup>). Sin embargo, se necesitarían como mínimo dos siglos de aplicaciones regulares de dichas dosis de purín para alcanzar las concentraciones máximas permitidas en suelos básicos por la legislación europea (210 mg Cu total kg<sup>-1</sup> y 450 mg Zn total kg<sup>-1</sup>). Los elevados rendimientos medios de maíz registrados durante el período estudiado sugieren la ausencia de fitotoxicidad de Cu y Zn.

### Palabras clave

Cobre; Fitotoxicidad; Maíz; Purín de cerdo; Zinc.

## INTRODUCCIÓN

Las producciones de maíz (*Zea mays* L.) y de cerdos (*Sus scrofa domesticus*) son dos actividades económicas importantes en diferentes regiones del mundo. La provincia de Lleida en particular presenta más de 30.000 hectáreas de maíz y 2,9 millones de cerdos (DARP, 2003). Sus deyecciones son aplicadas a los campos con el doble objetivo de abonar el maíz y eliminar los residuos ganaderos. El purín de cerdo posee en su composición Cu y Zn, debido a que estos elementos son añadidos como suplementos a las dietas de los animales. Varios estudios (Chang y Page, 2000; Coppenet *et al.*, 1993) han mostrado que el Cu y el Zn se acumulan en los suelos, pudiendo generar problemas de fitotoxicidad a largo plazo. La disponibilidad de estos microelementos depende de otras variables, como por ejemplo, el pH del suelo, siendo los suelos ácidos los más vulnerables. Los objetivos del presente trabajo fueron: i) cuantificar la acumulación de Cu y Zn en el suelo después de 5 años de abonado de maíz con purín de cerdo y ii) evaluar posibles efectos adversos sobre el rendimiento del maíz. Las dosis de purín empleadas en este ensayo son las permitidas por la Directiva de nitratos de la legislación europea (European Union, 1991; Diari Oficial de la Generalitat de Catalunya, 1998).

## MATERIALES Y MÉTODOS

Se condujo un experimento de 5 años de duración (2002-2006) en la Estación Experimental de Gimenezs (Lleida). El tipo de suelo fue un Calcixercept Petrocálcico (pH 8,2) sin problemas de drenaje o salinidad. El diseño experimental fue de parcelas divididas con cuatro repeticiones. El tamaño de parcela fue de 15,5 x 11 m. El factor principal fue dosis de purín, con tres niveles (0, 30 y 50 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>). El factor secundario fue dosis de abonado nitrogenado, con 3 niveles (0, 100 y 200 kg N ha<sup>-1</sup>). En el primer año, los tratamientos fueron aleatorizados y a partir del segundo año

los tratamientos se aplicaron en las mismas parcelas. El N mineral (nitrato amónico 33%) se aplicó en 2 coberteras en partes iguales.

El maíz se sembró a comienzos de abril con una densidad de 80.000 plantas ha<sup>-1</sup>. Se evitaron estreses hídricos por medio de riegos por aspersión. El ensayo se mantuvo limpio de malas hierbas, plagas y enfermedades. La cosecha tuvo lugar a mediados de octubre.

Mediante espectrofotometría de absorción atómica (ICP-EOS, Perkin-Elmer 2100, Norwalk, CT), se determinó la concentración de Cu y Zn del purín cada año. En 2006, se determinaron las concentraciones de Cu y Zn total y extractable (EDTA) del suelo (0-30 cm) mediante la técnica anterior. Se determinó el rendimiento de maíz cada año, cosechando 2 líneas centrales de cada parcela (15,5 x 2 m). Se efectuaron análisis de varianza y test de separación de medias (LSD) utilizando el procedimiento GLM del SAS (SAS Institute, 1991).

## RESULTADOS Y CONCLUSIÓN

### Concentración de Cu y Zn en el purín

Las cantidades de purín efectivamente aplicadas y las concentraciones de Cu y Zn en el purín durante los 5 años del experimento se presentan en la Tabla 1. Las concentraciones de Cu y Zn en el purín de cerdo estuvieron dentro de los rangos normales (Sánchez y González, 2005). A su vez, el pH del purín fue básico todos los años.

**Tabla 1.** pH y concentración de Cu y Zn (mg kg<sup>-1</sup> de materia húmeda) en el purín y cantidad de purín efectivamente aplicada durante el período 2002-2006.

Dosis de purín objetivo (m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup> )	Cantidad de purín aplicada (m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup> )					Media
	2002	2003	2004	2005	2006	
30	32,4	32,3	22,5	39,1	23,7	30
50	64,8	65,4	41,3	51,5	42,5	53,1
	Composición del purín (mg kg <sup>-1</sup> materia húmeda)					
Cu	41	55	35	43	13	38
Zn	68	85	54	83	37	65
pH	7,5	7,5	8,8	8,8	8,1	8,1

### Acumulación de Cu y Zn en el suelo

No se observaron interacciones entre las dosis de purín y las dosis de N en ningún caso. La Tabla 2 presenta la concentración de Cu y Zn en el suelo (0-30 cm) después de cinco años consecutivos de aplicaciones de purín de cerdo. Las concentraciones iniciales de Cu y Zn en suelo fueron normales para la zona. El abonado con purín de cerdo incrementó significativamente el contenido de Cu total del suelo. En el caso del Zn total también se observaron aumentos, aunque las diferencias no fueron significativas. Después de 5 años de aplicaciones de purín, las concentraciones de Cu y Zn total en suelo aún permanecieron bajas respecto a los valores umbrales establecidos por la Unión Europea para suelos básicos (210 y 450 mg kg<sup>-1</sup> para Cu y Zn respectivamente). Esto sugiere un bajo riesgo de fitotoxicidad en el futuro próximo.

Por su parte, la concentración de Cu y Zn extractable del suelo también se incrementó significativamente durante este período. Cuando la dosis de purín utilizada fue alta, el incremento de ambos elementos fue del 49% en 5 años. La fracción de Cu y Zn extraída con EDTA representa la porción de estos elementos potencialmente asimilable por los cultivos (Martinez y Peu, 2000). Por lo tanto, sería conveniente continuar estudiando la evolución de la misma a lo largo del tiempo, porque representaría una aproximación más cercana al riesgo de fitotoxicidad.

**Tabla 2.** Concentraciones de Cu y Zn total y extractable (EDTA) en suelo en 2006. Letras distintas indican diferencias significativas entre diferentes dosis de purín. El valor *p* indica el nivel de significación.

Dosis de Purín (m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup> )	Total (mg kg <sup>-1</sup> )		EDTA (mg kg <sup>-1</sup> )	
	Cu	Zn	Cu	Zn
0	14,6 c	63,9	4,3 c	10,0 b
30	16,6 b	65,1	5,2 b	13,5 a
50	18,4 a	68,6	6,4 a	14,9 a
<i>p</i>	0,001	ns	0,001	0,01

Tras cinco años consecutivos de aplicación de purines en el maíz, se observó un pequeño, aunque significativo, descenso del pH del suelo (8,15 en las parcelas sin abonar y 8,09 en las parcelas abonadas con altas dosis de purín). Este es un punto a considerar porque la disponibilidad de los micro elementos aumenta a medida que disminuye del pH del suelo (Alva *et al.*, 2000).

### Rendimiento y biomasa de maíz

En la Tabla 3 se presentan los rendimientos y la biomasa de maíz al final del experimento (2006). En este año, se esperaba encontrar la mayor concentración de Cu y Zn en el suelo y, por ende, la mayor probabilidad de observar efectos fitotóxicos de estos metales en la producción de maíz. Como puede apreciarse, los rendimientos de maíz en las parcelas fertilizadas con purines fueron elevados, lo que parece confirmar la ausencia de fitotoxicidad de Cu y Zn en el período estudiado. Los menores rendimientos de las parcelas sin abonar con nitrógeno se deben a que tras cinco años sin abonar, el N fue el factor limitante. Por su parte, los valores de biomasa fueron normales.

**Tabla 3.** Rendimiento y biomasa de maíz en la campaña 2006. Letras distintas indican diferencias significativas entre diferentes dosis de purín. El valor *p* indica el nivel de significación.

Dosis de purín (m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup> )	Rendimiento Mg ha <sup>-1</sup>	Biomasa
0	10,7 c	20,1 b
30	13,5 b	23,5 a
50	14,5 a	24,1 a
<i>p</i>	< 0,01	< 0,01

En resumen, tras cinco años consecutivos de aplicación de purines de cerdo a un campo de maíz, se incrementaron las concentraciones de Cu y Zn total y extractable en el suelo, aunque no se observaron efectos fitotóxicos de estos elementos en la producción. De acuerdo con los valores umbrales de concentración de Cu y Zn totales establecidos en la legislación europea, se espera un bajo riesgo de fitotoxicidad en un futuro próximo si se fertiliza con los niveles permitidos por las directivas europeas.

### REFERENCIAS

- Alva, A.K., Huang, B., Paramasivam, S. (2000). Soil pH affects copper fractionation and phytotoxicity. *Soil Science Society of America Journal*, **64**(3), 955-962.
- Chang, A.C., Page, A.L. (2000). Trace elements slowly accumulating, depleting in soils. *California Agriculture*, **54**(2), 49-55.
- Coppenet, M., Golven, J., Simon, J.C., Le Corre, L., Le Roy, M. (1993). Évolution chimique des sols en exploitations d'élevage intensif: exemple du Finistère. *Agronomie*, **13**(2), 77-83.
- Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca - DARP (2003). *Estadística i Conjuntura Agrària*, 186-187. Barcelona.
- Diari Oficial de la Generalitat de Catalunya (1998). Decret 283/1998, de 21 d'octubre, de designació de les zones vulnerables en relació amb la contaminació de nitrats procedents de fonts agràries. DOGC 2760-06/11/1998.

- European Union (1991). Council Directive 91/676/EEC, of 12 December, concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources. L375. Brussels, Belgium.
- Martinez, J., Peu, P. (2000). Nutrient fluxes from a soil treatment process for pig slurry. *Soil Use and Management*, **16**(2), 100–107.
- Sánchez, M., González, J.L. (2005). The fertilizer value of pig slurry. I. Values depending on the type of operation. *Bioresource Technology*, **96**(10), 1117-1123.
- SAS Institute (1991). *SAS User's Guide: Statistics*. SAS Institute, Inc. Cary, NC. USA.

## Efecto de la aplicación de purín de cerdo en la alfalfa

Jaume Lloveras<sup>1,\*</sup>, Miquel Aran<sup>2</sup>, Astrid Ballesta<sup>1</sup>, Pere Villar<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Centre Universitat de Lleida (UdL) - IRTA. Av. Rovira Roure, 191. 25198 - Lleida.

<sup>2</sup>Applus Agroambiental. Partida Setsambs, s/n. 25222 - Sidamon. Lleida.

\* Autor de contacto: jaume.lloveras@irta.es

### Resumen

El objetivo de este estudio fue evaluar el efecto de la aplicación de purín de cerdo en la producción y calidad de la alfalfa y en la concentración de nutrientes en el suelo. La investigación se llevó a cabo en dos tipos de suelo y se compararon cuatro tratamientos fertilizantes: dos aplicaciones anuales de 25 y 50 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de purín, una fertilización mineral anual consistente en la aplicación de 32,75 kg P ha<sup>-1</sup> y 125 kg K ha<sup>-1</sup> y un control sin abonado ni mineral, ni orgánico. La aplicación de purín en invierno no afectó negativamente a la alfalfa. La aplicación de purín y de fertilización mineral incrementó la producción de alfalfa en un 37% en los suelos con baja fertilidad y no se detectaron incrementos de producción en los suelos con un alto nivel de fertilidad. La aplicación de purín incrementó ligeramente las concentraciones de P, Mg, Zn, Fe y Cu en los suelos con baja fertilidad. El conjunto de resultados sugiere que la aplicación de purín de cerdo en suelos con bajo contenido en metales pesados no produjo ningún incremento apreciable de ellos que pudieran ocasionar problemas medioambientales.

**Palabras clave:** Alfalfa; Producción; Purín de cerdo.

### INTRODUCCIÓN

El empleo de los purines y estiércoles es una práctica agrícola tradicional. En nuestro caso los agricultores conocen que algunos cultivos como el maíz valorizan más estas deyecciones. Sin embargo es frecuente que algunos ganaderos no dispongan de la superficie necesaria de este y otros cultivos para aplicar los estiércoles siguiendo los códigos de buenas prácticas y la alfalfa puede ser un cultivo alternativo donde aplicar los purines.

Las prácticas tradicionales no consideran que sea necesaria la aplicación de N en la alfalfa ya que este cultivo suple sus demandas de N a través de la fijación simbiótica o del N del suelo (Hannaway y Shuler, 1993). Por otro lado, la aplicación de purines de alfalfa puede afectar negativamente al cultivo debido a los daños a las coronas durante la aplicación. Además, es posible, que la aplicación de purines pueda aumentar la producción de los alfalfares debido a un incremento en el contenido de malas hierbas, sobre todo en el primer corte, ya que las adventicias pueden beneficiarse del N de los purines (Lory *et al.*, 2000). Sin embargo, aunque tradicionalmente, no se han aplicado purines a la alfalfa algunas investigaciones prevén un incremento en la aplicación de estiércoles en la alfalfa por su habilidad en el reciclaje de nutrientes y su potencial para extraer los de buenas profundidades.

En este trabajo se evalúa la aplicación de cantidades moderadas de purines en alfalfa en regadío.

### MATERIALES Y MÉTODOS

Los experimentos se llevaron a cabo durante dos campañas consecutivas en 2001 y 2002, en dos campos de alfalfa en regadío, de la variedad Aragón, en su segundo y tercer año de de producción en Alcolea de Cinca (Alcolea) y en Villanueva de Sigena (Villanueva). Las localidades (41°43'N, 00°07'E) del valle del Ebro estaban separadas unos 10 km. Las temperaturas medias anuales durante la duración de los ensayos fueron en 2001 y 2002, 13,8°C y 14,3°C respectivamente. Las

parcelas se regaron a manta cada 15-20 días, recibiendo una cantidad total anual de unos 800 mm de agua. La pluviometría anual fue de unos 274 mm en 2001 y de 377 mm en 2002.

El suelo en Alcolea es un Typic Xerofluvent. Es un suelo profundo y calcáreo (1,5 m), con un  $\text{CaCO}_3$  equivalente de  $370 \text{ g kg}^{-1}$ , y un pH de 8,2 (agua), con una concentración de materia orgánica de  $17 \text{ g kg}^{-1}$ . Es un suelo franco-limoso ( $131 \text{ g kg}^{-1}$  de arena,  $600 \text{ g kg}^{-1}$  de limo y  $269 \text{ g kg}^{-1}$  de arcilla) bien drenado con una capa de grava a una profundidad de 1,5 m. En Villanueva el suelo es un Calcixerolic Xerochrept con una textura franco-arcillosa ( $444 \text{ g kg}^{-1}$  arena,  $266 \text{ g kg}^{-1}$  de limo, y  $290 \text{ g kg}^{-1}$  de arcilla). Es un suelo bien drenado con una capa de petrocálcico a 65-75 cm de profundidad. El análisis de suelo de 0 a 30 cm de profundidad presenta un pH de 8,2 (agua), un contenido en material orgánico de  $15 \text{ g kg}^{-1}$  y un contenido en carbonato cálcico equivalente de  $350 \text{ g kg}^{-1}$ . Ninguno de los suelos es salino.

El diseño estadístico fue en diseño de bloques al azar con tres repeticiones. La parcela experimental fue de 50 x 14 m en Alcolea y de 110 x 14 m en Villanueva. En cada localidad se aplicaron dos dosis de purines de cerdo, 25 y  $50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ , que se aplicaron anualmente hacia finales del mes de enero cuando el cultivo estaba en su parada invernal. Las cantidades aplicadas pueden considerarse como bajas o moderadas y son empleadas frecuentemente. El purín se aplicó en una banda de 12 m de ancho de los cuales los 6 m centrales se emplearon para la determinación de la producción de forraje y para las determinaciones de planta y suelo. Los tratamientos de purín se compararon con un control sin ningún tipo de fertilización, ni mineral ni orgánica, y con un cuarto tratamiento en que consistió en una aportación anual de fertilización mineral de 32,75 y de  $125 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  de P y K respectivamente, que representan valores medios de fertilización en la zona. Este tratamiento con fertilización mineral no se aplicó en Alcolea en el año 2001.

El purín se obtuvo de una granja vecina y su composición media en N, P y K en el año 2001, fue de  $87 \text{ g N kg}^{-1}$ ,  $23 \text{ g P kg}^{-1}$  y  $55 \text{ g K kg}^{-1}$ . En el año 2002, la composición fue de  $55,9 \text{ g N kg}^{-1}$ ,  $22,5 \text{ g P kg}^{-1}$  y  $76,3 \text{ g K kg}^{-1}$ . El contenido de material seca del purín fue de  $47 \text{ kg m}^{-3}$  en 2001 y de  $61 \text{ kg m}^{-3}$  en el 2002. Los valores de Cu y Zn del purín no se determinaron, pero los valores medios en los purines de la zona eran de  $567 \text{ mg kg}^{-1}$  y  $1200 \text{ mg kg}^{-1}$  respectivamente (LAF, 1999).

La producción de forraje se determinó cosechando 6 franjas de 1 x 6 m en cada parcela y los resultados medios se emplearon para los análisis estadísticos. Cada año se dieron 5 cortes a mediados de la floración. El primer corte se dio hacia mediados del mes de abril y el último corte hacia finales del mes de octubre con un intervalo entre cortes de unos 30 días. Los insectos se controlaron con 2-4 aplicaciones anuales de fenvalerato  $0,1 \text{ kg ha}^{-1}$  mientras que las adventicias se controlaron en el año 2002 aplicando  $1 \text{ kg ha}^{-1}$  de hexazinona en enero. Las proporciones de alfalfa y adventicias se evaluaron con cuatro submuestras de 300 g por parcela y la separación de alfalfa y adventicias se realizó en el laboratorio.

Se tomaron cuatro muestras de forraje por parcela, de unos 500 g para la determinación del contenido de materia seca y los correspondientes análisis químicos. Las muestras para la obtención del contenido de materia seca se secaron a  $70^\circ\text{C}$ . El contenido en N total se determinó mediante el método Kjeldahl y los contenidos de K, Ca, P, Mg, B, Cu, Fe, Mn y Zn se determinaron mediante *Inductively Coupled Argon Plasma Spectrophotometry* (Polyscan 61E; Thermo Jarrell-Ash Corporation, Franklin, MA), después de que las cenizas se digirieron con ácido nítrico. Se tomaron diez muestras de suelo por parcela, a una profundidad de 0 a 30 cm, antes de la fertilización y al final de los ensayos. Los elementos minerales del suelo se extrajeron con *ammonium bicarbonate-diethylenetriaminepentaacetic acid* (AB-DTPA) (Soltanpour, 1991) y se determinaron mediante *Inductively Coupled Argon Plasma Spectrophotometry* (Polyscan 61E; Thermo Jarrell-Ash Corporation, Franklin, MA).

Los análisis estadísticos de cada localidad se realizaron por separado empleando el *General Linear Model Procedure* del *Statistic Analysis System* (SAS Institute, 1988). Los dos ensayos se analizaron por separado ya que en Alcolea el tratamiento con fertilización mineral se perdió en el año 2001.

## RESULTADOS Y CONCLUSIONES

### Producción de forraje

Los efectos de la aplicación de purín variaron con los años. La media de producción de materia seca de forraje en Alcolea fue de 27,8 Mg ha<sup>-1</sup> mientras que en Villanueva fue de 19,6 Mg ha<sup>-1</sup> (Tablas 1 y 2). Las menores producciones en Villanueva pudieron ser debidos a algunos problemas en el sistema de riego (menos agua que la necesaria) en el rebrote del segundo corte en el año 2001. Sin embargo las producciones totales en esta localidad fueron similares en los dos años. En Villanueva, las producciones en el tratamiento control (sin abonado de ningún tipo) fueron significativamente menores que en los demás tratamientos, pero no se detectaron diferencias significativas entre los demás tratamientos fertilizantes (Tabla 1). La fertilización de la alfalfa con purines o con fertilizantes minerales incrementó las producciones de materia seca en un 37%. No se detectaron diferencias entre tratamientos fertilizantes en Alcolea (Tabla 2).

**Tabla 1.** Efecto de la aplicación de purines y de la fertilización mineral en la producción de material seca de alfalfa (MS) y medias ponderadas de los contenidos minerales en Villanueva, 2001 y 2002.

Fuente fertilizante	Dosis	MS	Alfalfa	N	P	K	Mg	B	Cu	Zn
Control	0	15,4	837	34,1	1,9	13,4	3,0	50,3	9,7	24,5
Purín	25 m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup>	20,9	811	35,8	2,4	16,5	2,9	45,7	10,4	24,6
Purín	50 m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup>	21,7	842	36,8	2,4	17,7	2,7	45,1	10,2	25,5
P/K fertilización	33/125 kg ha <sup>-1</sup>	20,4	851	35,6	2,5	16,6	2,9	45,4	8,7	19,3
DMS (0,05)		4,9	NS	NS	0,2	2,1	NS	NS	0,7	2,3

NS: sin significación estadística.

**Tabla 2.** Efecto de la aplicación de purines y de la fertilización mineral en la producción de materia seca de alfalfa (MS) y medias ponderadas de los contenidos minerales en Alcolea, resumen 2001 y 2002.

Fuente fertilizante	Dosis	MS	Alfalfa	N	P	K	Mg	B	Cu	Zn
Control	0	26,6	883	41,2	3,1	27,2	2,8	45,9	10,5	30,2
Purín	25 m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup>	27,4	843	40,3	3,2	27,7	2,9	44,3	10,9	32,1
Purín	50 m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup>	29,5	865	40,2	3,3	29,2	3,0	44,5	11,9	32,9
DMS (0,05)		NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	0,8	NS

NS: sin significación estadística.

Los resultados sugieren efectos beneficiosos de las aplicaciones de P y K en alfalfa en Villanueva. Las producciones similares obtenidas con las aplicaciones del abonado mineral de P y K y con el purín muestran los efectos beneficiosos del purín de cerdo en alfalfa y sugieren que los contenidos de P y K en el purín fueron los motivos del incremento de rendimiento de la alfalfa en Villanueva. En nuestros ensayos, las cantidades de purín de cerdo aplicadas a la alfalfa no perjudicaron al cultivo ni en ningún año, ni en ninguna localidad. Otros autores señalaron experiencias similares (Mangado y Ameztoy, 1997; Domingo y Bosch, 2001). En los EEUU otros autores empleando dosis más elevadas que las nuestras, de 44 a 132 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>, de purín de vacuno, no observaron ningún efecto perjudicial para el cultivo (Daliparthi *et al.*, 1995).

En nuestros ensayos se observaron las huellas de los neumáticos de la maquinaria, unas semanas después de las aplicaciones. Sin embargo, después del rebrote de primavera estas huellas desaparecieron y no se observaron a lo largo del ciclo productivo (Lloveras *et al.*, 2004). En el primer año de ensayo en Alcolea (suelos de alta fertilidad) la proporción de alfalfa decrece ligeramente, aunque sin detectarse diferencias estadísticas significativas) con la aplicación de 25 y 50 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de purines, pasando de 769 y 808 g kg<sup>-1</sup> de alfalfa respectivamente, a 859 g kg<sup>-1</sup> sin la aplicación de purín (Tabla 2), sugiriendo al igual que otros autores que el N del purín pudo

favorecer el crecimiento de las adventicias (Schmitt *et al.*, 1991; Kelling y Schmitt, 1996). Sin embargo, en el segundo año, cuando se aplicaron herbicidas, la proporción de alfalfa en el primer rebrote de primavera incrementó. No se observaron diferencias significativas en la proporción de alfalfa en ningún año. Los resultados sugieren que los efectos beneficiosos del purín no fueron debidos al incremento de las adventicias sino a los efectos beneficiosos del purín posiblemente P y K.

### Evolución del contenido de nutrientes del suelo y balance de nutrientes

Las concentraciones iniciales y finales de nutrientes en el suelo en cada una de las localidades se presentan en las Tablas 3 y 4. Al final de los dos años de ensayo, en Alcolea, la aplicación de las dosis más altas de purines incrementaron las concentraciones de P, Mg, Zn y Fe en el suelo. En Villanueva sólo la concentración de Cu en el suelo resultó significativamente afectada por las aplicaciones de purines.

**Tabla 3.** Concentración de elementos en el suelo. Villanueva.

Fuente fertilizante	Dosis	N	P	K	Mg	Mn	Zn	Cu	Fe
Inicio del ensayo Octubre 2000									
Control	0	-	4,2	103	63,5	5,6	1,4	1,3	19,1
Purín	25 m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup>	-	8	90	66,7	5,7	1,6	1,3	24,6
Purín	50 m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup>	-	4	100	65,0	5,6	2,3	1,5	20,1
P/K fertilización	33/125 kg ha <sup>-1</sup>	-	8	120	62,8	6,6	2,3	2,0	20,0
Final del ensayo Octubre 2002									
Control	0	8,0	3,3	83	61,0	6,0	1,8	1,3	25,7
Purín	25 m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup>	9,3	4,3	66	69,3	6,7	1,6	1,6	33,0
Purín	50 m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup>	7,0	3,3	85	72,0	5,3	1,7	1,5	28,3
P/K fertilización	33/125 kg ha <sup>-1</sup>	8,0	5,7	81	58,0	6,0	1,4	1,2	28,7
DMS (0,05)		NS	NS	NS	NS	NS	NS	0,2	NS

Unidades: mg kg<sup>-1</sup>. NS: sin significación estadística.

**Tabla 4.** Concentración de elementos en el suelo. Alcolea.

Fuente fertilizante	Dosis	N	P	K	Mg	Mn	Zn	Cu	Fe
Inicio del ensayo Octubre 2000									
Control	0	-	14,6	150	128	2,3	3,1	5,7	27,8
Purín	25 m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup>	-	16,9	153	126	3,1	3,4	5,9	31,5
Purín	50 m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup>	-	15,5	151	127	2,8	3,5	5,8	30,4
P/K fertilización	33/125 kg ha <sup>-1</sup>	-	18,6	155	127	3,1	3,4	6,0	31,5
Final del ensayo Octubre 2002									
Control	0	11,3	13,3	122	117	6,0	3,8	7,0	38,3
Purín	25 m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup>	12,0	16,3	114	118	6,3	3,9	6,7	39,3
Purín	50 m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup>	15,0	25,3	133	127	6,7	4,7	7,7	46,7
P/K fertilización	33/125 kg ha <sup>-1</sup>	13,0	19,7	114	115	5,7	4,0	7,2	40,3
DMS (0,05)		NS	4,8	NS	6,3	NS	1,0	NS	4,3

Unidades: mg kg<sup>-1</sup>. NS: sin significación estadística.

El balance de K fue negativo para todos los tratamientos en ambas localidades sugiriendo que las aplicaciones de purín no fueron suficientes para cubrir las necesidades de la alfalfa, cuyas extracciones anuales fueron de 160,7 kg K ha<sup>-1</sup> a 390 kg K ha<sup>-1</sup> en Villanueva y Alcolea respectivamente. En consecuencia, al final del ensayo se obtuvieron menores concentraciones finales de K en el suelo (Tablas 3 y 4). Las aplicaciones de 50 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de purín fueron, sin embargo, suficientes para cubrir las extracciones de P. En consecuencia, como efecto de este balance positivo (Tabla 3), se detectó un incremento en el contenido de P en el suelo ya que las extracciones medias anuales fueron de 23,0 kg P ha<sup>-1</sup> a 44,7 kg P ha<sup>-1</sup> en Villanueva y Alcolea respectivamente.



En cuanto a los niveles iniciales de Fe, Mn, Cu y Zn en el suelo, la concentración en los suelos depende de la localidad, con mayores concentraciones en Alcolea que en Villanueva. Las aplicaciones de purín afectaron significativamente a las concentraciones de Cu, Zn y Fe, dependiendo del nivel de fertilidad del suelo. En Alcolea, con unos mayores niveles de fertilidad de suelo, las concentraciones de Zn y Fe se incrementaron significativamente con las aplicaciones de purín mientras que en Villanueva el Cu fue el único elemento afectado. Los incrementos de Cu y Zn con las aplicaciones de purín de cerdo publicadas son del orden de 0,25 a 2 mg kg<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> en suelos del norte de Francia que recibieron aplicaciones anuales de purín del orden de 50 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> durante al menos 15 años (Bourrelier y Berthelin, 1998). En nuestro estudio, los niveles de aumento de Cu observados en Villanueva fueron como mucho, la mitad de los observados en Francia, mientras que no se detectó ningún incremento en Alcolea. El motivo puede estar que en zonas con altas producciones de alfalfa, este cultivo puede extraer altas cantidades de estos elementos (100 g ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> de Cu y Zn)(Chang y Page, 2000).

Los resultados de nuestros ensayos sugieren que con la aplicación de moderadas cantidades de purín, los niveles de microelementos se acumulan muy lentamente en suelos con altos niveles de carbonatos y que, por lo tanto, puede emplearse la alfalfa como cultivo en el que aplicar purines. Las extracciones de N fueron más elevadas que sus entradas, mostrando un balance negativo que fue de 427 a 916,6 kg N ha<sup>-1</sup> en los tratamientos que recibieron N, y en consecuencia pueden ayudar a disminuir los riesgos de contaminación por nitratos. Es conocido que la cantidad de nitrógeno fijado simbióticamente es inversamente proporcional al N disponible en el suelo (Hannaway y Shuler, 1993). La alfalfa emplea preferentemente el N del suelo y de las aplicaciones exteriores y fija el N adicional que necesita.

### Conclusiones

Las aplicaciones anuales de hasta 50 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de purín de cerdo no solo no perjudicaron al cultivo de la alfalfa sino que incrementaron la producción de forraje al menos el 36% en suelos con bajos niveles de fertilidad (6 mg kg<sup>-1</sup> de P extraíble y 103 mg kg<sup>-1</sup> de K extraíble), en comparación con parcelas no fertilizadas. En suelos con altos niveles de fertilidad (16,7 mg kg<sup>-1</sup> de P extraíble y 152,5 mg kg<sup>-1</sup> de K extraíble) la aplicación de purín no disminuyó la producción de materia seca. Las aplicaciones de purín de cerdo incrementaron las concentraciones de Cu y Zn en el suelo. Sin embargo, los resultados sugieren que en suelos con bajos niveles de estos elementos, dos años de aplicaciones no condujeron a un elevado nivel de esos elementos en el suelo.

### AGRADECIMIENTOS

Este estudio fue financiado por AIFE (Asociación Interprofesional de Forrajes Españoles).

### REFERENCIAS

- Bourrelier, P.H., Berthelin, J. (1998). *Contamination des Sols par les Éléments en Traces: les Risques et Leur Gestion*. Académie des sciences. Rapport 42. Lavoisier Tec-Doc. Paris.
- Chang, A., Page, A. (2000). Trace elements slowly accumulating, depleting in soils. *California Agriculture*, **54**(2), 49-55.
- Daliparthi, J., Herbert, S.J., Moffitt, L.J., Veneman, P.L.M. (1995). Herbage production, weed occurrence and economic risk from dairy manure applications to alfalfa. *Journal of Production Agriculture*, **8**(4), 495-501.
- Hannaway, D.B., Shuler, P.E. (1993). Nitrogen fertilization in alfalfa production. *Journal of Production Agriculture*, **6**(1), 80-85.
- Kelling, K.A., Schmitt, M. (1996). Applying manure to alfalfa, how much and when. *Proceedings of the Twenty-Sixth National Alfalfa Symposium*, 92-102. East Lansing, Michigan, USA.
- LAF (1999). *Avaluació i Aprofitament dels Residus Orgànics d'Origen Ramader en Agricultura*. Quaderns de divulgació, nº 5. Laboratori d'Anàlisi i Fertilitat de Sòls. Diputació de Lleida.

- Lory, J., Kallenbach, R., Roberts, C. (2000). *Managing Manure on Alfalfa Hay*. MU guide G 4555. University of Missouri-Columbia, Extension Service.
- Lloveras, J., Aran, M., Villar, P., Ballesta, A., Arcaya, A., Vilanova, X., Delgado, I., Muñoz, F. (2004). Effect of swine slurry on alfalfa production and on tissue and soil nutrient concentration. *Agronomy Journal*, **96**(4), 986-991.
- Mangado, J.M., Amezttoy, J.M. (1997). Abonado orgánico en alfalfa. Respuesta en producción y calidad a diferentes aportaciones. *XXXVII Reunión Científica de la SEEP*, 347-357. Sevilla.
- Domingo, F., Bosch, A.D. (2001). Uso de purín como fertilizante en una rotación de cultivos herbáceos en regadío. *In: Boixadera, J., Teira, M.R. (ed.). Aplicación Agrícola de Residuos Orgánicos*, 261-277. Edicions de la Universitat de Lleida.
- SAS Institute (1988). *Sas User's Guide: Statistics*. SAS Institute. Cary, NC.
- Schmitt, M.A., Sheaffer, C.C, Randall, G.W. (1991). Utilization of liquid manure in alfalfa production. *Proceedings of the Twenty-First National Alfalfa Symposium*, 30-37. Rochester, Minn., USA.
- Soltanpour, P.N. (1991). Determination of nutrient availability and elemental toxicity by AB-DTPA soil test and ICPS. *Advances in Soil Science*, **16**, 165-191.

## Caracterización del purín de bovino y porcino en la región de Lombardía (Italia): relación entre propiedades físico-químicas y valor fertilizante

Luis Martinez-Suller<sup>1,\*</sup>, Giorgio Provolo<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Departamento de Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente. E.T.S. de Ingenieros de Caminos Canales y Puertos. Universidad de Cantabria. Av. de los castros, s/n. 39005 - Santander.

<sup>2</sup>Istituto d'Ingegneria Agraria. Università degli Studi di Milano. Via celoria, 2. 20133 - Milán. Italia.

\* Autor de contacto: martinezsl@unican.es

### Resumen

La composición de los purines de origen zootécnico varía significativamente en función del manejo de la explotación: dieta, sistema de limpieza, tipo de estabulación, cama utilizada, etc. Este hecho sumado a la dificultad de medir el contenido en nutrientes de los purines directamente en la explotación, contribuye al desconocimiento del valor fertilizante de los mismos en el momento de su aplicación agronómica. En el presente trabajo se han muestreado 51 fosas de purín de otras tantas explotaciones ganaderas porcinas (cerdos de engorde) y bovinas (terneros de engorde) en el norte de Italia. Sobre las muestras recogidas en campo se determinó en laboratorio la conductividad eléctrica, pH, contenido en materia seca, nitrógeno total Kjeldahl, nitrógeno amoniacal, fósforo y potasio total y concentración de carbono orgánico. Sobre los resultados de laboratorio se ha realizado un análisis estadístico básico inicial, seguido de un posterior estudio de las correlaciones entre los parámetros analizados y el cálculo de las ecuaciones de regresión simples y múltiples más significativas entre el contenido en nutrientes disponibles para los cultivos (NPK y Corg) y las propiedades físico-químicas estudiadas. Los resultados obtenidos destacan a la CE y al contenido en MS como propiedades óptimas para la estima del contenido fertilizante de las deyecciones zootécnicas, no solo por la buena correlación mostrada con el complejo NPK sino también por la relativa facilidad de medida de estos parámetros.

### Palabras clave

Bovino; Fósforo; Gestión purines zootécnicos; Nitrógeno; Porcino.

## INTRODUCCIÓN

La Región de Lombardía, situada en el norte de Italia, tiene un área total de 23860 km<sup>2</sup>, de los cuales 10358 km<sup>2</sup> se dedican a actividades agrícolas (Istat, 2001). Dentro del sector agrícola lombardo existe un gran número de explotaciones dedicadas a la cría de diversas especies animales, especialmente de bovinos y porcinos. A nivel nacional, la Lombardía es una de las regiones más importantes de Italia, no en vano las explotaciones agropecuarias lombardas suman más del 26,1% del total de las explotaciones italianas y es con gran margen de diferencia la Región con mayor número de cabezas de porcino y bovino de todo el país.

Al inicio de la actual década en Lombardía habían censadas 74501 explotaciones zootécnicas. De éstas, solo las dedicadas al ganado bovino y porcino producen anualmente un volumen estimado de 85 millones de metros cúbicos de purín. Prácticamente el total de las deyecciones producidas por estas explotaciones es aplicado sobre tierras de cultivo como abono, y la mayoría de ocasiones sin tener en cuenta su composición físico-química. Para aumentar la eficacia agronómica de este residuo y al mismo tiempo evitar un impacto negativo sobre el medio ambiente, la aplicación como fertilizante debe ir acompañada de un conocimiento, aún aproximado, de su composición físico-química, especialmente de su contenido en nitrógeno y fósforo.

Desgraciadamente, la gran mayoría de veces que se aplican purines sobre tierras de cultivo se desconoce completamente su contenido en elementos fertilizantes. Este es, en gran parte, debido a la enorme variabilidad en la composición de las deyecciones ganaderas imputables a la especie

animal estabulada, a la gestión realizada en la explotación (sistema de limpieza, cama, abrevaderos, etc.) y al periodo del año (Martinez-Suller, 2007). Por otro lado, los análisis de laboratorio podrían resolver la carencia de información de la composición de los purines, pero desgraciadamente éstos resultan poco prácticos a la mayoría de agricultores por su coste económico y de tiempo.

La relación entre algunas propiedades físico-químicas, como pH, conductividad eléctrica (CE) o contenido en materia seca (MS), y la concentración de los principales nutrientes disponibles para los cultivos puede servir de ayuda para estimar el valor fertilizante de los purines. Algunos autores han observado correlaciones lineares altamente significativas entre el contenido total de sólidos y el nitrógeno total Kjeldahl (TKN) en purín porcino (Scotford *et al.*, 1998a), entre la CE y el contenido de potasio y nitrógeno amoniacal (TAN) en purín porcino y bovino (Bellotti, 1997; Stevens *et al.*, 1995) o entre la densidad y los contenidos de fósforo y TKN en purines recolectados en distintos países de la Unión Europea (Scotford *et al.*, 1998b).

El presente trabajo pretende aportar información relativa a la composición de algunos efluentes de las explotaciones agropecuarias con el objetivo de contribuir a una mejora de la gestión de los mismos, limitando el riesgo de contaminación de aguas superficiales y subterráneas debido a la lixiviación de los elementos fertilizantes suministrados en exceso, y por este motivo no disponibles para los cultivos, y, al mismo tiempo, maximizando su rendimiento agronómico.

De esta manera, el presente trabajo ha sido enfocado a i) evaluar el contenido en nutrientes disponibles para los cultivos de distintos tipos de purines del norte de Italia, ii) a estudiar la variabilidad en la composición físico-química de los purines en función de la especie animal y iii) a buscar relaciones que permitan estimar el contenido de nutrientes disponibles para los cultivos de estos residuos ganaderos utilizando algunas características físico-químicas mucho más sencillas y económicas de medir, incluso en la misma explotación.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Las balsas de almacenamiento de purín de 51 explotaciones de distinta tipología (22 de terneros de engorde y 29 de porcino de engorde) fueron monitorizadas durante los meses de febrero-mayo del 2002. Todas las muestras de purín fueron recogidas directamente de la balsa de almacenamiento de otras tantas explotaciones sitas en la provincia de Brescia (Italia), previa homogeneización. Inmediatamente después de la recogida del purín, las muestras fueron trasladadas al laboratorio de la Facultad de Agraria de Milán (Italia) para determinar, siguiendo métodos estándar (APHA, 1998) distintos parámetros.

En cuanto a las propiedades físico-químicas estudiadas, el pH y la conductividad eléctrica fueron analizados por vía potenciométrica sobre aproximadamente 3 litros de muestra fresca y en continua agitación. El contenido de materia seca fue determinado introduciendo en estufa una cantidad aproximada de 30 g de muestra fresca a 105°C durante 24 horas, mientras que para determinar el porcentaje de cenizas sobre MS aproximadamente 1,5 g de muestra seca fueron incinerados en la mufla a 550°C.

Respecto al contenido fertilizante de las muestras estudiadas, el nitrógeno total se determinó mediante el método Kjeldahl, consistente en una digestión en medio ácido seguida de una destilación sobre aproximadamente 1 g de muestra fresca. Del mismo modo, sobre la muestra fresca, el nitrógeno amoniacal se analizó directamente mediante una destilación en medio básico. Las concentraciones de fósforo total (expresado como P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>) y potasio total (expresado como K<sub>2</sub>O) fueron determinadas sobre la muestra seca y molida mediante espectrometría de emisión atómica. El carbono orgánico (Corg) se determinó mediante el método de Dumas, basado en la oxidación completa e instantánea de la muestra mediante una combustión flash.

Los análisis estadísticos fueron desarrollados con el SSPS (2002), mediante análisis descriptivo para cada parámetro estudiado (pH, CE, MS, cenizas, TKN, TAN, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, K<sub>2</sub>O y Corg). Posteriormente se calcularon las ecuaciones de regresión simples y múltiples, coeficiente de determinación (r<sup>2</sup>), nivel de significación (P) y error estándar (e.e.) entre las características físico-químicas estudiadas (pH, CE, MS, cenizas) y los elementos fertilizantes tomados en consideración (TKN, TAN, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, K<sub>2</sub>O y Corg).

## RESULTADOS Y CONCLUSIONES

### Análisis químico

La Tabla 1 refleja la composición físico-química de los purines estudiados y su variabilidad. Los valores medios de pH fueron no estadísticamente diferentes entre tipologías de animal, con valores medios de obtenidos 7,4 y 7,2 para los purines de porcinos y bovinos respectivamente, coincidentes con Javoloyas, 2001; Villar *et al.*, 1979b). En principio estos valores de pH no limitarían el uso de los purines muestreados como fertilizantes. Estadísticamente, el pH ha sido el único de los parámetros determinados que no ha mostrado diferencias significativas entre los dos tipos de purín estudiados.

**Tabla 1.** Numero de datos, valores medio, mínimo, máximo, d.s. y c.v. de los purines estudiados. \* P < 0,05; \*\* P < 0,01; \*\*\* P < 0,001; n.s.: no se observaron diferencias significativas entre las dos tipologías de purín estudiadas.

Purín porcino	pH	MS %	Cenizas % MS	CE mS cm <sup>-1</sup>	TKN kg m <sup>-3</sup>	TAN kg m <sup>-3</sup>	TAN %	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> kg m <sup>-3</sup>	K <sub>2</sub> O kg m <sup>-3</sup>	Corg % MS
n datos	29	29	29	29	29	29	29	29	29	29
media	7,40	2,50%	33,40	12,15	3,24	2,33	73%	1,76	2,48	35,38
máximo	8,00	6,70%	44,50	21,00	5,92	4,05	88%	4,71	6,82	42,10
mínimo	7,00	0,50%	19,90	3,05	0,85	0,62	51%	0,45	0,34	27,80
d.s.	0,24	1,71%	6,19	5,00	1,23	0,80	-	1,35	1,45	3,38
c.v.	0,03	0,68	0,19	0,41	0,38	0,34	-	0,77	0,58	0,10
Purín bovino (terneros de engorde)	pH	MS %	Cenizas % MS	CE mS cm <sup>-1</sup>	TKN kg m <sup>-3</sup>	TAN kg m <sup>-3</sup>	TAN %	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> kg m <sup>-3</sup>	K <sub>2</sub> O kg m <sup>-3</sup>	Corg % MS
n datos	22	22	22	20	22	22	22	22	22	22
media	7,20	1,56%	49,70	14,72	2,07	1,62	80%	1,02	3,29	25,36
máximo	7,60	4,60%	64,00	22,50	4,32	3,00	91%	3,39	7,20	45,00
mínimo	6,60	0,40%	29,30	5,85	0,60	0,52	55%	0,13	0,13	15,70
d.s.	0,29	1,17	9,00	4,17	0,92	0,61	-	0,80	1,96	8,07
c.v.	0,04	0,75	0,18	0,28	0,44	0,38	-	0,78	0,60	0,32
P	n.s.	***	***	**	***	***	***	**	**	***

La CE entre purines según la tipología animal se observaron diferencias significativas (P < 0,01), con valores medios de 14,72 ± 4,17 y 12,15 ± 5 mS cm<sup>-1</sup> para bovinos y porcinos respectivamente (Tabla 1). Los resultados obtenidos son inferiores a otros presentados en bibliografía, tanto para los purines bovinos con un valor de 17,12 ± 4,67 mS cm<sup>-1</sup> (Martínez-Suller, 2007), como para los purines porcinos con 25,2 ± 11 mS cm<sup>-1</sup> (Moral *et al.*, 2005).

El contenido de MS de las deyecciones zootécnicas está fuertemente ligado al tipo de animal estabulado, a la gestión desarrollada en la explotación (dieta, sistema de limpieza, tipo de estabulación, etc.), al periodo del año y a la meteorología (Martínez-Suller, 2007). En función de estos aspectos la fase líquida es mayor o menor, o lo que es lo mismo el contenido de materia orgánica, sólidos en suspensión, sales, etc., está más o menos diluido (Moral *et al.*, 2001). Los bajos valores medios de contenido en MS observados (2,50 y 1,56% para los purines porcinos y de terneros de engorde, respectivamente) en las muestras estudiadas se deben posiblemente a que en sendas fases de producción la alimentación se suministra principalmente en forma húmeda y no se utiliza paja como cama.

Respecto al contenido en elementos fertilizantes, la concentración media para la fracción nitrogenada (3,24/2,33 y 2,07/1,62 kg m<sup>-3</sup>, para el TKN y TAN y los purines porcinos y bovinos respectivamente) coincide con lo presentado en otros trabajos (Arcara *et al.*, 1999; Honeycult *et al.*, 1991; Marañón-Maison *et al.*, 1998; Monge *et al.*, 2001). Estos valores indican que gran parte del N de los purines estudiados se encuentra en forma amoniacal (73 y 80%, respectivamente para el purín porcino y bovino). El porcentaje de TAN respecto al TKN está directamente asociado a la composición de los purines (contenido de urea), a la composición de la alimentación y a la transformación ocurrida durante el almacenamiento. Este último factor induce a la transformación del nitrógeno orgánico en amoniaco que algunos autores cuantifican en más del 30% en las primeras 48 horas (Evans *et al.*, 1986).

A nivel fertilizante, en los purines zootécnicos el fósforo se encuentra presente tanto en forma inorgánica como orgánica, en proporción variable, aunque mediamente la fracción inorgánica viene considerada como el 80% del total (Irañeta *et al.*, 1999). A su vez, gran parte del fósforo contenido en los purines se encuentra en forma mineral (aproximadamente el 80-85% del fósforo total), o lo que es lo mismo, en forma inmediatamente disponible para los cultivos. En el presente estudio, las concentraciones de fósforo y potasio han mostrado diferencias significativas (P < 0,01) entre los dos tipos de purín. Además, la desviación estándar mostrada por el P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> (Tabla 1) muestra la gran variabilidad de este elemento, independientemente de la fase de producción, de acuerdo con otros autores (Ferrer *et al.*, 1981; Timothy y Stanhly, 1987).

Las concentraciones medias de K<sub>2</sub>O observadas para los purines estudiados han sido de 2,48 ±1,45 y 3,29 ±1,96 kg m<sup>-3</sup>, respectivamente para el purín porcino y de terneros de engorde. Como se ha mencionado anteriormente, la concentración de K<sub>2</sub>O, como la de fósforo, se ha mostrado muy variable en las muestras estudiadas, como lo muestran los valores de d.s. En cualquier caso, la importante concentración de K<sub>2</sub>O en los purines analizados probablemente es debida a la elevada concentración en la dieta y la baja digestibilidad que presenta este elemento (Hidalgo *et al.*, 2001). Para concluir con los elementos fertilizantes, respecto al contenido en Corg cabe destacar la mayor concentración de este elemento observada en las muestras de purín porcino respecto al purín de terneros de engorde (35,38 ±3,38 y 25,36 ±8,07% MS respectivamente).

### Correlación entre propiedades físico-químicas y elementos fertilizantes

Lo primero que destaca del análisis de correlación llevado a cabo entre los parámetros tomados en consideración es la nula correlación mostrada por el pH con el resto de propiedades físico-químicas y elementos fertilizantes (Tabla 2), de acuerdo con lo observado en investigaciones previas por Scotford *et al.* (1998a, b) o Villar *et al.* (1979a). Por el contrario, el contenido en MS principalmente, y también la CE (excepto con los elementos nitrogenados para el purín porcino) han mostrado correlaciones significativas con el complejo NPK, de acuerdo con otros estudios (Moral *et al.*, 2005; Scotford *et al.*, 1998b; Stevens *et al.*, 1995).

**Tabla 2.** Correlación entre los distintos parámetros estudiados en función de la tipología del purín. \* P < 0,05; \*\* P < 0,01; \*\*\* P < 0,001; n.s.: correlación no significativa.

	Purín porcino								Purín de terneros de engorde							
	pH	MS	Cenizas	CE	TKN	TAN	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O	pH	MS	Cenizas	CE	TKN	TAN	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O
MS	n.s.	-	-	-	-	-	-	-	n.s.	-	-	-	-	-	-	-
Cenizas	n.s.	***	-	-	-	-	-	-	n.s.	***	-	-	-	-	-	-
CE	n.s.	n.s.	n.s.	-	-	-	-	-	n.s.	*	n.s.	-	-	-	-	-
TKN	n.s.	***	**	n.s.	-	-	-	-	n.s.	***	**	***	-	-	-	-
TAN	n.s.	**	n.s.	n.s.	***	-	-	-	n.s.	***	n.s.	***	***	-	-	-
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	n.s.	***	***	n.s.	***	**	-	-	n.s.	***	***	n.s.	***	*	-	-
K <sub>2</sub> O	n.s.	***	n.s.	*	*	*	***	-	n.s.	**	n.s.	***	***	***	*	-
Corg	n.s.	**	***	n.s.	**	*	**	n.s.	n.s.	***	***	n.s.	**	n.s.	***	n.s.

Stevens *et al.* (1995) observaron buenas correlaciones entre CE y contenido de TKN, TAN y K<sub>2</sub>O en un ensayo con purín porcino y bovino, comportamiento confirmado a posteriori por Bellotti (1997). Resultados de correlaciones significativas similares ( $P < 0,001$ ) se han observado en el presente estudio en los purines de terneros de engorde, mientras que como se ha comentado anteriormente las correlaciones obtenidas con la CE no se han mostrado significativas con el contenido en fósforo, como cabía esperar, aunque tampoco ha mostrado correlación significativa con la fracción nitrogenada, contrariamente a lo esperado según experiencias propias previas y de otros autores (Provolo y Martínez-Suller, 2007; Bellotti, 1997). De hecho el único elemento fertilizante con el que ha mostrado algún tipo de correlación en el purín porcino ha sido con el contenido en K<sub>2</sub>O ( $P < 0,05$ ).

Según se refleja en distintas investigaciones (Moral *et al.*, 2005; Piccinini y Bortone, 1991; Scotford *et al.*, 1998a, b; Stevens *et al.*, 1995), el contenido de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> presenta correlaciones más significativas con la densidad, el contenido en MS o los sólidos sedimentables que con la CE. Los resultados obtenidos en el presente estudio confirman este comportamiento. De hecho, el contenido de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> de los purines estudiados ha resultado altamente correlacionado ( $P < 0,001$ ) con la MS y las cenizas, mientras que no ha mostrado ninguna correlación con la CE, independientemente del tipo de purín analizado.

De forma general, el potasio se encuentra en los purines zootécnicos principalmente en forma catiónica, contribuyendo de esta manera al poder de intercambio iónico (Moral *et al.*, 2005). De acuerdo con esto, la concentración de K<sub>2</sub>O, al igual que la de TAN, estaría correlacionada de forma significativa con la CE. Los resultados obtenidos han corroborado este comportamiento, aunque cierto es que con distintos niveles de correlación en función del tipo de purín ( $P < 0,001$  y  $P < 0,05$ , para los purines de terneros de engorde y porcinos, respectivamente). Finalmente, la concentración obtenida de Corg ha mostrado un comportamiento muy similar entre los distintos purines estudiados; esto es, un elevado nivel de correlación con el contenido en MS y cenizas, y absolutamente ninguna correlación con la CE y el pH (Tabla 2).

### Ecuaciones de regresión para la estima del contenido en nutrientes de los purines estudiados

Las regresiones simples con mayores coeficientes de determinación ( $r^2$ ) han sido obtenidas utilizando la MS, cenizas y la CE como variables (Tabla 3), independientemente del tipo de purín. De hecho el pH, como cabía esperar en función de los resultados obtenidos en el análisis de correlación, no está presente en ninguna ecuación. Comparando los dos tipos de purín estudiados, se puede decir que, de forma general, los  $r^2$  de las ecuaciones calculadas para el purín de terneros de engorde han sido superiores a los obtenidos en las ecuaciones del purín porcino.

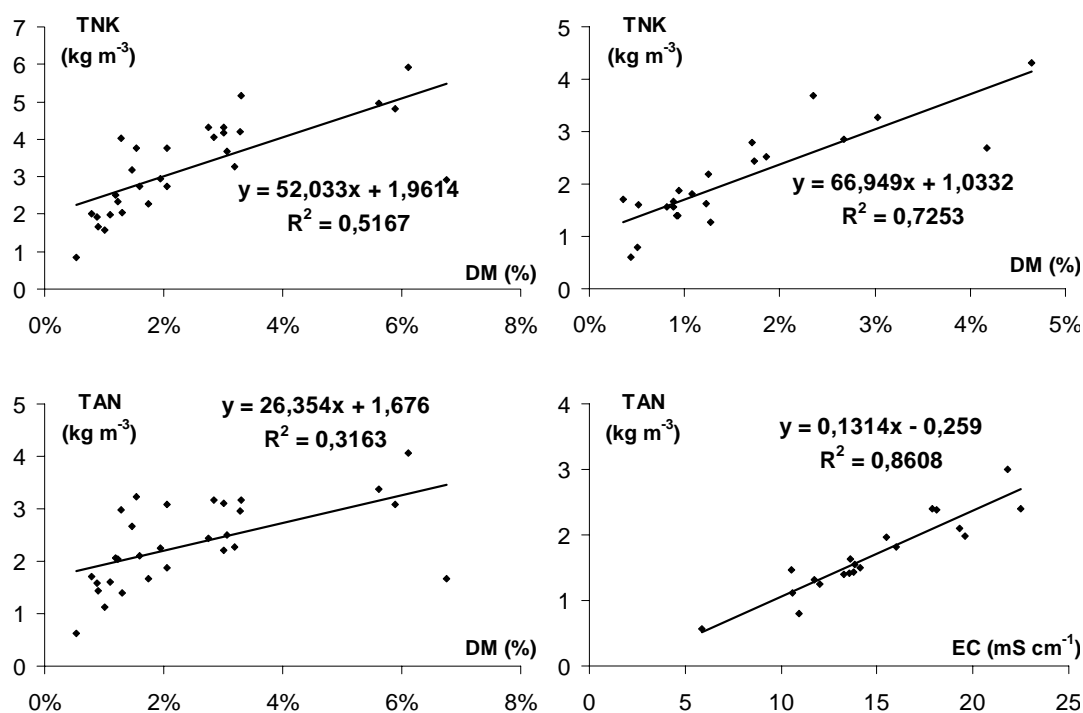
**Tabla 3.** Coeficientes de determinación ( $r^2$ ) y significancia (P), número de muestras (n) y error estándar (e.e.) de las regresiones simples obtenidas entre propiedades físico-químicas y elementos fertilizantes. NPK expresados en kg m<sup>-3</sup>, C en % MS, CE en mS cm<sup>-1</sup> y MS en %.

Nutrientes	Purín porcino				Purín de terneros de engorde			
	Ecuación	$r^2$	P	e.e.	Ecuación	$r^2$	P	e.e.
TKN	0,52 * MS + 1,96	0,517	***	0,87	0,66 * MS + 1,07	0,729	***	0,48
TAN	0,26 * MS + 1,68	0,316	***	0,67	0,13 * CE - 0,26	0,861	***	0,23
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	0,76 * MS - 0,12	0,927	***	0,37	0,65 * MS + 0,02	0,883	***	0,28
K <sub>2</sub> O	0,58 * MS + 1,05	0,466	***	1,08	0,34 * CE - 1,51	0,612	***	1,18
Corg	-0,4 * cenizas + 49,7	0,614	***	2,14	-0,9 * cenizas + 68,2	0,911	***	2,55

Para el purín bovino, el contenido en MS explica el 72,9% de la varianza respecto a TKN, valor significativamente mayor que el 51,7% observado en el purín porcino (Tabla 3). Las regresiones obtenidas para estimar la concentración de TAN han sido calculadas con distintas propiedades como variables en función del tipo de purín. De esta manera, para el purín porcino la mejor variable ha sido la MS (aun que mostrando un coeficiente de determinación bajo;  $r^2 = 0,316$ ), mientras que,

de acuerdo con otros autores (Bellotti, 1997; Scotford *et al.*, 1998a, b) la variable que ha permitido calcular la mejor ecuación para el purín de terneros de engorde ha sido la EC ( $r^2 = 0,861$  y  $P < 0,001$ ).

Según muestran los resultados obtenidos (Tabla 3), las ecuaciones de regresión para el contenido de  $P_2O_5$  han sido calculadas utilizando el contenido de MS como variable para los dos tipos de purín estudiados ( $r^2 = 0,927$  y  $0,883$  con un coeficiente de significancia del  $P > 0,001$ , respectivamente para los purines porcino y de terneros de engorde), tal y como cabía esperar en función de los resultados presentados por otros autores (Carton *et al.*, 1997; Tunney, 1979; Tunney y Bertrand, 1989).



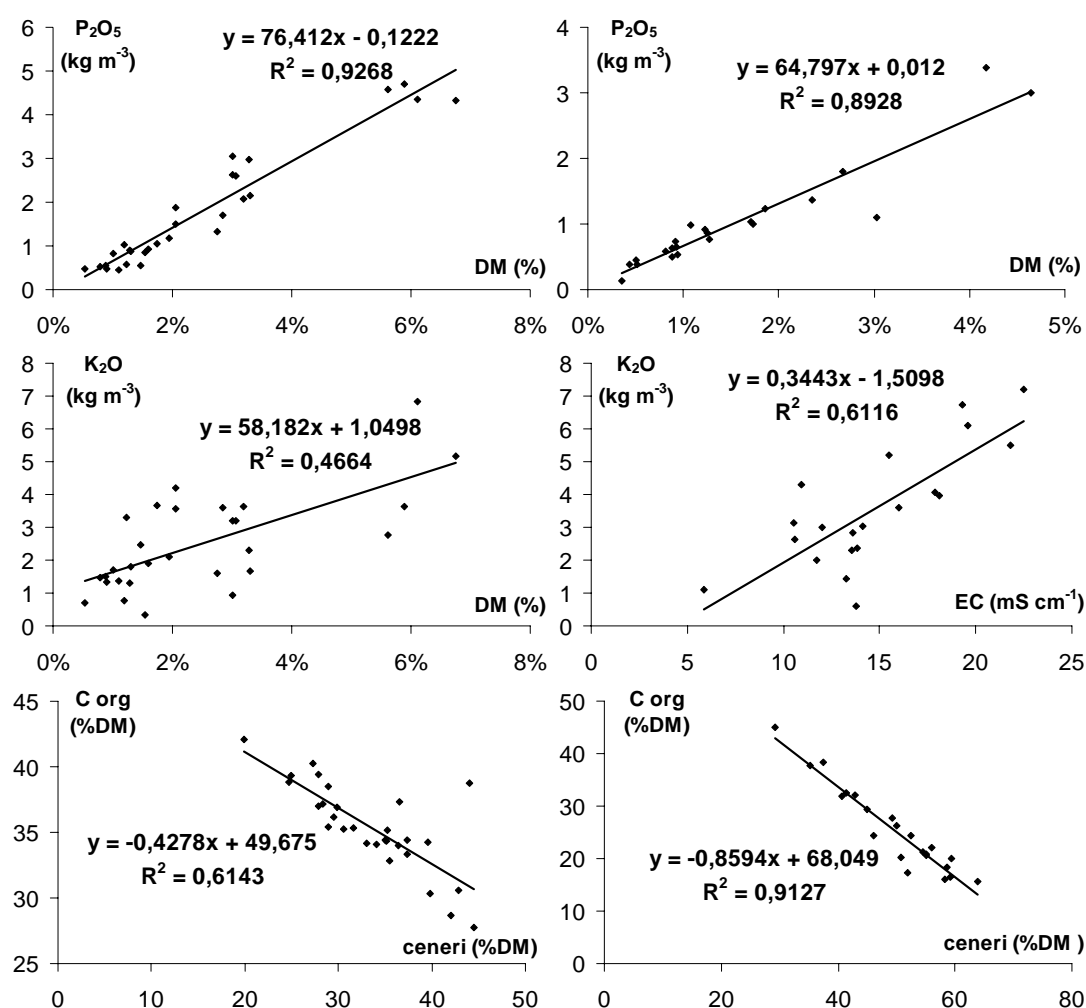
**Figura 1.** Ecuaciones de regresión simple entre propiedades físico-químicas y elementos fertilizantes para las fracciones nitrogenadas (purín porcino a la izquierda y purín de terneros de engorde a la derecha).

El potasio, por su lado, junto con el TAN, es uno de los elementos que mejor correlación presenta con la CE (Bellotti, 1997; Provolò y Martínez-Suller, 2007). En el presente trabajo, este comportamiento ha sido corroborado únicamente para el purín de terneros de engorde, presentando la ecuación de regresión obtenida un elevado nivel de significancia ( $P < 0,001$ ) y un  $r^2 = 0,612$ . De hecho, la mejor regresión para la estima del contenido de  $K_2O$  en el purín porcino (Figura 2) ha sido obtenida utilizando el contenido de MS como variable y no ha presentado un elevado  $r^2$  ( $0,466$ ).

Finalmente, las ecuaciones de regresión simple calculadas para el porcentaje de Corg sobre la MS se han mostrado altamente significativas ( $P < 0,001$ ) únicamente con el contenido de cenizas, presentando óptimos coeficientes de determinación muy próximos a la unidad, especialmente en el purín de terneros de engorde (Figura 2).

Para concluir con el presente trabajo, y con la finalidad de mejorar significativamente las ecuaciones de regresión simple previamente citadas (Tabla 3), han sido calculadas las ecuaciones de regresión múltiples para los parámetros en los que el  $r^2$  se ha visto mejorado significativamente (Tabla 4).





**Figura 2.** Ecuaciones de regresión simple entre propiedades físico-químicas y elementos fertilizantes para las fracciones nitrogenadas (purín porcino a la izquierda y purín de terneros de engorde a la derecha).

**Tabla 4.** Coeficientes de determinación ( $r^2$ ) y significancia (P), número de muestras (n) y error estándar (e.e.) de las regresiones múltiples obtenidas entre propiedades físico-químicas y elementos fertilizantes. NPK expresados en  $\text{kg m}^{-3}$ ; C en % MS; CE en  $\text{mS cm}^{-1}$  y MS en %.

Nutrientes		Ecuación	n	$r^2$	P	e.e.
Purín porcino	TAN	$0,55 * \text{MS} + 0,12 * \text{CE} - 0,30$	29	0,628	***	0,92
Purín bovino	TKN	$0,46 * \text{MS} + 0,11 * \text{CE} - 0,21$	20	0,923	***	0,26
	TAN	$0,11 * \text{CE} + 0,15 * \text{MS} - 0,20$	20	0,924	***	0,17

De forma similar a lo observado en el cálculo de las regresiones simples, las únicas variables que han permitido mejorar los  $r^2$  mostrados con anterioridad han sido el contenido en MS y la CE. El análisis de las regresiones múltiples ha evidenciado que solo las componentes nitrogenadas de las muestras estudiadas han visto mejorado su  $r^2$ . De hecho, para el purín porcino la única mejora observada se ha dado en la regresión para la estima del contenido de TAN, donde el  $r^2$  ha doblado su valor (0,628 vs 0,316). En el caso del purín bovino tanto la regresión múltiple calculada para el TAN como la calculada para el TKN han mejorado las ecuaciones simples, presentando coeficientes de determinación superiores a 0,92.

A modo de conclusión se podría decir que, en función de los resultados obtenidos durante la realización del presente estudio, tanto el contenido en MS como la CE se han mostrado como óptimas propiedades físico-químicas para la estima del complejo NPK de los purines estudiados a

través de las ecuaciones de regresión presentadas, mostrando elevados coeficientes de determinación y niveles de significación. En cuanto al contenido de Corg, este parámetro ha mostrado correlaciones altamente significativas con el porcentaje de cenizas de las muestras, como lo demuestran las óptimas ecuaciones de regresión obtenidas para los dos tipos de purín estudiados.

## REFERENCIAS

- APHA (1998). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 20th Ed. American Public Health Association. Washington, DC.
- Arcara, P.G., Gamba, C., Bidini, D., Marchetti, R. (1999). The effect of urea and pig slurry fertilization on denitrification, direct nitrous oxide emission, volatile fatty acids, water-soluble carbon and anthrone-reactive carbon in maize-cropped soil from the Po plain. *Biology and Fertility of Soils*, **29**(3), 270-276.
- Bellotti, G. (1997). Electrical conductivity meter: a device to estimate nutrient content of animal manure. Istituto d'Ingegneria Agraria de la Università degli Studi di Milano (Italia). 1, 11.
- Carton, O.T., Hattermann, U., Lorenz F., Steffens G. (1997). Balance approach: evaluation of a simple nutrient balance model for pig and cattle farms to estimate the nutrient value of slurry. SWAMP project "Optimal Use of Animal Slurries for Input Reduction and Protection of the Environment in Sustainable Agricultural Systems". LUFA, Oldenburg, German.
- Evans, M.R., Deans, E.A., Smith, M.P.W., Svoboda, I.F., Thacker, F.E. (1986). Aeration and control of slurry odours by heterotrophs. *Agricultural Wastes*, **15**(3), 187-204.
- Ferrer, P., Sanz, J., Pomar, J. (1981). *Utilización Agrícola del Estiércol Líquido Porcino. Composición y Valor Fertilizante*. Fulls d'Informació Tècnica. Generalitat de Catalunya. Barcelona.
- Hidalgo M.D., Del Alamo J., Hernández M., Irusta R. (2001). Caracterización analítica de los efluentes residuales de una explotación intensiva de ganado porcino. *Anaporc*, **216**, 70-93.
- Honeycutt, C.W., Potar, L.J., Halteman, W.A. (1991). Predicting nitrate formation from soils, fertilizers, crop residue, and sludge with thermals units. *Journal of Environmental Quality*, **20**(4), 850-856.
- Irañeta, I., Pérez-De Ciriza, J.J., Santos, A., Amézqueta, J., Carro, P., Iñigo, J.A., Abaigar, A. (1999). Purines de porcino: (I) Valor agronómico. *Navarra Agraria*. **115**, 14-25.
- Istat (2001). 5° censimento generale dell'agricoltura. Internet: [www.istat.it](http://www.istat.it).
- Javoloyas, L. (2001). Caracterización y valorización agrícola de los purines de porcino en el municipio de Orihuela. Trabajo fin de carrera. Universidad Miguel Hernández.
- Marañón-Maison, E., Sastre, A.H., Castrillo-Pelaez, L., González-Prendes, J.M., Pertierra-Menéndez, J., Berruera-Jimenez, J. (1998). Aplicación de los purines como fertilizantes. *Generación de Residuos de Ganadería Vacuna (Purines) en Asturias. Problemática y Tratamientos*. Universidad de Oviedo.
- Martinez-Suller, L. (2007). *Sviluppo di un'Apparecchiatura di Campo per la Stima del Contenuto in Nutrienti degli Effluenti d'Allevamento*. Tesis de doctorado. Università degli Studi di Milano, Italia.
- Monge, E., Ferrer, M., Orús, F. (2001). Análisis químico de estiércoles fluidos. II. Su valoración agronómica como fertilizante mineral. *Anaporc*, **213**, 12-27.
- Moral, R., Pérez-Espinoza, A., Pérez-Murcia, M.D., Moreno, J. (2001). Gestión de residuos de explotaciones agropecuarias. Dispensa del curso d'Ingeniero Técnico Agrícola (explotaciones agropecuarias). Universidad Miguel Hernández.
- Moral, R., Perez-Murcia, M.D., Perez-Espinoza, A., Moreno-Caselles, J., Paredes, C., Rufete, B. (2005). Estimation of nutrient values of pig slurries in Southeast Spain using easily-determined properties. *Waste Management*, **25**(7), 719-725.
- Piccinini, S., Bortone, G. (1991). The fertilizer value of agricultural manure: simple rapid methods of assessment. *Journal of Agricultural Engineering Research*, **49**(3), 197-208.
- Provolo, G., Martínez-Suller, L. (2007). In situ determination of slurry nutrient content by electrical conductivity. *Bioresource Technology*, **98**(17), 3235-3242.
- Scotford, I.M., Cumby, T.R., White, R.P., Carton, O.T., Lorenz, F., Hatterman, U., Provolo, G. (1998a). Estimation of the nutrient value of agricultural slurries by measurement of physical and chemical properties. *Journal of Agricultural Engineering Research*, **71**(3), 291-305.
- Scotford, I.M., Cumby, T.R., Han, L., Richards, P.A. (1998b). Development of a prototype nutrient sensing system for livestock slurries. *Journal of Agricultural Engineering Research*, **69**(3), 217-228.
- Stevens, R.J., O'Bric, C.J., Carton, O.T. (1995). Estimating nutrient content of animal slurries using electrical conductivity. *Journal of Agricultural Science*, **125**(2), 233-238.
- Timothy, S., Stanhly, P. (1987). Estimaciones sobre las necesidades minerales para el cerdo. *Anaporc*, **60**, 48-65.

- Tunney, H., Bertrand, M. (1989). Rapid field test for estimating dry matter and fertilizer value of animal slurry. *Proceeding of the 11th International Congress on Agricultural Engineering*. 4-8 September. Dublin.
- Tunney, H. (1979). Dry matter, specific gravity and nutrient relationship of cattle and pig slurry. **In:** Hawkins, J.C. (ed.). *Engineering Problems with Effluents from Livestock*, 430-445. E.E.C., Luxembourg.
- Villar, M.C., Diaz-Fierros, F., Cabaneiro, A., Leiros, M.C., Gil-Sostres, F., Carballas, M., Carballas, T. (1979a). Métodos rápidos para la caracterización del purín de vacuno. *Aprovechamiento de Materiales Orgánicos Residuales como Fertilizantes en la Agricultura Gallega*. Proyecto nº 3365-79.
- Villar, M.C., Diaz-Fierros, F., Cabaneiro, A., Leiros, M.C., Gil-Sostres, F., Carballas, M., Carballas, T. (1979b). Caracterización de la fracción orgánica del purín de vacuno. *Aprovechamiento de Materiales Orgánicos Residuales como Fertilizantes en la Agricultura Gallega*. Proyecto nº 3365-79.



# Plan provincial de gestión de residuos ganaderos de la provincia de Segovia

Ana Escorial<sup>1</sup>, María Gómez<sup>1</sup>, Mariano Merino<sup>2,\*</sup>

<sup>1</sup>Consortio Agropecuario Provincial de Segovia. Carretera de Riaza, 4. 40003 - Segovia.

<sup>2</sup>Diputación de Segovia. Ctra. de Riaza, 19, 1º D. 40003 - Segovia.

\* Autor de contacto: aedl-mariano@dipsegovia.es

## Palabras clave

Deyecciones ganaderas; Planes de gestión de residuos; Zonas vulnerables.

## INTRODUCCIÓN

La alta carga ganadera en algunos municipios de la provincia de Segovia genera múltiples problemas medioambientales y sociales. A través de este Plan Provincial se pretende dar solución al problema de sobreproducción de residuos ganaderos, sobre todo del sector porcino, puesto que representa las 3/4 partes de la cabaña ganadera de la provincia. El objeto de este programa de actuación es compatibilizar la producción porcina y el cumplimiento de los requisitos medioambientales derivados de su explotación, buscando un equilibrio entre la producción ganadera y la capacidad del medio para soportar dicha producción.

### Objetivos:

- Medioambiental: soluciones integrales para la problemática de los purines a través de una gestión adecuada y sostenible de los mismos.
- Sanitario: mejora de las condiciones sanitarias en las granjas, con reducción de la necesidad de medicar a los animales, detección precoz de enfermedades.
- Producción: mejora de la calidad de los lotes de animales que salen de las granjas, con trazabilidad de los mismos, optimizando los consumos de pienso, agua y energía. Mejora de la eficiencia de la explotación en general.
- Empresa: ofrecer herramientas para la gestión integral de las granjas y sus residuos. Mejora de la rentabilidad.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Marco legislativo

La revisión de la legislación se hace necesaria para conocer la regulación de las explotaciones porcinas así como las normas de vertido, las medioambientales y las de aplicación al suelo de abonos orgánicos, todas ellas encuadradas dentro de la legislación autonómica, la estatal y las directivas europeas. Después de la publicación de la Orden de 27 de junio de 2001, de la Consejería de Medio Ambiente, de la Junta de Castilla y León, en la que se establecieron los programas de actuación en zonas vulnerables a la contaminación por nitratos de origen ganadero y agrícola dentro de la comunidad, y puesto que las cinco zonas vulnerables declaradas se encuentran en la provincia de Segovia, la Diputación de Segovia, desde el área de Desarrollo Rural y Medio Ambiente, decidió actuar haciendo un plan de gestión de residuos ganaderos. Las cinco Zonas Vulnerables a la contaminación de las aguas por nitratos de origen agrícola y ganadero, declaradas en Castilla y León son las siguientes:

- Zona 1: Términos municipales de Navas de Oro, de la provincia de Segovia.
- Zona 2: Términos municipales de Zarzuela del Pinar, Fuentepelayo y Navalmanzano, de la provincia de Segovia.

- Zona 3: Términos municipales de Escarabajosa de Cabezas, Cantimpalos y Encinillas, de la provincia de Segovia.
- Zona 4: Términos municipales de Cantalejo, Cabezuela, Veganzones y Turégano, de la provincia de Segovia.
- Zona 5: Términos municipales de Chañe y la entidad menor de Chatún, de la provincia de Segovia.

Por otro lado, y teniendo en cuenta la Ley que regula los índices de emisión a la atmósfera, agua y suelo (IPPC), el proyecto pretende aplicar esta normativa para paliar los problemas medioambientales generados por la actividad agro-ganadera y a la vez contribuir a la sostenibilidad de uno de los sectores económicos más importantes en el ámbito rural de la provincia de Segovia.

### **Situación actual en la provincia de Segovia**

La provincia de Segovia es la segunda provincia productora de carne de cerdo en el territorio español. Ello hace que la explotación ganadera provoque serios problemas de contaminación de aguas subterráneas por nitratos, así como las molestias a la población de olores y gases. En esta provincia se producen en total cuatro millones de metros cúbicos de purín al año, lo que supone aproximadamente el 50% de la producción regional. Se comprueba que la superficie agraria útil (SAU) en toda la provincia es suficiente para poder ser usada en el abonado con purines. Sin embargo, haciendo un estudio al detalle, en determinados municipios de la provincia nos encontramos con problemas, puesto que tenemos gran concentración de granjas ganaderas y a su vez una escasa disposición de superficie agraria útil para la valorización del purín como abono agrícola. Este tipo de municipios, que denominamos CONFLICTIVOS, necesitan de una solución para el problema que se les plantea. Estos municipios coinciden con los declarados en las zonas vulnerables por la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Castilla y León, y son Fuentepelayo, Cuellar, Navas de Oro y Vallelado.

Por otro lado, se ha realizado un estudio de la capacidad de las balsas de almacenamiento de purín existentes. Las balsas deberán de tener el tamaño preciso para poder almacenar la producción de al menos tres meses, que permita la gestión adecuada de los mismos. Los datos reales de la capacidad de las balsas en la provincia es de media 35 días con lo cual vemos que la gestión que se puede hacer de los mismos no es la correcta. Además consideramos que en la medida que los meses de no aplicación al terreno de purines es de prácticamente de seis meses, esta capacidad de las balsas deberían de tener como mínimo el suficiente como para almacenar la producción de purines de las granjas de seis meses, con el fin de poder realizar una correcta aplicación al terreno.

### **Medios disponibles**

Disponemos de un total de SAU de 226.778 ha. Por otro lado existe una planta de tratamiento de purines en la localidad de Turégano que recoge en total 100.000 m<sup>3</sup> de purines al año, lo que representa un 2% del total que se produce en la provincia. En esta planta se tratan purines de las granjas de cerdos que distan unos 10 ó 15 km, con lo cual afecta a un número muy bajo de granjas de la provincia.

Por último señalar que existe una empresa gestora de purines en la provincia que ofrece soluciones integrales para la mejora de la rentabilidad de las explotaciones ganaderas y de la calidad de vida de los profesionales, priorizando la sostenibilidad del sector en general y del medio ambiente en particular. A través de esta empresa se garantiza que las cantidades que se aplican de N cumplen con la normativa vigente, y libera al ganadero de las tareas de gestión de las deyecciones y de elaborar documentación para la administración. Esta empresa gestiona en torno a 80.000 m<sup>3</sup> de purines al año. Esta gestión se hace de forma correcta, haciendo análisis previo de los purines y del suelo, y se utilizan medios adecuados de aplicación a las tierras, mediante inyección, sistemas de disco y de bandas.

## RESULTADOS Y CONCLUSIONES

La valorización del purín como abono agrícola se plantea en determinadas zonas dónde es posible hacerlo, por las condiciones del terreno, el tipo de cultivo existente, dependiendo de las necesidades y rendimiento del cultivo, de los periodos en los que está prohibida la aplicación al terreno y de la pendiente del suelo. Esta solución tiene como beneficios el aporte de macronutrientes al suelo, la reducción de los costes de explotación y el aporte extra de agua y de materia orgánica. Sin embargo, nos encontramos con dos puntos críticos, que serían la capacidad de las balsas que es insuficiente y por otro lado la reticencia de los agricultores a distribuir el purín en las tierras.

Para poner en marcha esta medida sería necesaria la colaboración de las Administraciones regionales mediante la creación de una serie de ayudas agroambientales, que incentiven la disposición del terreno para ser fertilizado con residuos ganaderos, a través de empresas gestoras. Este tipo de ayudas agroambientales están justificadas en la medida en que mejoran la protección del medioambiente, mejoran las características físico químicas de los suelos y reducen la contaminación de las aguas por nitratos.

Con el fin de poder hacer una correcta gestión del purín como abono agrícola es necesario que la capacidad de las balsas de almacenamiento sea el adecuado. En la medida que el periodo de no aplicación de purín al terreno nos va a condicionar la capacidad de las balsas, y puesto que la época de lluvias abarca un periodo aproximado de 6 meses, se considera que para hacer una correcta gestión del purín como abono agrícola la capacidad de las balsas de cada una de las granjas debería de ser la suficiente como para poder almacenar la cantidad de purín que produce la propia granja por un período de al menos 6 meses.

Para poner en marcha esta medida se ha elegido una zona de la provincia de Segovia en la que existe una sobreproducción de purines, que se encuentra en el municipio de Fuentepelayo. En este municipio se producen anualmente 284.000 m<sup>3</sup> de purines de porcino, con cerca de 15.000 UGM de ganado porcino. La superficie agraria de esta zona es muy escasa, lo que conlleva que haya un excedente de purín de 243.000 m<sup>3</sup> anuales. Es por ello que proponemos un modelo de gestión íntegra de este residuo de tal forma que queremos crear un centro de gestión de purines en el que controlemos por medios informáticos el nivel de llenado de las balsas y el estado de la superficie agraria para poder hacer una correcta fertilización y no “sobrefertilizar” las tierras y por consiguiente contaminar los acuíferos. Al mismo tiempo, y como tenemos un excedente de purines por la escasez de tierras, desde el Área de Desarrollo Rural y Medio Ambiente de la Diputación de Segovia estamos facilitando el camino para que se instalen plantas de tratamiento de residuos ganaderos para la producción de biogás.

Desde la publicación el pasado mes de mayo de 2007 del Real Decreto 661/2007, de 25 de mayo, por el que se regula la actividad de producción de energía eléctrica en régimen especial, la producción de energía eléctrica a través del biogás que resulta de la digestión anaerobia de purines con otro tipo de residuos está primada, lo que hace que este tipo de plantas de tratamiento de residuos sean viables económicamente. Debido a la concurrencia de los residuos necesarios para abastecer una planta de biogás en la zona de Fuentepelayo, desde la Diputación se está haciendo el esfuerzo para apoyar a las empresas interesadas en poner en marcha este tipo de iniciativas.

Otra zona conflictiva por la gran cantidad de explotaciones porcinas es la denominada zona del “Carracillo” al noroeste de la provincia de Segovia. En esta zona, que limita al norte con el municipio de Cuellar, además de la gran cabaña de porcino (17.000 UGM) existe una importante producción hortícola, sobre todo de puerros, zanahoria y patata. Esta producción a su vez genera en torno a 100.000 t de residuos anuales. Debido a la concurrencia de estos dos tipos de residuos, y sobre todo con el fin de eliminar el problema de contaminación de las aguas subterráneas por la mala gestión de los purines, se está valorizando energéticamente estos dos residuos con el fin de

proyectar una planta de producción de biogás adaptada a las características de la zona. En esta planta se tratarían cerca de 75.000 m<sup>3</sup> de purines y 30.000 t de restos hortícolas de tal forma que se podría generar del orden de 3 MW de energía eléctrica al año.

Desde el Área de Desarrollo Rural y Medio Ambiente de la Diputación de Segovia, y en colaboración con el Consorcio Agropecuario Provincial, se ha programado para este otoño un programa de Educación Ambiental. El programa se basa en la dinamización de procesos de participativos y educativos tendentes a potenciar el desarrollo sostenible en el ámbito local que permitan potenciar modelos de gestión ganadera, más ecológicos y que eviten enfrentamientos y las tensiones entre sectores económicos que se desarrollan sobre el mismo espacio rural. Las actuaciones del programa se concretarán en la realización de jornadas de perfeccionamiento y especialización, dirigidas a los empresarios de explotaciones ganaderas intensivas.

El programa se llevará a cabo en los principales municipios de la provincia, concretamente el Cantalejo, Cuéllar, Fuentepelayo y Santa María la Real de Nieva, de tal forma que queda cubierta la totalidad de la provincia.

Para el cálculo de emisiones contaminantes y consumo de recursos se trabajará con la aplicación informática que está desarrollando el Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. La aplicación informática permitirá cuantificar las posibles mejoras medioambientales obtenidas con la implantación de cada técnica. Esta fórmula permite implantar las nuevas tecnologías de la información como instrumento de formación-educación ambiental.

Para llevar a cabo este programa contamos con personas que tienen gran experiencia en esta área, concretamente 3 veterinarios-ingenieros, 2 técnicos del área de Desarrollo Rural y Medio Ambiente (aportados por la Diputación de Segovia) y 1 coordinador/a del programa de Educación Ambiental: técnico de la Sección de Ganadería y Medio Ambiente del Consorcio Agropecuario (aportado al proyecto por el Consorcio Agropecuario, promotor del programa de EA).

El programa está estructurado en 4 bloques, todos ellos dirigidos al uso de las Mejores Técnicas Disponibles.

- En el bloque 1 se explican los efectos medioambientales más importantes derivados de la ganadería intensiva.
- En el bloque 2, las principales estrategias de reducción de emisiones procedentes de la ganadería intensiva; valoración de técnicas que se podrían incorporar en cada etapa del proceso productivo para reducir las emisiones contaminantes. Con estos métodos se pretende prevenir y reducir los impactos nocivos sobre el medio ambiente.
- En el bloque 3 se recoge el cálculo de emisiones contaminantes y consumo de recursos. Para aplicar los conocimientos adquiridos durante el curso, se trabajará con la aplicación informática que está desarrollando el Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación para el cálculo de emisiones contaminantes y consumo de recursos. Como ejercicio práctico, cada técnico o ganadero introducirá información real sobre una granja y propondrá una serie de medidas correctoras. La aplicación informática permitirá cuantificar las mejoras medioambientales obtenidas con la aplicación de cada técnica.
- Por último, en el bloque 4 está programada la elaboración de la propuesta de decálogo de buenas prácticas. En base a las propuestas realizadas por el equipo de expertos, y con las sugerencias de los ganaderos participantes, priorizar por la incidencia de impacto y por la sencillez de su implantación un conjunto de prácticas que sean fácilmente trasladables a las explotaciones de la provincia.



Este programa de Educación Ambiental está dirigido a empresarios de ganaderías intensivas ubicadas en la provincia de Segovia y técnicos vinculados a las explotaciones de ganadería intensiva. Está previsto que participen en torno a las 150 personas.

### **Conclusiones**

La Diputación de Segovia, desde el área de Desarrollo Rural y Medio Ambiente, está actuando sobre dos zonas muy críticas de la provincia para poder compatibilizar la producción porcina y el cumplimiento de los requisitos medioambientales derivados de su explotación.

En la zona del “Carracillo”, al noroeste de la provincia, se gestionarán 75.000 m<sup>3</sup> de purines y 30.000 t de restos hortícolas. Esto supone la correcta gestión de la tercera parte del total de deyecciones ganaderas que se producen en la zona. Sin embargo es necesario mencionar que en esta zona existe gran cantidad de SAU y que por consiguiente se está haciendo una correcta gestión de los purines como fertilizante agrícola. En cuanto a los restos de la producción hortícola cabe destacar que este tipo de residuo se usa en la actualidad como complemento de la cabaña ganadera, sobre todo de la cabaña ovina, por lo que se gestionaría la parte excedentaria que no tiene en la actualidad ningún uso.

En la zona del municipio de Fuentelayo, en el centro de la provincia, existe un problema muy grave debido sobre todo a la escasez de tierras de labranza en las que poder usar el purín como fertilizante. Mediante la implementación de las medidas propuestas por el “Plan Provincial de Gestión de Residuos Ganaderos” en esta zona se actuará sobre los 284.000 m<sup>3</sup> de purín que se producen. 200.000 m<sup>3</sup> serán valorizados energéticamente mediante su tratamiento para producir biogás, y el resto, 84.000 m<sup>3</sup> serán utilizados como fertilizante agrícola, mediante el control informatizado de nivel de llenado de las balsas de purines.

A nivel general en la provincia de Segovia se implementará un programa de Educación Ambiental para la difusión de las Mejores Técnicas Disponibles en materia de ganadería porcina. A través de este programa se pretende que la mayor parte de los ganaderos empresarios de la provincia participen, así como en la elaboración de un decálogo de buenas prácticas.



## Determinación rápida de los nutrientes del purín de cerdo in situ en base a la lectura de la conductividad eléctrica (CE) para una correcta fertilización

Joan Parera i Pous<sup>1,\*</sup>, Francesc Domingo Olivé<sup>2</sup>, Núria Canut i Torrijos<sup>1</sup>, Joan Serra i Gironella<sup>2</sup>

<sup>1</sup>GESFER. Gestió de la fertilització agrària de Catalunya. Camp de Mart, 35. 25004 - Lleida.

<sup>2</sup>Pla per la millora de la fertilització nitrogenada a les comarques gironines. IRTA-Mas Badia. Mas Badia. 17134 - La Tallada d'Empordà. Girona.

\* Autor de contacto: jparera@gencat.cat

### Resumen

La aplicación del purín de cerdo en el suelo agrario tiene grandes implicaciones agrarias y ambientales. Su valoración agronómica in situ es costosa en tiempo y dinero. La lectura de la conductividad eléctrica del purín es una forma rápida para determinar su contenido en nitrógeno y potasio y, en algunas ocasiones, en fósforo. Debido a la gran variabilidad de la composición del purín según manejo, alimentación y ubicación de las explotaciones, es necesario encontrar la relación entre la conductividad eléctrica y el nitrógeno, fósforo y potasio según las características de las zonas donde se quieran utilizar o implantar. Se han desarrollado las rectas de regresión lineal más representativas entre la conductividad eléctrica y el contenido en nitrógeno (total y amoniacal), fósforo y potasio, válidas para Catalunya, considerando distintas zonas geográficas (5 comarcas) y tipo de producción (engorde, madres y ciclo cerrado). Para el estudio se ha contado con la participación de 5 entidades colaboradoras que han procedido a la recogida de muestras, lectura de la conductividad y tramitación de las muestras al laboratorio. Utilizando todos los resultados obtenidos para todas las zonas de estudio y todos los tipos de producción, se ha obtenido una relación lineal muy significativa ( $< 0,001$ ) entre la conductividad eléctrica (CE) y el contenido de nitrógeno total, nitrógeno amoniacal y potasio con un coeficiente de correlación superior a 0,65 para el nitrógeno y el potasio. Cuando se analizan por separado los datos de cada zona geográfica, se obtienen coeficientes de correlación superiores en algunas de estas zonas. No se ha encontrado una relación lineal significativa entre la CE y el contenido en fósforo.

### Palabras clave

Conductividad eléctrica; Gestión de deyecciones; Medida in situ; N amoniacal; N total.

## INTRODUCCIÓN

Cataluña genera alrededor de 15,7 millones de m<sup>3</sup> de purines anuales (cálculos propios a partir de la capacidad ganadera), procedentes principalmente de la cabaña porcina, de los que gran parte se gestionan como fertilizante orgánico aplicado directamente sobre la superficie agrícola. Los purines contienen cantidades significativas de nutrientes que varían según la especie animal, el tipo de alimentación, tipo y estado de las instalaciones, el régimen de estabulación, la época de aplicación y el tiempo de permanencia en la fosa o balsa, entre muchos otros factores. Estos factores influyen directamente en la composición química del purín. Cuando el purín se utiliza como fertilizante mediante aplicación al suelo, es necesario conocer el contenido de nitrógeno, fósforo y potasio del mismo para realizar una correcta fertilización según las necesidades del cultivo.

Actualmente se han realizado numerosos estudios buscando indicadores relacionados con el contenido de nutrientes del purín para facilitar el conocimiento de las características nutritivas antes de su aplicación en el campo. Scotford *et al.* (1998) y Moral *et al.* (2005), entre otros, estudiaron la posibilidad de estimación de los nutrientes del purín a partir de métodos rápidos de análisis, encontrando la conductividad eléctrica como propiedad fácil de determinar y con una gran relación lineal con el contenido en nitrógeno amoniacal y total y con el contenido en potasio. Otros estudios (Marquès-Miret, 2002) encontraron, además una relación lineal importante entre la conductividad eléctrica y el contenido en fósforo.

A fecha de hoy, conocer la composición de los purines generados en una explotación de forma rápida, económica e inmediata es imprescindible para la correcta aplicación de los purines en el campo.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Se muestreó el purín producido en diferentes explotaciones productoras de porcino en 5 zonas geográficas diferentes de Catalunya: las Garrigues, el Gironès-Empordà, el Pla d'Urgell, el Urgell y Osona. En cada zona geográfica se tomaron un total de 48 muestras, de las cuales, 16 muestras procedían de purín de cerdo de engorde, 16 de explotaciones de cerdas y 16 de explotaciones de ciclo cerrado. En la zona geográfica de Osona participaron 2 grupos que tomaron un total de 48 muestras cada uno. En total se recogieron 288 muestras.

La recogida de las muestras se realizó inmediatamente después de llenar el tanque de aplicación en campo o antes o durante la aplicación en función de las características del tanque y disponibilidad del mismo para un adecuado muestreo del purín. Se recogieron tres o cuatro muestras simples que se mezclaron para formar la muestra definitiva con un volumen final recogido de 1 L. En cada muestra se determinó la conductividad eléctrica, estandarizada a 25°C, utilizando equipos móviles de campo, diferentes para cada zona o grupo de muestreo, y realizando hasta 5 medidas directamente en el purín, sin dilución previa, que se promediaron posteriormente. Las muestras se enviaron a laboratorio para la determinación de los contenidos en materia seca, nitrógeno total, nitrógeno amoniacal, fósforo y potasio, siguiendo métodos de análisis homologados.

Se estableció la relación lineal existente entre la conductividad eléctrica a 25°C y cada uno de los contenidos en nutrientes mencionados (nitrógeno amoniacal y total, fósforo total y potasio total) mediante el procedimiento de análisis de regresión lineal del paquete estadístico SAS®. Se utilizaron los datos correspondientes a las 190 muestras (66% del total de 288) de las que se disponía de los resultados analíticos en el momento del análisis estadístico, siendo por tanto los resultados obtenidos de carácter provisional. De las muestras utilizadas, 73 corresponden a explotaciones de engorde, 61 de madres y 56 de ciclo cerrado (Tabla 1).

**Tabla 1.** Número de muestras incluidas en el estudio para cada zona de muestreo y tipo de producción porcina.

Zona	Ubicación	Engorde	Madres	Ciclo cerrado	Total
Zona A	Gironès-Empordà	9	5	6	20
Zona B	Osona-1	16	9	11	36
Zona C	Osona-2	16	15	15	46
Zona D	Garrigues	16	16	16	48
Zona E	Urgell	16	16	8	40
	Total	73	61	56	190

## RESULTADOS Y CONCLUSIONES

### Composición química

En la Tabla 2 se detallan las características medias, por tipos de producción, de los purines muestreados. El amplio rango de valores obtenidos ilustra el amplio rango de situaciones tenidas en cuenta en el muestro. El purín de cerdo de engorde se caracteriza por un contenido en nitrógeno amoniacal y total de 4,05 y 6,04 kg/m<sup>3</sup> respectivamente, y un contenido en fósforo y potasio total de 1,45 y 3,95 kg/m<sup>3</sup> respectivamente. Los valores se han calculado considerando una densidad teórica de 1.020 g/L. Estos contenidos son superiores a los obtenidos en las explotaciones de ciclo cerrado y de madres (Tabla 2).

El purín de las explotaciones de madres, mayoritariamente procede de la balsa de la explotación ganadera, siendo mezcla de las deyecciones de las cerdas en estado de gestación y lactación, y de las deyecciones de los lechones en transición. Es el grupo con el contenido de nutrientes más bajo. En las explotaciones de ciclo cerrado, como era de esperar, la riqueza en nitrógeno (total y amoniacal), fósforo y potasio del purín es superior a la de las explotaciones de madres pero menor que en el purín procedente de las explotaciones de engorde.

**Tabla 2.** Caracterización del purín procedente del cerdo de engorde, explotaciones de madres y de ciclo cerrado.

	Engorde (N = 73)				Madres (N = 61)				Ciclo cerrado (N = 56)			
	x	d.e.	máx.	mín.	x	d.e.	máx.	mín.	x	d.e.	máx.	mín.
Materia seca (%smf)	6,95	3,27	17,50	1,00	2,61	2,52	11,10	0,50	3,54	2,92	13,10	0,70
N amoniacal (kg/m <sup>3</sup> )	4,05	1,24	6,99	0,50	1,98	0,74	5,13	0,80	2,55	0,91	5,34	0,98
N total (kg/m <sup>3</sup> )	6,04	1,70	9,38	0,70	2,56	1,10	5,75	0,91	3,50	1,56	7,47	1,16
K total (kg/m <sup>3</sup> )	3,95	1,33	8,17	0,83	1,51	0,48	2,69	0,58	2,11	0,90	4,33	0,78
P total (kg/m <sup>3</sup> )	1,45	0,93	5,93	0,11	0,73	0,87	4,09	0,03	0,89	0,86	4,38	0,08

Desviación estándar (d.e.); Máximo (máx.); Mínimo (mín.).

Dentro de cada tipo de producción se observa también una gran variabilidad en los resultados entre las diferentes zonas de muestreo. En las Tablas 3, 4 y 5 se muestran las características químicas del purín según tipo de producción y zona analizada. La cantidad de nitrógeno amoniacal puede diferir entre las zonas analizadas hasta un 61% según el tipo de producción (3,12 vs 1,94 kg/m<sup>3</sup> entre las zonas D y E para el tipo de producción de ciclo cerrado). Esta variabilidad entre las zonas de muestreo también se observa en los otros parámetros analizados: para el nitrógeno total, la variabilidad entre las diferentes zonas de muestreo puede llegar a ser del 63% (4,03 vs 2,55 kg/m<sup>3</sup>), y para el fósforo y potasio puede llegar a ser del 100% (0,46 vs 1,01 kg/m<sup>3</sup>) y 95% (1,39 vs 2,72 kg/m<sup>3</sup>) respectivamente (Tablas 3, 4 y 5).

**Tabla 3.** Caracterización del purín procedente del cerdo de engorde por zona de muestreo (N = 73).

	Zona A (N = 9)	Zona B (N = 16)	Zona C (N = 16)	Zona D (N = 16)	Zona E (N = 16)
Materia seca (% smf)	7,54 ±3,14	5,83 ±3,73	7,31 ±4,04	7,34 ±1,39	6,98 ±3,47
N amoniacal (kg/m <sup>3</sup> )	4,37 ±1,00	3,38 ±1,30	3,54 ±0,77	4,21 ±0,76	4,89 ±1,54
N total (kg/m <sup>3</sup> )	6,32 ±1,24	5,03 ±2,18	5,64 ±1,89	6,22 ±0,89	7,13 ±1,14
P total (kg/m <sup>3</sup> )	1,75 ±0,69	1,23 ±1,07	1,39 ±0,81	1,71 ±0,48	1,33 ±1,28
K total (kg/m <sup>3</sup> )	4,03 ±1,08	3,42 ±1,16	3,14 ±0,75	4,15 ±0,93	5,05 ±1,66

**Tabla 4.** Caracterización del purín procedente de explotaciones de madres por zona de muestreo (N = 61).

	Zona A (N = 5)	Zona B (N = 9)	Zona C (N = 15)	Zona D (N = 16)	Zona E (N = 16)
Materia seca (% smf)	1,72 ±1,71	2,32 ±2,98	3,69 ±3,08	2,45 ±2,54	2,22 ±1,69
N amoniacal (kg/m <sup>3</sup> )	1,53 ±0,45	2,38 ±0,6	2,16 ±1,01	1,76 ±0,54	1,93 ±0,64
N total (kg/m <sup>3</sup> )	1,95 ±0,75	2,9 ±1,07	2,98 ±1,41	2,28 ±0,96	2,45 ±0,90
P total (kg/m <sup>3</sup> )	0,46 ±0,57	0,48 ±0,73	1,01 ±0,96	0,79 ±1,08	0,62 ±0,68
K total (kg/m <sup>3</sup> )	1,28 ±0,20	1,95 ±0,61	1,38 ±0,41	1,41 ±0,30	1,57 ±0,55

**Tabla 5.** Caracterización del purín procedente de explotaciones de ciclo cerrado por zona de muestreo (N = 56).

	Zona A (N = 6)	Zona B (N = 11)	Zona C (N = 15)	Zona D (N = 16)	Zona E (N = 8)
Materia seca (% smf)	2,97 ±1,43	3,99 ±2,82	2,83 ±2,29	4,59 ±3,67	2,58 ±3,06
N amoniacal (kg/m <sup>3</sup> )	2,08 ±0,48	2,81 ±0,8	2,27 ±0,85	3,12 ±0,91	1,94 ±0,74
N total (kg/m <sup>3</sup> )	2,89 ±0,76	4,06 ±1,54	2,98 ±1,37	4,30 ±1,66	2,55 ±1,30
P total (kg/m <sup>3</sup> )	0,88 ±0,38	1,05 ±0,84	0,59 ±0,57	1,21 ±1,20	0,58 ±0,64
K total (kg/m <sup>3</sup> )	1,39 ±0,41	2,72 ±0,92	1,93 ±0,58	2,37 ±1,11	1,65 ±0,50

### Relación entre la conductividad eléctrica y los nutrientes analizados

Considerando todos los datos disponibles, la relación lineal entre la medida directa de la conductividad eléctrica (CE) y el contenido en N amoniacal, N total y K de los purines analizados es estadísticamente significativa ( $p < 0,0001$ ) en todos los casos (Tabla 6) y la varianza explicada por el modelo es superior al 50%. En el caso del fósforo, la relación lineal es también significativa, aunque la varianza explicada por el modelo es muy baja ( $r^2 = 0,072$ ).

La relación lineal entre la conductividad eléctrica y el nitrógeno total, nitrógeno amoniacal y potasio también es estadísticamente significativa ( $p < 0,001$ ) cuando se separan los datos según tipo de producción (engorde, madres, ciclo cerrado) (Tabla 6) o zona de muestreo (Tabla 7). De todas formas, la varianza explicada por el modelo es inferior al 50% en los análisis según el tipo de producción. En los análisis para las distintas zonas de muestreo, la varianza explicada se sitúa entre el 50 y el 85% en la mayoría de los casos (entre el 40 y el 50% en dos de las zonas para la relación entre CE y N total). En general no se ha encontrado una relación lineal entre la medida de CE y el contenido en P de los purines de porcino.

A nivel práctico, la CE muestra una capacidad adecuada de predicción del contenido en N amoniacal, N total y K total de los purines de porcino utilizando las rectas de regresión obtenidas con todas las muestras conjuntamente (Figura 1). En algunas de las zonas de muestreo, se obtienen mejores predicciones utilizando solamente los datos recogidos en esas zonas que el conjunto de datos global (Tabla 7). Los estudios de Moral *et al.* (2005), Provolo y Martínez-Suller (2006) y van Kessel y Reeves (2000) llegan a la misma conclusión, con una relación significativa entre la conductividad eléctrica y el contenido de nitrógeno (amoniacal y total) y potasio. En ningún caso se mejoran esas predicciones si se utilizan los datos separados según el tipo de producción (Tabla 6), siendo este resultado parecido al obtenido por Marquès-Miret (2002).

En los trabajos de Navés y Torres (1999) y de Marquès-Miret (2002) sobre el purín de cerdo procedente de explotaciones porcinas de la comarca del Pla d'Urgell y del Baix Empordà, respectivamente, se observó una gran correlación (0,92 para cerdos de engorde, 0,86 para las explotaciones de madres y 0,95 para las explotaciones de ciclo cerrado) entre el contenido en nitrógeno orgánico y el nitrógeno amoniacal. Este hecho permite explicar mejor la relación existente entre la conductividad eléctrica y el contenido en nitrógeno total (orgánico y amoniacal).

La medida de la CE no se muestra apropiada para la estimación del contenido en P total de los purines de porcino (Figura 1). Otros estudios (Moral *et al.*, 2005; Provolo y Martínez-Suller, 2006) tampoco encontraron una relación significativa entre el fósforo y la conductividad eléctrica, aunque otros (Marquès-Miret, 2002) sí la observaron. Estos mismos estudios sí encontraron que existía una correlación significativa entre el P total y la densidad y el contenido en materia seca de los purines.

**Tabla 6.** Pendiente, coeficiente de correlación y coeficiente significación entre la conductividad eléctrica y los nutrientes (N amoniacal, N total y K total) teniendo en cuenta el factor tipo de producción.

Tipo producción	Núm. de muestras	N amoniacal			N total			K total		
		Sig.	$r^2$	Pendiente	Sig.	$r^2$	Pendiente	Sig.	$r^2$	Pendiente
Engorde	73	***	0,441	0,110	***	0,237	0,111	***	0,491	0,124
Cerdas	61	***	0,214	0,074	***	0,111	0,080	***	0,444	0,070
Ciclo cerrado	56	***	0,506	0,113	***	0,420	0,176	***	0,605	0,123
Todas	190	***	0,656	0,126	***	0,570	0,185	***	0,735	0,145

Sig.: significación; N: nitrógeno; K: potasio.

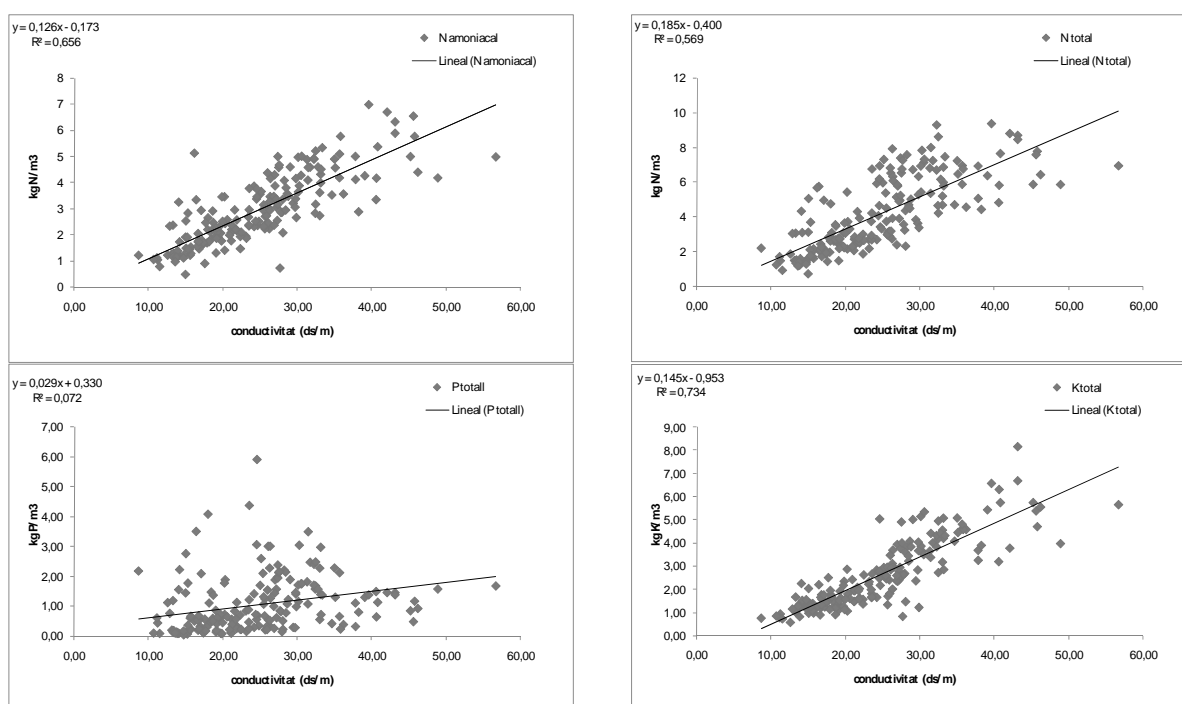
Análisis de regresión lineal,  $P < 0,001 = \text{***}$ .

**Tabla 7.** Pendiente, coeficiente de correlación y coeficiente significación entre la conductividad eléctrica y los nutrientes (N amoniacal, N total y K total) teniendo en cuenta el factor zona de muestreo.

	n° de muestras	N amoniacal			N total			K total		
		Sig.	r <sup>2</sup>	Pendiente	Sig.	r <sup>2</sup>	Pendiente	Sig.	r <sup>2</sup>	Pendiente
Zona A	20	***	0,728	0,102	***	0,628	0,141	***	0,744	0,108
Zona B	36	***	0,626	0,130	***	0,424	0,192	***	0,719	0,146
Zona C	46	***	0,542	0,139	***	0,465	0,240	***	0,754	0,145
Zona D	48	***	0,702	0,153	***	0,742	0,254	***	0,851	0,191
Zona E	40	***	0,784	0,142	***	0,752	0,193	***	0,792	0,160

Sig.: significación; N: nitrógeno; K: potasio.

Análisis de regresión lineal,  $P < 0,001 = \text{***}$ .



**Figura 1.** Coeficientes de correlación entre la conductividad eléctrica y los nutrientes (N amoniacal, N total, P total y K total) para todo el conjunto de muestras obtenidas.

## Conclusiones

Con los resultados preliminares presentados, se puede concluir que:

- Debido a la gran variabilidad de la composición del purín, es importante conocer el contenido de nutrientes del purín de forma rápida para una correcta aplicación al suelo agrícola.
- Se ha observado una relación lineal entre la conductividad eléctrica y el contenido en nitrógeno amoniacal, nitrógeno total y potasio total del purín de porcino, tanto si se consideran todos los datos conjuntamente, como si se separa por tipo de producción o zona de muestreo.
- El modelo lineal explica mayor cantidad de variabilidad de los datos cuando se agrupa por zona de muestreo y todos conjuntamente. Si se agrupan por tipo de producción, la variabilidad explicada es menor. A nivel práctico se aconseja utilizar la recta obtenida para el conjunto de todos los datos.
- No se observa una relación lineal adecuada para su uso práctico entre la conductividad eléctrica y el contenido en fósforo total del purín de porcino.

## REFERENCIAS

- Marquès-Miret, L. (2002). *Caracterització dels Subproductes Orgànics de les Explotacions Ramaderes del Baix Empordà*. Proyecto Final de Carrera. Universitat de Girona. 115 p.
- Martínez-Suller, L., Azzellino, A., Provolò, G. (2008). Analysis of livestock slurries from farms across Northern Italy: Relationship between indicators and nutrient content. *Biosystems Engineering*, **99**(4), 540-552.
- Moral, R., Perez-Murcia, M.D., Perez-Espinosa, A., Moreno-Caselles, J., Paredes, C., Rufete, B. (2005). Estimation of nutrient values of pig slurries in southeast Spain using easily determined properties. *Waste Management*, **25**(7), 719-725.
- Navés, J., Torres, M.C. (1999). Composició fisicoquímica i valor fertilitzant del purí de porc procedent d'explotacions porcínes de la comarca del Pla d'Urgell. **En:** Boixadera, J., Cortés, A. (Ed.). *Problemes Moderns en l'Ús dels Sòls: Nitrats*. Dossiers Agraris. Institució Catalana d'Estudis Agraris. Barcelona. 41-60.
- Provolò, G., Martínez-Suller, L. (2007). In situ determination of slurry nutrient content by electrical conductivity. *Bioresource Technology*, **98**(17), 3235-3242.
- Scotford, I.M., Cumby, T.R., White, R.P., Carton, O.T., Lorenz, F., Hatterman, U., Provolò, G. (1998). Estimation of the nutrient value of agricultural slurries by measurement of physical and chemical properties. *Journal of Agricultural Engineering Research*, **71**(3), 291-305.
- Van Kessel, J.S., Reeves III, J.B. (2000). On-farm quick tests for estimating nitrogen in dairy manure. *Journal of Dairy Science*, **83**(8), 1837-1844.



## **Incidencia de la aplicación de purines de cerdo sobre el rendimiento comercial en cultivos hortícolas**

Belén Rufete, Raul Moral\*, Aurelia Pérez-Espinosa, Maria Dolores Pérez-Murcia, Joaquín Moreno-Caselles, Concepción Paredes

Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente, Universidad Miguel Hernández, EPS-Orihuela. Ctra. Beniel, km. 3,2. 03312 - Orihuela. Alicante.

\* Autor de contacto: raul.moral@umh.es

### **Resumen**

La aplicación de purines de cerdo como abonado de fondo en cultivos hortícolas es usual en el sureste español. En este trabajo se establecieron dos dosis de aplicación de purín en función de su contenido nitrogenado (equivalente a 150 kg N ha<sup>-1</sup> y 210 kg N ha<sup>-1</sup>), con el fin de optimizar la dosificación en condiciones de campo. Se estableció adicionalmente una fertilización inorgánica (equivalente a nivel nitrogenado a la dosis más baja de purín) para comparar la respuesta de la planta entre los distintos tratamientos. Se determinó la incidencia que tienen los distintos tratamientos anteriores sobre diferentes parámetros morfológicos y sobre el rendimiento comercial para tres cultivos: lechuga, col y brócoli. En lechuga, se observa que la fertilización inorgánica es más eficaz en rendimiento y producción de biomasa que los tratamientos con purín. En brócoli, el tratamiento inorgánico y la dosis baja de purín de cerdo, produce cantidades similares de parte comercial, mientras que la dosis superior de aplicación de purín redujo dicho rendimiento. En col no se observaron diferencias significativas entre los distintos tratamientos, pudiéndose en este caso emplearse el purín de cerdo como sustitutivo a la fertilización inorgánica, con un significativo ahorro en la producción de este cultivo. Cabe destacar el hecho que la aplicación de dosis elevadas de purín al suelo no indujo mayores aumentos en el rendimiento de los cultivos ensayados con respecto a la fertilización inorgánica, probablemente debido a aspectos limitantes como la salinidad y la pérdida de eficiencia por volatilización de la fracción amoniacal.

### **Palabras clave**

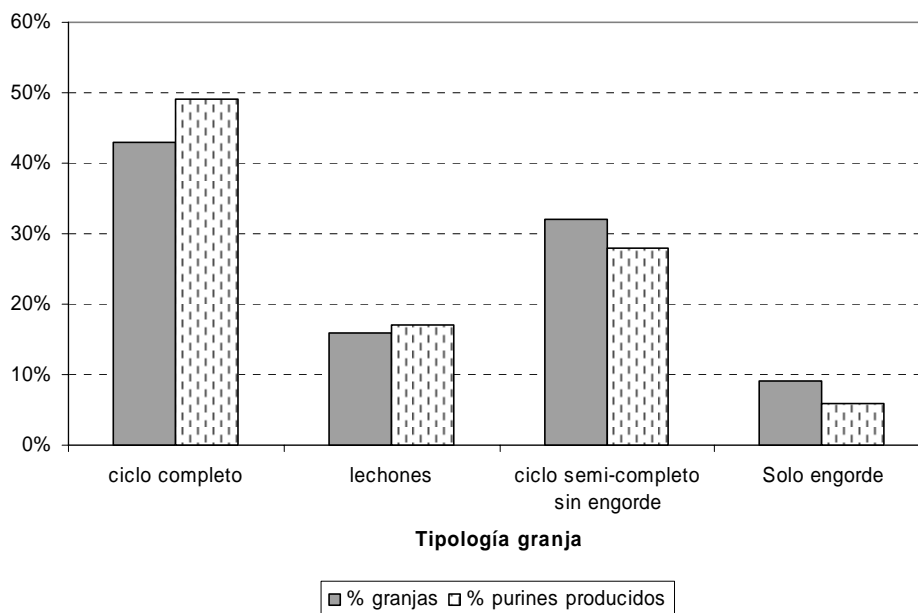
Biomasa, Brócoli, Col, Lechuga, Purín de cerdo.

## **INTRODUCCIÓN**

El reciclaje de estiércoles animales en los agro-ecosistemas puede incrementar la materia orgánica del suelo y los contenidos en nutrientes, así como también puede ayudar a solventar problemas medioambientales y económicos relacionados con la eliminación de estos residuos (Plaza *et al.*, 2004). La producción de estiércoles en España ha sido aproximadamente de 190 x 10<sup>6</sup> t año<sup>-1</sup> (Water Research Centre, 2001). La evolución del sector porcino en España indica una tendencia manifiesta de las explotaciones porcinas hacia un incremento del número de cabezas y hacia una intensificación del sistema productivo, con lo cual el volumen de purines generados va en aumento. Su naturaleza fluida y su alta carga orgánica y de nutrientes deben tener una muy adecuada gestión, aprovechando sus propiedades en el sistema agrícola y minimizando el potencial impacto sobre el medio ambiente de muchos de sus componentes. Este aspecto es especialmente importante en zonas deficitarias en agua y con regímenes de humedad no percolantes puesto que la aplicación reiterada de purines puede ocasionar una significativa acumulación de sales en el suelo, generando perjuicios a nivel edáfico y de producción vegetal.

En la zona a la que se refiere este estudio (Vega Baja del río Segura), la actividad porcina está creciendo, con más de 120 granjas y una producción anual de más de 70.000 m<sup>3</sup>. Como se puede observar (Figura 1), la tipología de las granjas y la producción de purines es muy variada, teniendo este hecho una consecuencia directa en una variada composición de estos materiales, que necesita de un correcto monitoreo. Diferentes trabajos (Moral *et al.*, 2005; Scotford *et al.*, 1998a, b) han puesto de manifiesto la posibilidad de estimar la composición fertilizante, especialmente N y K,

mediante parámetros fácilmente medibles, y por tanto ajustar la dosificación de purines. Piccinini y Bortone (1991) encontraron una correlación lineal altamente significativa entre N total Kjeldahl y los sólidos totales en purines porcinos de Italia, pudiendo usar este último parámetro para estimar el contenido nitrogenado. Moral *et al.* (2005) encontraron que más del 83% de la variabilidad de nitrógeno total, amónico y potasio se podía explicar mediante el uso de la conductividad eléctrica en purines porcinos.



**Figura 1.** Naturaleza de las granjas porcinas en el área de estudio y contribución porcentual a la producción total de purines.

Por todo ello, teniendo en cuenta que la aplicación de purines de cerdo como abonado de fondo en el sureste español es usual, la realización de estudios-demostración que contribuyan a la mejora en la dosificación y que cuantifiquen el resultado agronómico de estas prácticas puede ayudar a minimizar los potenciales efectos adversos sobre el medio ambiente de la sobreaplicación de estos residuos.

### MATERIALES Y MÉTODOS

El experimento se realizó en una parcela experimental de la Escuela Politécnica Superior de Orihuela de la Universidad Miguel Hernández, en condiciones de cultivo comercial. El suelo es un Xerofluvent de textura franco-arcillosa. El purín procede de la granja “Camino de Enmedio”, Orihuela (Alicante). Esta granja tiene un manejo de ciclo cerrado, 250 cerdas reproductoras, 800 lechones y 1000-1500 cerdos de engorde. Los purines de cada alojamiento se recogen por gravedad en una balsa cubierta central. Las características del suelo y el purín empleados se muestran en la Tabla 1.

Se realizaron tres tratamientos con tres repeticiones por tratamiento, en subparcelas de 16 m<sup>2</sup>. Los tratamientos empleados fueron: fertilización mineral (Inorg) con un complejo 15 N - 15 P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> - 15 K<sub>2</sub>O equivalente a 150 kg N ha<sup>-1</sup> y fertilización con purín en dos dosis de aplicación (Purín-150: 150 kg N ha<sup>-1</sup> y Purín-210: 210 kg N ha<sup>-1</sup>). El purín se aplicó de forma subsuperficial en los primeros 10-15 cm del suelo 7 días antes de la plantación y se homogeneizó mediante arado el día de la plantación.

**Tabla 1.** Caracterización del suelo y el purín empleados.

Suelo		Purín	
pH (20°C)	8,79	pH (20 °C)	7,80
Conductividad eléctrica (dS m <sup>-1</sup> )	0,21	Conductividad eléctrica (dS m <sup>-1</sup> )	19,46
Arena (%)	35,2	Sólidos suspendidos (mg L <sup>-1</sup> )	10250
Limo (%)	34,9	Potencial redox (Eh) (mV)	-280
Arcilla (%)	29,9	Densidad (g cm <sup>-3</sup> )	1,012
Textura	Franco-arcillosa	Material seca (g L <sup>-1</sup> )	12,9
CaCO <sub>3</sub> total eq. (%)	36,1	DBO <sub>5</sub> (mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	5000
CaCO <sub>3</sub> activa eq.(%)	10,1	DQO (mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	16613
C orgánico oxidable (g kg <sup>-1</sup> )	8,33	N-Kjeldahl (mg L <sup>-1</sup> )	2125
N-Kjeldahl (mg kg <sup>-1</sup> )	1190	N-Amónico (N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )(mg L <sup>-1</sup> )	1767
P (g/kg)	0,037	P (mg L <sup>-1</sup> )	103
K (g/kg)	0,49	Na (mg L <sup>-1</sup> )	697
Ca (g/kg)	3,52	K (mg L <sup>-1</sup> )	1875
Mg (g/kg)	0,65	Ca (mg L <sup>-1</sup> )	42,7
Na (g/kg)	0,33	Mg (mg L <sup>-1</sup> )	9,48
Fe (mg/kg)	4,3	Mn (mg L <sup>-1</sup> )	2,9
Cu (mg/kg)	1,4	Cu (mg L <sup>-1</sup> )	10,9
Mn (mg/kg)	6,1	Fe (mg L <sup>-1</sup> )	14,2
Zn (mg/kg)	1,2	Zn (mg L <sup>-1</sup> )	13,0
		Coliformes totales (CFU mL <sup>-1</sup> )	5x10 <sup>5</sup>
		Coliformes fecales (CFU mL <sup>-1</sup> )	8x10 <sup>3</sup>

Se utilizaron 3 cultivos hortícolas (lechuga, col y brócoli) siendo el material vegetal recolectado al final de su ciclo de cultivo, una vez alcanzado el tamaño comercial. Tras la recolección de los cultivos se midió la longitud de la raíz y se pesó, por separado, en lechuga: raíz y cogollo y en col y brócoli: raíz, tallo, hoja y fruto, para establecer producción comercial y biomasa total en fresco. Seguidamente se lavaron las distintas partes vegetales con jabón sin fosfatos y agua destilada y se secaron en estufa a 60°C hasta alcanzar peso constante. Mediante pesada se estableció la producción comercial y la biomasa total en seco. Se muestreó el suelo en el momento de implantación del cultivo y en el momento de la cosecha comercial. En estos suelos, se analizó el contenido de sales solubles a través de la conductividad eléctrica en extracto acuoso 1:5 (p/V), el contenido en amonio, nitrato y nitrógeno orgánico. El tratamiento estadístico aplicado a los resultados fue el análisis ANOVA, tanto de una como de dos vías para los parámetros de producción vegetal; el análisis ANOVA de medidas repetidas para el suelo, con contrastes post-hoc Tukey b a P = 95% en todos los casos. Finalmente, se usaron correlaciones bivariadas de Pearson para analizar la dependencia de los parámetros morfológicos respecto al suelo tratado.

## RESULTADOS Y CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos para cada cultivo ensayado, se muestran en la Tabla 2. Respecto a la lechuga, se observa que el tratamiento inorgánico produce mayor producción y biomasa total en fresco que los tratamientos con purín, no observándose esa diferencia en la materia seca entre el tratamiento inorgánico y purín a dosis baja. Bernal y Roig (1993) observaron incrementos sustanciales en la producción y rendimiento en pimiento, tomate y lechuga cuando la dosis de aplicación de purín no superaba los 50 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>. En brócoli, el tratamiento inorgánico y la dosis equivalente de purín de cerdo, produce cantidades similares de fruto fresco, mientras que la dosis superior de aplicación de purín redujo dicho rendimiento.

**Tabla 2.** Longitud de raíz y producción en los cultivos hortícolas ensayados.

Tratamiento	Long raíz (cm)	Producción fruto		Biomasa total	
		Materia fresca (g planta <sup>-1</sup> )	Materia seca (g planta <sup>-1</sup> )	Materia fresca (g mf planta <sup>-1</sup> )	Materia seca (g ms planta <sup>-1</sup> )
Lechuga					
Inorg	11,1 b	1185 b	47,1 b	1253 b	56,6 b
Purín-150	10,8 ab	884 a	44,7 b	941 a	52,4 b
Purín-210	10,1 a	880 a	36,4 a	935 a	44,5 a
F-Anova	**	***	**	***	**
Brócoli					
Inorg	18,0 a	915 b	92 b	2929 b	310 b
Purín-150	19,8 a	860 ab	90 b	2637 a	283 ab
Purín-210	18,0 a	765 a	80 a	2459 a	271 a
F-Anova	ns	**	*	***	*
Col					
Inorg	15,1 a	1375 a	122 a	3580 b	445 b
Purín-150	15,1 a	1301 a	116 a	3275 a	381 a
Purín-210	15,9 a	1389 a	126 a	3163 a	368 a
F-Anova	ns	ns	ns	**	***

En col no se observaron diferencias significativas entre los distintos tratamientos, para la producción obtenida, pudiendo en este caso emplearse el purín de cerdo como sustitutivo a la fertilización inorgánica, con el significativo ahorro en la producción de este cultivo. En experimentos con cereales, Vasconcelos *et al.* (1999) encontraron que aplicando la fracción sólida de los purines en dosis en torno a 15 t·ha<sup>-1</sup> el rendimiento fue similar a la obtenida por la fertilización mineral estándar.

**Tabla 3.** Análisis estadístico de doble vía (tratamiento y cultivo ensayado) para rendimiento y producción de biomasa total (fresca y seca).

Variable	Tratamiento (T)	Cultivo (C)	T x C
Rendimiento comercial	21,31***	210,8***	8,88***
Biomasa total fresca	42,05***	1344***	0,73ns
Biomasa total seca	37,60***	2398***	8,53***
Contraste Tratamiento (T)			
	Inorg	Purín-150	Purín-210
Rendimiento comercial	b	a	a
Biomasa total fresca	b	a	a
Biomasa total seca	b	a	a
Contraste Cultivo (C)			
	Brócoli	Col	Lechuga
Rendimiento comercial	a	c	b
Biomasa total fresca	b	c	a
Biomasa total seca	b	c	a

En nuestro experimento, la aplicación de dosis elevadas de purín al suelo no indujo mayores aumentos en el rendimiento de los cultivos ensayados con respecto a la fertilización inorgánica (Tabla 3), probablemente debido a aspectos limitantes como la salinidad y a la disminución de la eficiencia de la fracción amoniacal del purín líquido por pérdida por volatilización.

La incidencia de la salinidad se verifica en el análisis de las correlaciones bivariadas entre los parámetros de producción vegetal frente a los analizados en los suelos tratados. Tanto para rendimiento comercial, como para la biomasa total (fresca y seca) se observó una correlación negativa muy significativa (-0,326\*\*\*; -0,653\*\*\* y -0,688\*\*\*) respecto a la conductividad eléctrica del suelo. En este sentido, en la Tabla 4, se muestra el análisis estadístico asociado a la salinidad y las especies de nitrógeno inorgánico:

**Tabla 4.** Análisis estadístico ANOVA de medidas repetidas para salinidad y especies nitrogenadas inorgánicas en los suelos tratados.

Variable	Salinidad (dS m <sup>-1</sup> )		
	Contraste Tratamiento (T)		
Tratamiento (T)	43,0***	Inorg	0,253b
Muestreo (M)	326***	Purín-150	0,241a
T x M	34,6***	Purín-210	0,277c

Variable	Amonio (mg N-NH <sub>4</sub> kg <sup>-1</sup> )		
	Contraste Tratamiento (T)		
Tratamiento (T)	81,6***	Inorg	7,6a
Muestreo (M)	300,2***	Purín-150	9,5b
T x M	63,3***	Purín-210	10,2c

Variable	Nitrato (mg N-NO <sub>3</sub> kg <sup>-1</sup> )		
	Contraste Tratamiento (T)		
Tratamiento (T)	429***	Inorg	46b
Muestreo (M)	3199***	Purín-150	28a
T x M	527***	Purín-210	52c

Podemos observar que el valor promedio de amonio y nitrato en el suelo siempre se sitúa en valores máximos para el tratamiento Purín-210, por lo que sería esperable una mayor producción de biomasa en este tratamiento, al presentar el suelo una mayor capacidad de nitrógeno disponible. Sin embargo, la dosis más elevada de purín es la que incorpora al suelo un valor significativamente mayor de sales solubles, respecto al resto de tratamientos. Bernal *et al.* (1992) encontraron en suelos calizos enmendados con purines porcinos en altas dosis de aplicación, significativos incrementos de la salinidad del suelo y la concentración de sales solubles. En este sentido, Moral *et al.* (2008) reporta una potencial entrada conjunta de iones Cl y Na en torno a 415 kg ha<sup>-1</sup>, si se aplica la máxima dosificación permitida (210 kg total N ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>), en función de la caracterización promedio de purines del sureste español.

### Conclusiones

En los suelos calizos ensayados, la fertilización inorgánica a base de nitrato es más eficiente que el uso de purines porcinos para el cultivo de lechuga, col y brócoli, fundamentalmente debido a las pérdidas de amonio asociadas a la volatilización de amoniaco, no existiendo diferencias significativas respecto a producción vegetal entre las dosificaciones de purín de 150 y 210 kg N ha<sup>-1</sup>. En este sentido, podemos proponer una reducción de la dosificación máxima como aspecto clave en la gestión sostenible del sistema suelo-purín-cultivo hortícola considerado para evitar la salinización.

### REFERENCIAS

Bernal, M.P., Roig, A. (1993). The influence of pig slurry fertilisation on the mineral content of horticultural crops grown in calcareous soils. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, **62**(2), 129-135.

- Bernal, M.P., Roig, A., Madrid, R., Navarro, A.F. (1992). Salinity risks on calcareous soils following pig slurry applications. *Soil Use and Management* **8**(3), 125-129.
- 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**(2), 367-371.
- Moral, R., Pérez-Murcia, M.D., Pérez-Espinosa, A., Moreno-Caselles, J., Paredes, C. (2005). Estimation of nutrient values of pig slurries in southeast Spain using easily determined properties. *Waste Management* **25**(7), 719-725.
- Piccinini S., Bortone, G. (1991). The fertilizer value of agricultural manure: simple rapid methods of assessment. *Journal of Agricultural Engineering Research*, **49**(3), 197-208.
- Plaza, C., Hernández, D., García-Gil, J.C., Polo, A. (2004). Microbial activity in pig slurry-amended soils under semiarid conditions. *Soil Biology and Biochemistry*, **36**(10), 1577-1585.
- Scotford, J.M., Cumby, T.R., Han, L., Richards, P.A. (1998b). Development of a prototype nutrient sensing system for livestock slurries. *Journal of Agricultural Engineering Research*, **69**(3), 217-228.
- Scotford, J.M., Cumby, T.R., White, R.P., Carton, O.T., Lorenz, F., Hatterman, U., Provolò, G. (1998a). Estimation of the nutrient value of agricultural slurries by measurement of physical and chemical properties. *Journal of Agricultural Engineering Research*, **71**(3), 291-305.
- Vasconcelos, E., Cabral, F., Cordovil, C. (1999). Wheat yield and leachability of phosphorus and mineral nitrogen in pig slurry amended soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. **30**(15-16), 2245-2257.
- Water Research Center (2001). *Survey of Wastes Spread on Land*. Final Report, n° CO 4953-2. Water Research Center, Medmenham, UK. 554 pp.

## Evaluación de costes de equipos de aplicación de purín

María Rosa Yagüe<sup>1\*</sup>, Francisco Iguácel<sup>2</sup>, Fernando Orús<sup>2</sup>, Dolores Quílez<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Centro de Investigación y Tecnología Agroalimentaria de Aragón (CITA). Unidad de Suelos y Riegos. Unidad Asociada al CSIC. Apartado 727. 50059 - Zaragoza.

<sup>2</sup>Centro de Transferencia Agroalimentaria de Aragón (CTA). Área de Programas Integrados Alimentarios. Apartado 617. 50080 - Zaragoza.

\* Autor de contacto: mryague@aragon.es

### Resumen

El sector porcino ha experimentado un gran desarrollo en los últimos años en la Comunidad Autónoma de Aragón, suponiendo un 35% del producto final agrario en el año 2004, con un número de plazas de 4,8 millones (el 18% de España), de las cuales alrededor del 90% son de cebo. El purín producido por esta cabaña ganadera en aumento es habitualmente aplicado al suelo mediante el método tradicional de abanico (aplicación superficial). El objetivo del presente trabajo fue evaluar los costes de aplicación del purín con diferentes equipos y en dos supuestos: (1) cuando el mismo agricultor-ganadero aplica el purín y (2) cuando contrata el servicio. Dado que la aplicación de purín como fertilizante supone un ahorro de fertilización mineral, se valoró económicamente el purín, teniendo en cuenta las unidades de N-P-K aplicadas y el precio de cada una de estas unidades en forma de fertilizante mineral y se estimó el valor umbral (en tiempo ó en distancia) a la que se puede transportar y aplicar el purín. Los resultados mostraron que en distancias  $\leq 0,5$  km (o 20 minutos de viaje), el coste medio de la aplicación fue de 1,06 €/m<sup>3</sup>, siendo independiente del equipo de aplicación utilizado. Según se incrementaba la distancia a la parcela, se encontraron diferencias entre los equipos evaluados, siendo menores los costes en aquellos equipos con mayores prestaciones y mayor velocidad media de transporte.

### Palabras clave

Aplicación; Costes; Equipos; Método abanico; Purín porcino.

## INTRODUCCIÓN

En Aragón el sector porcino se ha incrementado notablemente en los últimos años, en un 20% en el período comprendido entre 1998-2002, y su tendencia es a continuar este incremento. En la actualidad Aragón es la segunda comunidad de España, tras Cataluña, en la producción de porcino, con un censo de 4,8 millones de plazas (18% de la producción española) y suponiendo para esta comunidad el 35% de su producto final agrario (Instituto Aragonés de Estadística, 2006).

La problemática en la gestión del purín se plantea sobretodo en zonas con una alta concentración ganadera. Aunque se han propuesto diferentes alternativas de tratamiento (depuración, recuperación, etc.) del purín, hasta ahora todas ellas presentan inconvenientes sin resolver, ya sean bien de viabilidad medioambiental ó económica. Por el contrario, la aplicación del purín como fertilizante, en dosis agronómicas y medioambientalmente adecuadas es el método no solo más económico de gestionarlo, sino que constituye uno de los mejores ejemplos de reciclaje de nutrientes en el sistema suelo-cadena trófica.

La aplicación del purín con el método de aplicación superficial en abanico es la práctica habitual, y existe una inquietud por parte del usuario (agricultor-ganadero), de conocer los costes de aplicación del purín como fertilizante con diferentes equipos tractores. Por ello, el objetivo que se ha planteado en el presente trabajo ha sido realizar una valoración comparativa de distintos equipos de aplicación de purín mediante el método de aplicación superficial utilizando, bien el equipamiento del propio agricultor, o contratando un servicio externo.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizaron un total de 60 evaluaciones, de las cuales 48 correspondían a diferentes ganaderos-agricultores utilizando equipos de tractor con distintas potencias (100-125-150-175 CV) y cubas con distintas capacidades (10-15-20 m<sup>3</sup>) y 12 evaluaciones de aplicación con camión (18-20 m<sup>3</sup>), con tres empresas diferentes, realizadas como servicio externo. En cada una de estas evaluaciones se midió el tiempo de carga, tiempo de desplazamiento (ida y vuelta) desde la granja a la parcela, y el tiempo de aplicación del purín. El valor umbral de aplicación del purín en términos de tiempo o distancia de transporte se obtuvo igualando los costes de aplicación al valor fertilizante del purín aplicado.

### Coste horario unitario de los equipos evaluados

1. *Aplicación realizada por agricultor-ganadero.* Los costes horarios (Tabla 1) se han valorado considerando que el agricultor-ganadero utiliza el tractor como cualquier otra labor de la explotación agraria, por lo que los costes fijos (valor de adquisición, valor residual, depreciación, vida útil, reparaciones, seguro, desgaste, interés) y costes variables (lubricantes, grasas y gasoil), se han considerado de forma proporcional a su utilización. Para calcular los costes de aplicación, se ha supuesto una vida útil de los equipos de 12 años, el tractor se considera como mínimo 1.000 h anuales (lo cual puede resultar discrepante con la situación particular de cada explotación) y la cuba 250 h anuales (explotación de cebo de 2.000 plazas). Los costes fijos de amortización dependen directamente de las horas trabajadas con el equipo, por lo que una infrautilización de la maquinaria supone un incremento de los costes fijos notable. El tiempo del agricultor-ganadero se ha valorado en 12 €/hora en base a la renta agraria (MAPA, 2006).

**Tabla 1.** Coste horario estimado para los equipos de aplicación de purín evaluados.

Equipo de aplicación	Coste horario (€/h)
Tractor de 125 CV	33,4
Tractor de 150 CV	40,9
Tractor de 175 CV	48,4
Cuba 10 m <sup>3</sup>	8,6
Cuba 15 m <sup>3</sup>	11,2
Cuba 20 m <sup>3</sup>	11,2

2. *Servicio contratado externo.* Este es un servicio emergente, que es utilizado de forma más habitual por los ganaderos de explotaciones de lechones ya que disponen de menos tiempo.

- Tractor y cuba 16-20 m<sup>3</sup> con operario: la aplicación de purín supone un coste horario de entre 51 y 55 €/h. En nuestra evaluación hemos considerado un coste de 55 €/h con cuba de 20 m<sup>3</sup>.
- Camión de 18-20 m<sup>3</sup> con operario: la aplicación de purín supone un coste horario de entre 40 y 48 €/h. En nuestra evaluación consideramos un coste de 48 €/h con cuba de 20 m<sup>3</sup>.

### Tiempo establecido para el trayecto

El tiempo de desplazamiento, incluye el tiempo de carga, viaje (ida y vuelta) y el esparcido en campo (sin enterrar). Este desplazamiento, está condicionado por la velocidad media de trayecto, y esta a su vez por las limitaciones de la vía y por las características del equipo utilizado en el transporte del purín. En la mayoría de evaluaciones realizadas se ha detectado, que para una distancia de < 3 km (normalmente el término municipal no excede de 6 km de diámetro), las características de la vía limitan la velocidad media de transporte. Sin embargo, en distancias > 3 km las características de la vía dejan de ser limitantes para la velocidad media de transporte y es el equipo utilizado el que limita la velocidad media del mismo (Tabla 2).



**Tabla 2.** Velocidad media de los equipos de aplicación de purín evaluados en función de la distancia y equipo de transporte.

Distancia de la parcela	Limitación	Velocidad media del trayecto	Equipos
0,5-3,0 km	Características de la vía	20 km/h	Para cualquier equipo de transporte
> 3,0 km	Equipo de transporte	35 km/h	Tractor de 125 CV con cuba de 10 m <sup>3</sup>
		50 km/h	Tractor de 175 CV con cuba de 20 m <sup>3</sup>
		60 km/h	Camión 420 CV con cuba de 20 m <sup>3</sup>

### Valor fertilizante del purín

Para establecer el valor del purín en equivalente mineral, se debe conocer la composición del purín y la eficiencia de los elementos que contiene respecto al fertilizante mineral, el coste de la unidad de fertilizante mineral y las extracciones del cultivo (según rendimiento esperado). Para optimizar este valor fertilizante, el purín se debe aplicar en dosis agrónomicamente adecuadas, en base a las necesidades del cultivo sin sobredosificar, ya que supondría efectos medioambientales nocivos e incrementaría los costes de aplicación de purín.

La composición del purín es variable, dependiendo principalmente del tipo de explotación y manejo de la misma. En la Tabla 3 se presenta una composición media del purín según el tipo de explotación (Orús, 1996), aunque lo más adecuado sería realizar un análisis del purín bien en laboratorio o mediante un método rápido de determinación de nitrógeno. La eficiencia del purín respecto al abonado mineral según bibliografía consultada (Lecompte, 1980; Kolenbrander, 1981; Danés *et al.*, 1996; Irañeta *et al.*, 2002) y ensayos realizados en CITA es de 0,60 para el nitrógeno y de 0,85 para el fósforo y el potasio.

Las dosis de purín se han calculado en base a las necesidades de nitrógeno del cereal de invierno. Teniendo en cuenta la composición del purín porcino (Tabla 3), con estas dosis las cantidades aplicadas de P y K son superiores a las necesidades del cultivo. Por ello, para calcular el valor fertilizante del purín se utilizó el valor de las extracciones del cultivo, ya que el exceso de estos macronutrientes aplicados con el purín no es aprovechado, y este exceso no repercute ni en la producción ni en un ahorro de fertilizante.

**Tabla 3.** Composición media del purín (cebo y producción de lechones) y valor fertilizante cuando se aplica a un cereal de invierno. El valor fertilizante debido al P y K se ha estimado en base a las extracciones potenciales del cultivo (inferior al contenido de estos nutrientes en el purín).

Nutrientes	Contenido medio en macronutrientes (kg/m <sup>3</sup> = UF/m <sup>3</sup> )		Extracción cereal <sup>†</sup> (kg/t ms)	€UF <sup>‡</sup>	Valor fertilizante del purín (€/m <sup>3</sup> )	
	Cebo	Prod. lechones			Cebo	Prod. lechones
N	5,8	3,5	28-30	0,622	2,16	1,31
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	4,5	1,8	14-16	0,518	0,95	0,58
K <sub>2</sub> O	4,0	2,5	27-29	0,367	1,24	0,75
					4,35	2,64

<sup>†</sup>Extracciones de nutrientes de cereal por tonelada de materia seca (Andreu *et al.*, 2006).

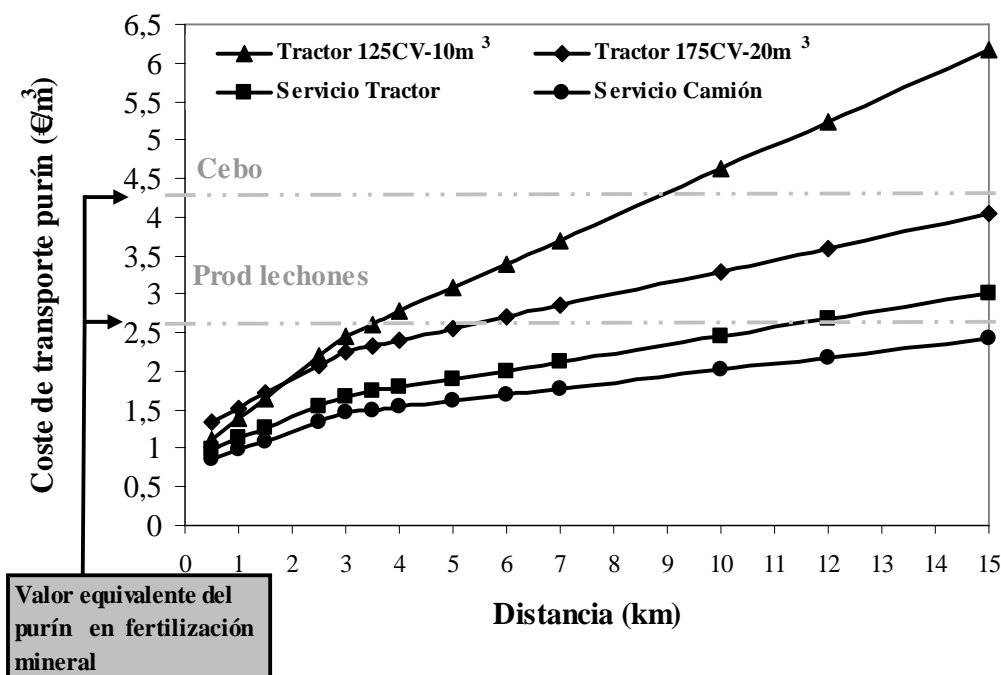
<sup>‡</sup>Coste del fertilizante mineral (sin incluir los costes de su aplicación al suelo) (MAPA, 2006).

Para establecer el valor de la unidad fertilizante de N, P y K (€/UF) se han utilizado como referencia los fertilizantes minerales siguientes: urea (46%), superfosfato cálcico (45%) y cloruro potásico (60%). El coste por unidad fertilizante ha sido obtenido de los precios del MAPA (2006).

Definimos umbral de aplicación del purín como el tiempo o distancia de transporte en la que el coste de aplicación es igual al del valor fertilizante del purín aplicado. Es decir, el tiempo o la distancia de transporte, calculados para cada equipo, en que el valor fertilizante del purín para un cultivo de cereal se iguala a sus costes de aplicación.

### RESULTADOS Y CONCLUSIONES

Los resultados muestran que bajo las condiciones descritas anteriormente para un cultivo de cereal de invierno, los costes de aplicación de purín para parcelas situadas a una distancia  $\leq 0,5$  km de la granja ó tiempo de viaje 20 minutos, son prácticamente similares para los cuatro equipos evaluados, con un valor medio de  $1,06 \text{ €m}^3$  ( $0,81\text{-}1,34 \text{ €m}^3$ ). Esto es debido a que el tiempo utilizado en la carga y esparcido representa una fracción importante del tiempo total de desplazamiento (Figura 1). Pero a medida que se incrementa la distancia entre la granja y la parcela, los equipos con mejores prestaciones y mayor velocidad media de transporte, tienen un menor coste. Dado que estos equipos necesitan de una inversión importante, la asociación de agricultores-ganaderos es una opción atractiva para manejar el purín de forma eficiente y con costes asequibles.



**Figura 1.** Evaluación de los costes de aplicación ( $\text{€m}^3$ ) y umbral para los distintos equipos evaluados, para purines procedentes de cebo y producción de lechones aplicados a un cultivo de cereal.

En la Tabla 4 se presentan, para un cultivo de cereal, los valores umbrales de: tiempo de desplazamiento (expresados en horas y minutos) y de distancia (expresado en km) entre la granja y la parcela para los 4 equipos evaluados considerando purines de cebo y de producción de lechones de composición media (Tabla 3).

Las distancias máximas a las que resulta rentable el transporte del purín aumentan al aumentar las prestaciones del equipo (capacidad y velocidad media de transporte), llegando hasta casi a 40 km en el caso de camión con cuba de  $20 \text{ m}^3$  para el purín de cebo (Tabla 4).

**Tabla 4.** Tiempo y distancia umbral de aplicación de purín en cereal para distintos equipos evaluados.

Proveedor del servicio	Equipo de aplicación	Purín de cebo		Purín prod. lechones	
		Distancia	Tiempo	Distancia	Tiempo
Agricultor-ganadero	Tractor 125 CV - Cuba $10 \text{ m}^3$	9,2 km	49 min	3,8 km	30 min
	Tractor 175 CV - Cuba $20 \text{ m}^3$	17,0 km	1h 10 min	5,5 km	43 min
Servicio externo	Tractor - Cuba $20 \text{ m}^3$	27,3 km	1h 35 min	11,7 km	58 min
	Camión - Cuba $20 \text{ m}^3$	39,0 km	1h 49 min	16,8 km	1h 04 min

La menor concentración de nutrientes en el purín de producción de lechones respecto al purín de cebo le confiere un menor valor fertilizante por metro cúbico, por ello la distancia de aplicación es menor. Para poder establecer el umbral de aplicación de un purín, dada la variabilidad existente entre purines, es imprescindible conocer la composición del purín (existen en el mercado métodos rápidos para la determinación de contenido de N del purín como el Quantofix<sup>®</sup>, o la conductimetría). También es importante realizar una agitación antes de la carga para su homogeneización ya que en las balsas se producen estratificaciones que afectan a la composición el purín.

Un adecuado manejo del agua de la explotación (bebederos, limpieza, agua de lluvia, etc.), que disminuya el volumen de purín a aplicar, puede disminuir los costes de aplicación sin mermar la cantidad de sus nutrientes. Hay que tener presente que transportar agua supone los mismos costes que transportar purín.

En la actualidad, existen en el mercado equipos de reparto de purín de gran capacidad, y cada vez con mejores prestaciones en cuanto a: dosificación, uniformidad de reparto, disminución de emisiones a la atmósfera, mejor comportamiento frente a la compactación y una disminución de los tiempos de viaje, que van a poder facilitar el cambio necesario para una buena gestión del purín porcino.

Los resultados se han obtenido con los supuestos anteriormente citados: limitaciones de velocidad establecidas, optimización del valor fertilizante de los nutrientes del purín, aportación de las dosis necesarias para el desarrollo óptimo del cereal (sin sobredosificación). Por tanto, todos los factores que afecten a un uso inadecuado del purín como: incremento de pérdidas de nitrógeno por volatilización (viento, temperatura, etc.), incremento del intervalo de tiempo entre las necesidades del cultivo y la aplicación de purín, dosis excesivas, etc. repercutirán en la eficiencia del purín, distorsionando los resultados presentados.

## REFERENCIAS

- Andreu, J, Betrán, J, Delgado, I, Espada, J.L., Gil, M., Gutiérrez M., Iguácel, F., Isla, R., Muñoz, F., Orús, F., Pérez, M., Quílez, D., Sin, E., Yagüe, M.R. (2006). *Fertilización Nitrogenada. Guía de Actualización*. Informaciones Técnicas. Gobierno de Aragón.
- Danés, R., Molina, U., Prats, I.Ll., Álamos, M., Boixadera, J., Torres, E. (1996). *Manual de Gestió dels Purins i de la seva Reutilització Agrícola*. Generalitat de Catalunya. 128 pp.
- Instituto Aragonés de Estadística (2006). Internet: <http://www.aragob.es/eco/estadistica>.
- Irañeta, I., Abaigar, A. (2002). Purín de porcino ¿fertilizante o contaminante? *Navarra Agraria*. Mayo-Junio, **132**, 9-23.
- Kolenbrander, G.J. (1981). Effect of injection of animal waste on ammonia losses by volatilisation on arable land and grassland. *En: Brogan, J.C. (ed). Nitrogen Losses and Surface Run-Off from Landspreading of Manures*. Martinus Nijhoff/Dr. W. Junk Publishers for the Commission of the European Communities. 425-430.
- Lecompte, R. (1980). The influence of agronomic application of slurry on the yield and composition of arable crops and grassland and on changes in soil properties. *En: Gasser, J.K.R. (ed). Effluents from Livestock*. Applied Science Publishers. London. 139-183.
- MAPA. (2006). Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación. Internet: <http://www.mapa.es>.
- Orús, F. (1996). *El Estiércol Fluido Porcino III. Un Intento de Síntesis Actualizada sobre su Uso en Fertilización*. Informaciones Técnicas. Gobierno de Aragón.



*Sesión 4. Tecnologías aplicables para el tratamiento de deyecciones ganaderas*



# Manure Management and Treatment in Europe: a review on environmental, technological and policy perspectives

José Martinez, Colin Burton

Cemagref. Environmental Management and Biological Treatment of Wastes Research Unit. CS 64427, 17 avenue de Cucillé. 35044 - Rennes Cedex, France.

Contact: jose.martinez@cemagref.fr; colin.burton@cemagref.fr

## Abstract

Livestock agriculture in Europe has developed into an efficient industry over the latter half of the twentieth century. However, the prospects for the future are marred by an increasing number of environmental problems (e.g. soil, water and air pollution) that stem from the large quantities of manures produced within intensively farmed regions. The build-up of dense populations of animals in northern Europe has occurred in spite of the acknowledged pollution effects on the environment. It is therefore important to both learn from the experiences of the European approach and to avoid repeating mistakes in developing countries where the demand for livestock products is increasing very fast. This review presents (i) the global and European context of animal production, (ii) the impact of livestock production and manure management on the environment, (iii) the major policy options that have been developed in the European Union (iv) the technological options (handling and treatment of manures) available to solve such problems. The aim is to contribute to the analysis of relationship between environmental measures and the implementation of technological solutions.

**Keywords:** Abatement measures; Environmental impact; European agriculture; Legislation and policy; Livestock production; Past and future trends.

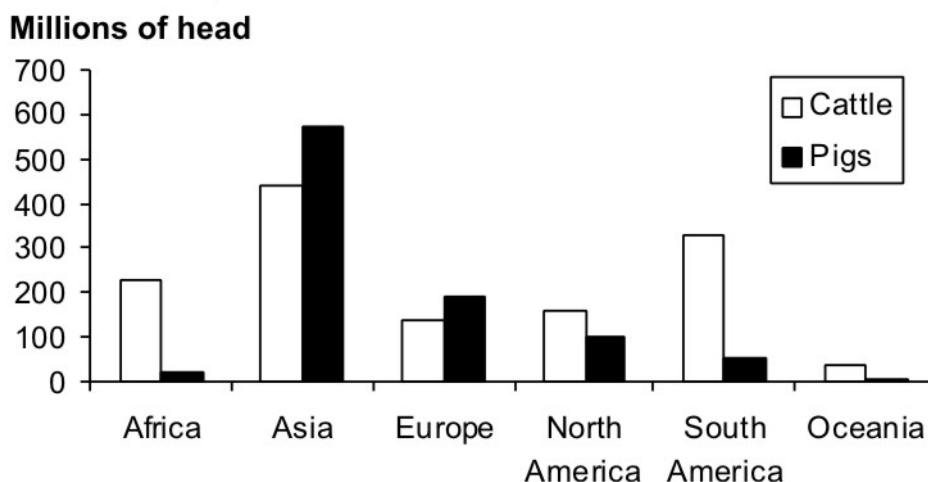
## INTRODUCTION

The current world population is unevenly distributed economically and socially. Five billion people live in the “developing world” whereas the “developed world” (sometimes called “The West”), comprises less than one billion. In the developing countries, nearly 80% of people live in rural settings and the majority are farmers. Demand for animal products here is likely to rise greatly as a combined result of population growth, urbanization, and rising incomes in the face of relatively low levels of consumption at present. Increasing livestock production can contribute to improved human nutrition and increased income. In contrast to the developed world (where many people eat too much animal products) most people in developing countries eat too little for good nutrition. For example, in the period 1990 to 1994, the developed world consumed an average of 78 kg of meat and 178 kg of milk products per person per year. By contrast, developing Asian countries (including China) and Latin America, consumed only 18 kg and 12 kg of such products respectively. Average annual consumption for sub-Saharan Africa was even lower, just 12 kg of meat and 27 kg of milk per person (Ehui *et al.*, 1998).

In the 45 years since 1960, the world population has doubled, while during the same period the number of animals has increased by 50% (ruminants), 200% (pork) and 280% (poultry). The global distribution of major animal types (Figure 1) shows that although cattle numbers are more evenly distributed than for pig stocks, Asia still contributes to about one third of cattle production and more than half of pig production. The share for Europe is around 20% for pig production. The regional concentration of pigs and pig meat production shows that the ten largest producers account for 74% to the global pig stock (Windhorst, 2006).

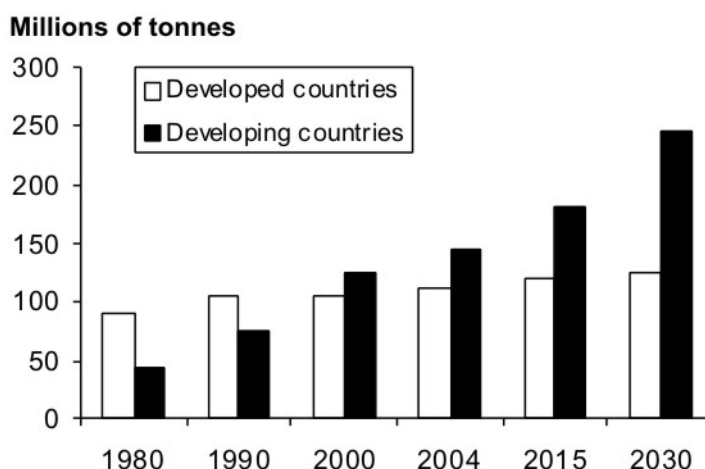
In terms of meat, pork accounts for the largest proportion at 80 million tonnes per year compared to 50 million tonnes each for cattle and poultry. The total annual global meat production is estimated between 200 and 230 millions tonnes. Almost half of the world’s chicken population is

concentrated in Asia. The regional concentration in chicken meat and egg production is particularly high: more than 64% of the global chicken meat production is concentrated in the ten leading countries, almost half coming from the USA, China and Brazil alone.



**Figure 1.** Estimates of cattle and pig numbers by continents in 2004. Source: Windhorst (2006), FAO – Database.

The trends of world’s population increase and concurrent growth of individual demand imply that by 2020, it would be necessary to increase annual production of animal products by a further 200 billions litres of milk and 100 billions tonnes of meat (Figure 2). Such a large increase could not result from a simple adaptation of current livestock farming practices in northern countries.



**Figure 2.** Growth in meat production as divided between developed and developing countries. Reported data from 1980 to 2005 and predictions for the period 2005 to 2030. Source: Gerber and Henning (2006).

As an integral part of the traditional farming system, livestock crucially contributes to the sustainability of agricultural systems by (i) utilizing crop residues and other feeds which cannot be used by humans and converting them to milk and meat (ii) providing manure (a soil amendment) and (iii) (in the poorest regions) providing traction for cultivation. However, in moving to an intensive livestock operation, the cycle of nutrients that replenishes the soil and feeds both crops and animals in mixed farming system is broken. In place of the benefits of the small scale operation is the benefit of greater efficiency with the intensive operation but at the price of considerable environmental harm. This negative impact is the subject of increasing concern across most developed countries: it also greatly shapes agricultural policy in the EU. The challenge in Europe remains one of achieving an efficient agricultural system but without degrading the environment.



## POTENTIAL ENVIRONMENTAL IMPACTS FROM ANIMAL PRODUCTION

### **Soil pollution**

Animal manure have been regarded historically as beneficial materials to soils since they are effective fertilisers, and a source of organic matter that sustains soil physical properties such as moisture retention. Farmers have traditionally applied these organic fertilisers with a view to their long term benefits. Manure helps to stabilise soil aggregates and prevent erosion; it also improves the structure of soil promoting good consistency, good moisture retention and, paradoxically, often good drainage in wet areas.

The main problem related to nitrogen in soils after excessive manure application is the accumulation of nitrates resulting from over-application relative to the nutrient demand from the crop. In pig and cattle slurries, the proportion of N in inorganic forms can exceed 50 % of total N, mostly as ammoniacal N ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ). This can be quickly nitrified after landspreading, leading to an excess of nitrates in the soil with respect to crop requirements. The nitrate ion, being negatively charged, moves freely through the soil and thus is more readily transported downward into the root zone and leached down to the ground water table. In heavy soils, penetration is limited and losses can occur by run-off to surface waters, contributing to the eutrophication phenomenon.

The phosphorus content is a major concern because there is a direct relationship between the amount of extractable-P in the soil and the concentration of dissolved P in the surface run-off that can produce eutrophication of surface waters that are contaminated (Withers and Sharpley, 1995). One of the primary benefits of using manures for crop production is to supply nutrients such as N and P as plant nutrients. The P in manure is present in both organic and inorganic forms, but the organic fraction can be rapidly solubilised, so the mobility of P in animal manures can approach 100%.

In manures and slurries potassium is present as soluble salts, and it comes almost totally from the urine of the animals. About 90% of K in feed is excreted by the animals. Usually, the concentration is greater in cattle slurry than for pig slurry; K availability to plants often close to 100% (Bernal *et al.*, 1993).

Heavy metals include Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Sn and Zn; if allowed to accumulate, they are one of the most serious threats to soil fertility affecting the ecology of the soil (including micro-organisms, soil animals and plants). Indirectly soil pollution by heavy metals may also affect animals and humans via the food chain. Livestock wastes, specially those produced by housed livestock fed with commercial concentrates can enrich soils with heavy metals especially copper and zinc which are used as growth promoters. Since heavy metals can persist in the soil (they tend to accumulate near the surface) the long term toxic effects of these elements must be considered.

### **Water pollution**

Water pollution by animal production is often caused by leaching and run-off of minerals through or over the soil or by direct disposal of wastes to watercourses. Nutrients from animal manure not utilised by the crop will only accumulate in soils to a limit; then they can be expected to leak to either surface or ground water. Nitrogen and phosphorus are the two nutrients of special agricultural importance which have the greatest potential to create water pollution. Both nutrients can be taken up by the growing crop or move to surface water through run-off; limited amounts can be immobilised in soil organic matter but only to the system capacity. The impact of free ammonia (rather than the ammonium ion) presents the greater impact on water systems as it is toxic to many fish even at very low concentrations. For the more sensitive fish such as salmon, levels of free ammonia in water as low as 5 ppm can cause harm.

Nitrate leaching is defined as the transportation of nitrogen as nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ) to layers in the soil at a depth of more than 1 m below the surface. This occurs because the nitrate-N anion is only weakly adsorbed by the soil particles. Raw livestock slurry contains 30 to 50% organic-N the remainder being present as ammonium-N. Organic-N is not immediately available to plants but it is estimated that around half will be converted to ammonium-N during the first 12 months after spreading. Roughly a half of the remainder will become available in the second year, and so on in succeeding years (Choudhary *et al.*, 1996).

The effect of the time interval between slurry application and the first occurrence of run-off is a crucial factor governing the concentrations of organic matter (as BOD), nitrogen and phosphorus in the run-off water. To reduce this risk, maximum applications are often stipulated: for example, for pig slurry, application rates should not exceed  $35 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ : this would still equate to an application containing around  $50 \text{ kg P ha}^{-1}$ .

### **Air pollution**

Animal production has been identified as a major contributor to atmospheric pollution due to a wide range of sources (Pain, 1999). It has been shown that the air in livestock housing contains over a hundred gaseous compounds which pass with the exhaust air into the surroundings. Of these gases, it is the odorous substances and especially the ammonia which have achieved importance from the point of view of environmental protection. The largest proportion of the gases arising from animal husbandry is produced from freshly deposited or stored faeces and urine. They are generated in manure stores from the breakdown of organic components by bacteria.

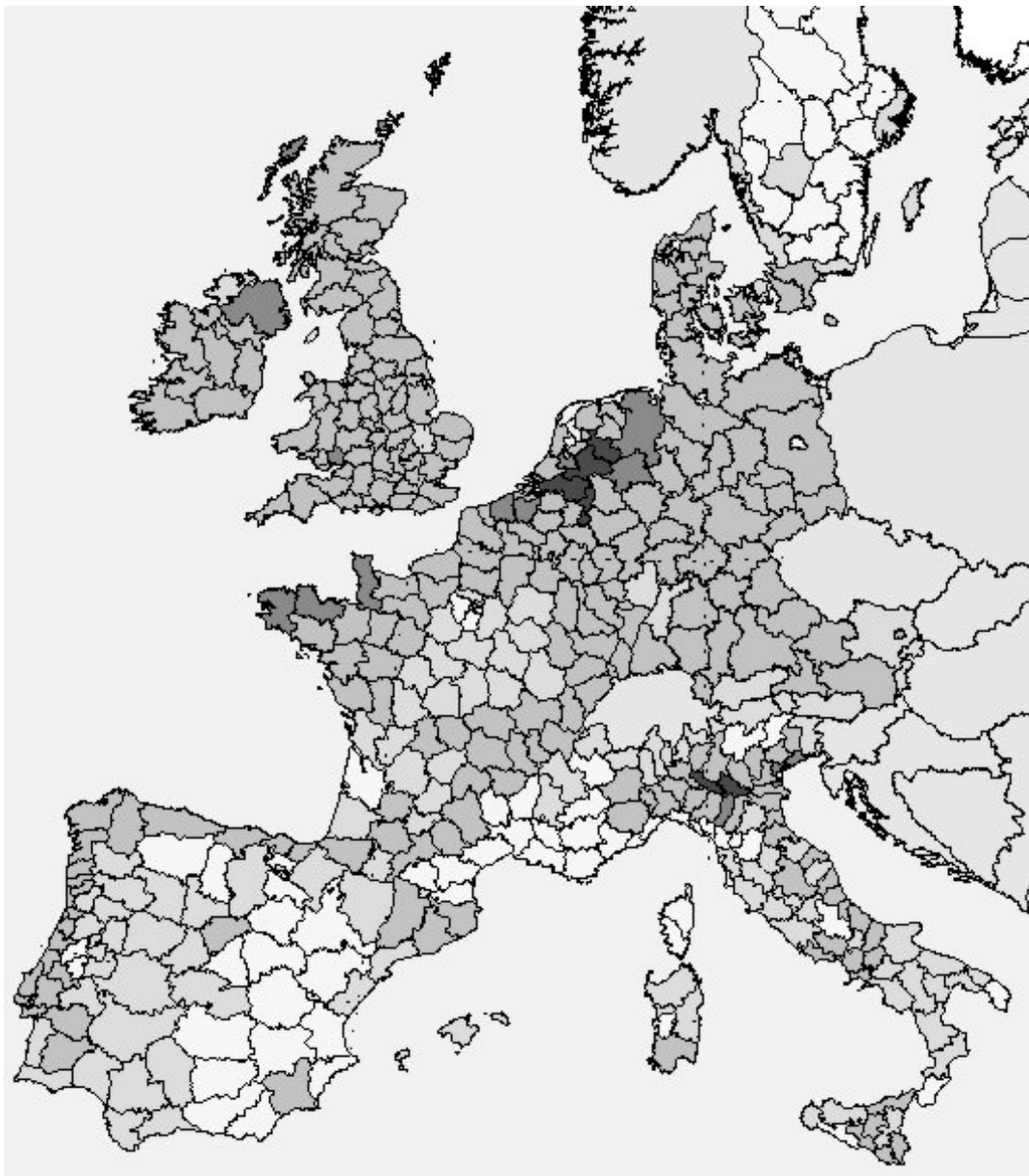
#### *Emissions of ammonia*

Ammonia and ammonium ions present in slurries largely arise from the degradation of urea. Urea is rapidly hydrolysed by the enzyme urease and converted to  $\text{NH}_4^+$  soon after excretion. A proportion of the  $\text{NH}_4^+$  ions will dissociate to form free ammonia, the process being pH and temperature dependent. Volatilisation of ammonia can occur in animal buildings, manure storage facilities, during the application of manure, and from applied manure. The total % loss of N as ammonia is greatly influenced by the farming system and figures vary widely. However, losses are generally higher for certain livestock operations such as pigs where there is a high proportion of N-rich manure. Figure 3 illustrates the strong relationship between observed ammonia emissions and intensive animal production areas in Europe (e.g.: Brittany in France, the Pô valley in Italy, Brabant in the Netherlands, North-West Germany etc).

#### *Methane and nitrous oxide emissions and climatic change*

The current predictions of climatic disruption caused by human activities include one scenario where there is a possible temperature increase of up to  $4^\circ\text{C}$  within the next 40-75 years. With respect to agriculture, such a climatic change might result with large areas of land that are currently fertile becoming non-productive arid or semiarid areas. It does not necessarily follow that cold regions such as tundra of the northern hemisphere would become suitable for the cultivation of crops. More generally, there is no reason to assume that agriculture will adapt quickly enough to any climatic perturbation resulting from the global “warming” effect.

Methane and nitrous oxide are major greenhouse gases implicated in the global warming phenomenon. They are also involved in the photochemical reactions in the troposphere that determine concentrations of ozone and hydroxyl radicals. Hydroxyl radicals are termed the ‘detergents of the atmosphere’ because they are responsible for the removal of almost all gases that are produced by natural processes and human activities.



**Figure 3.** Estimation of mean ammonia emissions from the livestock sector in selected European countries. The darkest shading corresponds to areas of intensive production with regional averages in excess of 7 tonnes per km<sup>2</sup> per year; emissions in unshaded areas are below 0.5 t km<sup>-2</sup> per year. Source: Sensi (1995), EUROSTAT.

The Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) calculated that 1 kg of methane has 63 times the warming effect of 1 kg of carbon dioxide for 20 years after the gases are produced. The average concentration of methane in the atmosphere is currently 1.7 ppmv (parts per million by volume) or approximately (depending on temperature and pressure) 1.2 micrograms methane in every cubic metre of air. The concentration started to increase from a baseline value of about 0.8 ppmv in pre-industrial times 200-300 years ago and is currently increasing at a rate of about 1 percent per year. The increased abundance of methane will have important impacts on global climate change, tropospheric (ground-based) ozone, and the stratospheric ozone layer. Estimates are that methane contributes about 20 percent of the expected global warming from the greenhouse effect, second only to carbon dioxide. Nitrous oxide has a global warming effect ten times that of methane hence its lower concentration in the stratosphere still equates to an impact comparable to methane. For both gases, the largest single source of anthropogenic emission is agriculture (Table 1).

**Table 1.** Annual global methane and nitrous oxide emissions in Tg (EDGAR, 2002).

	Methane	Nitrous oxide
Waste handling	56	0.27
Biomass burning	7	0.39
Agriculture	134	9.65
Industrial processes	1	0.74
Biofuel	14	0.18
Fossil Fuel	91	0.29
Total	302	11.52

The highest concentration of airborne dust, bacteria, fungi and endotoxins can be found within poultry houses; high values also occur in pig houses. Table 2 gives an overview about different bio-aerosols components in livestock buildings. Exposures to bio-aerosols in animal houses are associated with a wide range of adverse health effects, including infectious and non-infectious diseases.

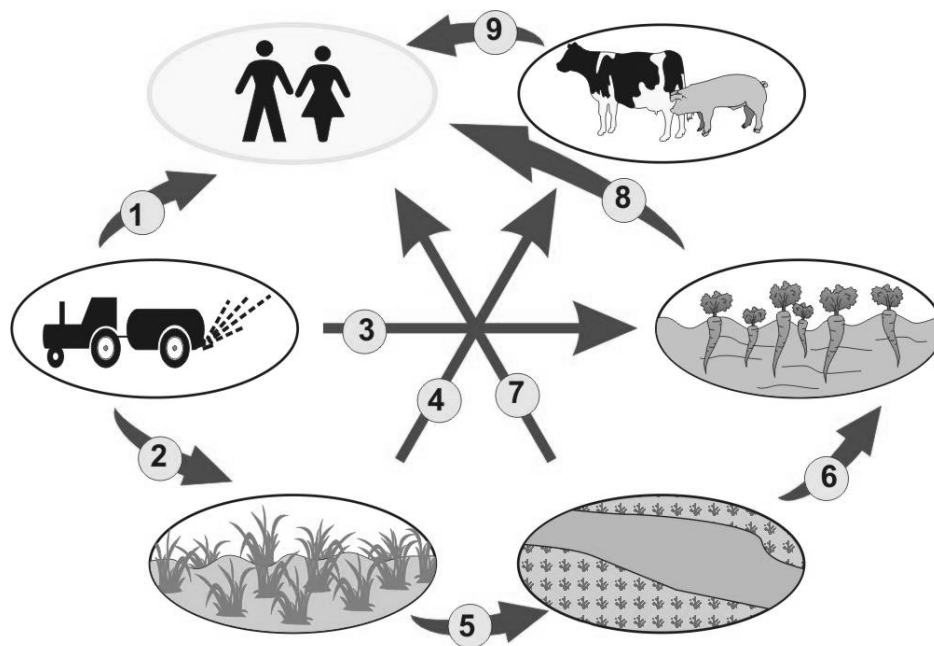
**Table 2.** Airborne dust, bacteria, fungi and endotoxin concentration in livestock buildings (Takai and Pedersen, 2002)

	Cattle buildings	Pig buildings	Poultry buildings
Inhalable dust (mg/m <sup>3</sup> )	0.4	2.2	3.6
Reparable dust (mg/m <sup>3</sup> )	0.1	0.2	0.4
Inhalable endotoxin (EU/m <sup>3</sup> )	140.0	670.0	2000.0
Respirable endotoxin (EU/m <sup>3</sup> )	10.0	70.0	210.0
Bacteria (log cfu/m <sup>3</sup> )	4.3	5.1	6.4
Fungi (log cfu/m <sup>3</sup> )	3.8	3.7	4.0

### Disease risks and health issues

Concerns on hygiene issues have been raised by a series of food scares from the microbiological contamination of agricultural food products (salmonella, e-coli, campylobacter and also BSE). In addition there have been notable outbreaks of diseases affecting the animals themselves including foot and mouth, classical swine fever and more recently, avian influenza – the last of these exemplifies a possible zoonotic disease which presents a further concern to the general public. The many routes and related risks are summarised in Figure 4. At present the effect of this is variable depending on the perceived risk. During times of an outbreak of a notifiable disease, amongst the restrictions implemented will be controls on the disposal of the manures produced. Decontamination is either by the addition of proven disinfectant chemicals or (for very large quantities) extended storage to allow adequate time for the demise of the pathogen of concern.

There have been relatively few incidences of contamination of water by zoonoses but each tends to be a very serious event with human fatalities in some cases (Guan and Holley, 2003). In response to such incidents, there have been some additional restrictions on where and how manures may be land spread but little that implies their mandatory treatment so far. Treatment options do exist including aeration (especially at an elevated temperature – over 50°C), anaerobic treatment, use of disinfectant chemicals and prolonged isolated storage. In each case, published work confirms the reduction of microbe numbers (Burton and Turner, 2003) but rarely the total elimination. Thermal treatments present a more rigorous and reliable approach (Turner and Burton, 1997) but although less costly than originally expected, the use of such technology is still limited to specific areas where high risks occur.



**Figure 4.** Possible disease transfer routes of concern involving manure as the principle vector. 1 – aerosols; 2 – application to grazed land; 3 – crop contamination; 4 – grazing of contaminated grassland; 5 – water contamination; 6 – crop contamination by irrigation; 7 – consumption of polluted water; 8, 9 – consumption of contaminated farm products.

The biggest impact on manure management from a disease perspective is likely not to be from the governments but from the retailers who buy the food from the farmers. In response to the concerns on the quality of the farm produce, increasing limitations are applied on the use of manure on crops; in some of the most vulnerable crops (e.g.: leaf crops eaten raw), applications of manure, even treated, is “commercially forbidden”. Such a trend if extended may ultimately make land application of manures as part of a farm cycle increasingly difficult. If so, this can be expected to have the consequence of raising the importance and extent of manure treatment which may increasingly need to purify farm effluents to permit discharge to surface waters – this remains to be seen.

#### EU ENVIRONMENTAL POLICY ON LIVESTOCK FARMING

Most European countries have similar regulations regarding the operation of livestock farms including (i), licensing required for large housing units, (ii), mandatory storage of manures and slurries to enable a better agronomic utilization and (iii), prohibited periods for land spreading (usually the winter months from November to February) (Mallard, 2006). There are some differences between countries (and even between regions of the same country) as a consequence of the local situation. A common concern is nitrate contamination of water, but in most countries there are other issues as well giving rise to special legislation (e.g. rules to reduce ammonia emission, phosphate accumulation in soils and phosphate leaching in the Netherlands and to deal with odour nuisance in UK and Greece). Heavy metals and health related concerns are increasing receiving special attention.

The European Directive now represents the main framework determining national measures with each member state implementing them with its own legislation. Directives fix objectives for the Member States, to which a time limit is given to define their own national measures in order to meet the specified objectives. A separate legislative tool are European Regulations which are directly applicable to anyone in all Member States, the condition of this application being indicated in the regulation itself, or sometimes by further documents – European Commission “decisions” typically.

Livestock production is mainly affected by European environmental policies on water quality, air quality and soil preservation, in addition to more sector-based measures. The regulations that will be examined below generally apply to the fifteen 'old' EU Member States, with transitional measures existing for the ten 'new' ones.

### **Soil preservation**

To date, there is no European regulation on soil protection, except the 1986 directive on sewage sludge (Council directive 86/278/EEC on the protection of the environment, and in particular of the soil, when sewage sludge is used in agriculture). However, the idea is now more and more widespread, that soil is a vital and largely non-renewable resource, which has to be preserved as such. A European thematic strategy for soil protection, mentioned in the 6<sup>th</sup> EAP, is currently in the process of elaboration, on the basis of a 2002 communication of the Commission. This communication does not define practical measures, but lays the foundations of the upcoming soil protection policy. In the document, the Commission identifies the different functions of soil and the external factors likely to affect these functions, agriculture being only one of them. It emphasizes the great variability of situations existing throughout Europe regarding soil quality and protection. It defines biodiversity and organic matter as the two key parameters to which future action on soil protection should refer.

### **Water quality**

The Nitrate Directive (Council directive 91/676/EEC concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources) fixes a limit of 170 kg nitrogen for the amount of livestock manure applied to the land each year (including by the animals themselves). The directive is currently in the process of implementation, the third generation of action programmes currently in progress. Thus, the political European pressure on nitrates persists and will continue to do so, if not increase. Going further, the Water Framework Directive (directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council) lays the foundations for a new policy on water quality, integrating all previous regulations regarding specific water pollutions or specific quality standards. WFD defines a framework for the elaboration and the implementation of water policies, but do not contain any "operational" measures beyond the existing regulations. Beyond these formal provisions, some specific measures apply to livestock production. A prominent role is devoted to economic instruments. The WFD thus promotes taxes and incentives systems, to which agriculture should contribute largely in many European regions where it represents the main source for groundwater and surface water pollution.

### **Gaseous emissions**

#### *Ammonia*

Across Europe, agriculture is responsible for 95% of ammonia emissions. Livestock production represents about three quarters of this figure with emissions coming from manure storage and spreading, and animals housing and grazing. Ammonia is implied in a series of environmental impacts including a role in the acidification of sensitive ecosystems (heath land, certain forests and low nutrient lakes). A related environmental effect is nitrogen deposition, spread on a wide scale across Europe: this leads to the eutrophication of natural ecosystems, leading to biodiversity loss. Both ammonia and nitrogen oxides contribute these effects (source: Eurostat data for year 2002).

The ammonia issue is addressed by political measures on air pollution. At the international level, the UNECE "Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone" (also known as Gothenburg Protocol) was signed in 1999 under the 1979 Geneva "Convention on Long-range Trans-boundary Air Pollution" and entered into force on 17 May 2005. The main signatories are the European Community, other European countries, the United States of America and the Russian Federation. The protocol fixes national annual emissions targets for different gases: SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, NH<sub>3</sub> and volatile organic components (VOC), to be reached by 2010. On this basis, the 2001

NEC directive (directive 2001/81/EC of the European Parliament and of the Council) fixes national emissions ceilings for the same different gases, to be reached for the same year and, for ammonia, at the same level (except for Portugal) as the Gothenburg Protocol. The NEC directive is currently in the process of implementation; Member States had to build national programmes by October 2002, to be updated and revised as necessary in 2006, for the progressive reduction of their annual emissions.

#### *Emission of gases that contribute to global warming*

Also known colloquially as “greenhouse gases” or GHG, these include methane, nitrous oxide and carbon dioxide although the net contribution of the last from agriculture is small. At the European level, CH<sub>4</sub> emissions come for one third from manure management and two thirds from enteric fermentation of ruminants (cattle for the main part). Livestock production is responsible for 45% of N<sub>2</sub>O emissions from the soil, taking into account indirect emissions (linked to atmospheric deposition and nitrogen leaching and run-off) (EEA, 2005). CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O together, livestock production counts for three quarters in GHG emissions from agriculture.

Regarding climate change, there is now a large scientific and political consensus about the responsibility of anthropogenic GHG emissions in global warming and the importance of this environmental issue. The different scenarios reported in the 2001 IPCC assessment report (Watson *et al.*, 2001) foresee an increase of mean world temperature by 1.4 to 5.8 C over the next century, whereas 2 C is considered by some experts as the maximum tolerable before dramatic consequences can be expected. This global increase of temperatures will have a complex impact on climate, possibly varying between regions but unlikely to be easily accommodated. In Europe, an intensification of hydrological cycles is expected; there may be further detrimental effects linked to a change of oceanic circulation. The global warming issue has been addressed, from the regulatory point of view, in a way quite similarly to the atmospheric pollutants problem. The well known Kyoto Protocol was adopted in December 1997, during the third session of the Conference of the Parties (COP) to the United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC).

#### **IPPC, a sector-based approach**

The 1996 IPPC directive (Council directive 96/61/EC concerning integrated pollution prevention and control) represents a comprehensive approach, compared to the environmental policies examined previously. It covers all the main categories of industrial activities above a certain unit size, which are divided into a series of sectors listed in Annex 1 of the directive. Any industrial installation coming under the scheme shall not be operated without a permit delivered by the competent authorities. Each individual permit shall include building and operating requirements, based on best available techniques (BAT), in order to prevent or to reduce polluting emissions in the air, water and land. A series of BAT reference documents (BREF) has been developed so as to cover, as far as practicable, the activities listed in the directive (EIPPCB, 2006). The directive applies to new or substantially changed installations with effect from October 1999 and no later than October 2007 for existing installations.

Regarding livestock production, the IPPC directive currently only includes the intensive rearing of poultry or pigs with more than 40.000 places (poultry), 2.000 places (pigs) or 750 places (sows) (category 6.6. of Annex 1). The BREF for agriculture is a detailed document that has been finalized recently (EIPPCB, 2006). It includes general considerations on poultry and pig production in Europe and related environmental issues. It focuses on the whole production line, including nutrition, air emissions from animals housing, and storage, processing and landspreading of manure. It may yet be developed further as (1) it still only takes into account some of the potential environmental issues linked to livestock farm activities, (2) it largely overlooks the related hygienic factors in waste management and, (3), the largest sector, cattle farms, are currently exempt.

## MANURE PROCESSING AND HANDLING: TECHNOLOGICAL OPTIONS

### **The role of manure management techniques**

All livestock farmers have an interest in adopting better methods to manage the manures produced in order to achieve a more efficient farm operation. Inevitably, for the well-organised farm, there needs to be an efficient system of waste collection and storage ahead of disposal, which for the majority of European farms, means land spreading. Many farms will readily consider introducing equipment or techniques that simplifies this operation such as mixers or separators to reduce blockage problems and make handling and transport easier. In some cases, these measures may coincide with a reduced environmental impact such as might be achieved by a more balanced land spreading operation. In a few cases, financial rewards such as a premium price for electricity generated from the anaerobic digestion of organic wastes has encouraged the adoption of treatment technology. Otherwise, where the benefit to the farm operation is less pronounced, the uptake of the related technology is patchy across Europe and reflects more the various pressures brought about by environmental legislation.

### **Manure treatment**

The treatment of manure (as opposed to its handling) implies a definite physical or chemical change as the result of a processing option. This may be brought about by physical, chemical, mechanical or biological processes or a combination of these. A wide range of equipment and systems are potentially available in Europe to modify or improve manure (Burton and Turner, 2003) but few of these have seen widespread uptake due to a series of reasons:

- They are too costly to install or run.
- They are too elaborate or generally impractical for the farming system.
- They do not meet the actual requirements.
- They cause other environmental problems.

Further development may yet reduce these constraints, but for the present, practical options for manure treatment in Europe fall in one of three categories:

- Composting systems (or related technologies producing a useful solid product).
- Biological systems for liquids that effectively breakdown some of the organic load.
- Separation systems that remove solids (clarification) and/or concentrate.

Storage, mixing and application systems by themselves do not constitute a treatment although they may be a crucial step in the management of the manure to minimize environmental impact. There is also continuing interest in the use of chemicals or biological additives for various purposes including separation, precipitation, enhancement of biological activity and odour reduction. However, the use of additives *alone* rarely constitute an adequate or sustainable treatment to deal with a given manure problem although clearly certain chemicals such as lime or flocculants have found a role in the manure treatment process.

### **Measures to improve land application**

Most livestock manure generated within Europe is applied to cropland near the farm. In principle, this can represent the simplest solution with the fewest problems so long as:

- There is enough land to accept the applied nutrient load.
- Timely applications can be made as required by the crop.
- The land is not susceptible to run-off (sloping ground).
- Suitable application equipment (trailing hose or injection) can be used.
- The fields are not near residential housing.
- There is little risk of crop contamination or animal health problems.



In reality, this is often the situation with cattle farms where local pasture is plentiful but for pig and poultry units, enough suitable local land is often lacking. In the latter case, treatment methods are implied to deal with the surplus nutrient and the related problems. However, even if there is enough land and the system appears to be in balance, problems can still arise if manure is then applied in a hasty or ill-considered way. Thus in many parts of Europe, manure management plans are encouraged to ensure a systematic spreading regime. This includes the identification of suitable fields and matching applications to the crop requirement (and reducing the use of chemical fertiliser accordingly). Periodic analysis of manure and soil samples may form part of the plan.

For liquid manure, field access problems may be overcome by pipeline transfer and irrigation systems – this may require prior separation of the collected slurry; efficient mixing systems are also implied. More generally, minimum storage periods are often specified to ensure that spreading can be avoided during adverse weather conditions (eg: frozen or water-logged ground). Improvements are also possible with application equipment design including injection to reduce emissions of ammonia and odour. There has also been some development of intelligent application systems using GPS positioning to control applications automatically depending on field and season but this remains at a research stage (Carton and Lenehan, 1998).

### **Dealing with nutrient surpluses**

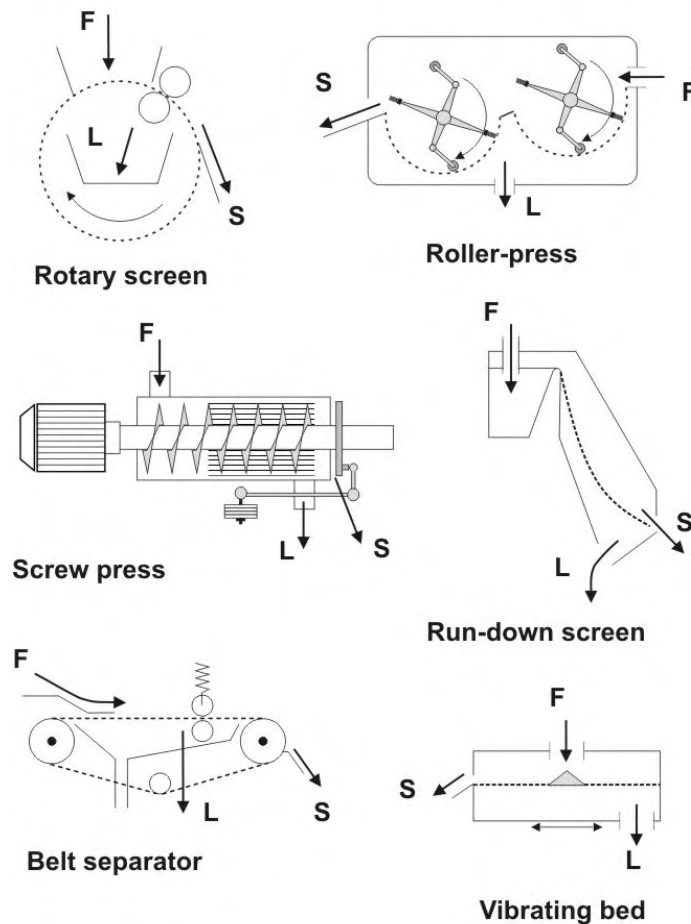
In situations where the local field capacity is exceeded, surplus nutrients must be removed if they are not to ultimately contribute to an undesirable environmental impact. There are three broad options in use in parts of Europe:

- Transport of unmodified manure to other regions.
- Destruction of unwanted components.
- Separation and processing of surplus components into a useful product.

Road haulage (or for shorter distances, pipeline transfer) has been used in parts of Europe, especially the Netherlands as a direct method to re-distribute manure surpluses. To some extent, this levelling out is a step back towards the former times when farms were smaller and more evenly distributed. However, the environmental impact of the extra transport must be included in any assessment. Pipeline transport is easier once the initial investment has been made but pre-treatment to remove some suspended matter is necessary and the engineering problems increase with distance.

The destruction of components within the manure is specifically the nitrogen load (by aerobic/anoxic treatment) or organic load (by aerobic or anaerobic treatment). Nitrogen removal is via a process of nitrification (ammonia converted to nitrites and/or nitrates) followed by denitrification (nitrites and nitrates broken down to di-nitrogen gas). The technique is used in the Brittany region of France to deal with nitrogen surpluses. Any biological process can be expected to breakdown organic matter; for aeration, this will be to carbon dioxide and water; for anaerobic processes, this will be to acetic acid then methane.

Components of manure that can not be eliminated (such as phosphorus or heavy metals) can only be removed by separation, concentration and exportation. Indeed, this may be desired for all excess nutrients including nitrogen and organic matter when there is a recognised value. Separation can be via screening processes or by sedimentation. Screening processes tend to have a limited effect on finer suspended particles but the machines are robust and in common use –some of the main types are illustrated in Figure 5. Sedimentation is often by gravity using large shallow vessels; this typically results in sludges with concentrations between 5 and 10% dry matter (Martinez *et al.*, 1995). The process can be accelerated and extended by the use of a decanter centrifuge which can take the concentration of the sludge to over 30%. Flocculants can aid settlement and part-soluble components can be removed by adding precipitants such as lime.



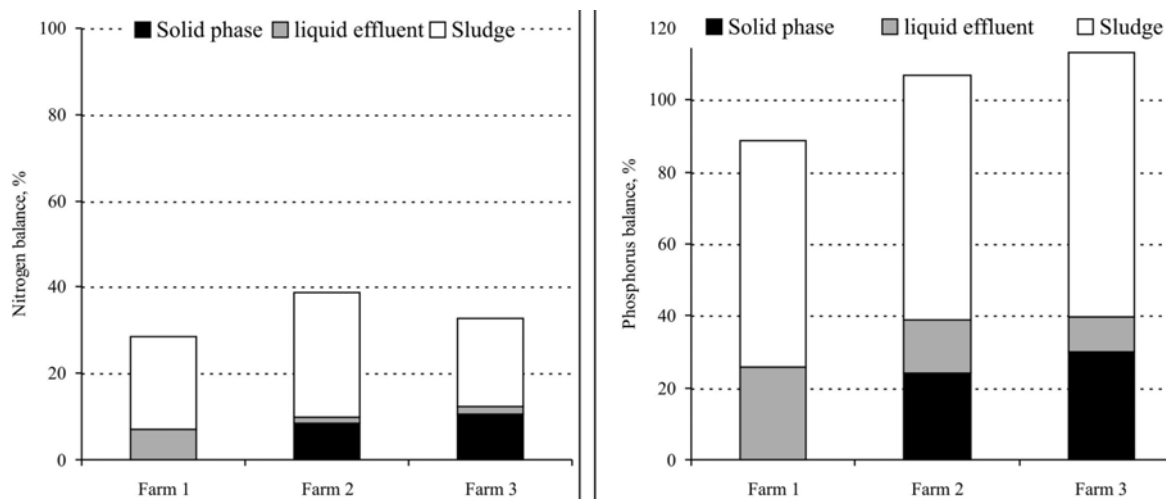
**Figure 5.** Examples of the more common separator designs used to screen out coarse materials from livestock slurries. F – feed stream; L – screened liquid; S – solids removed.

Solid products whether from sludges, screened materials or solid litter, can be blended and composted to produce a potentially useful organic product sometimes saleable. The compost process itself adds nothing to the mix but rather can produce a stable, hygienic and consistent material that can readily improve soil or provide a growing medium for plants that reduces the demand on limited available of natural peat. As such, it is more readily transported taking with it the surplus nutrients out of the farming system. Alternatively, there is the option of producing a range of organic fertilisers with the purpose of direct replacement of chemical products; this remains at the development stage but the attraction is again some financial compensation from a process that is driven by environmental needs.

### Nitrogen removal, the case study of Brittany, France

A programme assessing the evaluation of treatment performances on the field situation was carried out by the Cemagref team. It was based on a preliminary survey of the more prevailing installed treatment plants and therefore on defining a typology of the more important treatment schemes developed. Béline *et al.* (2004) monitored three typical pig slurry plants mainly based on aeration and found a nitrogen removal in gaseous forms between 62-72% of the total nitrogen of the raw slurry, between 8 and 10% of the total nitrogen of the raw slurry was contained in the solid phase from mechanical separation, while 2-7% and 20-29% were located in the liquid effluent and sludge respectively (Figure 6). These results were therefore in good agreement with previous laboratory observations.

For phosphorus, between 25 and 30% of phosphorus was found in the solid phase while 10-25% and 63-73% were located in the liquid effluent and the sludge respectively.



**Figure 6.** Nitrogen and phosphorus balance between input and output of three farm treatment units (aerobic treatment) in France, Brittany.

Sedimentation of treated slurry (farm 1) concentrated nutrients into a sludge phase representing about 35% to 40% of the treated slurry on a weight basis. Indeed, about 21% and 63% of total nitrogen and total phosphorus were respectively concentrated into the sludge. Separation efficiency is higher with mechanical separation. In these cases about 20 to 30% of total nitrogen and 70% to 80% of total phosphorus were found in the sludge phase. These separations led to a clarified supernatant effluent with only 2% to 7% of the total nitrogen of the raw slurry, 10% to 25% of the total phosphorus.

Further to this work on analyzing the performances and nutrient removal efficiencies of biological aeration systems for liquid pig manure, Loyon *et al.* (2006) conducted a large project which aimed at assessing the gaseous emissions from biological treatment systems in comparison with the farm with no treatment. The results showed that the emissions of methane, carbon dioxide and ammonia were greater for the raw slurries (including the solid fraction from mechanical separation devices) compared to aerated effluents. Nitrous oxide emissions were occasionally detected with very low concentrations. Therefore in our conditions in Brittany, the biological treatment of slurries (nitrification/denitrification) do not increase the greenhouse gases particularly methane and nitrous oxide.

Le Bris *et al.* (2005) reported on a survey of 51 farm waste treatment plants (a typical plant is shown in Figure 7), which led to similar results in terms of nitrogen and phosphorus removal. They also estimated as well on an annual basis, the time the farmer has to allow to running the plant, and obtained values ranging from 135 hours for a simple plant (with no mechanical separation device) up to 177 hours and 213 hours for more sophisticated ones. The running cost mainly related to electricity varied from 2 to 3 euros per m<sup>3</sup> treated slurry. While adding the investment cost, the cost per cubic meter of treated slurry is then around 10 euros. Other authors in The Netherlands estimated treatment cost to vary from 7 to 17 euros per m<sup>3</sup>, and concluded that to be cost effective in comparison with the disposal of untreated manure, these costs must be balanced out by the sale or the lower disposal costs of the manure products (Melse and Verdoes, 2005).

### Odour nuisance and abatement measures

Although it has a very minor impact on the natural environment, offensive odour is often the principal driving force behind many changes to manure handling at livestock farms. Not surprisingly, complaints against livestock farms are most pronounced where farms are located close to housing and it is common for changes in operation to be required. This may include spreading restrictions (including note of wind direction and the use of injection systems), covering manure stores and avoiding operations such as mixing at certain times when the nuisance is likely to be

particularly high. When this is not enough, direct treatment of the manure must be considered of which aeration is the most effective (the oxidation process destroying the organic compounds responsible for odour; Burton *et al*, 1998). The alternative of using additives to reduce odour remains controversial with limited published work actually demonstrating that they work. Nonetheless, the convenience of applying relatively small quantities of proprietary products to liquid manure makes them popular irrespective of their effectiveness.



**Figure 7.** View of a liquid pig manure treatment plant as installed in a “typical” Brittany farm.

Although odour is not a major problem of the natural environment, many related abatement measures can also reduce emissions of gases that would be a problem such as ammonia from stores. Aerobic treatments can further avoid emissions of methane that may otherwise be produced from the anaerobic activity that can occur from prolonged storage. Anaerobic digestion can also reduce offensive odour by the degradation of the related organic compounds to methane and carbon dioxide – in this case, it is assumed that the biogas produced will be burnt and preferably used for its energy content.

## CONCLUSION AND PERSPECTIVES

Over the past 20-30 years European countries in general and the EU in particular, have come a long way in reconciling the demands of an efficient livestock industry with the adequate protection of the environment. The growing environmental constraint on livestock production is the result of a cultural change in which people have become aware that agriculture, although a “natural” activity, could damage the environment and that these effects had to be limited. Respecting the environment (which after all is their main asset), is crucial for farmers themselves. European environmental problems related to agriculture and livestock production may appear less dramatic than such catastrophes as deforestation in the tropics but the combined and accumulating impact of modern farms can progressively degrade the environment in Europe just the same. That there is now the beginning of an improving situation doesn’t mean that the issues are resolved – far from it – but the trend in EU countries is now much more in the positive direction and this might be attributed to a series of factors:

- European environmental policy has been developed around an inclusive approach involving as many stakeholders as possible. The trend is one of moving to a better image of “technological” agriculture in society concerned about quality and not only quantity. European environmental policy imposed a direction that is both clean and competitive. This is probably a better way to sustainability for livestock production systems.
- There are some indications that environmental constraints brought about by various legislations have had some positive impact on the reduction of the pollution load. EU policy

has begun to reduce a number of pressures on the environment. Nitrogen pollution caused by livestock farming and excess use of nutrients (both chemical and organic origin) in crop management is diminishing. This can be linked to a large number of environmental directives designed to reduce reactive nitrogen pollution in the air, groundwater and surface water in order to protect forest and water ecosystems.

- Although there is no indicator for the overall excess nitrogen load on the environment in EU countries, some data indicate that EU regulations have caused a slow but steady decrease in the total nitrogen load to the environment in Europe. Nonetheless, member states face a major task in meeting the targets set in several nitrogen directives such as the ceilings for NO<sub>x</sub> and NH<sub>3</sub> in the NEC directive, the limit values for NO<sub>3</sub> concentrations in groundwater in the Nitrate Directive and emission reduction targets for nitrogen in the Urban Wastewater Directive.

At the farm scale, the cornerstone of the observed improvements is the recognition of waste management as an integral part of the farm operation as important as any other part of the livestock process. Likely quantities of manure produced at a farm can be easily estimated, and related disposal plans can be formulated that match farm resources and the environmental capacity. Technologies exist and are now coming into use to deal with the nutrient excesses where they occur – these are treated biologically and/or physically to either eliminate (by degradation) or remove as useful products that can be transported to other regions. If the trend continues, one can be encouraged with respect to the environment but fears remain on matters related to health and disease risks. This may indeed become a major factor shaping future European policy on manure management; the real challenge will then be to continue meeting the environmental obligations whilst dealing with the various pathogen issues relating to the management of livestock wastes.

## REFERENCES

- Béline F., Daumer M.L., Guiziou F. (2004). Biological aerobic treatment of pig slurry in France: nutrients removal efficiency and separation performances. *Transactions of the ASAE*, **47**(3), 857-864.
- Bernal, M.P., Roig, A., García, D. (1993). Nutrient balances in calcareous soils after application of different rates of pig slurry. *Soil Use and Management*, **9**(1), 9-14.
- Burton, C.H., Sneath, R.W., Misselbrook, T.H., Pain, B.F. (1998). The effect of farmscale aerobic treatment of piggery slurry on odour concentration, intensity and offensiveness. *Journal of Agricultural Engineering Research*, **71**(2), 203-211.
- Burton, C.H., Turner, C. (ed.). (2003). *Manure Management - Treatment Strategies for Sustainable Agriculture*. 2nd edition. Silsoe Research Institute. Wrest Park, Silsoe, Bedford, UK. 490 pp.
- Carton O.T.; Lenehan J.J. (1998). *Sustainable Waste Application Management Project (SWAMP). Optimal Use of Animal Slurries for Input Reduction and Protection of the Environment in Sustainable Agricultural Systems*. AIR-CT 94-1276, Final Report. 1 October 1994 - 30 September 1997. European Commission DG12.
- Choudhary, M., Bailey, L.D., Grant, C.A. (1996). Review of the use of swine manure in crop production: effects on yield and composition on soil and water quality. *Waste Management and Research*, **14**(6), 581-595.
- EDGAR (2006). EDGAR 3.2 Fast Track 2000. Data service run by the Netherlands Environmental Assessment Agency. Internet: <http://www.mnp.nl/edgar/model/v32ft2000edgar/>.
- EEA (2005). *The European Environment; State and Outlook Report 2005*. The European Environment Agency, Copenhagen. Internet: [http://reports.eea.europa.eu/state\\_of\\_environment\\_report\\_2005\\_1/en/tab\\_content\\_RLR](http://reports.eea.europa.eu/state_of_environment_report_2005_1/en/tab_content_RLR).
- Ehui, S., Li-Pun, H., Mares, V., Shapiro, B. (1998). The role of livestock in food security and environmental protection. *Outlook on Agriculture*, **27**(2), 81-87.
- EIPPCB (2006). European Integrated Pollution Prevention and Control Bureau. Internet: <http://eippcb.jrc.es/>.

- Gerber, P., Henning, S. (2006). Responding to the “livestock revolution” - the case for livestock public policies. Livestock Policy Brief 01, Sector Analysis and Policy Branch, Animal Production and Health Division. Food and Agriculture Organisation of the United Nations. Rome. Internet: [http://www.fao.org/ag/againfo/programmes/documents/pol-briefs/default\\_01en.htm](http://www.fao.org/ag/againfo/programmes/documents/pol-briefs/default_01en.htm).
- Guan, T.T.Y.; Holley, R.A. (2003). *Hog Manure Management, the Environment and Human Health*. Kluwer Academic/Plenum Publishers. New York. 168 pp.
- Le Bris B., David, M., Gorius, H., Jégou, J-Y, Quillen, J-P. (2005). *Stations de Traitement de Lisier: Veille Technologique et Bilan de Fonctionnement*. Report from Chambres d'Agriculture de Bretagne. 15pp.
- Loyon, L., Guiziou, F., Béline, F., Peu, P. (2007). Gaseous emissions (NH<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>O, CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub>) from the aerobic treatment of piggery slurry-comparison with a conventional storage system. *Biosystems Engineering*, **97**(4), 472-480.
- Martinez, J.; Burton, C.H.; Sneath, R.W.; Farrent, J.W. (1995). A study of the potential contribution of sedimentation to aerobic treatment processes for pig slurry. *Journal of Agricultural Engineering Research*, **61**(2), 87-96.
- Mallard, P. (2006). Regulations on the environment. **In:** Geers, R., Madec, F. (ed.). *Livestock Production and Society*. Wageningen Academic Publishers. The Netherlands. 307 pp.
- Melse, R.W., Verdoes, N. (2005). Evaluation of four farm-scale systems for the treatment of liquid pig manure. *Biosystems Engineering*, **92**(1), 47-57.
- Pain, B.F. (1999). Gaseous pollutants from organic waste use in agriculture. **In:** Martinez, J., Maudet, M.N. (ed.). *Proceedings of the 8th International Conference of the FAO-Network on Recycling of Agricultural, Municipal and Industrial Residues in Agriculture (Ramiran 98)*, 26-29. Cemagref-Fao editions. Rennes, France.
- Sensi, A (1995). Eurostat, European Commission, Agriculture, Environment, Rural Development – Facts and Figures. Source information for original map EEA – CORINAIR. Internet: [Http://ec.europa.eu/agriculture/envir/report/en/acid\\_en/report.htm](Http://ec.europa.eu/agriculture/envir/report/en/acid_en/report.htm).
- Takai, H., Pederson, S. (2002). Livestock related fine dust – composition, structure and flows. *Landbauforschung Volkenrode*, **235**, 139-144.
- Tyson S.C., Cabrera, M.L. (1993). Nitrogen mineralization in soils amended with composted and uncomposted poultry litter. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, **24**(17-18), 2361-2374.
- Turner, C., Burton, C.H. (1997). The inactivation of viruses in pig slurries: a review. *Bioresource Technology*, **61**(1), 9-20.
- Watson, R.T., Metz, B., Davidson, O. (2001). *IPCC Special Report on Emission Scenarios*. Intergovernmental Panel on Climate Change. Internet: <http://www.grida.no/climate/ipcc/emission/index.htm>.
- Windhorst, H.-W. (2006). Regional patterns of livestock and poultry production in Europe. **In:** Geers, R. Madec, F. (ed.). *Livestock Production and Society*. Wageningen Academic Publishers. The Netherlands. 307 pp.
- Withers, P.J., Sharpley, A.N. (1995). Phosphorus fertilizers. **In:** Rechcigl, J.E. (ed.). *Soil Amendments and Environmental Quality*, 65-107. CRC Press, Inc. Boca Raton, Florida, USA.

## Tratamiento de la fracción líquida de estiércol de vacuno lechero en un reactor UASB a 25°C

José Luis Rico<sup>1,\*</sup>, Hipólito García<sup>1</sup>, Carlos Rico<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Departamento de Ingeniería Química y Química Inorgánica. Universidad de Cantabria. Av. de los Castros, s/n. 39005 - Santander.

<sup>2</sup>Departamento de Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente. Universidad de Cantabria. Av. de los castros, s/n. 39005 - Santander.

\* Autor de contacto: ricoj@unican.es

### Resumen

La fracción líquida de estiércol de vacuno lechero separada mediante un proceso de coagulación-floculación y tamizado fue tratada en un reactor UASB a 25°C con biomasa floculada. Para esta fracción líquida, la DQO biodegradable fue del 84%. Las DQO<sub>sob</sub> y DQO<sub>AGV</sub> (debida a los ácidos grasos volátiles) estuvieron en torno al 90% y 70%, de la DQO<sub>total</sub>, respectivamente. Para tiempos de retención hidráulicos (TRH) mayores o iguales a 1 día se lograron eliminaciones de DQO superiores al 80% y no se acumularon AGV en el efluente. Se llegó a operar con un TRH mínimo de 12 horas, correspondiendo a una velocidad de carga orgánica ( $B_v$ ) de 41,7 g DQO/(L·d) y una producción volumétrica de metano de 10,5 L CH<sub>4</sub>/(L·d).

### Palabras clave

Biogás; Estiércol de vacuno lechero; Fracción líquida; Reactor UASB; Tratamiento anaerobio.

## INTRODUCCIÓN

Las explotaciones intensivas de ganado vacuno lechero generan grandes cantidades de estiércol que no pueden ser gestionadas de manera adecuada por los ganaderos debido a la falta de capacidad de almacenamiento y de terrenos donde aplicar los estiércoles en el momento adecuado para su correcto aprovechamiento agronómico, dando lugar a daños medioambientales. La digestión anaerobia del estiércol es una tecnología que permite controlar la liberación de compuestos al medio natural, reducir los niveles de olor y patógenos, recuperar los nutrientes contenidos en el estiércol y producir energía renovable por medio del biogás (Umetsu *et al.*, 2005; Amon *et al.*, 2006).

El estiércol del ganado vacuno lechero que se extrae de la estabulación contiene además de las deyecciones sólidas y líquidas, restos de comida y cama (paja, arena, serrín, etc.). Muchos de estos sólidos son no o muy lentamente biodegradables. La separación de las fracciones líquida (FL) y sólida (FS) del estiércol es un proceso conveniente a realizar, ya que permite obtener mayores productividades de metano por volumen de la FS separada al aumentar su contenido en materia seca (Møller *et al.*, 2004). Además, la fracción líquida separada, con menor contenido en sólidos suspendidos (SS), podrá ser sometida más fácilmente al proceso de digestión anaerobia, requiriendo menores temperaturas y tiempos de retención hidráulicos (TRH) (Kalyuzhnyi *et al.*, 1999). Campos *et al.* (2008) estudiaron el empleo de poliacrilamidas para mejorar la separación sólido líquido en estiércol porcino, analizando para la fracción sólida la producción de metano y los posibles efectos tóxicos del empleo de este reactivo como floculante. Si se pretende tratar la FL en reactores anaerobios de alta carga, resulta necesario realizar una separación adecuada de las FL y FS, que permita obtener una FL libre de los SS presentes en el estiércol. De esta forma el tamaño del reactor podrá reducirse considerablemente al poder operar con TRH más cortos y será más fácil aplicar postratamientos al efluente del reactor anaerobio. En este sentido, Rico *et al.* (2007) realizaron la separación del estiércol de vacuno lechero mediante tamizado y tratamientos de coagulación-floculación con poliacrilamidas obteniendo una fracción líquida con una productividad específica de metano de 0,604 L CH<sub>4</sub>/g SV.

El objetivo de este trabajo fue conocer el comportamiento de un reactor UASB (*upflow anaerobic sludge blanket*), a escala laboratorio, tratando a 25°C la FL del estiércol de vacuno lechero. Se determinaron la velocidad de carga orgánica ( $B_V$ ) máxima aplicable a esta FL sin que se produjese la desestabilización del reactor, la producción de metano y la acumulación de ácidos grasos volátiles (AGV) en el efluente del reactor.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Para la realización de este ensayo se empleó la FL obtenida mediante separación por coagulación-floculación y tamizado final de estiércol de vacuno lechero, recogido de la estabulación y almacenado en un recipiente que hizo las funciones de estercolero controlado con el fin de permitir desarrollar las etapas hidrolítica-acidogénica sin que la metanogénica tuviese lugar. El reactor UASB (Figura 1) construido en metacrilato, con un volumen útil de 1 litro, estaba dividido en tres cuerpos unidos mediante bridas. La alimentación entraba por la parte inferior del reactor y el cuerpo central encamisado permitía, mediante recirculación de agua desde un baño termostatzado, alcanzar la temperatura de operación de 25°C. En el cuerpo superior estaban el separador gas-sólido-líquido, la salida del efluente y la campana de recogida del biogás. La biodegradabilidad anaerobia de esta FL había sido determinada a 35°C, dando un valor en torno al 84%. La biomasa presente en el reactor había sido floculada y previamente había estado tratando a 35°C la misma FL (García *et al.*, 2007), obteniendo a esta temperatura, al final del periodo de operación, una actividad metanogénica de 0,60 g  $DQO_{CH_4}/g$  SSV·d. A la temperatura de operación de 25°C la actividad dio un valor de 0,31 g  $DQO_{CH_4}/g$  SSV·d. El tratamiento se llevó a cabo partiendo de un TRH de 2 días, para el cual se alcanzó una eliminación de  $DQO_{sob}$  del 83,7%, prácticamente el 100% de la DQO biodegradable. Después de que el reactor operase en condiciones estables el TRH fue reducido progresivamente hasta alcanzar un TRH de 12 horas.

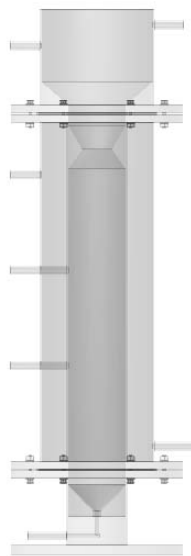


Figura 1. Reactor UASB de laboratorio.

## RESULTADOS Y CONCLUSIONES

En la Tabla 1 se representan los valores medios obtenidos de los parámetros de operación:  $B_V$ , porcentaje de DQO eliminada y producción volumétrica de metano para cada TRH a lo largo de la experimentación, así como las  $DQO_{total}$ ,  $DQO_{sob}$ ,  $DQO_{AGV}$ , ST y SV de alimentación y efluente.

Como puede apreciarse en esta Tabla 1, la alimentación (FL) tuvo una  $DQO_{total}$  en torno a 20.000 mg/L, el 90% en el sobrenadante y el 70% debida a los AGV. El TRH inicial de 2 días fue



reduciéndose hasta llegar a 12 horas, alcanzando una  $B_V$  de 41,7 g DQO/(L·d). El porcentaje de eliminación de  $DQO_{sob}$  recogido en la Tabla 1 tuvo valores dos puntos por encima como máximo de los correspondientes a la  $DQO_{total}$ , excepto para los dos TRH finales, para 12 horas esta diferencia fue de 6 puntos. Este hecho fue debido a un mayor arrastre de sólidos del reactor debido, sobre todo, por la mayor producción de biogás. La productividad expresada como L  $CH_4$ /g  $DQO_{elim}$  superó el valor típico de 0,35 L  $CH_4$ /g DQO, medido a 20°C y gasómetro húmedo.

**Tabla 1.** Valores medios de operación en el reactor UASB.

TRH (d)	2,00	1,50	1,25	1,00	0,80	0,65	0,50
Afluente							
$DQO_{total}$	18551	19009	20897	20226	21066	22533	21120
$DQO_{sob}$	16918	17998	20028	19175	19689	21561	18826
$DQO_{AGV}$	11939	13026	14503	14608	15652	16136	14127
ST	17646	17448	18642	18993	19770	20247	17571
SV	10478	10452	11575	11673	12171	12613	11043
Efluente							
$DQO_{total}$	3407	3385	3687	3834	5344	6659	7060
$DQO_{sob}$	2675	3091	3336	3315	4733	5729	5320
$DQO_{AGV}$	16	81	75	111	1113	1615	1815
ST	9074	9154	9801	9689	10477	11065	10590
SV	3444	3556	4215	4091	4757	5222	4793
Parámetros de operación							
$B_V$ (g DQO/L·d)	9,2	12,9	17,0	20,7	26,4	34,8	41,7
Depur. $DQO_{total}$ (%)	81,9	82,2	82,3	81,1	74,7	69,8	67,0
Depur. $DQO_{sob}$ (%)	83,7	82,7	83,5	82,7	75,8	73,1	73,0
Depur. SV (%)	67,9	65,7	64,0	65,0	61,5	58,6	56,4
L $CH_4$ / g $DQO_{elim}$	0,362	0,362	0,366	0,374	0,374	0,367	0,380
L $CH_4$ / g DQO	0,296	0,298	0,302	0,302	0,279	0,256	0,250
L $CH_4$ / L·d	2,74	3,82	5,12	6,21	7,37	8,90	10,5

Unidades de concentración: mg/L.

Durante la operación con un TRH de 2 días, el valor medio para la depuración de  $DQO_{total}$  fue del 81,9%, mientras que el de eliminación de SV fue del 67,9%. El efluente presentó una  $DQO_{AGV}$  prácticamente nula durante este periodo. El reactor se comportó de manera estable, eliminando prácticamente toda la materia orgánica biodegradable. Las productividades específicas de metano fueron 0,362 L  $CH_4$  por gramo de DQO eliminado y 0,296 L  $CH_4$  por gramo de DQO afluente. La velocidad volumétrica de producción de metano fue 2,74 L  $CH_4$ /(L·d) con un porcentaje de  $CH_4$  en el biogás del 83,9%.

Con un TRH de 1,50 días y una  $B_V$  media de 12,9 g DQO/(L·d) el comportamiento del reactor fue similar al observado con el TRH de 2 días. El porcentaje de eliminación de DQO del 82,2%, mientras que para los SV fue del 65,7%. El efluente presentó una  $DQO_{AGV}$  media de 81 mg/L. Los valores de productividad específica fueron 0,362 L  $CH_4$  por gramo de DQO eliminado y 0,298 L  $CH_4$  por gramo de DQO afluente. La velocidad volumétrica de producción de metano fue 3,819 L  $CH_4$ /(L·día) y el contenido de  $CH_4$  en el biogás fue el 82,8%.

Al reducir el TRH a 1,25 días el sistema alcanzó una  $B_V$  media de 17,0 g DQO/(L·d). El rendimiento del reactor se mantuvo dentro de los mismos parámetros de funcionamiento que los observados previamente con mayores TRHs. El porcentaje de eliminación de DQO fue del 82,3%, mientras que para los SV fue del 64,0%. Al igual que ocurrió en los dos periodos anteriores, el comportamiento del reactor fue estable con una presencia mínima de AGV en el efluente, manteniéndose por debajo de 100 mg  $DQO_{AGV}$ /L a lo largo de este periodo. Los valores de productividad específica también se mantuvieron en los valores obtenidos con anterioridad,

resultando en 0,366 L CH<sub>4</sub> por gramo de DQO eliminado y 0,302 CH<sub>4</sub> por gramo de DQO afluente. La velocidad volumétrica de producción de metano fue 5,120 L CH<sub>4</sub>/ (L·día) y el porcentaje de CH<sub>4</sub> en el biogás fue del 83,9%.

Cuando el TRH se bajó a 1 día, se alcanzó una B<sub>v</sub> media de 20,7 g DQO/(L·d). Con este TRH se alcanzaron valores semejantes de eliminación de DQO<sub>T</sub> y SV a los obtenidos previamente, 81,1% para la DQO<sub>total</sub>, y 65,0% para los SV. En los primeros días de operación con este TRH, aparecieron AGV en el efluente con una concentración de 226 mg/L, debido al aumento en la B<sub>v</sub>. Sin embargo, el sistema se recuperó en los posteriores días, manteniendo la concentración de AGV en el efluente por debajo de 100 mg/L, de ahí que el valor medio durante este periodo para la DQO<sub>AGV</sub> fuera de 111 mg/L. Los valores de productividad específica fueron 0,374 L CH<sub>4</sub> por gramo de DQO eliminado y 0,302 CH<sub>4</sub> por gramo de DQO afluente, alcanzando una velocidad volumétrica de producción de metano de 6,209 L CH<sub>4</sub>/(L·d). El porcentaje de CH<sub>4</sub> en el biogás fue del 83,9%.

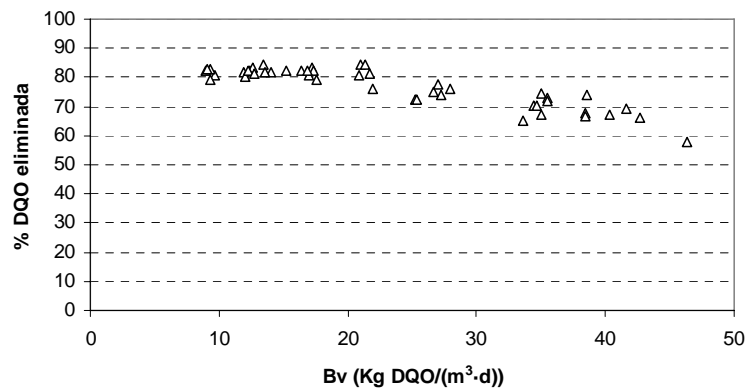
Durante la operación con un TRH de 0,80 días (B<sub>v</sub> = 26,4 g DQO/(L·d)) el reactor bajó su rendimiento tal y como puede apreciarse en la Tabla 1. Los porcentajes medios de depuración cayeron hasta un 74,7% en el caso de la DQO<sub>total</sub> y hasta un 61,5% para los SV. Además se detectó una concentración considerable de AGV en el efluente, entorno a 1000 mg DQO<sub>AGV</sub>/L. Como consecuencia de este descenso en el rendimiento, los valores de productividad específica de metano disminuyeron. Estos valores fueron 0,279 L CH<sub>4</sub> por gramo de DQO y 0,486 L CH<sub>4</sub> por gramo de SV. Los valores de productividad específica por gramo eliminado fueron similares a los obtenidos previamente al no verse afectados por el descenso en el rendimiento del reactor, resultando 0,374 L CH<sub>4</sub> por gramo de DQO eliminado y 0,795 L CH<sub>4</sub> por gramo de SV eliminado. La velocidad volumétrica de producción de metano fue 7,371 L CH<sub>4</sub>/(L·día) y el porcentaje de CH<sub>4</sub> en el biogás fue del 83,6%.

Al disminuir de nuevo el TRH hasta 0,65 días (B<sub>v</sub> = 34,8 g DQO/(L·d)), el rendimiento del reactor volvió a disminuir respecto al periodo anterior, confirmando la bajada en la eficiencia del reactor detectada con el TRH de 0,80 días. Como puede observarse el porcentaje de depuración de DQO<sub>total</sub> descendió hasta un 73,1% y el de depuración de SV hasta el 58,6%. La presencia de AGV en el efluente fue en aumento a lo largo de este periodo, apareciendo concentraciones superiores a 1500 mg DQO<sub>AGV</sub>/L. Los valores de productividad específica fueron 0,367 L CH<sub>4</sub> por gramo de DQO eliminado y 0,256 L CH<sub>4</sub> por gramo de DQO afluente. La velocidad volumétrica de producción de metano fue 8,899 L CH<sub>4</sub>/(L·día). El porcentaje de CH<sub>4</sub> en el biogás fue del 83,1%.

Finalmente se bajó el TRH hasta 0,50 días (12 horas) alcanzando una B<sub>v</sub> de 41,7 g DQO/(L·d). El reactor disminuyó levemente su rendimiento respecto al anterior TRH experimentado, con un porcentaje de depuración de DQO<sub>total</sub> del 67,0% y del 56,4% para los SV. La concentración de AGV en el efluente fue de 2865 mg/L en el primer día que se operó con este TRH, estabilizándose el resto de los días en concentraciones alrededor de 1500 mg DQO<sub>AGV</sub>/L, lo cual dio un valor medio final para este parámetro de 1815 mg/L. Los valores de productividad específica fueron 0,380 L CH<sub>4</sub> por gramo de DQO eliminado y 0,250 CH<sub>4</sub> por gramo de DQO afluente. La velocidad volumétrica de producción de metano fue 10,534 L CH<sub>4</sub>/(L·día) mientras que el porcentaje de CH<sub>4</sub> en el biogás fue del 82,8%.

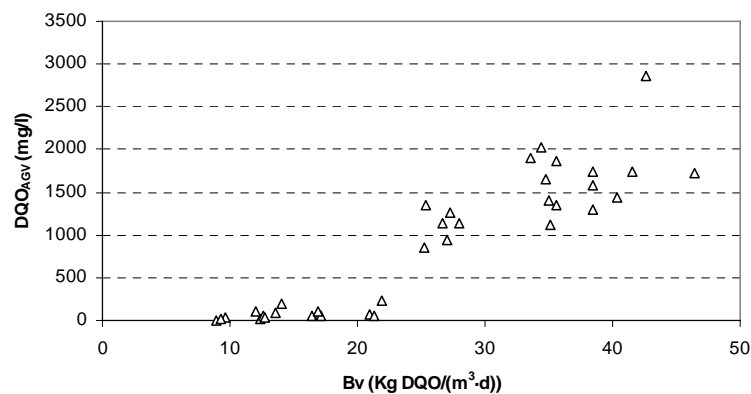
A la vista de los datos obtenidos ha quedado de manifiesto la incapacidad de la biomasa presente en el reactor de procesar todo el sustrato disponible con TRHs inferiores a 1 día. A partir de una B<sub>v</sub> de 20,7 g DQO/(L·d), el rendimiento del reactor fue disminuyendo a medida que la B<sub>v</sub> fue aumentando. La razón por la que el sistema no fue capaz de procesar todo el sustrato que recibía radica en una relación sustrato-microorganismos excesiva para la actividad metanogénica de la biomasa activa a 25°C.

La Figuras 2-5 representan, por medio de distintos parámetros, el descenso en el rendimiento del reactor a partir de una  $B_V$  de 20,7 g DQO/(L·d). En la Figura 2 se presentan los valores puntuales del porcentaje de  $DQO_{total}$  eliminada frente a la  $B_V$ .



**Figura 2.** Porcentaje de  $DQO_{total}$  eliminada en función de la velocidad de carga orgánica.

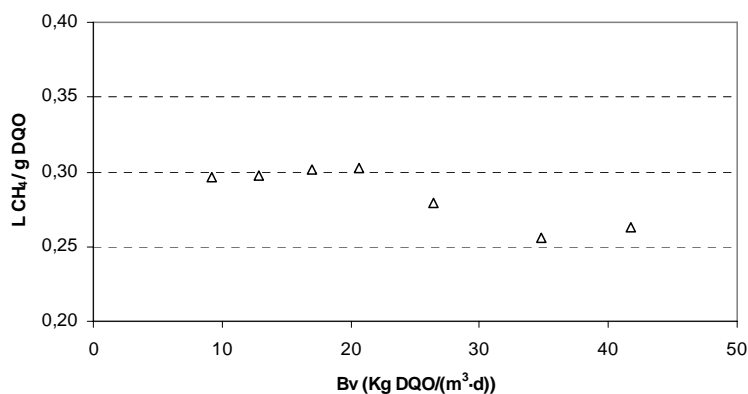
En la Figura 2 puede apreciarse como hasta una  $B_V$  de 20 g DQO/(L·d) el sistema mantuvo porcentajes de eliminación de  $DQO_{total}$  superiores al 80%, prácticamente toda la materia orgánica biodegradable. Al ir en aumento la  $B_V$ , el grado de depuración disminuyó, observándose como a partir del TRH de 0,80 días, el porcentaje de depuración disminuyó por debajo del 80%, manteniéndose entre el 70 y el 80% hasta una  $B_V$  de 38 g DQO/(L·d), bajando del 70% para valores de la  $B_V$  mayores de 40 g DQO/(L·d), correspondientes a un TRH de 0,5 días. Como consecuencia de estos descensos en el rendimiento del reactor, el efluente obtenido presentó elevadas concentraciones de AGV, tal como muestra la Figura 3.



**Figura 3.** Concentración de AGV en el efluente en función de la velocidad de carga orgánica.

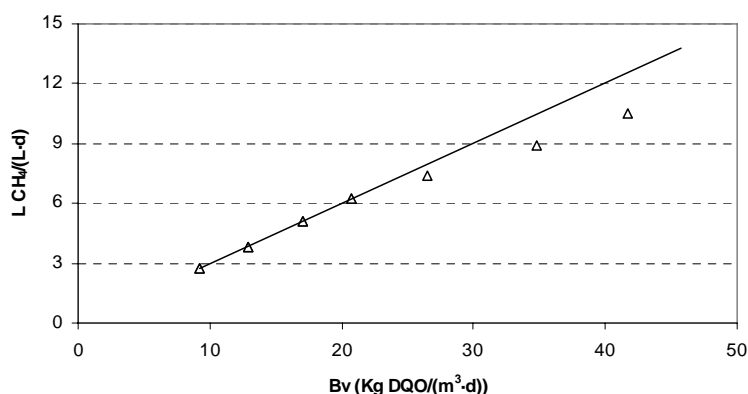
La Figura 3 representa los valores puntuales de AGV en el efluente a lo largo de la experimentación. En esta figura puede observarse el aumento de la concentración de este parámetro a partir de una  $B_V$  de 20 g DQO/(L·d) correspondiente al TRH de 0,80 días. Antes de operar con este TRH, el efluente presentó mínimos contenidos de AGV, mientras que fue a partir de entonces cuando los microorganismos no fueron capaces de procesar todos los AGV del sistema, obteniendo valores para la  $DQO_{AGV}$  en el efluente entre 1000 y 2000 mg/L, lo cual indicó que el sistema había superado su límite de carga orgánica asimilable.

Por su parte, la productividad específica de metano (Figura 4) tuvo valores por encima de 0,30 L  $CH_4$ /g DQO hasta la  $B_V$  de 20 g DQO/(L·d) descendiendo, para las  $B_V$  mayores, hasta valores de 0,25 L  $CH_4$ /g DQO debido al menor rendimiento del reactor. El contenido de metano en el biogás se mantuvo en todo momento entre el 80-85%.



**Figura 4.** Productividad específica de metano en función de la velocidad de carga orgánica.

En la Figura 5 se muestra la producción volumétrica de metano frente a la  $B_v$ . En esta figura se ha representado además la línea de tendencia correspondiente a los cuatro primeros TRH de operación, durante los cuales el rendimiento del reactor se mantuvo prácticamente constante. A pesar de que el rendimiento del reactor comenzó a disminuir a partir de un TRH de 0,8 días, la producción volumétrica de metano siguió aumentando, ya que aunque la biomasa presente en el reactor no fue capaz de procesar toda la materia orgánica biodegradable presente en la alimentación, al tener la alimentación mayor carga orgánica la producción volumétrica de metano también aumentó, alcanzando un valor de 10,5 L CH<sub>4</sub>/(L·d) para una  $B_v$  de 41,7 g DQO/(L·d), correspondiente a un TRH de 12 horas.



**Figura 5.** Producción volumétrica de metano en función de la velocidad de carga orgánica.

El reactor operó siempre de forma estable durante la experimentación y la acumulación de AGV en el efluente se produjo a partir de TRHs inferiores a 1 día. Por lo tanto, para eliminar toda la DQO biodegradable de la fracción líquida del estiércol de vacuno y obtener un efluente libre de AGV, el TRH a emplear a una temperatura de operación de 25°C no debe ser inferior a 1 día.

#### AGRADECIMIENTOS

Los autores quieren agradecer a la Comisión Interministerial de Ciencia y Tecnología, la financiación de esta investigación mediante el Proyecto de Investigación AGL2000-1281.

#### REFERENCIAS

Amon, B., Kryvoruchko, V., Amon, T., Zechmeister-Boltenstern, S. (2006). Methane, nitrous oxide and ammonia emissions during storage and after application of dairy cattle slurry and influence of slurry treatment. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **112**(2-3), 153-162.

- Campos, E., Almirall, M., Mtnez-Almela, J., Palatsi, J., Flotats, X. (2008). Feasibility study of the anaerobic digestion of dewatered pig slurry by means of polyacrylamide. *Bioresource Technology* **99**(2), 387-395.
- García, H., Rico, C., García, P.A., Rico, J.L. (2008). Flocculants effect in biomass retention in a UASB reactor treating dairy manure. *Bioresource Technology*, in press. doi:10.1016/j.biortech.2007.11.037.
- Kalyuzhnyi, S., Sklyar, V., Fedorovich, V., Kovalev, A., Nozhevnikova, A., Klapwijk, A. (1999). The developments of biological methods for utilisation and treatment of diluted manure streams. *Water Science and Technology*, **40**(1), 223-229.
- Møller, H.B., Sommer, S.G., Ahring, B.K. (2004). Methane productivity of manure, straw and solid fractions of manure. *Biomass and Bioenergy*, **26**(5), 485-495.
- Rico, J.L., García, H., Rico, C., Tejero, I. (2007). Characterisation of solid and liquid fractions of dairy manure with regard to their component distribution and methane production. *Bioresource Technology* **98**(5), 971-979.
- Umetsu, K., Kimura, Y., Takahashi, J., Kishimoto, T., Kojima, T., Young, B. (2005). Methane emissions from stored dairy manure slurry and slurry after digestion by methane digester. *Animal Science Journal*, **76**(1), 73-79.



## Eliminación de DQO y nitrógeno de efluentes líquidos de digestión anaeróbica de purines de cerdo mediante un reactor SBR

Joan Dosta, Alex Galí, Joan Mata-Álvarez\*

Departamento de Ingeniería Química. Facultad de Química. Universidad de Barcelona. Martí i Franqués, 1, planta 6. 08028 - Barcelona.

\* Autor de contacto: jmata@ub.edu

### Resumen

Los sobrenadantes de digestión anaeróbica de purines de cerdo se caracterizan por una elevada concentración de nitrógeno amoniacal ( $\approx 2,3$  mg N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/L) y DQO ( $\approx 4,1$  mg DQO/L). Estos efluentes pueden ser convenientemente tratados mediante un reactor secuencial por cargas (SBR). La eliminación de nitrógeno se puede llevar a cabo a través del proceso de nitrificación/desnitrificación vía nitrito que supone un ahorro del 25% de los costes de aireación y del 40% del carbono orgánico para desnitrificar con respecto al proceso convencional (nitrificación/desnitrificación vía nitrato). El proceso de eliminación de nitrógeno vía nitrito se puede llevar a cabo en base a la concentración de amoníaco libre y nivel de oxígeno disuelto con el que se trabaja en los periodos aeróbicos. Dado el carácter recalcitrante de la DQO presente en los efluentes de digestión anaeróbica de purines de cerdo, es recomendable insertar una etapa de coagulación/floculación dentro del reactor SBR, de modo que se asegure que el efluente obtenido satisface los límites de vertido a alcantarillado.

### Palabras clave

Coagulación/Floculación; Eliminación biológica de nitrógeno; Nitrito; Respirometría; SBR.

## INTRODUCCIÓN

España es el segundo país con mayor producción ganadera de la Unión Europea, únicamente superada por Alemania (Lence, 2005). La Tabla 1 muestra la producción española de deyecciones ganaderas, donde se aprecia que de las 76.000.000 t/año producidas en granjas, un 33% corresponde a purines de cerdo. Concretamente, en Cataluña se producen 9.000.000 t/año de purines de cerdo, lo cual conlleva severos problemas de exceso de nitrógeno, que limita su posible aplicación como fertilizante. Dicho exceso de nitrógeno es superior a 30.000 t N/año, lo que representa una media de 74 kg N/ha, que en algunas regiones (tales como el Alt Urgell) se supera enormemente hasta alcanzar más de 500 kg N/ha, que es más del doble que establece la Directiva Europea 91/676 como valor límite.

**Tabla 1.** Producción total de deyecciones ganaderas en España.

Tipo de ganado	Producción total (millones de t/año)	Producción en granjas (millones de t/año)
Vacas	72	38
Cerdos	30	25
Ovejas	15	7
Pollos	6	4
Caballos	4	2
Total	127	76

Existe una enorme variedad de procesos para tratar los purines de cerdo en caso que no se puedan aplicar convenientemente en los terrenos de las propias granjas o lugares cercanos donde exista una deficiencia de nitrógeno. Si el destino de los purines es la aplicación como fertilizante en zonas próximas, es deseable una reducción del volumen a transportar para minimizar costes. Por tanto, se debe seleccionar un tratamiento de concentración adecuado, tal como la producción de sales de nitrógeno y fósforo mediante procesos de *stripping*, precipitación de estruvita, separación sólido-líquido o evaporación de la fase líquida. Los tratamientos físicos, químicos o biológicos de

eliminación de nutrientes son adecuados cuando existe un elevado exceso de nutrientes en la región estudiada y no existe una demanda de nutrientes a una distancia razonable. Es en esta situación cuando los tratamientos biológicos de eliminación biológica de nitrógeno y fósforo son adecuados y justificados (Teira-Esmatges y Flotats, 2003).

De entre los procesos biológicos existentes, la digestión anaeróbica (DA) es una opción altamente interesante ya que proporciona energía como resultado del proceso de depuración. Básicamente, se pueden encontrar dos tipos de plantas de biogás: (a) plantas individuales situadas en la propia granja o (b) instalaciones de depuración centralizadas donde se tratan las deyecciones producidas en las granjas colindantes. La tecnología usada en ambas plantas es prácticamente la misma, de modo que las diferencias entre ellas son más pronunciadas en cuanto a niveles de organización. Las plantas centralizadas se organizan como diferentes tipos de empresa y son especialmente útiles cuando una elevada cantidad de pequeños o medios productores ganaderos se concentran en un área relativamente reducida. En cualquier caso, la fracción líquida procedente de estos tratamientos de digestión anaeróbica se caracteriza por una elevada concentración de DQO -demanda química de oxígeno- (lentamente biodegradable y/o refractaria) y nitrógeno amoniacal que deben ser convenientemente tratados antes de ser vertidos a alcantarillado público. La utilización de un reactor biológico secuencial por cargas (SBR, del inglés *Sequencing Batch Reactor*) es una solución efectiva para tratar dichos efluentes debido a su alto rendimiento, compacidad y flexibilidad de operación.

El objetivo de este trabajo consiste en proporcionar una estrategia de operación en un reactor SBR que produzca un efluente listo para ser vertido a alcantarillado público. Dada la limitada biodegradabilidad de la DQO presente en los efluentes líquidos de la digestión anaeróbica de purines de cerdo, suele ser necesario un tratamiento físico-químico como el proceso de coagulación/floculación, que en este estudio se ha insertado como una etapa de reacción del SBR.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### **Reactor SBR**

El tratamiento propuesto se ensayó en un reactor SBR de 3 litros de capacidad efectiva. Este reactor estaba dotado de 3 bombas peristálticas para llevar a cabo las operaciones de alimentación y purga, 2 compresores de aire, sondas de pH y oxígeno disuelto, baño termostático y sistemas de adquisición de datos y control. También se realizaron ensayos de respirometría *off-line* en el respirómetro descrito por Dosta *et al.* (2007).

### **Inóculo**

El reactor SBR se inoculó con biomasa procedente de lodo secundario de una estación depuradora de aguas residuales (EDAR) municipal, previamente adaptada al proceso de nitrificación/desnitrificación.

### **Agua residual**

En el presente estudio se trabajó con un efluente líquido de digestión anaeróbica de purines de cerdo procedente de una instalación centralizada de Lérida (España). Las características principales del agua residual se muestran en la Tabla 2, donde se observa que los mayores contaminantes de este efluente son la DQO (4,1 g DQO/L) y el nitrógeno amoniacal (2,3 g N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/L). Unas pruebas adicionales de respirometría permitieron observar que la DQO fácilmente biodegradable de este efluente era prácticamente inexistente, al proceder de una digestión anaeróbica previa.

### **Ensayos de coagulación/floculación (Jar tests)**

Los ensayos de coagulación/Floculación se realizaron en un floculador de laboratorio (Flocculator 2000, KEMIRA Kemwater) con los siguientes periodos y temporización: mezcla vigorosa (30''),



mezcla lenta (15') y decantación (20'). Los agentes coagulantes y floculantes se añadieron en el inicio de la mezcla vigorosa. La eficiencia del proceso de coagulación/floculación se determinó en base a los porcentajes de reducción de DQO y sólidos suspendidos (SS).

**Tabla 2.** Caracterización del efluente líquido de digestión anaeróbica de purines de cerdo estudiado.

Parámetro	Unidades	Valor medio	Rango
DQO total	(g DQO/L)	4,1	3,9-4,7
DQO soluble	(g DQO/L)	2,9	2,7-3,2
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	(g N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /L)	2,3	2,1-2,3
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	(mg N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> /L)	< 3	0-6
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	(mg N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /L)	n.d.	n.d.
pH	(-)	8,6	8,5-8,8
Sólidos totales (ST)	(g ST/L)	8,3	8,0-8,7
ST volátiles (STV)	(g STV/L)	4,0	3,9-4,1
Sólidos suspendidos (SS)	(g SS/L)	2,5	1,9-3,0
SS volátiles (ST)	(g SSV/L)	1,8	1,4-2,2
Alcalinidad/NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	(mol/mol)	1,78	1,46-1,98
DBO <sub>5</sub> /N	(g DBO <sub>5</sub> /g N)	0,21	0,19-0,27

n.d.: no detectado.

### Métodos analíticos

Las concentraciones de DQO, alcalinidad, amonio, nitrito, nitrato, sólidos totales (volátiles y no volátiles) y sólidos en suspensión (volátiles y no volátiles) fueron determinadas siguiendo los métodos descritos en *Standard Methods* (APHA, 1998).

## RESULTADOS Y CONCLUSIONES

### Tratamiento del sobrenadante de digestión anaeróbica de purines de cerdo mediante un reactor SBR biológico

Con el agua residual estudiada se realizó un estudio de optimización de su tratamiento en un reactor biológico secuencial por cargas (SBR). Las principales características del ciclo operativo optimizado para el tratamiento del efluente líquido de digestión anaeróbica de purines de cerdo se detallan en la Tabla 3. Dado que el agua residual prácticamente no posee DQO fácilmente biodegradable, se utilizó metanol en las etapas anóxicas para llevar a cabo la desnitrificación. El volumen de agua residual alimentado por ciclo se dividió en tres dosis para evitar que se alcanzaran concentraciones excesivamente elevadas de amoníaco libre en el interior del reactor, las cuales podrían resultar perjudiciales para la biomasa nitrificante. Por otro lado, se alternaron tres etapas aeróbicas y anóxicas dentro del ciclo operativo para llevar a cabo los procesos de oxidación de amonio a nitrito o nitrato (nitrificación, condiciones aeróbicas) y la posterior reducción del nitrito o nitrato producido a nitrógeno gas (desnitrificación, condiciones anóxicas). Mediante la alternancia de periodos de nitrificación y desnitrificación dentro del ciclo operativo se evita alcanzar elevadas concentraciones de nitrito que pueden afectar la actividad bacteriana.

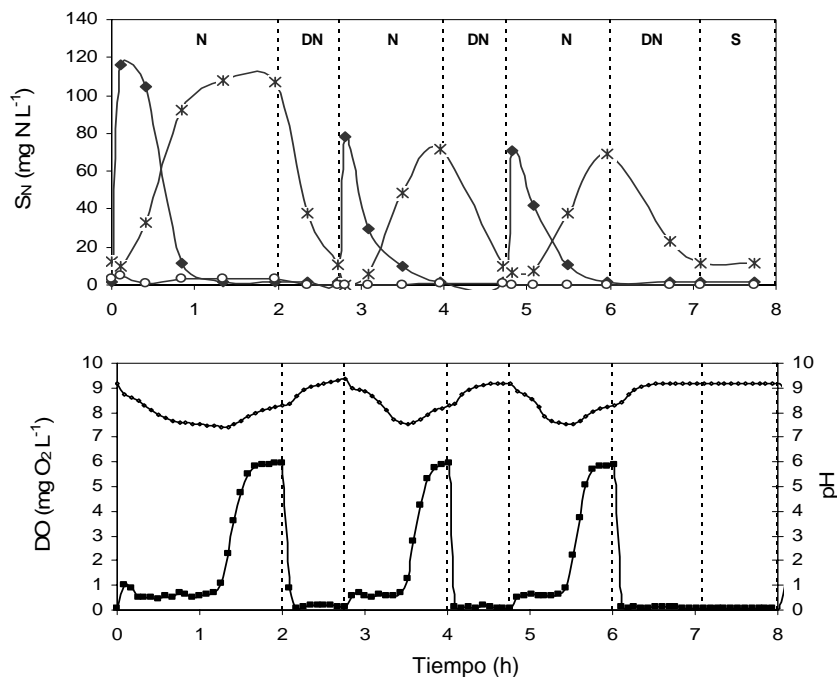
Asimismo, se controlaron especialmente dos parámetros de operación (la concentración de amoníaco libre y el nivel de oxígeno disuelto) para conseguir realizar el proceso de nitrificación/desnitrificación vía nitrito, lo cual supone una reducción del 25% de los costes de aireación y del 40% de la cantidad de DQO biodegradable necesaria para desnitrificar respecto al tratamiento convencional vía nitrato (Hellings *et al.*, 1999). Mediante análisis de respirometría, se observó que la biomasa capaz de oxidar amonio a nitrito (amonio-oxidante) no se veía afectada por concentraciones de amoníaco libre por debajo de 50 mg N-NH<sub>3</sub>/L (lo cual corrobora los resultados obtenidos por Kim *et al.* (2005) y Chung *et al.* (2005)) mientras que la biomasa oxidante de nitrito a nitrato (nitrito-oxidante) se ve altamente inhibida por concentraciones de amoníaco libre por encima

de 1,0 mg N-NH<sub>3</sub>/L (Anthonisen *et al.*, 1976; Wett y Rauch, 2003). Por tanto, en el ciclo operativo se trabajó con concentraciones máximas de N-NH<sub>3</sub> capaces de inhibir el paso de nitrito a nitrato sin afectar la actividad de la biomasa amonio-oxidante. Por otra parte, ensayos respirométricos también demostraron que la biomasa amonio-oxidante es mucho más afín al oxígeno disuelto que la biomasa nitrito-oxidante (Garrido *et al.*, 1997; Guisasola *et al.*, 2005; Dold *et al.*, 2007). De este modo, se trabajó bajo condiciones de limitación de oxígeno disuelto (0,8-1,0 mg O<sub>2</sub>/L) para perjudicar la oxidación del nitrito a nitrato. Mediante este sistema de control se consiguió llevar a cabo el proceso de nitrificación/desnitrificación vía nitrito, con el consecuente ahorro económico.

**Tabla 3.** Principales características de la estrategia de operación en el reactor SBR con y sin etapa de coagulación/floculación.

Parámetro	Unidades	Valor (SBR biológico)	Valor (SBR con coagulación/floculación)
Duración del ciclo	(h)	8	8
Tiempo de retención hidráulico	(días)	2,7	2,7
Porcentaje de eliminación DQO	(kg DQO/(m <sup>3</sup> día))	0,88	1,17
Porcentaje de eliminación nitrógeno	(kg N/(m <sup>3</sup> día))	0,87	0,87
Tiempo de retención celular	(días)	12	12
SSV	(g SSV/L)	7,1 – 7,8	7,5 – 8,0
SSV/SS	(-)	0,80 – 0,84	0,78 – 0,79
Temperatura	(°C)	32	32
Oxígeno disuelto	(mg O <sub>2</sub> /L)	< 1,0 mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup>	< 1,0 mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup>
Rango de pH	(-)	7,4 – 9,3	7,1 – 9,3

La Figura 1 muestra la evolución de las principales variables de estado a lo largo del ciclo operativo, donde se comprueba que el nitrógeno amoniacal es convertido a nitrito y no a nitrato. Como también se puede apreciar, se consiguieron porcentajes de eliminación de nitrógeno superiores al 98%. Sin embargo, el porcentaje de eliminación biológica de DQO (55-60%) no permitió asegurar que el efluente tuviera la calidad necesaria para ser vertido a alcantarillado. Por esta razón, se realizó un estudio para introducir dentro del ciclo operativo una etapa de coagulación/floculación y asegurar la calidad del efluente depurado.

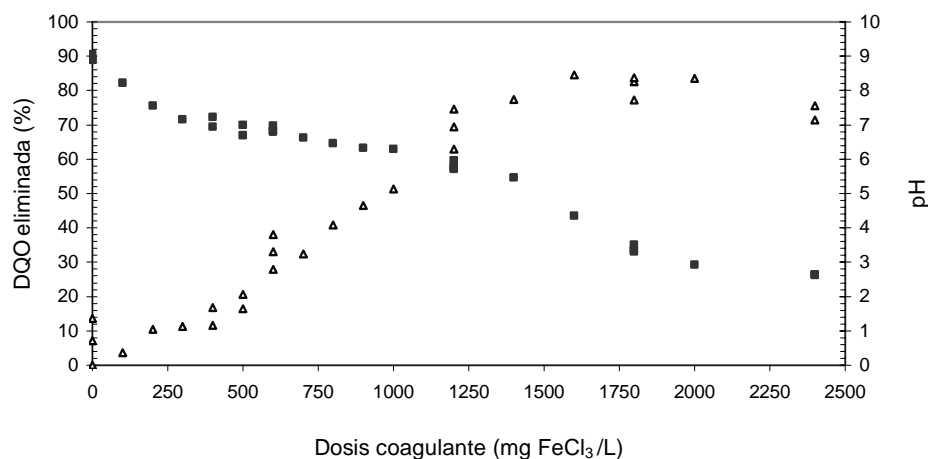


**Figura 1.** Perfiles de las variables de estado en el reactor SBR. N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (◆), N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> (X), N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (o), pH (o-o) y oxígeno disuelto (■). (N: Nitrificación; DN: Desnitrificación; S: Sedimentación y purga).

### Optimización de las condiciones de coagulación/floculación

El porcentaje de eliminación biológica de DQO observada fue insuficiente para conseguir un efluente listo para ser vertido a alcantarillado, dado el carácter recalcitrante de parte de la materia orgánica presente en los purines de cerdo (Laridi *et al.*, 2005). Por ello, se realizó un estudio de coagulación/floculación sobre el efluente extraído del reactor biológico SBR.

En unos estudios preliminares se observó que para el caso estudiado el agente coagulante que mejores resultados proporcionaba era el  $\text{FeCl}_3$  (con respecto a otras sales de hierro o aluminio) y que la adición de polielectrolitos catiónicos no mejoraba significativamente el proceso de coagulación/floculación. Se realizaron diversos ensayos 'Jar Test' utilizando concentraciones de coagulante entre 0 y 2500 mg  $\text{FeCl}_3/\text{L}$  sobre el efluente del reactor SBR. La Figura 2 muestra los porcentajes de reducción de DQO y el descenso de pH obtenidos para cada dosis de coagulante. El porcentaje de reducción de SS se mantuvo entre 8-15% sin una dependencia claramente marcada con la dosis de coagulante. De la Figura 2 se extrae que la dosis óptima de  $\text{FeCl}_3$  se encuentra alrededor de 800 mg  $\text{FeCl}_3/\text{L}$  que supone una DQO total en el efluente inferior a 1200 mg DQO/L y un descenso a un pH ligeramente superior a 6,0, lo cual es aceptable para el correcto desarrollo de la biomasa presente en el reactor. Asimismo, se realizaron ensayos de respirometría para detectar si la biomasa nitrificante se veía afectada negativamente por la adición de  $\text{FeCl}_3$  (Dosta *et al.*, 2008), observando que la actividad se mantenía invariable para las dosis ensayadas (0-1200 mg  $\text{FeCl}_3/\text{L}$ ). Por lo tanto, se procedió a insertar una etapa de coagulación/floculación dentro del ciclo operativo del SBR con una dosis de 800 mg  $\text{FeCl}_3/\text{L}$ .



**Figura 2.** Porcentajes de reducción de DQO (■) y pH en el efluente (Δ) durante los ensayos 'Jar test' utilizando  $\text{FeCl}_3$  como agente coagulante.

### Tratamiento del efluente mediante un reactor SBR biológico con una etapa de coagulación/floculación

La etapa de coagulación/floculación se insertó dentro del ciclo operativo en el último periodo anóxico. En esta etapa se realizó la adición de 800 mg  $\text{FeCl}_3/\text{L}$  referido al volumen de agua residual alimentado en cada ciclo. En la Tabla 3 se presentan los principales parámetros de operación de esta estrategia, donde se incrementaron los porcentajes de eliminación de DQO y SS con respecto a la estrategia exclusivamente biológica, manteniéndose el porcentaje de eliminación de nitrógeno por encima del 98%. Asimismo, la concentración de sólidos suspendidos dentro del reactor aumentó en un 10-14%. La evolución de los parámetros de operación en el ciclo operativo con la etapa de coagulación/floculación es muy semejante al de la Figura 1, pero con un ligero descenso del pH en los últimos minutos del ciclo debido a la adición de coagulante. La composición media del efluente obtenido con esta estrategia se halla en la Tabla 4, donde se comprueba que la calidad del efluente en cuanto a SS, DQO y compuestos nitrogenados es adecuada para su vertido a alcantarillado.

**Tabla 4.** Composición del efluente obtenido en el reactor SBR con una etapa de coagulación/floculación.

Componente	Unidades	Valor
DQO <sub>TOTAL</sub>	(g DQO/L)	1,27-1,48
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	(mg N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /L)	< 2
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	(mg N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> /L)	< 15
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	(mg N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /L)	n.d.
pH	(-)	8,2-8,5
Alcalinidad	(mmol/L)	18,0-20,4
ST	(g ST/L)	5,7-6,4
STV	(g STV/L)	2,1-2,9
SS	(g SS/L)	0,41-0,60
SSV	(g SSV/L)	0,25-0,37

n.d.: no detectado.

### Conclusiones

Una alternativa eficiente para la reducción de la DQO y el N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> presente en la fracción líquida del efluente de digestión anaeróbica de purines de cerdo es la utilización de un reactor SBR donde se combina un tratamiento de eliminación biológica de DQO y nitrógeno con una etapa de coagulación/floculación.

El ciclo operativo del SBR consiste en tres periodos aeróbicos/anóxicos donde se controla la concentración de amoníaco libre y oxígeno disuelto, con la finalidad de conseguir una eliminación biológica de nitrógeno vía nitrito, lo que supone un ahorro del 25% de los costes de aireación y el 40% de las necesidades de carbono orgánico para desnitrificar con respecto al tratamiento convencional vía nitrato. Debido al carácter recalcitrante de la DQO presente en el efluente estudiado, se requiere la incorporación de una etapa final de coagulación/floculación durante los últimos 15 minutos del ciclo operativo para satisfacer la legislación vigente en materia de vertido a alcantarillado.

La implantación de este tratamiento conduce a una reducción de DQO superior al 66%, una reducción de SS entorno al 74% y una eliminación biológica de nitrógeno por encima del 98%, obteniendo un efluente que satisface las especificaciones de DQO, compuestos nitrogenados y SS para ser vertido al alcantarillado.

### AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Educación y Ciencia, a través de los proyectos CTM 2005-02877 y NOVEDAR\_Consolider (CSD2007-00055). Los autores también desean agradecer a KEMIRA la concesión del floculador para realizar los ensayos 'Jar test' de este trabajo.

### REFERENCIAS

- Anthonisen, A.C., Loehr, R.C., Prakasam, T.B.S., Srinath, E.G. (1976). Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. *Journal of Water Pollution and Control Federation*, **48**(5), 835-852.
- APHA (1998). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 20th ed. American Public Health Association. Washington DC. USA.
- Chung, J., Shim, H., Lee, Y.W., Bae, W. (2005). Comparison of the influence of free ammonia and dissolved oxygen on nitrite accumulation between suspended and attached cells. *Environmental Technology*, **26**(1), 21-33.
- Dold, P.L., Fairlamb, P.M., Jones, R., Takács, I., Murthy, S. (2007). Sidestream modelling incorporated into whole plant simulation. *Proceedings CLONIC Final Workshop*, 114-122. 19-20th April. Barcelona.

- Dosta, J., Galí, A., Benabdallah El-Hadj, T., Macé, S., Mata-Álvarez, J. (2007). Operation and model description of a sequencing batch reactor treating reject water for biological nitrogen removal via nitrite. *Bioresource Technology*, **98**(11), 2065-2075.
- Dosta, J., Rovira, J., Galí, A., Macé, S., Mata-Álvarez, J. (2008). Integration of a coagulation/flocculation step in a biological sequencing batch reactor for COD and nitrogen removal of supernatant of anaerobically digested piggery wastewater. *Bioresource Technology*, en prensa (doi: 10.1016/j.biortech.2007.10.021).
- Garrido, J.M., van Benthum, W.A.J., van Loosdrecht, M.C.M., Heijnen, J.J. (1997). Influence of dissolved oxygen concentration on nitrite accumulation in a biofilm airlift suspension reactor. *Biotechnology and Bioengineering*, **53**(2), 168-178.
- Guisasola, A., Jubany, I., Baeza, J. A., Carrera, J., Lafuente, J. (2005). Respirometric estimation of the oxygen affinity constants for biological ammonium and nitrite oxidation. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, **80**(4), 388-396.
- Hellinga, C., van Loosdrecht, M.C.M., Heijnen, J.J. (1999). Model based design of a novel process for nitrogen removal from concentrated flows. *Mathematical and Computer Modelling of Dynamical Systems*, **5**(4), 351-371.
- Kim, D.J., Ahn, D.H., Lee, D.I. (2005). Effects of free ammonia and dissolved oxygen on nitrification and nitrite accumulation in a biofilm airlift reactor. *Korean Journal of Chemical Engineering*, **22**(1), 85-90.
- Laridi, R., Drogui, P., Benmoussa, H., Blais, J., Auclair, J.C. (2005). Removal of refractory organic compounds in liquid swine manure obtained from a biofiltration process using an electrochemical treatment. *Journal of Environmental Engineering*, **131**(9), 1302-1310.
- Lence, S. (2005). *What Can the United States Learn from Spain's Pork Sector? Implications from a Comparative Economic Analysis*. MATRIC Research Paper 05-MRP 12. September. Internet: [www.matric.iastate.edu](http://www.matric.iastate.edu).
- Teira-Esmatges, M.R., Flotats, X. (2003). A method for livestock waste management planning in NE Spain. *Waste Management*, **23**(10), 917-932.
- Wett, B., Rauch, W. (2003). The role of inorganic carbon limitation in biological nitrogen removal of extremely ammonia concentrated wastewater. *Water Research*, **37**(5), 1100-1110.



## Tratamiento mixto (anaerobio-aerobio) de residuos ganaderos: aplicación a escala real

Daniel Blanco<sup>1,\*</sup>, Xiomar Gómez<sup>1</sup>, María José Cuetos<sup>1</sup>, Luis Fernando Calvo<sup>1</sup>, Antonio Morán<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Instituto de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Biodiversidad. Escuela de Ingenieros Agrónomos. Universidad de León. Avenida de Portugal, 41. 24071 - León.

\* Autor de contacto: dblac@unileon.es

### Resumen

La Universidad de León está desarrollando un proceso planteado para el tratamiento de biorresiduos y especialmente orientado a las deyecciones ganaderas en estado sólido (30-70% de materia seca). Para ello, se ha construido un prototipo con un reactor de 25 m<sup>3</sup> de capacidad en el cual se trabaja a escala real. El tratamiento es mixto (alternancia de tratamiento anaerobio para la producción de biogás y aerobio para obtener compost). La fase anaerobia se corresponde con un sistema de digestión seca en discontinuo y una etapa, y la anaerobia con un compostaje estático con ventilación forzada. Este proceso trata de diferenciarse mediante su viabilidad en un rango bajo de capacidad de tratamiento (mientras que en los tratamientos biológicos convencionales predominan las plantas de gran tamaño), un control de proceso poco exigente y robusto (evitando agitación y partes móviles), y la combinación de la biometanización con el compostaje en un único reactor. En este trabajo se muestran los resultados de los primeros ensayos (con estiércol de bovino el primero y con gallinaza el segundo), en las que los sustratos han sido mezclados con material estructurante (restos de poda triturados). La fase de digestión anaerobia del estiércol de bovino arrojó buenos valores de eficacia biológica en relación a otros procesos: producción específica de metano de 476 L m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup> y producción de metano de 95 L CH<sub>4</sub> kg<sup>-1</sup> SV, con una alta carga orgánica (5,09 kg SV m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup>). En el caso de la fase de digestión de la gallinaza, problemas operativos relacionados con la estanqueidad impidieron la medición del biogás. En ambos ensayos los límites microbiológicos, la relación C/N y las temperaturas de higienización cumplieron con las limitaciones impuestas al compost y al compostaje por la legislación. El futuro desarrollo del proceso pasa por el uso adecuado de materiales estructurantes.

### Palabras clave

Compostaje; Digestión anaerobia; Estiércol; Gallinaza; Tratamiento mixto.

## INTRODUCCIÓN

La digestión anaerobia y la producción de biogás son tecnologías prometedoras para la producción de energía a partir de recursos renovables y para conseguir múltiples beneficios ambientales. Mientras que la digestión líquida (menos del 20% de materia seca) está bien establecida, la digestión seca (30-70% de materia seca) es aún objeto de investigación (Bergmair *et al.*, 2006). Actualmente se conocen varios procesos de fermentación seca en discontinuo como Bioferm, Bekon, 3A-Biogas (Blanco *et al.*, 2004) y SEBAC (O'Keefe *et al.*, 1993).

El Instituto de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Biodiversidad de la Universidad de León está trabajando en un proceso para el tratamiento biológico de residuos orgánicos orientado al rango más bajo de escala. El objetivo del proyecto es desarrollar un prototipo adaptado a pequeños productores de residuos (explotaciones ganaderas, pequeñas poblaciones, etc.) para valorizar estos residuos energéticamente (biogás) y en forma de fertilizante orgánico de calidad. Se han instalado dos plantas de tratamiento con reactores de 25 m<sup>3</sup> de capacidad. Una está en León y la otra en Weibern (Austria). Se están llevando a cabo ensayos a escala real en los prototipos y a escala semi-piloto en reactores de 60 L, estos últimos expuestos en Blanco *et al.* (2007).

El proceso consiste en un tratamiento en tres fases (aerobia, anaerobia, aerobia) en el cual se trata de obtener la máxima producción de metano y compost de calidad. El sustrato es un material sólido que permanece en el reactor durante el proceso sin ningún tipo de agitación o mezcla. Así, puede

describirse la fase anaerobia como una digestión seca estática y en discontinuo, mientras que las fases aerobias se corresponden con un compostaje estático en reactor con ventilación forzada. Estas características permiten reactores de pequeño tamaño debido a la alta concentración de material biodegradable en comparación con los tratamientos líquidos convencionales. El diseño del proceso también evita la producción de aguas residuales: el agua contenida en la materia prima permanece dentro del sistema (en un tanque de percolado) y se incorpora en los ciclos de tratamiento sucesivos de forma que la principal salida de agua la constituyen las purgas de condensaciones y agua contenida en los gases de salida. El proceso conlleva bajo coste y baja demanda de energía: la ausencia de partes móviles en el reactor simplifica el diseño de la planta y reduce el costo de mantenimiento de los equipos. Este diseño permite, en definitiva, la viabilidad económica de pequeñas plantas de tratamiento fundamentada en el bajo coste del sistema y en la sencillez del control de proceso.

Mientras que la segunda fase (anaerobia) sirve fundamentalmente para la generación de biogás, el propósito de la tercera fase (aerobia) es la estabilización y la higienización del sustrato para conseguir un producto con valor como compost. Otros estudios concluyen que la conversión de la materia orgánica en compuestos más estables es más eficaz en el compostaje que en la digestión anaerobia (Gómez *et al.*, 2007). Respecto a la primera fase, también aerobia, se justifica porque se ha demostrado que el pretratamiento de sustratos orgánicos mediante hidrólisis térmica aumenta la solubilización y mejora el rendimiento del proceso de producción de biogás. Aunque la información sobre el impacto de los pretratamientos térmicos en la digestión anaerobia es limitada (Mladenovska *et al.*, 2006), es justificable una fase inicial aerobia destinada a aumentar la temperatura. Por su parte, Nallathambi-Gunaseelan (1997) informa que una digestión seca en discontinuo (proceso BIOCEL) puede acelerarse con un compostaje parcial previo de dos semanas. La contrapartida de esta primera fase aerobia es la pérdida de material fácilmente biodegradable que revierte en una pérdida de potencial de producción de CH<sub>4</sub> (Mata-Álvarez *et al.*, 1990).

El control del proceso se basa en el manejo del lixiviado, cuya función es humedecer e inocular el sustrato, y de los gases (biogás o aire). Los residuos ganaderos, como la gallinaza y el estiércol bovino referidos en este artículo, mezclados con material estructurante, reúnen buenas cualidades como sustratos para este tipo de tratamiento.

## MATERIALES Y MÉTODOS

El sustrato del primer ensayo ha consistido en estiércol bovino mezclado con paja, junto con restos de poda triturados para mejorar la porosidad del medio. El sustrato del segundo ensayo ha sido gallinaza con paja acondicionada también con restos de poda triturados. Se presta especial atención a los resultados relacionados con la producción de biogás y a las características del proceso y el producto exigidas al compostaje y al compost según la normativa (Real Decreto 824/2005 sobre productos fertilizantes y Segundo Borrador de Directiva Europea Sobre Tratamientos Biológicos de Biorresiduos).

La planta piloto consiste en un reactor de 25 m<sup>3</sup> de capacidad y dimensiones 2,10 x 2,30 x 6,00 m<sup>3</sup>, donde tiene lugar el tratamiento del sustrato sólido, y de un contenedor donde se encuentra la mayor parte de los elementos que controlan el proceso: bombas, válvulas, dispositivos eléctricos, etc. (Figura 1). El reactor está sellado y comunicado con el contenedor de control mediante conducciones que permiten el intercambio de líquido y de gas (aire, aire agotado y biogás). En la parte inferior del reactor hay un falso suelo perforado (agujeros de 1 cm de diámetro y marco de 10 x 10 cm) para la circulación de gases en sentido ascendente y el drenaje del líquido en sentido descendente. Los gases son impulsados con un ventilador que toma aire de la atmósfera o recircula el gas del reactor dependiendo de las necesidades del proceso (oxigenación o calefacción respectivamente). La aireación se efectúa por tanto mediante ventilación forzada positiva. El



registro de la unidad de control almacena las medidas de temperaturas en el reactor (en cinco lugares distintos del mismo), contenido en  $O_2$  y  $CH_4$  en la fase gaseosa del reactor, volumen de biogás extraído, volumen de líquido aplicado al sustrato por las duchas, pH del lixiviado y presiones en las zonas superior e inferior del reactor. Se tomaron muestras de lixiviado dos veces a la semana para aplicarles los mismos análisis que a los digeridos de los ensayos de digestión húmeda. Se realizaron también a los materiales de entrada y salida análisis elemental e inmediato, de contenido en nutrientes (N, P, K) y C orgánico y microbiológicos.



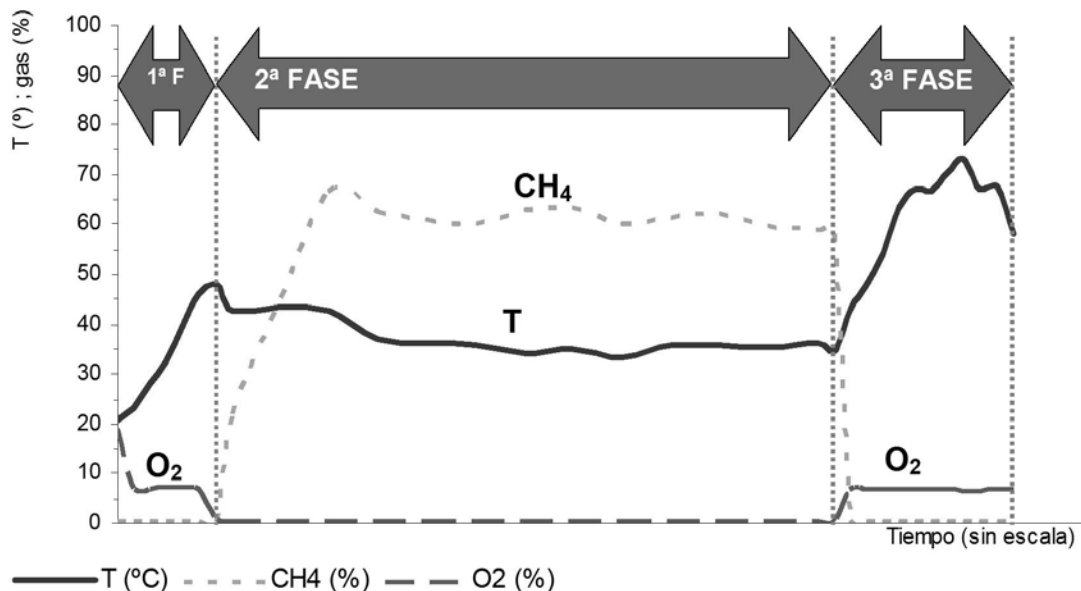
**Figura 1.** Vista exterior de la planta piloto de tratamiento mixto.

De acuerdo con el diseño inicial del proceso, hay una primera fase aerobia opcional. Puede tener una duración de hasta 6 días dependiendo del tipo de sustrato, y puede alcanzar una temperatura de hasta  $45^{\circ}C$ . A continuación se inicia la fase anaerobia y la producción de biogás, que transcurre en el rango mesófilo de temperaturas (en torno a  $35^{\circ}C$ ). En esta fase se activa la circulación de percolado para acelerar la formación de metano mediante el reparto de microorganismos y para mantener la humedad y evitar la eventual acidificación del sustrato. La duración de la fase anaerobia se decide en función de los valores de biogás extraído y velocidad de extracción de biogás en relación al potencial de cada sustrato. Finalmente tiene lugar una fase aerobia que da lugar a un aumento de temperatura (hasta  $70^{\circ}C$ ) que produce la higienización y estabilización. Esta fase también es variable según el tipo de material y los requisitos de madurez y características biológicas exigidas del producto final. El compost debe extraerse para someterse a una maduración final y para poder comenzar un nuevo ciclo en el reactor. La Figura 2 ilustra el desarrollo ideal del proceso atendiendo a las concentraciones de  $CH_4$  y  $O_2$  y la temperatura.

## RESULTADOS Y CONCLUSIONES

Las Figuras 3 y 4, obtenidas a partir del registro de la planta piloto en los tratamientos de estiércol y gallinaza respectivamente, muestran la evolución de las concentraciones de  $CH_4$  y  $O_2$  en la fase gaseosa del reactor y dan una visión general de la duración de las fases. En el tratamiento con estiércol bovino, el volumen ocupado inicialmente por el sustrato en el reactor fue de  $17 m^3$ . La producción total de biogás fue de  $473 m^3$  y la de  $CH_4$ , de  $198 m^3$ . La riqueza media de  $CH_4$  en el biogás fue del 42% y la máxima, del 54%. El producto salido de la tercera fase (aerobia) tenía un

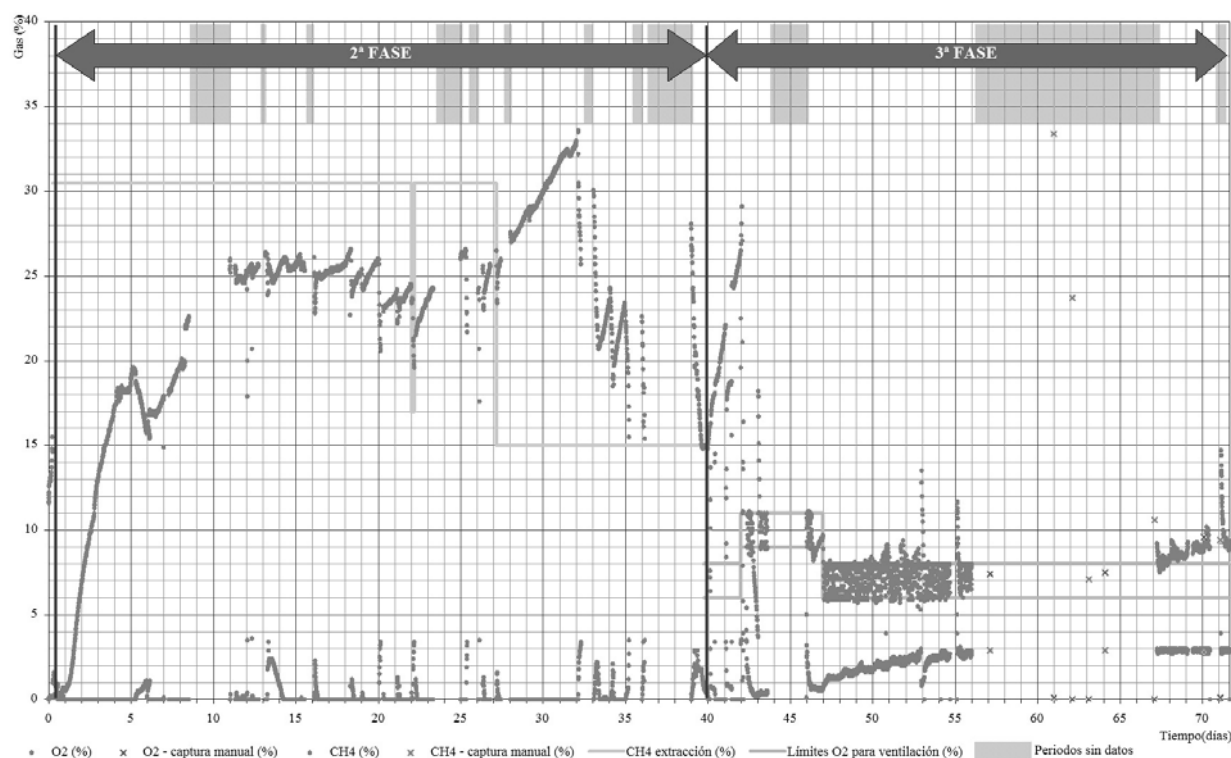
70,5% de SV (base seca), y el producto tras la maduración, un 55,6 %. La destrucción de sólidos volátiles tras la carga fue del 11%, y si se incluye la maduración en el exterior, del 30%. Respecto a los límites microbiológicos, se observa una reducción de las poblaciones de enterobacterias, coliformes fecales y *E. coli*. *Salmonella* estuvo ausente desde el inicio de la carga y *E. coli* no se detectó tras la carga, con lo que se cumple el límite exigido por la ley de fertilizantes (1000 NMP/g). La materia orgánica total del producto (43%) superó al 35% exigido como mínimo al compost. La relación C/N del producto del tratamiento fue 11,9; inferior a 20 (valor máximo exigido según el RD 824/2005) (Tabla 1).



**Figura 2.** Desarrollo ideal del proceso de tratamiento mixto atendiendo a la evolución de las concentraciones de oxígeno y metano en la fase gaseosa y de la temperatura en el reactor.



**Figura 3.** Evolución de las concentraciones de O<sub>2</sub> y CH<sub>4</sub> en la fase gaseosa del reactor durante el tratamiento de estiércol de bovino en planta piloto.



**Figura 4.** Evolución de las concentraciones de O<sub>2</sub> y CH<sub>4</sub> en la fase gaseosa del reactor durante el tratamiento de gallinaza en planta piloto.

**Tabla 1.** Visión general de los tratamientos a escala piloto.

Parámetros	Tratamiento de estiércol bovino	Tratamiento de gallinaza
Duración de las fases		
aerobio-anaerobio-aerobio-maduración (días)	2-38-17-120	0,2-40-32-0
Destrucción de SV (%)	30	26
Materia orgánica del producto (%)	47,6	48,3
Relación C/N del producto (%)	10,6	13,4
Análisis microbiológico [inicial – final]		
Enterobacterias (ufc g <sup>-1</sup> )	1,1·10 <sup>7</sup> – 8,9·10 <sup>5</sup>	4,5·10 <sup>3</sup> – ND
Coliformes fecales (ufc g <sup>-1</sup> )	5,0·10 <sup>5</sup> – ND	4,8·10 <sup>6</sup> – ND
<i>E. coli</i> (ufc g <sup>-1</sup> )	2,7·10 <sup>5</sup> – ND	ND – ND
<i>Salmonella</i> (en 25 g)	Ausencia – Ausencia	Ausencia – Ausencia
Temperatura de higienización en aerobio (°C)	58,2	62,7
Parámetros de producción de biogás		
Producción de biogás (m <sup>3</sup> )	473	--
Prod. específica de CH <sub>4</sub> (L kg <sup>-1</sup> SV)	95	--
Concentración media de CH <sub>4</sub> (%)	42	--
Concentración máxima de CH <sub>4</sub> (%)	54	--

En cuanto al ensayo con gallinaza, la carga fue de 15,5 m<sup>3</sup>, de los cuales un 42% eran de material estructurante (restos de poda triturados). El proceso comenzó directamente con la fase anaerobia. En este caso, la permanente entrada de oxígeno al reactor impidió que la metanogénesis transcurriera de la manera esperada, por lo que se omiten comentarios relativos a la producción de biogás. El valor representativo de SV del producto final fue 56% (base seca). La destrucción de SV durante el proceso fue del 26%. Si se observan los criterios que el producto debe cumplir para ser un compost, las condiciones microbiológicas se satisfacen porque no se detectan enterobacterias, coliformes fecales ni *Salmonella*. El contenido en materia orgánica del producto, un 48%, estaba

por encima del 35% (mínimo exigido) y la relación C/N es 13,4, valor menor que el máximo permitido (20). En ambos casos las fases aerobias tuvieron un buen comportamiento a la vista de la respuesta de las temperaturas a la aireación (ver temperatura de higienización en aerobio, Tabla 1). Las condiciones anaerobias previas a las aerobias no afectaron significativamente el arranque de la última fase.

Para la evaluación de la fase de digestión anaerobia desde el punto de vista de la eficacia biológica se deben utilizar los parámetros de carga orgánica y producciones específicas de metano, según indica Mata-Álvarez (2002). La Tabla 2 compara los resultados del ensayo realizado con estiércol de bovino con los obtenidos en otras fuentes atendiendo a dichos parámetros.

**Tabla 2.** Comparación de los resultados de la digestión seca en discontinuo de estiércol con otras referencias.

Referencia	Sustrato	Volumen del reactor (m <sup>3</sup> )	Descripción del reactor	T (°C)	TRH (días)	Carga orgánica (kg SV m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup> )	Prod. biogás (L kg <sup>-1</sup> SV)	Producción CH <sub>4</sub> (L kg <sup>-1</sup> SV)	Producción específica de biogás (L m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup> )	Producción específica de CH <sub>4</sub> (L m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup> )
Møller <i>et al.</i> (2004)	Estiércol bovino	0,001	Laboratorio, según ISO 11734 (evaluación de la biodegradabilidad última)	35,0	--	--	247	148	--	--
Blanco <i>et al.</i> (2007)	Estiércol bovino	0,06	Semi-piloto, seco estático en discontinuo	37,0	56	1,11	263	144	282	160
Blanco <i>et al.</i> (2007)	Estiércol bovino	0,06	Semi-piloto, seco estático en discontinuo, tiempo optimizado	37,0	36	1,73	188	107	327	186
Lübken <i>et al.</i> (2007)	Estiércol bovino + forraje	3,5	Planta piloto en semi-continuo con agitación	38,0	20	3,20	--	--	--	--
Friman (1984)	Estiércol bovino	324	Reactor para purines en continuo	37,0	15,3	5,60	140	84	800	480
Friman (1984)	Estiércol bovino	324	Reactor para purines en continuo	33,2	19,9	4,40	150	90	700	420
Este trabajo	Estiércol bovino	25	Planta piloto, seco estático en discontinuo	33,3	38	5,09	222	95	1131	476

Cabe destacar el buen resultado de producción específica tanto de biogás como de metano (1131 y 476 L m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup> respectivamente). Esto indica que el aprovechamiento del espacio para la obtención de energía es alto (como es de esperar en una digestión seca con gran concentración de materia orgánica en el reactor). Sólo los resultados documentados por Friman (1984), provenientes de un digestor de purines de 324 m<sup>3</sup> e instalado en una granja, son similares. El aprovechamiento energético la materia orgánica (95 L CH<sub>4</sub> kg<sup>-1</sup> SV) es del mismo orden que en las plantas de escalas similares pero menor que en las plantas de pequeña escala, en las que varía entre 107 (Blanco *et al.*, 2007) y 148 (Møller *et al.*, 2004) L CH<sub>4</sub> kg<sup>-1</sup> SV. Hay que tener presente que los ensayos en laboratorio permiten un alto grado de control y replicación, además del empleo de pequeñas cantidades de materiales y otros recursos, las escalas pequeñas no representan necesariamente las condiciones reales (Mason y Milke, 2005). La experimentación a grandes escalas es de difícil

control y su reproducibilidad, limitada. Con frecuencia, y así ocurre en este caso, a gran escala se trabaja por debajo de las condiciones ideales y éstas son variables de un ensayo a otro.

Tanto los experimentos de laboratorio como los primeros ensayos a nivel de planta piloto muestran la viabilidad técnica de un proceso mixto que será optimizado en posteriores ensayos. La combinación de dos tipos de proceso (anaerobio-aerobio), que produce un efecto sinérgico, se añade a las singularidades de este tratamiento mixto (pequeña escala, bajo coste, tratamiento de sólidos sin generación de aguas residuales). Por tanto puede ser una solución idónea para una generación descentralizada de energía renovable y para la gestión de biorresiduos generados en zonas aisladas (incluyendo residuos agroganaderos).

El futuro desarrollo del proceso pasa por uso adecuado de materiales estructurantes. A partir del proceso optimizado se podrá iniciar una evaluación precisa del mismo desde el punto de vista ambiental, energético y económico y se podrá confirmar su viabilidad económica.

## AGRADECIMIENTOS

El desarrollo de este trabajo ha sido posible gracias al proyecto ENE2005-08881-C02-01 (Ministerio de Educación y Ciencia), financiado con fondos FEDER, y al proyecto VA-03-C3-2 llevado a cabo con el Instituto de Tecnología Agraria de Castilla y León.

## REFERENCIAS

- Bergmair, J., Haberbauer, M., Blanco, D., Morán, A., Müller, H. (2006). 3A-biogas – Three step fermentation of solid state biowaste for biogas production and sanitation. *Proceedings of First Mediterranean Congress on Chemical Engineering for Environment*. Venecia, Italia.
- Blanco, D., Bergmair, J., Gil, M.V., Calvo, L.F., Morán, A. (2007). Batch dry anaerobic digestion of biowaste: optimization of the process. *Workshop on Anaerobic Digestion in Mountain Area and Isolated Rural Zones*. Junio. Chambéry, Francia.
- Blanco, D., Gómez, X., Calvo, L.F., Morán, A. (2004). Proceso de obtención de biogás y residuo estabilizado 3A-biogás©. *Tecno-Ambiente*, **141**, 7-8.
- BOE (2005). Real Decreto 824/2005, de 8 de julio de 2005, sobre productos fertilizantes. Boletín Oficial del Estado. 19 de julio de 2005, **171**, 25592.
- Friman, R. (1984). Monitoring anaerobic digesters on farms. *Journal of Agricultural Engineering Research*, **29**(4), 357-365.
- Gómez, X., Díaz, M.C., Cooper, M., Blanco, D., Morán, A., Snape, C.E. (2007). Study of biological stabilization processes of cattle and poultry manure by thermogravimetric analysis and <sup>13</sup>C NMR. *Chemosphere*, **68**(10), 1889-1897.
- Lübken, M., Wichern, M., Schlattmann, M., Gronauer, A. y Horn, H. (2007). Modelling the energy balance of an anaerobic digester fed with cattle manure and renewable energy crops. *Water Research*, **41**(18), 4085-4096.
- Mason, I.G., Milke, M.W. (2005). Physical modelling of the composting environment: A review. Part 1: Reactor systems. *Waste Management*, **25**(5), 481-500.
- Mata-Álvarez, J. (ed.). (2002). *Biomethanization of the Organic Fraction of Municipal Solid Wastes*. IWA Publishing.
- Mata-Álvarez, J., Cecchi, F., Pavan, P., Llabres, P. (1990). The performances of digesters treating the organic fraction of municipal solid wastes differently sorted. *Biological Wastes*, **33**(3), 181-199.
- Mladenovska, Z., Hartmann, H., Kvist, T., Sales-Cruz, M., Gani, R., Ahring, B.K. (2006). Thermal pretreatment of the solid fraction of manure: impact on the biogas reactor performance and microbial community. *Water Science and Technology*, **53**(8), 59-67.
- Møller, H.B., Sommer S.G., Ahring, B.K. (2004). Methane productivity of manure, straw and solid fractions of manure. *Biomass and Bioenergy*, **26**(5), 485-495.
- Nallathambi-Gunaseelan, V. (1997). Anaerobic digestion of biomass for methane production: A review. *Biomass and Bioenergy*, **13**(1-2), 83-114.

O'Keefe, D.M., Chynowth, D.P., Barkdoll, A.W., Nordstedt, R.A., Owens, J.M., Sifontes, J. (1993). Sequential batch anaerobic composting of municipal solid waste (MSW) and yard waste. *Water Science and Technology*, **27**(2), 77-86.

## Estudio preliminar sobre la separación física sólido-líquido de purines para su reutilización

Sonia Martínez, Pau Ferrer, Begoña Cebrián, José Bernace, Manolo Lainez, Enrique Moltó, Ricardo Suay.

Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias (IVIA). Ctra. Moncada-Náquera, km 4,5. 46113 - Moncada, Valencia.

\* Autor de contacto: rsuay@ivia.es

### Resumen

Con la finalidad de obtener un efluente líquido apto para su reutilización en granja, bien para limpieza bien para irrigación, se ha diseñado un sistema de manejo y tratamiento de purines que consta de una serie de dispositivos de separación sólido-líquido. En dicho sistema el purín es sometido a la separación física producida por una prensa de tornillo que puede trabajar de forma individual o como tratamiento previo a una centrifuga horizontal. La parte líquida se deja sedimentar en un depósito, desde el que es dirigida, a través de un depósito de regulación, a nueve filtros lentos de arena (3 repeticiones de 3 tipos de arenas), donde termina el proceso de separación y queda dispuesta para su reutilización.

### Palabras clave

Centrífuga; Eficacia; Eficiencia energética; Filtro lento de arena; Prensa tornillo; Reutilización de agua.

## INTRODUCCIÓN

El principal problema de los residuos ganaderos, y en particular de los purines, es la concentración de su producción en determinadas áreas geográficas superando la capacidad de aceptación del medio. La aplicación excesiva de residuos ganaderos al suelo contribuye a la contaminación de las aguas, tanto superficiales como subterráneas, debido a la elevada presencia en éstos de nutrientes y organismos patógenos (Campos, 2001), lo que puede dar lugar a un detrimento de la calidad de las aguas para el consumo humano, especialmente debido a un exceso de nitratos (Hernández, 2006). Además, la elevada presencia de nutrientes contribuye a la contaminación del suelo tanto por acumulación como por los desequilibrios ocasionados entre estos elementos. También es importante resaltar los efectos ocasionados sobre la atmósfera como son la producción de olores desagradables, que afecta en numerosas ocasiones a la población circundante, las emisiones gaseosas de  $\text{NH}_3$ ,  $\text{SH}_2$ ,  $\text{NO}_x$  y compuestos orgánicos volátiles, que contribuyen a la lluvia ácida y al efecto invernadero, y de forma relevante la generación de metano, uno de los gases de mayor importancia en el cambio climático. Finalmente, se debe destacar que los purines de cerdo contienen diversos organismos patógenos susceptibles de transmitirse al ser humano través de las aguas o de la atmósfera (Bicudo y Goyal, 2003).

La mayoría de las granjas porcinas de la Comunidad Valenciana son de tamaño pequeño y mediano (MAPA, 2002). Se trata principalmente de granjas familiares con grandes dificultades, tanto económicas como de recursos humanos, para aplicar las técnicas actuales recomendadas en el manejo de purines. Por ello, el método de gestión de purines predominante en estas explotaciones consiste en esparcir los purines en tierras agrícolas y forestales colindantes, después de unos meses de estancia en balsas (lagunaje). Esto conlleva importantes riesgos de contaminación medioambiental, especialmente en las zonas de la Comunidad catalogadas como zonas vulnerables (Decreto 13/2000).

Al mismo tiempo, la escasez de recursos hídricos unida al carácter estacional y torrencial de las precipitaciones hacen de la Comunidad Valenciana una región semiárida que justifica plenamente la

adopción de sistemas de manejo de purines que, además de ser respetuosos con el medio ambiente y económicamente viables, proporcionen agua disponible. Una de las ventajas más importantes que se obtienen realizando una gestión de los purines de manera sostenible es que prevalezca la valorización de los purines frente a su eliminación. Así lo recomienda la política comunitaria de Residuos y la Ley 10/1998, que en su artículo 11.2. obliga a que todo residuo potencialmente reciclable o valorizable se destine a estos fines. De este modo, una alternativa adecuada puede ser la reutilización de la fracción líquida en la propia granja, bien en irrigación bien en limpieza.

La separación de sólidos se utiliza como tratamiento complementario en la digestión biológica y la deshidratación térmica, o para la reutilización del efluente. Se han descrito diversos sistemas físicos de tratamiento de purines, tales como centrifugas y prensas, comúnmente denominados separadores mecánicos, que producen un efluente apto para ser esparcido en campo o para ser reutilizado en granja, además de un material valorizable mediante compostaje (Melse y Verdoes, 2005).

La prensa de tornillo se compone de un sinfín central, que fuerza el purín a pasar a través de un tamiz cilíndrico, separando por un lado una fracción sólida y por otro una fracción líquida. Con una concentración de sólidos totales del 5% en el purín de entrada, Watts *et al.* (2002) obtuvieron reducciones de entre un 25-40% de sólidos totales utilizando un tamiz de 0,5 mm. Aunque su eficacia varía en función de las propiedades del purín, el contenido de sólidos totales retenidos en la parte sólida oscila entre un 20-60% (Campos *et al.*, 2004). Se han demostrado reducciones de entre un 6 y un 24% de nitrógeno total Kjeldahl, de entre un 15-29% de fósforo total (Chastain *et al.*, 2005; Gooch *et al.*, 2005; Westerman y Arogo, 2005) y de un 30-60% en el caso de la demanda química de oxígeno (DQO) (Campos *et al.*, 2004).

Existen dos tipos de centrifugas, las de eje horizontal o decantadoras centrifugas (*decanter*) y las de eje vertical o *centrisieve*. La centrifuga utilizada en nuestra experiencia es del primer tipo. En ella, un cilindro horizontal gira a grandes velocidades y en continuo separando, por efecto de la fuerza centrífuga, la fracción líquida, que se deposita en la cara externa, de la sólida que queda en el interior de dicho cilindro y es forzada a salir por la acción de un rascador interno. Las centrifugas son muy eficaces en la separación de sólidos con contenidos de humedad relativamente bajos. Este tipo de centrifuga elimina alrededor del 35-45% de los sólidos totales de los purines (Watts *et al.*, 2002). En cuanto a la eficacia de separación de nutrientes esta oscila entre un 10-40% en el caso del nitrógeno y un 40-80% en el caso del fósforo, así como un 30-60% de la DQO (Campos *et al.*, 2004).

Igualmente se han propuesto sistemas a base de filtros de arena como una alternativa eficiente al clásico esparcimiento en campo, o filtros verdes para aguas de salas de ordeño (Rodgers *et al.*, 2005). La filtración lenta en arena es un método interesante para el tratamiento avanzado de efluentes para su reutilización (Adin, 2003), además se utiliza para el tratamiento de aguas potables por sus características de sencillez, bajo coste, eficiencia y fiabilidad, siendo una de las técnicas más antiguas y efectivas para el tratamiento de agua. Este tratamiento ha sido reconocido por la agencia de protección ambiental de Estados Unidos como un técnica adecuada para pequeños sistemas de tratamiento (USEPA, 1999) e igualmente recomendada por la Organización Mundial de la Salud para fomentar el desarrollo de determinadas ciudades. Los filtros de arena no sólo realizan un tratamiento físico del efluente (eliminando sólidos) sino que debido a la presencia de microorganismos que se adhieren a las arenas también son capaces de eliminar amonio y fósforo del mismo (Crites y Tchobanoglous, 1998; Kang *et al.*, 2003). Los filtros de arena producen un efluente de alta calidad con reducciones importantes de la demanda biológica de oxígeno (DBO). Asimismo, pueden lograr reducciones significativas de bacterias coliformes fecales (USEPA, 1999).

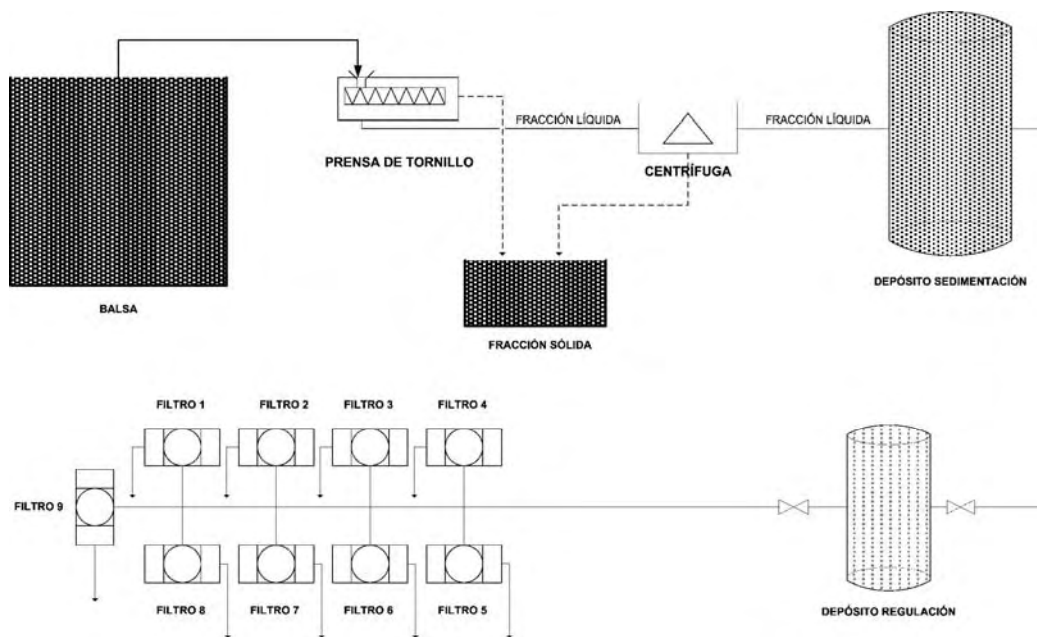
El objetivo de este trabajo consiste en el desarrollo y la evaluación de un sistema de tratamiento de purines basado en la separación sólido-líquido, compuesto por una prensa de tornillo y una



centrífuga a las que se agrega un sistema de filtración lenta en arena como medio para producir un efluente líquido apto para la irrigación y la reutilización en granjas.

## MATERIALES Y MÉTODOS

La Figura 1 muestra un esquema del sistema de separación sólido-líquido (S/L) y filtración instalado en la granja experimental del IVIA en Segorbe (Castellón). Se han ensayado y evaluado dos dispositivos alternativos de separación, una prensa de tornillo (5,5 kW y paso de malla 0,5 mm) y una centrífuga (5500 rpm y anillos de regulación de 146 mm de diámetro). El efluente líquido resultante es bombeado hasta un tanque de sedimentación de 1000 L desde donde es conducido a un tanque de regulación que alimenta los diferentes filtros de arena ensayados. El tanque de regulación, de flujo ascendente de 36 cm de gravilla (55 cm de diámetro y 115 cm de profundidad), actúa como prefiltro.



**Figura 1.** Esquema del proceso de separación sólido/líquido ensayado.

La cantidad de residuos producida en granja depende del tipo de animal y del sistema de manejo de la granja (sistema de alimentación, bebederos, sistema de limpieza, etc.). Su composición varía según la dieta alimentaria, el estado fisiológico de los animales, la edad del purín y las prácticas de manejo de cada granja (Campos, 2001). Para caracterizar el tipo de purín a tratar, se realizaron análisis físicos y químicos del purín (purín bruto) antes de realizar los tratamientos (Tabla 1). Se ha analizado DBO<sub>5</sub>, DQO, nitrógeno Kjeldahl (N<sub>TK</sub>), nitrógeno amoniacal (N<sub>A</sub>), nitratos (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), fósforo total (P<sub>T</sub>), fosfatos (PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>), sólidos totales (ST), sólidos en suspensión (SS) y sólidos volátiles (SV) siguiendo los métodos oficiales de análisis del MAPA (1999), los métodos normalizados UNE e ISO y algunas Prácticas Normalizadas de Trabajo (PNT) acreditadas por la ENAC (Entidad Nacional de Acreditación).

Se puede observar en los resultados de caracterización del purín bruto (Tabla 1) que no se corresponde con ninguna de las caracterizaciones individuales realizadas según las distintas categorías de explotaciones (producción de lechones, cebaderos, etc.) pues se trata de una granja experimental en la que conviven todas ellas. Tanto los nutrientes (nitrógeno y fósforo) como la DBO<sub>5</sub> y la DQO presentan valores muy elevados comparados con las analíticas de purín presentadas por diversos autores (Kruger *et al.*, 1995; Ministerio de Agricultura de Chile, 2002;

Hernández, 2006; Moral *et al.*, 2008). La DBO<sub>5</sub> cuantifica el valor de la contaminación de un efluente ya que mide el consumo de oxígeno por parte de bacterias aerobias que para su desarrollo utilizan la materia orgánica como alimento y la DQO representa la cantidad de oxígeno necesario para oxidar la materia orgánica disuelta en la fase líquida. La relación entre éstas indica el grado de biodegradabilidad de un efluente y puesto que la relación DBO/DQO en este caso es prácticamente de 0,5 podemos concluir que el purín presenta un grado satisfactorio de biodegradabilidad.

**Tabla 1.** Análisis de caracterización del purín bruto realizado en cuatro muestras.

Muestra	DBO <sub>5</sub> (mg O <sub>2</sub> /L)	DQO (mg O <sub>2</sub> /L)	N <sub>TK</sub> (mg/L)	N <sub>A</sub> (mg/L)	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	P <sub>T</sub> (%)	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/L)	ST (%)	SS (mg/L)	SV (%)
1	32000	77700	4900	3400	12	1,70	1630	4,2	26000	44
2	29000	79300	4700	3200	< 10	1,00	800	4,0	28000	68
3	29000	43500	4800	3100	< 10	2,63	1970	3,8	28000	67
4	31700	55100	4800	3000	< 10	2,24	1830	4,9	39000	72
Medias	30425	63900	4800	3175	< 10	1.89	1558	4.2	30250	63

Con el fin de evaluar la eficacia de separación de cada uno de los sistemas mecánicos se analizó el purín antes y después de cada tratamiento y se determinaron las características físicas y químicas del efluente obtenido. Los parámetros determinados: ST, SV, SS, DBO<sub>5</sub>, DQO, N<sub>TK</sub>, N<sub>A</sub>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> y P<sub>T</sub> fueron analizados según los métodos establecidos en MAPA (1999), UNE, ISO y PNT. Asimismo, para evaluar la eficiencia de los equipos de separación mecánica se determinó el gasto energético y el tiempo que cada máquina invertía en tratar un volumen de purín de 1500 L. Se utilizaron dos modos de trabajo en cada equipo y se combinaron dando lugar a los seis tratamientos (T1-T6) enumerados a continuación:

- T1: Prensa de tornillo (60 kg de presión en el tapón).
- T2: Prensa de tornillo + Centrífuga al 50% de caudal máximo (1,25 L/s).
- T3: Prensa de tornillo + Centrífuga al 100% de caudal máximo (2,08 L/s).
- T4: Prensa de tornillo con sobrepresión (presión extra de 23 kg en el tapón).
- T5: Prensa de tornillo con sobrepresión + Centrífuga al 50% de caudal máximo (0,9 L/s).
- T6: Prensa de tornillo con sobrepresión + Centrífuga al 100% de caudal máximo (2,08 L/s).

Los tamaños de arena utilizados y la altura de los filtros son los parámetros clave que definen la eficacia de la filtración en arena (Visscher, 1990). Según los estudios realizados por diversos autores, los filtros lentos de arena eliminan entre un 60-80% de sólidos en suspensión cuando el tamaño de arena es de unos 0,6 mm mientras que el uso de un tamaño de arena menor no se justifica ya que la obtención de una pequeña mejora en la eficacia de separación de este tipo de sólidos hace aumentar desproporcionadamente los tiempos de residencia (Farooq *et al.*, 1993; Adin, 2003).

Para estudiar el efecto del tamaño de las arena en la eficacia del tratamiento se ha diseñado el Tratamiento 7. Se han construido 9 columnas filtrantes (30 cm de diámetro y 100 cm de profundidad), y se han rellenado con arenas de distintas granulometrías (0,7 mm 0,4-0,8 mm y 1,4-2,5 mm) hasta una altura de 60 cm, siguiendo las recomendaciones de la Agencia de Protección del Medio Ambiente de EEUU (USEPA, 1999). En las partes superior e inferior de las columnas se han dispuesto capas de 10 cm de gravilla para facilitar el drenaje y para conseguir una distribución uniforme del efluente en la superficie del filtro. Cada una de estas columnas recibe diariamente una carga de 14,4 L de efluente pretratado repartido en doce dosis. El tratamiento 7 (T7) se divide así en tres tratamientos correspondientes a los tres tipos de arenas de diferente grosor evaluados:

- T7: Tratamiento 6 + Filtros de arena.
  - T7.1: Filtro de arena de 0,7 mm.
  - T7.2: Filtro de arena de 0,4-0,8 mm.
  - T7.3: Filtro de arena de 1,4-2,5 mm.

El comportamiento de cada tipo de columna filtrante se ha caracterizado muestreando a la salida de cada uno de los filtros de arena. En cada muestra se midió pH y conductividad eléctrica (APHA *et al.*, 2005). También se ha obtenido la distribución del tamaño de partículas con una serie de tamices de tamaño decreciente (Møller *et al.*, 2002), determinando así la eficacia de separación de cada columna filtrante mediante ratios de masa de sólidos. Para realizar un seguimiento completo del efluente desde su recogida en la balsa de captación se ha realizado este análisis granulométrico también a los tratamientos anteriores (T1 a T6).

## RESULTADOS Y CONCLUSIONES

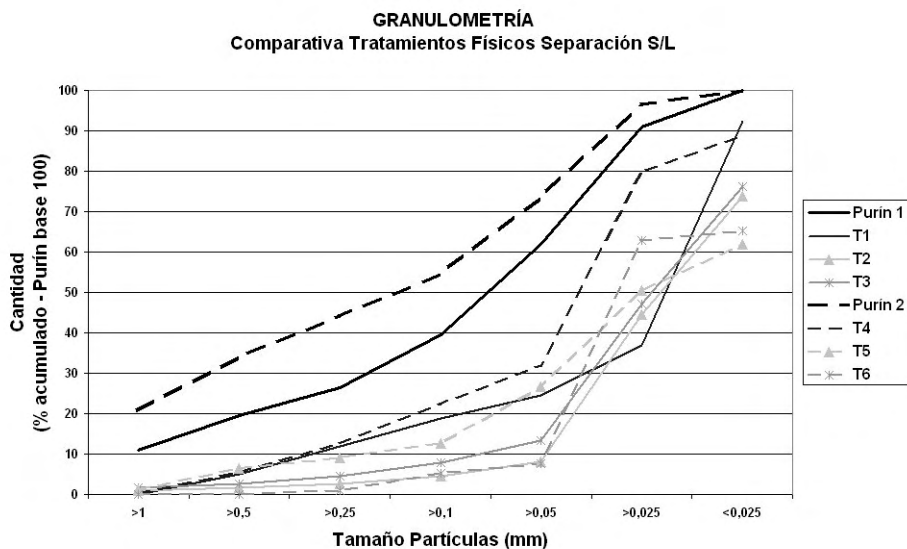
El sistema diseñado ha sido construido e instalado en el Centro de Investigación y Tecnología Animal del IVIA, ubicado en Segorbe. Dicho sistema ha superado con éxito las fases de instalación y puesta en marcha. La Tabla 2 presenta un resumen de los consumos energéticos, de la eficiencia energética y de la eliminación de materia seca de cada uno de los tratamientos. Asimismo se presenta en la Figura 2 la granulometría realizada en el purín bruto y al efluente de cada uno de los tratamientos.

**Tabla 2.** Eficiencia energética de los tratamientos de separación física sólido-líquido ensayados.

Tratamiento	Consumo energético (kWh/t)	Tiempo	Sólidos totales (%)	Sólidos totales eliminados (g/kg)	Eficiencia energética (kg/kWh)	Eficiencia energética por etapas (kg/kWh)
Purín bruto			4,00			
T1	0,22	6' 40"	3,70	3,0	13,43	13,43
T2	1,39	20' 9"	2,95	10,5	7,54	6,41
T3	1,33	14' 40"	3,05	9,5	7,16	5,89
Purín bruto			4,45			
T4	0,18	6' 12"	3,95	5,0	27,27	27,27
T5	1,88	24' 48"	2,75	17,0	9,04	7,07
T6	1,81	14' 12"	2,90	15,5	8,56	6,45

A la vista de estos datos podemos inferir que la prensa de tornillo es mucho más eficiente con más presión en el tapón (T4 frente a T1). Sin embargo, es interesante destacar que en el caso del T4 se partió de un purín con un contenido en sólidos totales (ST) mayor (4,45% frente a 4,00) correspondiendo además esta mayor cantidad de sólidos a los de mayor tamaño (Figura 2), que son los que este equipo retiene y elimina de la fracción líquida (paso de malla 0,5 mm).

Atendiendo a los tratamientos en los que se incorpora la centrífuga, se observa que los tratamientos T5 y T6 eliminan muchos más sólidos que T2 y T3, con un consumo energético que es solamente algo superior. Estos tratamientos son por tanto más eficientes energéticamente. Se podría pensar que la gran eficiencia del T4 (27,27 kg/kWh) ha condicionado favorablemente las eficiencias de los tratamientos T5 y T6. Se ha considerado por tanto presentar las eficiencias de la segunda etapa de la separación sólido/líquido independientemente (eficiencia energética por etapas, en Tabla 2). Se observa pues que la eficiencia de la segunda parte del tratamiento, esto es de la centrífuga, sigue siendo mayor en los tratamientos T5 y T6, lo que puede explicarse por la mayor cantidad de sólidos totales y su distribución granulométrica en el efluente utilizado. Estos mismos datos demuestran que la centrífuga es más eficiente cuando trabaja al 50% de caudal (tratamientos T2 y T5) que cuando trabaja a caudal máximo (tratamientos T3 y T6).



**Figura 2.** Evolución de la granulometría de los tratamientos de separación física S/L ensayados.

En la Tabla 3 se presentan los porcentajes de reducción obtenidos de los parámetros analizados para cada tratamiento. En España, con el fin de evitar la contaminación de aguas se estableció el Real Decreto 261/1996, de 16 de febrero, sobre protección de las aguas contra la contaminación producida por los nitratos procedentes de fuentes agrarias, estableciendo límites de aplicación de la cantidad de estiércol por hectárea en función de la cantidad de nitrógeno del efluente, la sensibilidad del elemento receptor y los años de aplicación de dicho efluente en el suelo. Como puede observarse en la Tabla 3, la eliminación de nitrógeno en todos los tratamientos no es elevada, lo que limita la cantidad de purín que puede ser aplicada al medio natural.

**Tabla 3.** Porcentajes de reducción de los parámetros analizados en cada tratamiento.

Tratamiento	DBO <sub>5</sub> (%)	DQO (%)	N <sub>TK</sub> (%)	N <sub>A</sub> (%)	P <sub>T</sub> (%)	ST (%)	SS (%)	SV (%)
T1	9,4	3,9	4,1	11,8	--	16,7	3,6	0,0
T2	6,9	14,9	2,1	3,3	73,3	14,3	37,0	1,5
T3	34,5	21,4	4,3	6,7	26,7	8,6	37,0	1,5
T4	9,1	16,8	--	0,0	2,7	20,4	30,8	--
T5	--	21,2	27,6	31,9	59,8	28,2	37,0	2,9
T6	16,0	19,7	24,1	36,2	46,1	20,5	25,9	1,5

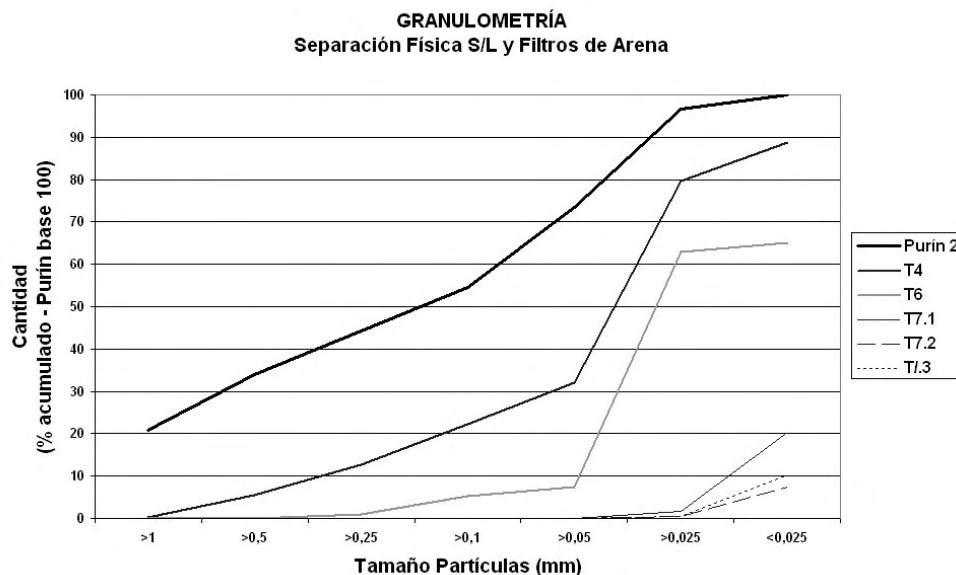
La centrífuga se muestra más efectiva que la prensa de tornillo en la eliminación de la mayor parte de parámetros analizados. Existen diferencias en la reducción de parámetros cuando la prensa trabaja con más o menos presión, obteniendo mayores reducciones de nitrógeno cuando dicha máquina trabaja a menor presión.

Utilizando la prensa de tornillo se ha obtenido una reducción de materia seca menor que la registrada por Møller *et al.* (2002). Tal como se señaló anteriormente, la prensa de tornillo puede eliminar entre un 6 y un 24 % de nitrógeno total Kjeldahl, un 15-29% de fósforo total (Chastain *et al.*, 2005; Gooch *et al.*, 2005; Westerman y Arogo, 2005) y de un 30-60% en el caso de la DQO (Campos *et al.*, 2004). En esta experiencia, la reducción de nitrógeno y DBO<sub>5</sub> ha sido algo menor de lo esperada (2,1-4,1%), y la reducción de fósforo total oscila dependiendo de las condiciones de trabajo.

En cuanto a la centrífuga, el porcentaje de reducción de sólidos totales es menor que el obtenido por distintos autores (Glerum *et al.*, 1971; Sneath *et al.*, 1988) aunque se mantiene dentro de los rangos normales de reducción para centrifugas horizontales establecidos por Watts *et al.* (2002) y Zhang y

Westerman (1997). Por otro lado, la eficacia de separación de nutrientes (nitrógeno y fósforo), así como de la DQO es similar a la recogida por la bibliografía (Zhang y Westerman, 1997; Campos *et al.*, 2004), especialmente cuando la prensa de tornillo trabaja en condiciones de sobrepresión y el caudal de entrada a la centrífuga se encuentra restringido.

La Figura 3 presenta la granulometría del tratamiento de filtración en arena a partir de efluente obtenido del tratamiento T6. Según se observa en dicha Figura 3, existe una clara tendencia a la reducción del diámetro de sólidos conforme el efluente recibe los distintos tratamientos. No se observan grandes diferencias entre los tres tipos de arena pero si una reducción importante del tamaño de sólidos en todos los filtros de arena con respecto al efluente de entrada a dichos filtros. En esta figura se manifiesta claramente la eficacia de separación de sólidos tanto de la prensa de tornillo, como de la centrífuga horizontal y de los filtros lentos de arena. El tratamiento completo de separación aplicado puede resumirse en que la prensa de tornillo elimina las sustancias sólidas más groseras, principalmente hasta 0,5 y 0,25 mm, que la centrífuga elimina los sólidos intermedios, hasta 0,05 mm; y que los filtros de arena producen una separación fina, eliminando la práctica totalidad de los sólidos > 0,025 mm restantes, y la mayoría de los sólidos < 0,025 mm.



**Figura 3.** Evolución de la granulometría de la separación física S/L y filtración lenta en arena.

Estos resultados indican que el efluente, una vez filtrado con este tipo de tratamiento, podría ser utilizado para la irrigación de cultivos. Por ello, y como analíticas previas, se han realizado medidas de pH y CE en muestras del efluente al final de los tratamientos (T7). Los resultados obtenidos en función del grosor de la arena utilizada son los siguientes:

T7.1: pH = 7,99 y CE = 13,65 dS/m.

T7.2: pH = 8,10 y CE = 2,24 dS/m.

T7.3: pH = 8,17 y CE = 19,52 dS/m.

Según los criterios establecidos por Ayers y Westcot (1985) para el riego con aguas y aguas residuales, todos los valores de pH se encuentran dentro de un rango normal. En cambio, en el análisis de conductividad eléctrica tan solo el efluente obtenido en el tratamiento T7.2 resulta adecuado para el riego de cultivos. No obstante, estos valores son orientativos debido al corto periodo de tiempo que llevan funcionando dichos filtros de arena. Se prevé que una vez se haya formado la capa de microorganismos fotosintéticos y bacterias heterótrofas en la parte superficial de los filtros, comúnmente denominada *schmutzdecke* y que modifica la actividad de los filtros de

arena proporcionándoles propiedades biológicas (Adin, 2003), la eficacia de dichos filtros podrá verse incrementada.

El reciente Real Decreto 1620/2007, de 7 de diciembre, por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas en España, y que se encuentra actualmente en vigor, limita la presencia de ciertos parámetros en función del uso al que vaya a ser destinada dicha agua residual. En el caso del agua destinada a la limpieza, exceptuando la de industrias alimentarias, los límites están establecidos de la siguiente manera: *Escherichia coli* (*E. coli*) a 10000 UFC/100 mL, los sólidos en suspensión a 35 mg/L y la turbidez a 15 UNT (Unidades Nefelométricas de Turbidez). En el caso del riego para cultivos leñosos, flores, forrajes, etc. el límite se encuentra establecido en un huevo cada 10 L de nemátodos intestinales, *E.coli* en 10000 UFC/100 mL y los sólidos en suspensión en 35 mg/L. Para establecer la adecuación de este tipo de efluente para el riego a la legislación española, en la actualidad se están realizando la toma de muestras y los análisis pertinentes. En el caso de que el efluente final sea apto para su uso en riego está previsto realizar estudios con vistas a analizar el comportamiento de diversos cultivos regados con el mismo.

#### AGRADECIMIENTOS

El presente estudio está parcialmente financiado por el Ministerio de Medio Ambiente a través del Proyecto de Investigación N° Exp.: A241/2007/3-08.2. Asimismo, el investigador principal de dicho proyecto y coautor de este artículo, el Dr. Ricardo Suay, está cofinanciado por los fondos FEDER a través de un contrato del programa Doctores-CCAA del INIA.

#### REFERENCIAS

- Adin, A. (2003). Slow granular filtration for water reuse. *Water Science and Technology: Water Supply*, 3(4), 123-130.
- APHA, AWWA, WEF (2005). *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. 21st ed. Washington DC, USA.
- Ayers, R.S., Westcot, D.W. (1985). *Water Quality for Agriculture*. FAO. Rome, Italy.
- Bicudo, J.R., Goyal, S.M. (2003). Pathogens and manure management systems - a review. *Environmental Technology*, 24(1), 115-130.
- Campos, E. (2001). *Optimización de la Digestión Anaerobia de Purines de Cerdo Mediante Codigestión con Residuos Orgánicos de la Industria Agroalimentaria*. Tesis doctoral. Universidad de Lleida. 371 pp.
- Campos, E., Illa, J., Magrí, A., Palatsi, J., Solé, F., Flotats, X. (2004). *Guia dels Tractaments de les Dejeccions Ramaderes*. Departament de Medi Ambient. Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca. Generalitat de Catalunya. 70 pp. Internet: [http:// www.arc-cat.net](http://www.arc-cat.net).
- Chastain, J.P., Lucas, W.D., Albrecht, J.E., Pardue, J.C., Adams, J., Moore, K.P. (2005). Removal of solids and major plant nutrients from swine manure using a screw press separator. *Applied Engineering in Agriculture*, 17(3), 355-363.
- Crites, R., Tchobanoglous, G. (1998). *Small and Decentralised Wastewater Management Systems*. McGraw-Hill. Boston.
- Decreto 13/2000, de 25 de enero, del Gobierno Valenciano, por el que se designan, en el ámbito de la Comunidad Valenciana, determinados municipios como zonas vulnerables a la contaminación de las aguas por nitratos procedentes de fuentes agrarias.
- Farooq, Sh., Yousef, A.K., (1993). Slow Sand Filtration of Secondary Effluent. *Journal of Environmental Engineering*, 19(4), 615-630.
- Glerum, J.C., Klomp, G. y Poelma, H.R. (1971). The separation of solid and liquid parts of pig slurry. *Proceedings 1rst International Symposium on Livestock Wastes*, 345-347. 19-22 April. American Society of Agricultural Engineers. Columbus, Ohio, USA.
- Gooch, C.A., Inglis, S.F., Czymmek, K. (2005). Mechanical solid-liquid manure separation performance evaluation on four New York state dairy farms. A preliminary report. ASAE Annual Meeting. Paper N° 054104.

- Hernández, D. (2006). *Utilización del Purín de Cerdo como Enmienda Orgánica en Suelos Degradados: Valoración Agronómica y Ambiental*. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Madrid. 257 pp.
- Kang, Y. W., Mancl, K.M., Tuovinen, O.H. (2003). Biological treatment of turkey processing wastewater with coarse/fine sand filtration. *Proceedings of the International Symposium on Animal, Agricultural and Food Processing Wastes*, 44-49. American Society of Agricultural Engineers. St. Joseph, MI. USA.
- Kruger, I.R., Taylor, G., Ferrier, M. (1995). *Effluent at Work. Australian Pig Housing Series*. New South Wales Agriculture, Tamworth NSW, Australia.
- Ley 10/1998, de 21 de abril, de Residuos.
- MAPA (1999) *Métodos Oficiales de Análisis*. Tomo III. Secretaría General Técnica del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- MAPA (2002). *Libro Blanco de la Agricultura Española*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. <http://libroblancoagricultura.com/index.asp>. (última consulta: 20/02/06).
- Melse, R.W., Verdoes, N. (2005). Evaluation of four farm-scale systems for the treatment of liquid pig manure. *Biosystems Engineering*, **92**(1), 47-57.
- Ministerio de Agricultura de Chile (2002). Generación de información local en aplicación de purines de cerdo al suelo como apoyo a la implementación de los acuerdos de producción limpia. Informe Técnico Anual.
- Møller, H.B., Sommer, S.G., Ahring, B.K. (2002). Separation efficiency and particle size distribution in relation to manure type and storage conditions. *Bioresource Technology*, **85**(2), 189-196.
- Moral, R., Perez-Murcia, M. D., Perez-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**(2), 367-371.
- Real Decreto 261/1996, de 16 de febrero, sobre protección de las aguas contra la contaminación producida por los nitratos procedentes de fuentes agrarias.
- Real Decreto 1620/2007, de 7 de diciembre, por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas.
- Rodgers, M., Healy, M. G., Mulqueen, J. (2005). Organic carbon removal and nitrification of high strength wastewaters using stratified sand filters. *Water Research*, **39**(14), 3279-3286.
- Sneath, R.W., Shaw, M., Williams, A.G. (1988). Centrifugation for separating piggery slurry. 1. The performance of a decanting centrifuge. *Journal of Agricultural Engineering Research*, **39**(2), 181-190.
- USEPA (1999). *Wastewater Technology Fact Sheet: Intermittent Sand Filters*. United States Environmental Protection Agency. EPA 832-F-99-067.
- Visscher, J.T. (1990). Slow sand filtration: Design, operation and maintenance. *Journal of the American Water Works Association*, **82**(6), 67-71.
- Watts, P.J., Tucker, R.W., Pittaway, P.A., McGahan, E.J. (2002). *Low Cost Alternatives for Reducing Odour Generation*. Milestone nº5 of project nº1629, Part A Report 5. Australian Pork Limited.
- Westerman, P.W., Arogo, J. (2005). On-farm performance of two solid/liquid separation systems for flushed swine manure. *Applied Engineering in Agriculture*, **21**(4), 707-717.
- Zhang, R.H., Westerman, P.W. (1997). Solid separation of animal manure for odor control and nutrient management. *Transaction of ASAE*, **13**(5), 657-664.





## Eliminación biológica de nitrógeno de la fracción líquida de purines de cerdo - modelización del proceso

Albert Magrí, Xavier Flotats

GIRO Centro Tecnológico. Rambla Pompeu Fabra, 1. 08100 - Mollet del Vallès, Barcelona.

\* Autor de contacto: albert.magri@giroct.irta.cat

### Resumen

La eliminación biológica de nitrógeno mediante la combinación de los procesos de nitrificación y desnitrificación se presenta como potencial alternativa de tratamiento en situaciones donde exista un excedente de nitrógeno derivado de la producción de purines. Con el propósito de profundizar en el estudio de este tratamiento se ha establecido un modelo matemático resultado de modificar el modelo de fangos activos ASM1. El nitrito fue considerado producto intermedio tanto de la nitrificación como de la desnitrificación. Asimismo, debido a la influencia del pH sobre el tratamiento, se implementó un algoritmo para simular su evolución. Ensayos específicos, principalmente respirométricos, permitieron la estimación de aquellos parámetros composicionales, cinéticos y estequiométricos con una mayor influencia en la respuesta del modelo. La disponibilidad de materia orgánica biodegradable para lograr una completa desnitrificación se presenta como uno de los principales limitantes del proceso, a pesar de tratar purines frescos. Finalmente, las previsiones del modelo han sido contrastadas con resultados obtenidos en un reactor discontinuo secuencial (SBR) a escala laboratorio bajo dos condiciones operacionales distintas. Una intensidad de aireación baja durante los periodos aerobios permitió que el proceso tuviera lugar mayoritariamente vía nitrito y, por lo tanto, reducir los requerimientos orgánicos y de oxígeno asociados.

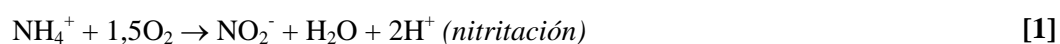
### Palabras clave

Deyecciones ganaderas; Nitrificación-desnitrificación (NDN); Reactor discontinuo secuencial (SBR); Respirometría; Simulación; Tratamiento.

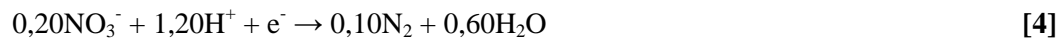
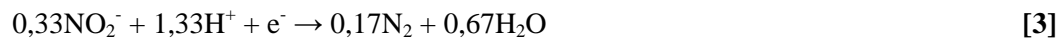
## INTRODUCCIÓN

El nitrógeno es uno de los factores limitantes más importantes a considerar en el momento de planificar la gestión y el tratamiento de las deyecciones ganaderas. Su eliminación biológica es una alternativa potencialmente aplicable en aquellos casos en que la disponibilidad de cultivos, o los costes de transporte, no permitan la reutilización de las deyecciones, y en particular de los purines, como fertilizante. En este sentido, una separación inicial de fases permitirá obtener una fracción líquida apta para ser sometida a dicho tratamiento. Hasta un 60% del nitrógeno inicialmente contenido en los purines es susceptible de ser eliminado mediante una nitrificación-desnitrificación (NDN) convencional (Magrí *et al.*, 2007b). El resto del nitrógeno será principalmente separado con la fracción sólida, asimilado por la biomasa o evacuado con el líquido efluente tratado.

La nitrificación es un proceso autótrofo aerobio que consiste en la oxidación secuencial del amonio ( $\text{NH}_4^+$ ) a nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ), por parte de los organismos oxidantes del amonio (AOB, *ammonium oxidizing bacteria*), y posterior transformación del nitrito a nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) por los organismos oxidantes del nitrito (NOB, *nitrite oxidizing bacteria*). Las ecuaciones 1 y 2 describen de forma simplificada la estequiometría de los procesos parciales de nitrificación y nitratación. Alrededor de un 75% del oxígeno consumido durante la nitrificación es utilizado en la primera etapa del proceso. Esta etapa conlleva además la formación de protones y, por lo tanto, una posible acidificación de medio en función de su capacidad tampón.



Durante la desnitrificación (heterótrofa), el nitrito y/o nitrato generados por nitrificación son reducidos a nitrógeno molecular (N<sub>2</sub>) en presencia de materia orgánica y ausencia de oxígeno (anoxia). Las ecuaciones 3-4 muestran la estequiometría básica del proceso según cual sea el aceptor final de electrones utilizado. En caso que la desnitrificación tenga lugar vía nitrito, los requerimientos en materia orgánica se verán reducidos en prácticamente un 40%. La desnitrificación conlleva también el consumo de parte de los protones generados durante la nitrificación.



En un sistema de fangos activados alimentado mediante cargas discontinuas, caso de los SBR (*sequencing batch reactor*), es posible completar un tratamiento de NDN en un único reactor, mediante el control de la aireación durante la etapa de reacción. El funcionamiento cíclico de estos reactores les confiere un elevado grado de flexibilidad para afrontar el tratamiento de corrientes líquidas con una elevada carga contaminante sujeta además a fluctuaciones temporales, como es, por ejemplo, la fracción líquida de los purines de cerdo (FLPC). La secuencia clásica de operación para este tipo de reactores durante un ciclo es: llenado, reacción, decantación, vaciado y espera.

Los modelos de fangos activos ASM (Henze *et al.*, 2000) han sido ampliamente aplicados a la simulación del tratamiento de aguas residuales de origen urbano. Aunque estos mismos modelos pueden también ser utilizados para simular el tratamiento de corrientes residuales de otros orígenes, su aplicación directa no siempre es aconsejable, pues ciertas expresiones cinéticas o valores de parámetros pueden necesitar de modificación según sea el caso. El objetivo de este trabajo es la calibración de una versión revisada del modelo ASM1 para la posterior simulación del proceso de NDN aplicado al tratamiento de la FLPC en un reactor SBR. Tanto el nitrito como el pH fueron establecidos como variables de estado en el modelo finalmente considerado.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Modelo matemático

El modelo ASM1 fue ampliado de acuerdo con los siguientes criterios: 1) El nitrito fue considerado como intermedio tanto de la nitrificación como de la desnitrificación. 2) Debido a la influencia del pH sobre el tratamiento se desarrolló un algoritmo, basado en el balance de cargas, para predecir su evolución. 3) Amoníaco (NH<sub>3</sub>) y ácido nitroso (HNO<sub>2</sub>) fueron considerados respectivamente como los verdaderos substratos de los organismos AOB y NOB, siendo su concentración estimada en base a los correspondientes equilibrios químicos (dependientes a su vez del pH, la temperatura y la fuerza iónica del medio). Además, concentraciones suficientemente elevadas de estas mismas sustancias podían conllevar una inhibición de la nitrificación. 4) El efecto de la temperatura sobre determinados parámetros cinéticos fue incluido con funciones específicas basadas en Zwietering *et al.* (1991). Más detalles sobre el modelo pueden consultarse en Magrí (2007). Una versión simplificada fue también utilizada para simular el proceso de nitrificación parcial en un quimiostato aerobio (Magrí *et al.*, 2007a). Para la implementación informática del modelo se utilizó el lenguaje de programación Fortran. La solución del sistema de ecuaciones diferenciales fue estimada con el método de integración adaptativo Runge-Kutta-Fehlberg (Sewell, 1988).

### Fracción líquida de purines e inóculo

La FLPC se obtuvo de una explotación de ciclo cerrado situada en Calldetenes (Osona), previa separación mediante una prensa de tornillo (PSS, *FAN Separador*), siendo almacenada congelada hasta el momento de su utilización. El reactor SBR se inoculó con fangos biológicos procedentes de la instalación de tratamiento existente en esta misma explotación.

## Reactor biológico

A lo largo de todo el período experimental (~2 años) se mantuvo en funcionamiento un reactor SBR a escala laboratorio (20 L) equipado con agitador, bombas peristálticas de llenado/vaciado y sistema de aireación. La adquisición de datos, monitorización y control del sistema se realizó mediante un ordenador personal equipado con una tarjeta de adquisición de datos (NuDAQ PCI-9111HR, Adlink) y un software propio desarrollado mediante LabView (*National Instruments*). Oxígeno disuelto (transmisor HI-964400 y sonda HI-76407/4, *Hanna Instruments*), pH/T (transmisor  $\alpha$ LPHA-pH2000W de *Eutech Instruments* y sonda Polilyte HTVP de *Hamilton*) y potencial redox (transmisor  $\alpha$ LPHA-pH500 de *Eutech Instruments* y sonda Polilyte RX de *Hamilton*) fueron medidos en línea.

Se consideraron ciclos de 24 horas, alimentación puntual al inicio de cada período anóxico, una carga de nitrógeno amoniacal (CNA) de  $0,1 \text{ g N L}^{-1} \text{ d}^{-1}$  y un tiempo de retención de sólidos de 20 días. Dos estrategias de operación distintas fueron evaluadas, según muestra la Tabla 1. 1) Ciclo con 3 períodos anóxico/óxico (A/O) de 8 horas. La aireación estaba basada en la temporización y el mantenimiento de una concentración de oxígeno disuelto (OD) en torno a un valor de consigna ( $3,0 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ ). Para asegurar una completa desnitrificación, la FLPC fue enriquecida con metanol como fuente adicional de materia orgánica. Parte de los fangos purgados durante este período fueron usados en los ensayos de calibración. 2) Ciclo con 4 períodos A/O de 6 horas. En este caso el tiempo de aireación era variable, estando controlado en función de la concentración de OD existente dentro del reactor. Estrategia similar a la inicialmente propuesta por Peng *et al.* (2007), consistente en mantener una intensidad de aireación baja durante los períodos aerobios. La concentración de OD aumentaba progresivamente hasta alcanzar un máximo de  $2,5 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ , momento en que se interrumpía la aireación.

**Tabla 1.** Tabla comparativa de las dos estrategias de operación del SBR.

Parámetro	Estrategia 1	Estrategia 2
CNA ( $\text{g N L}^{-1} \text{ d}^{-1}$ )	0,1	0,1
T (°C)	~20	~20
$t_{\text{ciclo}}$ (h)	24	24
Duración período A/O (h)	8	6
Núm. períodos A/O por ciclo	3	4
$t_{\text{anox}}/t_{\text{reac}}$ (h/h)	0,435	variable
Aireación, control	controlador PID	a tiempo real
Aireación, caudal	variable	constante
Aireación, consigna ( $\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ )	3,0	máx. 2,5
Requerimientos DQO <sub>B</sub> externa (%)	25	0

## Ensayos de calibración

El contenido en sustratos orgánicos fácilmente biodegradables ( $S_{S,0}$ ) y en organismos heterótrofos ( $X_{\text{HET},0}$ ) de la FLPC fue estimado mediante respirometría (Ekama *et al.*, 1986; Wentzel *et al.*, 1995). La demanda química de oxígeno biodegradable (DQO<sub>B</sub>) se cuantificó según Roeleveld y van Loosdrecht (2002). En relación con la hidrólisis y los organismos heterótrofos (HET), la constante de hidrólisis ( $k_h$ ), el coeficiente de saturación para la DQO particulada ( $K_X$ ) y la velocidad máxima de crecimiento ( $\mu_{\text{HET}}$ ) fueron también determinados a partir de la velocidad de consumo de oxígeno (OUR, *oxygen uptake rate*). Para inhibir de forma selectiva el crecimiento de las bacterias AOB se utilizó alitiourea en una dosis de  $10 \text{ mg ATU L}^{-1}$ . Los factores de reducción anóxicos asociados ( $\eta_h$ ,  $\eta_{G,NO_2}$  y  $\eta_{G,NO_3}$ ) fueron estimados de acuerdo con el cociente de las velocidades de consumo de nitrito/nitrato (NUR, *nitrite/nitrate uptake rate*) o el cociente NUR/OUR, asumiendo además reducción del crecimiento (Orhon *et al.*, 1996; Sözen *et al.*, 2002). La constante de lisis ( $b_{\text{HET}}$ ) fue determinada mediante el ensayo de larga duración propuesto por Ekama *et al.* (1986), el coeficiente de conversión del sustrato en biomasa ( $Y_{\text{HET}}$ ) de acuerdo con Dircks *et al.* (1999) y el correspondiente factor reductor anóxico ( $\eta_{\text{YHET}}$ ) según Muller *et al.* (2004). En relación con los

AOB, las constantes de máximo crecimiento ( $\mu_{AOB}$ ) y lisis ( $b_{AOB}$ ) fueron estimadas a partir de perfiles de nitrito medidos en ensayos específicos (Sözen *et al.*, 1996; Dold *et al.*, 2005), mientras que el coeficiente de saturación para el amoníaco ( $K_{NH_3,AOB}$ ) fue estimado por respirometría. Como inhibidor selectivo de los NOB se utilizó azida de sodio ( $1,56 \text{ mg NaN}_3 \text{ L}^{-1}$ ).

Los ensayos respirométricos se efectuaron en un dispositivo cerrado de flujo intermitente, similar al descrito por Dosta *et al.* (2007), consistente en un depósito aireado con agitación (5 L) comunicado mediante una bomba peristáltica con una celda de respiración estanca y perfectamente mezclada (0,25 L) en la cual se media la OUR (Ecuación 5, - *ex*: exógena, *end*: endógena -). El coeficiente de transferencia líquido-gas para el oxígeno ( $K_{LaO_2}$ ) en el reactor SBR se determinó a partir de la interrupción de la aireación, con el reactor funcionando bajo condiciones endógenas (Suescun, 2000).

$$OUR_{TOTAL} = OUR_{HET,ex} + OUR_{HET,end} + OUR_{AOB} + OUR_{NOB} \quad [5]$$

### Métodos analíticos

Sólidos totales (ST), sólidos suspendidos totales (SST), sólidos suspendidos volátiles (SSV), demanda química de oxígeno (DQO<sub>T</sub>), demanda biológica de oxígeno (DBO), nitrógeno Kjeldahl (NK), amonio total ( $\text{NH}_4 = \text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$ ) y fósforo total (P) fueron determinados de acuerdo con el *Standard Methods* (APHA *et al.*, 1995). Los ácidos grasos volátiles (AGV) fueron medidos mediante cromatografía capilar de gases (Trace GC 2000, *ThermoQuest*), mientras que el nitrito total ( $\text{NO}_2 = \text{HNO}_2 + \text{NO}_2^-$ ), el nitrato ( $\text{NO}_3$ ) y el fósforo ortofosfórico total ( $\text{PO}_4$ ) lo fueron mediante cromatografía iónica (861 Advanced Compact IC, *Metrohm*).

## RESULTADOS Y CONCLUSIONES

### Caracterización de la FLPC

Según muestra la Tabla 2, solo un 45% del contenido orgánico de la FLPC era biodegradable bajo condiciones aerobias. El largo período de tiempo, de varias semanas, transcurrido entre la generación de los purines y su posterior recogida justificaría esta baja biodegradabilidad debido a fenómenos incontrolados de descomposición en la propia granja. La evaluación del potencial de desnitrificación de la FLPC en base a la relación DQO<sub>B</sub>/NK (3,9) indicaba una posible falta de materia orgánica biodegradable para completar la desnitrificación (véase Henze *et al.*, 1995). Para este tipo de juicios es aconsejable no adoptar relaciones que no consideren la biodegradabilidad del carbono orgánico, tales como la relación DQO<sub>T</sub>/NH<sub>4</sub> (11,6), pues pueden conducir a interpretaciones erróneas. Respecto a los nutrientes, un 75% del NK ( $3,4 \text{ g N L}^{-1}$ ) se encontraba en forma amoniacal y un 11% del P ( $0,7 \text{ g P L}^{-1}$ ) en forma de ortofosfato.

**Tabla 2.** Composición de la fracción líquida de los purines (DE: desviación estándar).

Parámetro	Media ( $\pm$ DE)	Replicas
ST ( $\text{g L}^{-1}$ )	24,9 ( $\pm 0,6$ )	8
DQO <sub>T</sub> ( $\text{g O}_2 \text{ L}^{-1}$ )	30,1 ( $\pm 0,7$ )	5
DQO <sub>B</sub> ( $\text{g O}_2 \text{ L}^{-1}$ )	13,4 ( $\pm 0,5$ )	3
DQO <sub>AGV</sub> ( $\text{g O}_2 \text{ L}^{-1}$ )	6,4 ( $\pm 0,4$ )	9
DBO ( $\text{g O}_2 \text{ L}^{-1}$ )	11,4 ( $\pm 0,4$ )	3
NK ( $\text{g N L}^{-1}$ )	3,4 ( $\pm 0,2$ )	8
NH <sub>4</sub> ( $\text{g N L}^{-1}$ )	2,6 ( $\pm 0,1$ )	8
P ( $\text{mg P L}^{-1}$ )	722 ( $\pm 44$ )	6
PO <sub>4</sub> ( $\text{mg P L}^{-1}$ )	75 ( $\pm 12$ )	5

### Ensayos de calibración del modelo

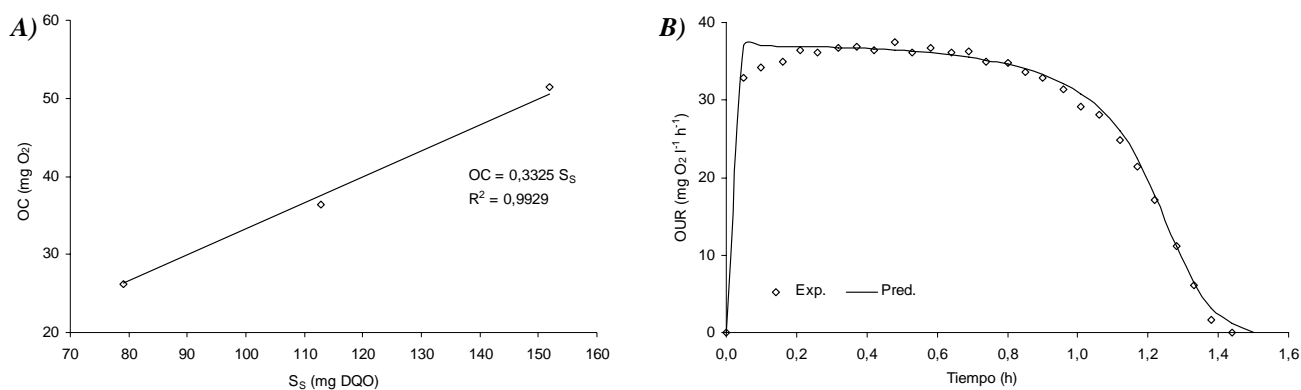
Aunque el contenido en AGV de la FLPC era equivalente a  $6,4 \text{ g O}_2 \text{ L}^{-1}$  (64% en forma de acetato), la estimación de sustratos orgánicos fácilmente biodegradables mediante respirometría fue

únicamente de la mitad ( $3,2 \text{ g O}_2 \text{ L}^{-1}$ ). Los AGV no degradados directamente habían sido supuestamente almacenados en el interior de las células antes de su degradación. Estos resultados son acordes con observaciones previas realizadas por Boursier *et al.* (2005). Los parámetros característicos del modelo identificados durante la etapa de calibración se listan en la Tabla 3.

**Tabla 3.** Parámetros del modelo estimados experimentalmente, a 20°C (3 replicas, DE: desviación estándar).

Parámetros	Media ( $\pm$ DE)	Unidades
<i>Composicionales FLPC</i>		
Sustratos orgánicos fácilmente biodegradables ( $S_{S,0}$ )	3,2 ( $\pm$ 0,1)	g DQO $\text{L}^{-1}$
Biomasa heterótrofa ( $X_{HET,0}$ )	0,1 ( $\pm$ 0,1)	g DQO $\text{L}^{-1}$
<i>Cinéticos</i>		
Hidrólisis. Velocidad máxima ( $K_h$ )	4,13 ( $\pm$ 0,44)	$\text{d}^{-1}$
Hidrólisis. Coeficiente de saturación para la DQO particulada ( $K_X$ )	0,17 ( $\pm$ 0,10)	g DQO $\text{g}^{-1}$ DQO
Hidrólisis. Factor reductor hidrólisis anóxica ( $\eta_h$ )	0,75 ( $\pm$ 0,07)	-
Heterótrofos. Máxima velocidad de crecimiento ( $\mu_{HET}$ )	4,16 ( $\pm$ 0,66)	$\text{d}^{-1}$
Heterótrofos. Factor reductor crecimiento anóxico - nitrato ( $\eta_{G, NO_3 \rightarrow NO_2}$ )	0,23 ( $\pm$ 0,03)	-
Heterótrofos. Factor reductor crecimiento anóxico - nitrito ( $\eta_{G, NO_2 \rightarrow N_2}$ )	0,62 ( $\pm$ 0,05)	-
Heterótrofos. Velocidad de lisis ( $b_{HET}$ )	0,17 ( $\pm$ 0,04)	$\text{d}^{-1}$
Oxidantes del amonio. Máxima velocidad de crecimiento ( $\mu_{AOB}$ )	0,71 ( $\pm$ 0,03)	$\text{d}^{-1}$
Oxidantes del amonio. Coeficiente de saturación para el $\text{NH}_3$ ( $K_{NH_3\_AOB}$ )	0,054 ( $\pm$ 0,003)	mg N- $\text{NH}_3 \text{ L}^{-1}$
Oxidantes del amonio. Velocidad de lisis ( $b_{AOB}$ )	0,08 ( $\pm$ 0,03)	$\text{d}^{-1}$
<i>Estequiométricos</i>		
Heterótrofos. Coeficiente de conversión aerobio ( $Y_{HET}$ )	0,65 ( $\pm$ 0,02)	g DQO $\text{g}^{-1}$ DQO
Heterótrofos. Factor reductor para $Y_{HET}$ en condiciones anóxicas ( $\eta_{HET}$ )	0,82 ( $\pm$ 0,02)	g DQO $\text{g}^{-1}$ DQO

La velocidad de desnitrificación bajo escasez de sustratos orgánicos depende en gran medida de la etapa de hidrólisis. La velocidad máxima de hidrólisis en condiciones anóxicas fue estimada ser 0,75 veces inferior que en condiciones aerobias ( $4,13 \text{ d}^{-1}$ ). Para los organismos heterótrofos, valores inferiores a los propuestos en el ASM1 fueron determinados para la velocidad máxima de crecimiento ( $4,16 \text{ d}^{-1}$ ) y la velocidad de lisis ( $0,17 \text{ d}^{-1}$ ). En condiciones anóxicas, el factor de conversión del sustrato experimentó una reducción del 18% en relación con el valor aerobio (0,65). En el caso de la nitrificación, la oxidación del amonio a nitrito fue considerada como la etapa limitante del proceso. Los parámetros estimados relacionados con la nitrificación fueron la velocidad máxima de crecimiento ( $0,71 \text{ d}^{-1}$ ), la velocidad de lisis ( $0,08 \text{ d}^{-1}$ ) y el coeficiente de saturación para el amoníaco ( $0,054 \text{ mg N L}^{-1}$ ). La Figura 1 ilustra, a modo de ejemplo, algunos ensayos relativos a la identificación de parámetros. Los valores de otros parámetros no incluidos en este trabajo fueron directamente tomados de la bibliografía.



**Figura 1.** A) Regresión para estimar el coeficiente de conversión aerobio de los heterótrofos ( $Y_{HET}$ ). B) Perfil de la velocidad de respiración para determinar el coeficiente de saturación para el  $\text{NH}_3$  de AOB ( $K_{NH_3\_AOB}$ ).

## Simulación del proceso de NDN

### Estrategia de operación n°1

Bajo un régimen de aireación basado en el mantenimiento de un valor de consigna para el OD de 3 mg O<sub>2</sub> L<sup>-1</sup> (caudal de aire variable,  $K_{LaO_2} = 300 \text{ d}^{-1}$  como valor máximo a 20°C), la correcta operación del SBR solo fue posible cuando se añadió una fuente externa de carbono orgánico (metanol) para completar la desnitrificación. En este caso, aproximadamente un 25% de la DQO<sub>B</sub> introducida en el sistema no procedía de la FLPC. La concentración de sólidos suspendidos en el interior del reactor fluctuó entre 7 y 9 g SSV L<sup>-1</sup>, con una relación SSV/SST del 75%. Bajo estas condiciones, y un comportamiento estable del sistema, las eficiencias de eliminación respecto a la fase líquida fueron del 59% ST, 98% DQO, 98% N y 67% P.

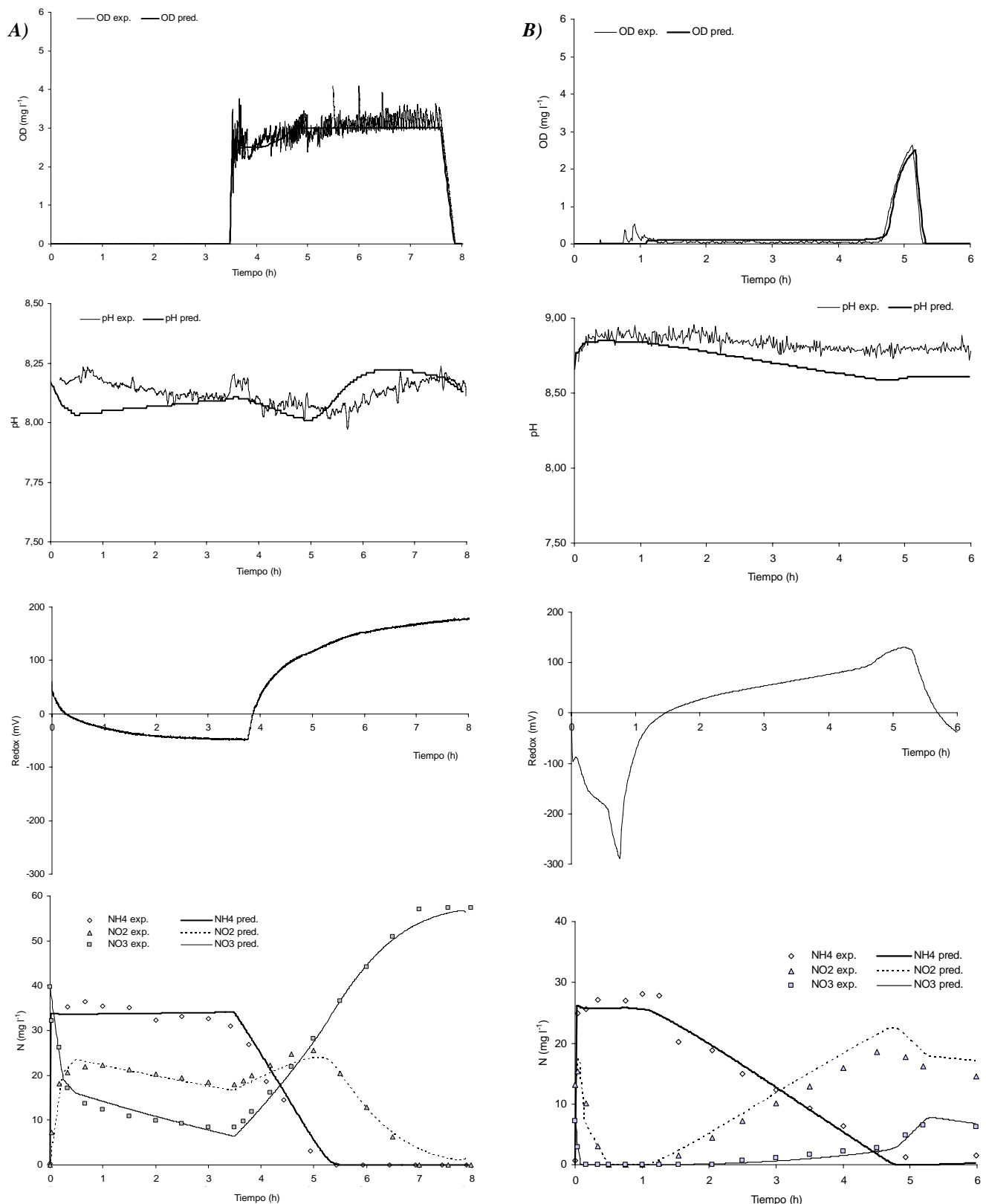
En caso de no considerar la adición de metanol, la falta de carbono orgánico implicó la acumulación de nitrito y nitrato en el interior del reactor debido a una desnitrificación incompleta (Figura 2A). En este sentido, se observó preferencia por el nitrato respecto al nitrito como aceptor final de electrones, hecho que agravaba la acumulación de nitritos dentro del reactor. van Rijn *et al.* (1996) también observaron este comportamiento y demostraron su dependencia respecto a la fuente de carbono orgánico utilizada por los organismos desnitrificantes: el nitrito se acumulaba en caso de usar acetato o propionato pero no en presencia de ácidos grasos de cadena más larga. En este trabajo se asumió que el nitrógeno era transferido a la atmósfera exclusivamente en forma de N<sub>2</sub>. Desafortunadamente, no se dispone de información respecto a la emisión de óxidos de nitrógeno durante el tratamiento.

Bajo condiciones anóxicas el perfil del potencial redox sólo mostró el característico *nitrate knee* en caso de lograr una completa desnitrificación. En contraposición, el punto de inflexión esperado en el perfil al final de la nitrificación no fue observado, probablemente debido a la estrategia de aireación adoptada. El pH, influenciado por la capacidad tampón del medio y las condiciones de aireación, no sufrió grandes fluctuaciones durante el ciclo de tratamiento (rango: 8,00-8,25).

### Estrategia de operación n°2

Mediante la reducción de la intensidad de aireación durante los periodos aerobios (caudal de aire constante,  $K_{LaO_2} = 85 \text{ d}^{-1}$  a 20°C) fue posible canalizar la eliminación del nitrógeno a través de la ruta del nitrito (Figura 2B). Bajo estas nuevas condiciones y, a pesar de mantener activada la aireación, el OD mantenía niveles bajos (< 0,2 mg O<sub>2</sub> l<sup>-1</sup>) hasta que el amonio había sido completamente oxidado. A partir de este momento la concentración aumentaba progresivamente hasta los 2,5 mg O<sub>2</sub> l<sup>-1</sup>, punto en el cual la aireación se interrumpía automáticamente. En este contexto, los periodos aerobios representaban en torno al 75% del tiempo total de reacción.

La relación N-NO<sub>2</sub>/N-NO<sub>x</sub> en el efluente se estabilizó aproximadamente en un 65-70%. Bajo estas condiciones, la desnitrificación era posible sin necesitar de la adición de una fuente externa de carbono orgánico. Con el incremento del número de periodos A/O por ciclo (3 → 4) se logró también reducir la cantidad de formas oxidadas de nitrógeno en el efluente, pasando de 40 a 21 mg N-NO<sub>x</sub> L<sup>-1</sup>. Las eficiencias de eliminación medidas en la fase líquida fueron similares a las obtenidas con la estrategia operacional previa (52% ST, 95% DQO, 98% N y 45% P). A pesar de estas elevadas eficiencias, se detectó un empobrecimiento en la capacidad de sedimentación de los fangos, y el índice volumétrico de fangos (IVF) aumentó desde los 37 hasta los 188 ml g<sup>-1</sup> SST. Este hecho hubiese sido especialmente negativo en caso de haber interesado lograr una buena separación del efluente tratado durante la etapa de decantación. Las velocidades específicas de desnitrificación y nitrificación fueron cuantificadas en 11,8 g N-NO<sub>2</sub> kg<sup>-1</sup> SSV h<sup>-1</sup> y 1,2 g N-NO<sub>2</sub> kg<sup>-1</sup> SSV h<sup>-1</sup>, respectivamente.



**Figura 2.** Evolución de variables del proceso (medidas experimentales y predicciones del modelo) durante una secuencia A/O en el SBR sin suministro de C-orgánico externo. **A)** Estrategia n°1. **B)** Estrategia n°2.

El potencial redox mostró claramente dos puntos de inflexión característicos, coincidiendo con el final de la desnitrificación y la nitrificación. Así pues, la interpretación de la evolución del potencial redox a lo largo del ciclo de tratamiento permitiría la optimización del control a tiempo real para esta estrategia operacional, especialmente para la etapa de desnitrificación. En cuanto a la nitrificación, la oxidación parcial del nitrito a nitrato tenía básicamente lugar una vez agotado el

amonio, y por lo tanto, la interrupción de la aireación según un valor de consigna inferior al inicialmente establecido para el OD permitiría reducir aún más la actividad de los organismos NOB. En las condiciones de operación descritas, simulaciones numéricas predijeron un ahorro en el requerimiento de oxígeno de aproximadamente un 17% respecto a la anterior estrategia de operación.

### Conclusiones

El comportamiento de un reactor SBR a escala laboratorio tratando la fracción líquida de purines de cerdo ha sido reproducido satisfactoriamente mediante modelización. Ensayos de calibración, realizados principalmente mediante técnicas respirométricas, permitieron estimar el valor de parámetros característicos del modelo. La disponibilidad de sustratos orgánicos biodegradables se mostró como uno de los principales factores limitantes del tratamiento, aunque éste se realizase a partir de purines frescos. Trabajar con bajas concentraciones de oxígeno durante los períodos aerobios permitió que la eliminación del nitrógeno tuviera lugar mayoritariamente a través de la ruta del nitrito, comportando una reducción en los requerimientos orgánicos y de oxígeno del proceso. Así pues, la operación vía nitrito de un sistema de nitrificación-desnitrificación para el tratamiento de purines presenta un interés indudable. En este contexto, la interpretación a tiempo real de los perfiles del potencial redox y el oxígeno disuelto se presenta como estrategia interesante para optimizar el funcionamiento de un reactor SBR.

### AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido parcialmente financiado por una beca FI del DURSI (Generalitat de Catalunya). Al profesor Jesús Pomar y el estudiante de ingeniería agrónoma Xavier Moreno, ambos de la Universitat de Lleida, les agradecemos su ayuda en la construcción del sistema de adquisición de datos, monitorización y control. También quisiéramos agradecer a Pere y M. Àngel Colom, los propietarios de la granja en la que se obtuvo la FLPC, su predisposición y amabilidad. Finalmente, gracias a Míriam Guivernau por su colaboración en el tramo final del trabajo experimental.

### REFERENCIAS

- APHA, AWWA, WEF (1995). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 19th ed. Washington DC.
- Boursier, H., Béline, F., Paul, E. (2005). Piggery wastewater characterisation for biological nitrogen removal process design. *Bioresource Technology*, **96**(3), 351-358.
- Dircks, K., Pind, P.F., Mosbæk, H., Henze, M. (1999). Yield determination by respirometry - the possible influence of storage under aerobic conditions in activated sludge. *Water SA*, **25**(1), 69-74.
- Dold, P.L., Jones, R.M., Bye, C.M. (2005). Importance and measurement of decay rate when assessing nitrification kinetics. *Water Science and Technology*, **52**(10-11), 469-477.
- Dosta, J., Galí, A., Macé, S., Mata-Álvarez, J. (2007). Modelling a sequencing batch reactor to treat the supernatant from anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, **82**(2), 158-164.
- Ekama, G.A., Dold, P.L., Marais, G.v.R. (1986). Procedures for determining influent COD fractions and the maximum specific growth rate of heterotrophs in activated sludge systems. *Water Science and Technology*, **18**(6), 91-114.
- Henze, M., Harremoës, P., Jansen, J.I.C., Arvin, E. (1995). *Wastewater Treatment. Biological and Chemical Processes*. Springer-Verlag, Berlin.
- Henze, M., Mujer, W., Mino, T., van Loosdrecht, M. (2000). *Activated Sludge Models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3*. Scientific and Technical Report, 9. IWA Publishing, London.
- Magrí, A. (2007). *Modelització del Tractament Biològic de la Fracció Líquida de Purins Orientat a l'Eliminació de Nitrogen*. Tesis doctoral. Universitat de Lleida. Internet: <http://www.tesisenxarxa.net/TDX-0216108-201724/>.



- Magrí, A., Corominas, L.L., López, H., Campos, E., Balaguer, M., Colprim, J., Flotats, X. (2007a). A model for the simulation of the SHARON process: pH as a key factor. *Environmental Technology*, **28**(3), 255-265.
- Magrí, A., Palatsi, J., Fernández, B., Flotats, X. (2007b). Pig slurry treatment strategies - dealing with nitrogen management. *In*: Bosch, A.D., Teira, M.R., Villar, J.M. (ed.). *Towards a Better Efficiency in N Use*, 457-459. Editorial Milenio. Lleida.
- Muller, A.W., Wentzel, M.C., Ekama, G.A. (2004). Experimental determination of the heterotroph anoxic yield in anoxic-aerobic activated sludge systems treating municipal wastewater. *Water SA*, **30**(5), 7-12.
- Orhon, D., Sözen, S., Artan, N. (1996). The effect of heterotrophic yield on the assessment of the correction factor for anoxic growth. *Water Science and Technology*, **34**(5-6), 67-74.
- Peng, Y., Gao, S., Wang, S., Bai, L. (2007). Partial nitrification from domestic wastewater by aeration control at ambient temperature. *Chinese Journal of Chemical Engineering*, **15**(1), 115-121.
- Roeleveld, P.J., van Loosdrecht, M.C.M. (2002). Experience with guidelines for wastewater characterization in The Netherlands. *Water Science and Technology*, **45**(6), 77-87.
- Sewell, G. (1988). *The Numerical Solution of Ordinary and Partial Differential Equations*. Academia Press, Inc. London.
- Sözen, S., Artan, N., Orhon, D., Avcioglu, E. (2002). Assessment of the denitrification potential for biological nutrient removal processes using OUR/NUR. *Water Science and Technology*, **46**(9), 237-246.
- Sözen, S., Orhon, D., San, H.A. (1996). A new approach for the evaluation of the maximum specific growth rate in nitrification. *Water Research*, **30**(7), 1661-1669.
- Suescun, J.M. (2000). *Identificación del Aporte y Consumo de Oxígeno en Reactores de Fangos Activados de las Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales*. Tesis doctoral. Universidad de Navarra.
- van Rijn, J., Tal, Y., Barak, Y. (1996). Influence of volatile fatty acids on nitrite accumulation by a *Pseudomonas stutzeri* strain isolated from a denitrifying fluidized bed reactor. *Applied and Environmental Microbiology*, **62**(7), 2615-2620.
- Wentzel, M.C., Mbewe, A., Ekama, G.A. (1995). Batch test for measurement of readily biodegradable COD and active organism concentrations in municipal waste water. *Water SA*, **21**(2), 117-124.
- Zwietering, M.H., de Koos, J.T., Hasenack, B.E., Wit, J.C., van't Riet, K. (1991). Modeling of bacterial growth as a function of temperature. *Applied and Environmental Microbiology*, **57**(4), 1094-1101.



## Tratamiento de purines en reactores granulares aerobios SBR

Mónica Figueroa\*, Belén Arrojo, Anuska Mosquera-Corral, Jose Luís Campos, Ramón Méndez

Departamento de Ingeniería Química. Escuela Técnica Superior de Ingeniería. Universidad de Santiago de Compostela. Rúa Lope Gómez de Marzoa, s/n. 15782 - Santiago de Compostela.

\* Autor de contacto: mncfig@usc.es

### Resumen

Un reactor secuencial del tipo SBR (*sequencing batch reactor*) a escala de laboratorio ha sido operado en condiciones aerobias para tratar purines de cerdo caracterizados por su elevado contenido en materia orgánica y nitrógeno y evaluar la capacidad de formación de biomasa granular aerobia. En el reactor SBR se llevó a cabo la eliminación biológica simultánea de materia orgánica, por oxidación, y de nitrógeno, mediante los procesos combinados de nitrificación y desnitrificación. Se trataron cargas de hasta 5 kg DQO/m<sup>3</sup>·d y de 0,8 kg N/m<sup>3</sup>·d alcanzándose eficacias de eliminación de la materia orgánica y de nitrógeno del 88% y del 75%, respectivamente. La biomasa en el reactor creció en forma de gránulos con un diámetro medio de 3,1 mm y buenas propiedades de sedimentabilidad (índice volumétrico de lodos de 36,8 mL/g y densidad de 43,5 g SSV/L<sub>gránulos</sub>).

### Palabras clave

Eliminación de nitrógeno; Granulación aerobia; Purines; SBR.

## INTRODUCCIÓN

La práctica de la ganadería intensiva en determinadas zonas de España está ocasionando que se produzcan situaciones en las que no se valoren ni se gestionen de forma adecuada los residuos generados. La aplicación de los estiércoles para uso agrícola es una vía de aprovechamiento en la que se aportan nutrientes a los cultivos, se mejora la capacidad de retención de agua del suelo y su pérdida por erosión (Villar *et al.*, 2004). En este caso hay que respetar las dosis adecuadas para la adición, según el contenido en nutrientes de los estiércoles, la época del año y el tipo de cultivo. En España la producción de purines es de aproximadamente  $190 \times 10^6$  t/año (Gendebien *et al.*, 2001), y cuando la producción de purines excede la capacidad asimilatoria del ecosistema de las granjas se hace necesario el uso de procesos de tratamientos físicos, químicos o biológicos para evitar la contaminación.

El tratamiento de los efluentes generados en las granjas ganaderas requiere del uso de sistemas de pequeño volumen, robustos y flexibles en su operación que sean capaces de eliminar el contenido en materia orgánica y nitrógeno que se encuentra en elevadas concentraciones en estos efluentes. Los sistemas secuenciales SBR (*sequencing batch reactor*) se presentan como una alternativa adecuada para el tratamiento de la fracción líquida de purines (Lo y Liao, 2007) pues en una única unidad permiten realizar desde los procesos de tratamiento en condiciones aerobias y anaerobias hasta los de sedimentación de la biomasa (Wilderer *et al.*, 2001). Cuando los reactores SBR se operan en condiciones aerobias favoreciendo el crecimiento de la biomasa en forma de granular las ventajas se incrementan, ya que se mejora la capacidad de retención de biomasa y se posibilita el llevar a cabo en una sola unidad tanto la eliminación de materia orgánica como de nitrógeno (Beun *et al.*, 1999; Liu y Tay, 2004). Esto permite el diseño de unidades más compactas, adecuadas para espacios de reducidas dimensiones como son las granjas ganaderas. La aplicación de sistemas granulares aerobios SBR a aguas residuales de origen urbano (de Kreuk y van Loosdrecht, 2006) e industrial es reciente (Arrojo *et al.*, 2004; Inizan *et al.*, 2005), y en el caso del tratamiento de residuos ganaderos no existe información previa hasta la fecha.

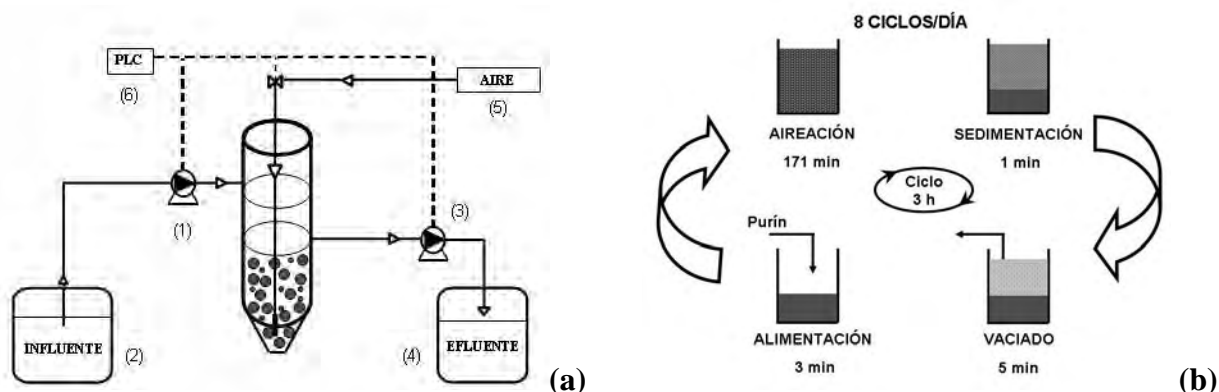
El objetivo de este trabajo es el estudio de la puesta en marcha y operación de un reactor secuencial SBR operado en condiciones aerobias conteniendo biomasa en forma de gránulos para el

tratamiento de la fracción líquida purines de cerdo con el fin de llevar a cabo la eliminación conjunta de materia orgánica y nitrógeno.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Dispositivo experimental y estrategia de operación

Se empleó un reactor discontinuo del tipo SBR con un volumen útil de 1,5 L, con una relación altura-diámetro de 5,5. El oxígeno se suministró mediante un flujo de aire impulsado por una soplante a través de un difusor de burbuja fina (4 L/min) (Figura 1a). Se usaron bombas peristálticas para la alimentación del reactor y el vaciado del efluente, controladas mediante un PLC (Siemens modelo S7-224CPU).



**Figura 1.** (a) Esquema del reactor, compuesto por bomba (1) para adición de la mezcla de alimentación (2) y bomba (3) para la retirada del efluente (4), entrada de aire (5) y PLC (6). (b) Esquema del ciclo de operación.

El reactor se operó a temperatura ambiente (19-25°C), con una concentración de oxígeno disuelto que variaba entre 5 - 8 mg O<sub>2</sub>/L, y sin control del pH, el cual osciló entre 7,4 y 8,5. Se operó en 8 ciclos diarios con una duración de 3 horas cada uno, distribuidos tal como se muestra en la Figura 1.b). Se fijó una relación de intercambio volumétrico del 50% lo cual implicó trabajar con un tiempo de retención hidráulico de 6 horas.

El sistema fue inoculado con biomasa floculante procedente de un sistema de lodos activos situado en una planta de tratamiento de aguas residuales urbanas. La observación al microscopio del lodo indicó que presentaba una morfología irregular y abundancia de organismos filamentosos. El SBR se alimentó con la fracción líquida decantada procedente de una arqueta de recogida de purines situada en una granja de cría de cerdos. La alimentación del reactor se diluyó en cada etapa para conseguir las concentraciones indicadas en Tabla 1 y se mantuvo refrigerada a 4°C para evitar su degradación.

**Tabla 1.** Composición de la alimentación al reactor.

	Etapa 1	Etapa 2	Etapa 3
Días	1-50	51-79	80-100
DQO <sub>s</sub> (mg/L)	525 ±150	900 ±100	1150 ±100
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L)	90 ±20	135 ±15	210 ±13
pH	7,40 ±0,20	7,80 ±0,1	7,70 ±0,1
Conductividad (µS)	1400 ±150	1900 ±150	2700 ±120
SSV (mg/L)	0,09 ±0,03	0,11 ±0,03	0,18 ±0,02

El periodo de operación del reactor se dividió en dos etapas: en la primera de ellas (Etapa I), con una duración de 50 días, se procedió a la puesta en marcha del reactor durante la cual se produjo el crecimiento de la biomasa en forma de gránulos aerobios. Al mismo tiempo se establecieron las condiciones de operación adecuadas para llevar a cabo el proceso de nitrificación. En las etapas II

(días 51 a 79) y III (días 80 a 100) se procedió a realizar un aumento de la velocidad carga tratada, fijando los valores de la dilución del agua residual en 1:30, 1:20 y 1:15, respectivamente.

### Métodos analíticos

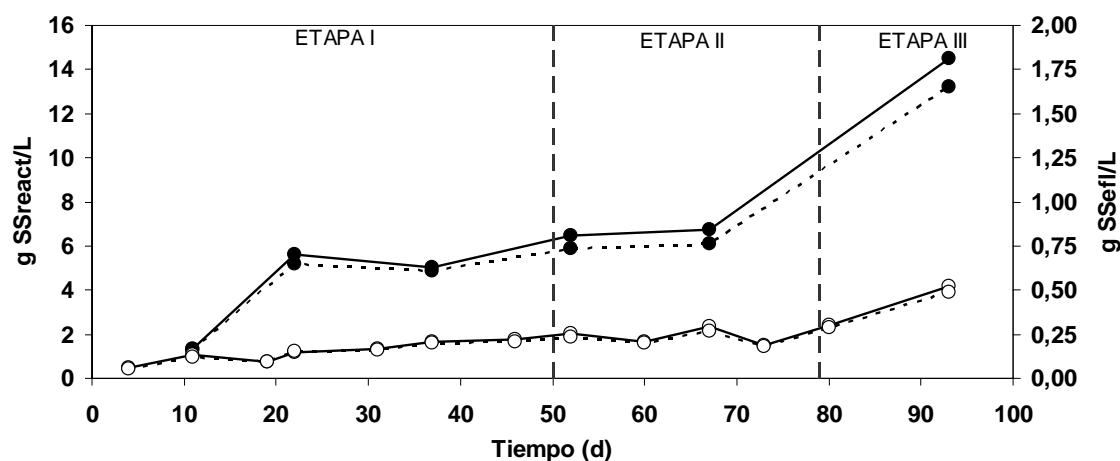
El pH, la concentración de oxígeno disuelto, nitrito, nitrato, amonio, sólidos suspendidos totales y volátiles (SST y SSV), el índice volumétrico de lodos (IVL) y la velocidad de sedimentación se determinaron siguiendo los métodos descritos en el *Standard Methods* (APHA, 1998). La concentración de la demanda química de oxígeno (DQO) se determinó siguiendo el método propuesto por Soto *et al.* (1989). La densidad de la biomasa, en términos de g SSV/L<sub>gránulos</sub>, fue determinada con azul de dextrano (Jimenez *et al.*, 1988) y siguiendo la metodología propuesta por Beun *et al.* (1999). La morfología de los gránulos se midió regularmente usando un procedimiento de análisis de imagen propuesto por Tjihuis *et al.* (1994), contando una muestra de aproximadamente 150 gránulos.

## RESULTADOS Y CONCLUSIONES

### Producción de biomasa granular aerobia

El reactor SBR se operó durante 100 días alimentado con la fracción líquida de purines de cerdo en tres periodos de operación diferentes.

Una semana después de la inoculación del reactor SBR se observaron los primeros agregados bacterianos que ya presentaban una estructura granular compacta. La concentración de biomasa en el interior del reactor fue aumentando rápidamente en los primeros 20 días, con la formación de los primeros gránulos. Cuando se obtuvieron los gránulos maduros y el sistema evolucionó de forma gradual hasta el día 70 de operación, a partir del cual se observó una nueva fase de crecimiento elevado (Figura 2). La concentración de sólidos en el efluente presentó, en la Etapa I, un valor medio de 0,21 g SSV/L y en la Etapa II de 0,27 g SSV/L. En la Etapa III se llegaron a valores de hasta 0,50 g SSV/L debido a un episodio de una purga natural de biomasa del reactor por alcanzar el nivel del rebosadero.



**Figura 2.** Concentración de sólidos en suspensión totales (—) y volátiles (--) en el reactor (●) y en el efluente (○).

A lo largo de cada una de las etapas de operación se determinó la productividad de la biomasa, que se situó en valores de 0,21 g SSV/g DQO en la Etapa I, 0,18 g SSV/g DQO en la Etapa II y 0,28 g SSV/g DQO en la Etapa III. Las productividades obtenidas son más bajas que las obtenidas por Tay *et al.* (2001) que operó distintos reactores secuenciales, observando que en aquellos donde se formaban gránulos la productividad de la biomasa era de 0,34 g SSV/g DQO, mientras que si la biomasa se mantenía en forma de flóculos su productividad era de 0,48 g SSV/g DQO.

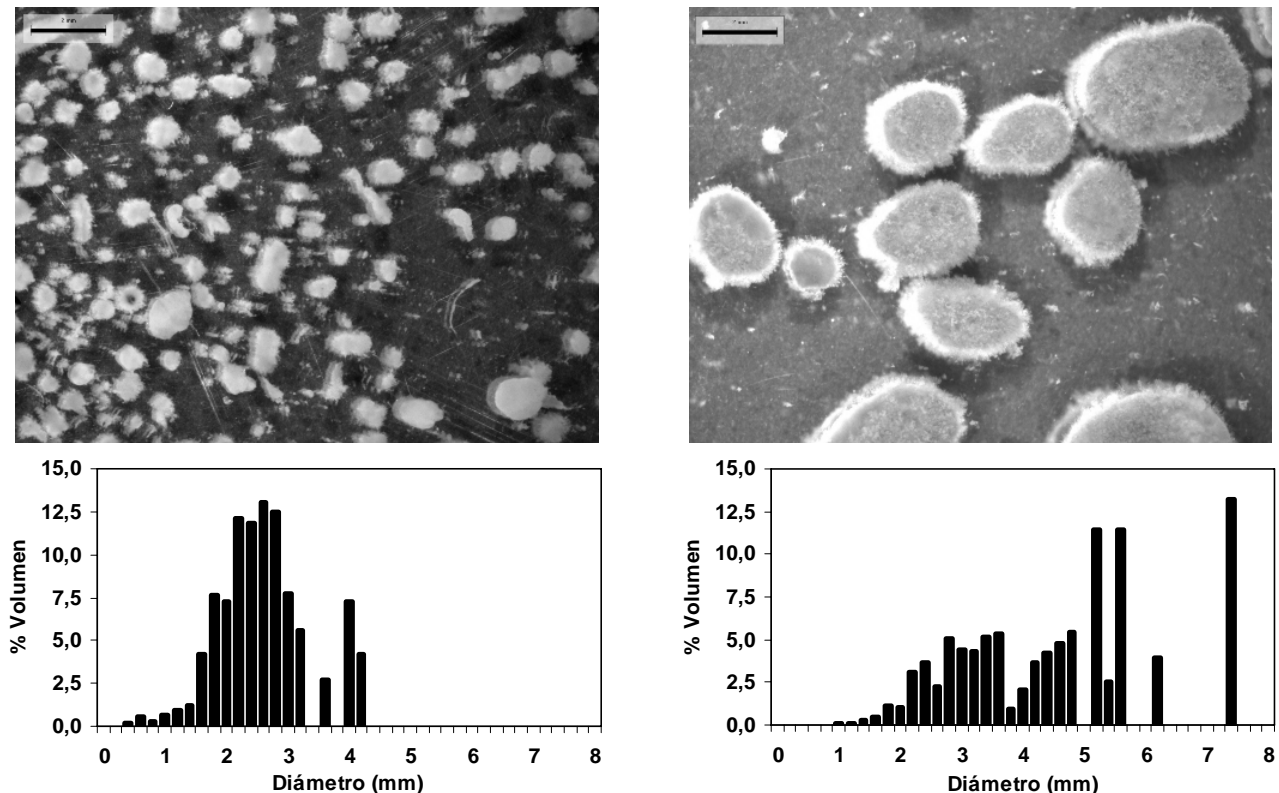
La biomasa granular fue caracterizada en términos de IVL, densidad y diámetro medio en diferentes días de operación tal como se muestra en la Tabla 2.

**Tabla 2.** Propiedades de la biomasa granular.

	Día 11	Día 50	Día 100
IVL (mL/g SSV)	95,3	73,3	36,8
Densidad (g SSV/L <sub>gránulo</sub> )	--	29,7	43,5
Diámetro medio (mm)	1,9	3,7	3,1

A lo largo del periodo de operación las propiedades de la biomasa fueron mejorando: el descenso del índice volumétrico del lodo desde 200 a 36,8 mL/g SSV, y el aumento de la densidad hasta 43,5 g SSV/L<sub>gránulo</sub>. Las propiedades de los gránulos obtenidos mejoran las observadas por Arrojo *et al.* (2004) que, tratando agua residual procedente de un laboratorio de análisis de productos lácteos, obtuvo valores de IVL de 60 mL/g SSV y densidad de 15 g SSV/L<sub>gránulo</sub>. Las diferencias en las propiedades físicas de la biomasa granular guardan una estrecha relación con el tipo de agua tratada, así en trabajos previos con biopelículas se han medido valores de densidades diferentes desarrolladas tratando formato o acetato (20-30 g SSV/L<sub>biopelícula</sub>), glucosa (70-80 g SSV/L<sub>biopelícula</sub>) o metanol (100-120 g SSV/L<sub>biofilm</sub>) (Villaseñor *et al.*, 2000; Mosquera-Corral *et al.*, 2003). En este caso, puede afirmarse que las condiciones de operación del reactor y la composición de los purines facilitan la formación de gránulos aerobios que mejoran enormemente las propiedades físicas de la biomasa.

El diámetro medio de los gránulos, que presentaban una morfología esférica, se fue incrementando hasta alcanzar 3,1 mm en el día 100 de operación (Figura 3). La distribución de tamaño de los gránulos fue comparada entre los días 11 y 100 en términos de porcentaje de volumen (Figura 3). El mayor porcentaje en volumen del día 11 corresponde a gránulos con una distribución entre 1,8 y 3,2 mm de diámetro. Sin embargo en el día 100, el mayor porcentaje en volumen corresponde a gránulos con diámetros en torno a 5,5 y 7,5 mm, indicando la mayor contribución de los gránulos de mayor diámetro a la concentración de biomasa en el sistema.



**Figura 3.** Imágenes de los gránulos en los días 11 y 100 de operación. La barra representa 2 mm.

### Eliminación de materia orgánica y nitrógeno

Durante la puesta en marcha el reactor se alimentó con velocidades de carga orgánica (VCO) de 2,5 kg DQO/m<sup>3</sup>·d y nitrogenada (VCN) de 0,4 kg N/m<sup>3</sup>·d (Etapa I) para favorecer la formación de biomasa granular aerobia. Durante las Etapa II y III se realizaron aumentos de carga, para alcanzar valores en torno a 5 kg DQO/m<sup>3</sup>·d y 0,8 kg N/m<sup>3</sup>·d (Figura 4). A pesar de estos aumentos de VCO, la eficacia de eliminación de DQO<sub>soluble</sub> se mantuvo prácticamente constante: 84%, 90% y 88% en cada una de las etapas.

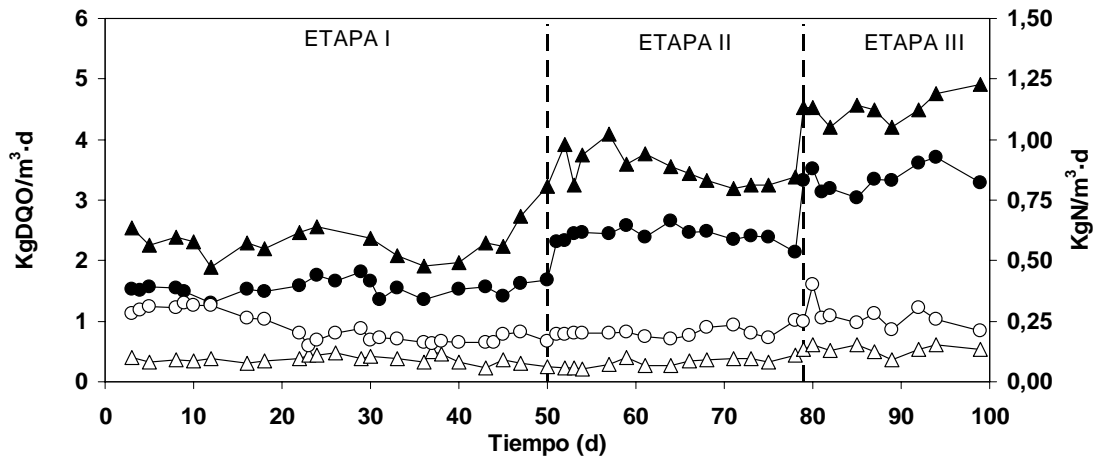


Figura 4. VCO (▲,△) y VCN (●,○) a la entrada y a la salida del reactor.

Los resultados obtenidos respecto a la eliminación de materia orgánica muestran la presencia de una cantidad de en torno al 15% de la DQO alimentada que permanece sin eliminar en el sistema y que podría asignarse a la fracción no biodegradable del efluente tratado.

La eliminación del amonio debida a los procesos de nitrificación/desnitrificación empezó a observarse a partir del día 15 de operación (Figura 5), en el que se alcanzó un valor de tiempo de retención celular estimado de 11 días coincidiendo con un aumento importante de la concentración de sólidos en el reactor. Este valor es inferior al de 50 días encontrado en otros sistemas granulares cuando presentaron el proceso de nitrificación (Beun *et al.*, 2001) pero suficiente para que se llevase a cabo la nitrificación.

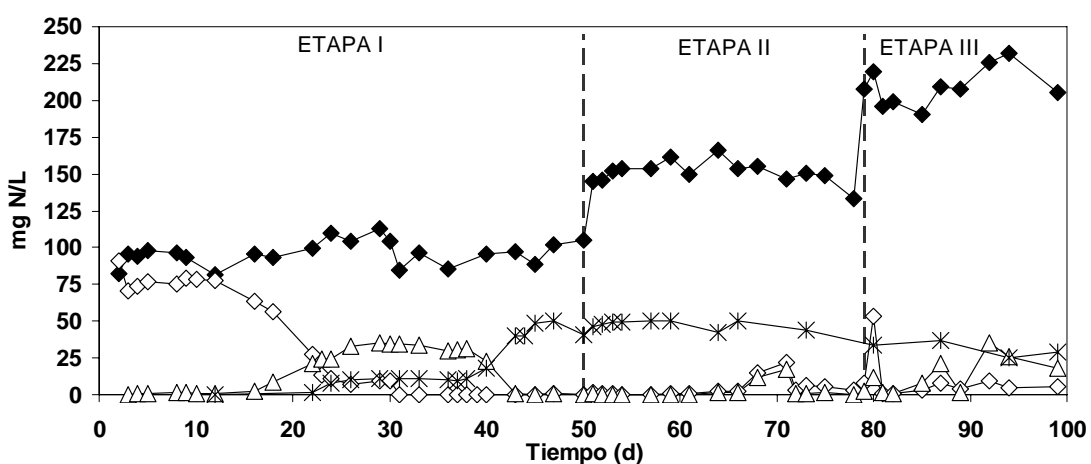


Figura 5. Concentraciones de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (◆) en el influente y NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (◇), NO<sub>2</sub><sup>-</sup> (△) y NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (\*) en el efluente.

A partir del día 22 de operación el valor del nitrito en el efluente se mantuvo en valores en torno a 35 mg N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>/L y el del nitrato en valores de 10 mg N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/L. Desde el día 36 de operación se consiguió la oxidación prácticamente completa del amonio hasta nitrato, obteniéndose concentraciones en el efluente de hasta 50 mg N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/L. Por medio de balances másicos realizados

al sistema, se estimó que entre los días 23 y 50, un 54% de todo el nitrógeno del influente era eliminado, del cual sólo un 4,5% correspondía a la asimilación bacteriana del nitrógeno.

A partir del día 50 de operación (Etapa II), se consiguió una eficacia de eliminación media de los compuestos de nitrógeno del 67%, de la cual, el 12% correspondía a la asimilación bacteriana. Con el posterior aumento de la VCN en la Etapa III, la eficacia de eliminación se incrementó, alcanzando un valor del 75% de eliminación y un 9% correspondiente a asimilación bacteriana.

Los incrementos en la concentración de amonio en el influente no afectaron de forma significativa a la eliminación de nitrógeno ya que los gránulos aún no habían llegado a tener limitación por transferencia de oxígeno en la superficie, por lo que el sistema podría presumiblemente tratar aún cargas mayores. Sin embargo en el caso de trabajar con mayores cargas orgánicas que se corresponden con los respectivos incrementos de concentración de amonio habría que tener en cuenta la estabilidad física de los propios gránulos. Zheng *et al.* (2006) estableció que a cargas de 6 kg DQO/m<sup>3</sup>·d el crecimiento de bacterias filamentosas produjo la desestabilización de un sistema tratando agua sintética, mientras que Arrojo *et al.* (2004) llegó a tratar cargas de 7 kg DQO/m<sup>3</sup>·d con agua residual de origen industrial sin observar deterioro en los gránulos. En el caso de los primeros la proliferación de microorganismos filamentosos pudo estar relacionada con un descenso importante de la concentración de oxígeno disuelto en el medio.

Como conclusiones a este trabajo, puede establecerse que es posible generar biomasa granular, en un reactor SBR y tratar la fracción líquida de purines de cerdo. El IVL de dicha biomasa fue de 36,8 mL/g SSV y su densidad de 43,5 g SSV/L<sub>gránulo</sub> indicando que posee las propiedades físicas adecuadas para su retención dentro del sistema.

La utilización de un sistema SBR granular con biomasa aerobia permitió tratar cargas de hasta 5 kg DQO/m<sup>3</sup>·d y 0,8 kg N/m<sup>3</sup>·d. Éstos son valores mucho más elevados que los que comúnmente se tratan en sistemas aerobios. Por otro lado el empleo de este sistema permitió eliminar de forma conjunta la materia orgánica y el nitrógeno alcanzándose porcentajes de eliminación del 90% y del 75%, respectivamente.

Como trabajo futuro se propone la operación del reactor tratando concentraciones crecientes de la fracción líquida de purines, hasta conseguir tratar el efluente proveniente directamente de la granja. Para ello se plantean como posibilidades la modificación del ciclo de operación del sistema o el ajuste de su longitud y por tanto del número de ciclos realizados por día. Con esto se espera establecer las condiciones de operación óptimas para el tratamiento de la fracción líquida de purines en sistema SBR aerobio con biomasa granular.

## AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado por el Ministerio de Educación y Ciencia, a través de los proyectos BIOGRAMEM (CTQ2005-04935/PPQ) y “NOVEDAR\_Consolider” (CSD2007-00055).

## REFERENCIAS

- APHA (1998). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 20th ed. American Public Health Association. Washington D.C.
- Arrojo, B., Mosquera-Corral, A., Garrido, J.M., Mendez, R. (2004). Aerobic granulation with industrial wastewater in sequencing batch reactors. *Water Research*, **38**(14-15), 3389-3399.
- Beun, J.J., Heijnen, J.J., van Loosdrecht, M.C.M. (2001). N-removal in a granular sludge sequencing batch airlift reactor. *Biotechnology and Bioengineering*, **75**(1), 82-92.
- Beun, J.J., Hendriks, A., van Loosdrecht, M.C.M., Morgenroth, E., Wilderer, P.A., Heijnen, J.J. (1999). Aerobic granulation in a sequencing batch reactor. *Water Research*, **33**(10), 2283-2290.



- de Kreuk, M.K., van Loosdrecht, M.C.M. (2006). Formation of aerobic granules with domestic sewage. *Journal of Environmental Engineering-Asce*, **132**(6), 694-697.
- Gendebien, A., Ferguson, R., Brink, J., Horth, H., Sullivan, M., Davis, R., Brunet, H., Dalimier, F., Landrea, B., Krack, D., Perot, J., Orsi, C. (2001). *Survey of Wastes Spread on Land*. Final report. European Commission-Directorate-General for Environment. Office for official publications of the European Communities. Luxembourg.
- Inizan, M., Freval, A., Cigana, J., Meinhold, J. (2005). Aerobic granulation in a sequencing batch reactor (SBR) for industrial wastewater treatment. *Water Science and Technology*, **52**(10-11), 335-343.
- Jimenez, B., Noyola, A., Capdeville, B., Roustan, M., Faup, G. (1988). Dextran blue colorant as a reliable tracer in submerged filters. *Water Research*, **22**(10), 1253-1257.
- Liu, Y., Tay, J.H. (2004). State of the art of biogranulation technology for wastewater treatment. *Biotechnology Advances*, **22**(7), 533-563.
- Lo, K.V., Liao, P.H. (2007). Full-scale sequencing batch reactor system for swine wastewater treatment. *Journal of Environmental Science and Health Part B-Pesticides Food Contaminants and Agricultural Wastes*, **42**(2), 237-240.
- Mosquera-Corral, A., Montras, A., Heijnen, J.J., van Loosdrecht, M.C.M. (2003). Degradation of polymers in a biofilm airlift suspension reactor. *Water Research*, **37**(3), 485-492.
- Soto, M., Veiga, M.C., Mendez, R., Lema, J.M. (1989). Semi-micro C.O.D. determination method for high-salinity wastewater. *Environmental Technology Letters*, **10**(5), 541-548.
- Tay, J.H., Liu, Q.-S., Liu, Y. (2001). The role of cellular polysaccharides in the formation and stability of aerobic granules. *Letters in Applied Microbiology*, **33**(3), 222-226.
- Tijhuis, L., van Benthum, W.A.J., van Loosdrecht, M.C.M., Heijnen, J.J. (1994). Solids retention time in spherical biofilms in a biofilm airlift suspension reactor. *Biotechnology and Bioengineering*, **44**(8), 867-879.
- Villar, M.C., Petrikova, V., Diaz-Ravina, M., Carballas, T. (2004). Recycling of organic wastes in burnt soils: combined application of poultry manure and plant cultivation. *Waste Management*, **24**(4), 365-370.
- Villaseñor, J.C., van Loosdrecht, M.C.M., Picioreanu, C., Heijnen, J.J. (2000). Influence of different substrates on the formation of biofilms in a biofilm airlift suspension reactor. *Water Science and Technology*, **41**(4-5), 323-330.
- Wilderer, P.A., Irvine, R.L., Goronszy, M.C. (2001). *Sequencing Batch Reactor Technology*. IWA scientific and technical report, n° 10. London.
- Zheng, Y.M., Yu, H.Q., Liu, S.J., Liu, X.Z. (2006). Formation and instability of aerobic granules under high organic loading conditions. *Chemosphere*, **63**(10), 1791-1800.



## Aplicabilidad del proceso Anammox a aguas procedentes de la digestión anaerobia de purines

Isaac Fernández<sup>1,\*</sup>, Joan Dosta<sup>2</sup>, José Ramón Vázquez-Padín<sup>1</sup>, José Luis Campos<sup>1</sup>, Anuska Mosquera-Corral<sup>1</sup>, Ramón Méndez<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Departamento de Ingeniería Química. Escuela Técnica Superior de Ingeniería. Universidad de Santiago de Compostela. Rúa Lope Gómez de Marzoa, s/n. 15782 - Santiago de Compostela.

<sup>2</sup>Departamento de Ingeniería Química. Facultad de Química. Universidad de Barcelona. Martí i Franquès, 1, planta 6. 08028 - Barcelona.

\* Autor de contacto: ifernand@usc.es

### Resumen

La aplicación del proceso Anammox es a priori una alternativa viable para la eliminación de nitrógeno de los efluentes procedentes de la digestión anaerobia de purines. En el presente trabajo se evaluó como afectaba tanto la presencia de antibióticos como la temperatura del influente sobre la eficacia del proceso Anammox a corto y largo plazo. Se observó que la entrada de antibióticos al sistema (cloranfenicol o hidrocloreuro de tetraciclina) y un descenso de temperatura provocaban una disminución de la capacidad del sistema. Sin embargo, esta pérdida de capacidad sólo afectaba a la eficacia del proceso cuando la velocidad de carga nitrogenada aplicada era superior a la máxima capacidad de tratamiento.

### Palabras clave

Actividad Anammox Específica; Anammox; Antibióticos; Reactor Discontinuo Secuencial; Temperatura.

## INTRODUCCIÓN

El tratamiento más utilizado para la eliminación de la materia orgánica contenida en los purines es la digestión anaerobia (Arikan *et al.*, 2006). Ésta se puede llevar a cabo en reactores operando a temperaturas mesófilas o bien en lagunas anaerobias a temperatura ambiente. En ambos casos, el efluente obtenido presenta una elevada concentración de amonio, pero su baja relación carbono/nitrógeno hace que el proceso de nitrificación-desnitrificación no sea aconsejable. Una alternativa para el tratamiento de este tipo de efluentes es el empleo de un reactor de nitrificación parcial, en donde se lleva a cabo la oxidación del 50% del amonio presente a nitrito, seguido de un reactor Anammox en el que el amonio es oxidado por bacterias autótrofas usando el nitrito como donador de electrones (Strous *et al.*, 1999). Esta estrategia permite una reducción de costos frente al sistema tradicional de nitrificación-desnitrificación puesto que se necesita un 40% menos de oxígeno y se evita la adición de una fuente externa de carbono. Otra ventaja es la menor cantidad de lodos producidos (Jetten *et al.*, 1997).

Debido al amplio empleo terapéutico de antibióticos en los distintos tipos de ganado, es esperable su presencia en los purines en concentraciones considerables (Huang *et al.*, 2001). Existen varios trabajos acerca de los efectos de estos compuestos sobre la digestión anaerobia de purines (Massé *et al.*, 2000; Chelliapan *et al.*, 2006) y, en general, se ha encontrado que dichos efectos no son críticos para la eficacia del reactor. Sin embargo, los efectos de estos compuestos sobre el proceso Anammox apenas se han estudiado y los trabajos que se han llevado a cabo (van de Graaf *et al.*, 1995; Toh *et al.*, 2002) no son suficientes para establecer si es factible operarlo en presencia de antibióticos.

Por otra parte, este proceso se ha llevado a cabo siempre a temperaturas próximas a la óptima (Strous *et al.*, 1999). Los trabajos recientes sobre su aplicación a aguas procedentes de la digestión anaerobia de purines (Dong *et al.*, 2003; Hwang *et al.*, 2005; Yamamoto *et al.*, 2007) también se

han centrado en la operación dentro de dicho rango de temperaturas. Sin embargo, los efluentes que procedan del tratamiento de purines en lagunas anaerobias estarán a una temperatura menor, por lo que habría que estudiar la posibilidad de tratarlos con el proceso Anammox operando a temperaturas por debajo de la óptima.

Teniendo en cuenta estos aspectos, el objetivo del presente trabajo fue determinar el efecto a corto y largo plazo de la presencia de dos antibióticos de amplio espectro (cloranfenicol e hidrocloreuro de tetraciclina) y de la operación a temperaturas moderadamente bajas sobre la estabilidad del proceso Anammox.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Montaje experimental

Los ensayos a largo plazo se llevaron a cabo en un reactor discontinuo secuencial (*sequencing batch reactor*, SBR) con 1 L de volumen útil en el que se mantuvo la mezcla por medio de un agitador mecánico (100 rpm). El sistema se operó con un ciclo de 6 horas y una relación de intercambio volumétrico del 25% (Dapena-Mora *et al.*, 2004a). La alimentación consistió en un medio sintético que contenía amonio y nitrito en relación molar 1:1, siendo el  $\text{NO}_2^-$  el sustrato limitante para evitar un posible efecto inhibitorio (Dapena-Mora *et al.*, 2004a).

### Ensayos de actividad

Para determinar los efectos a corto plazo de los antibióticos y de la temperatura sobre la actividad Anammox específica (AAE), así como para monitorizar la operación del reactor, se llevaron a cabo ensayos discontinuos (Dapena-Mora *et al.*, 2007).

Estos ensayos consistieron en la medida de la sobrepresión generada por la producción de nitrógeno en el interior de viales cerrados. Primeramente se lavó la biomasa con tampón fosfato (pH 7,8) para evitar la presencia inicial de sustratos o tóxicos. A continuación se introdujeron 24 mL de biomasa resuspendida en tampón fosfato en el interior de viales de 38 mL, purgando el espacio de cabeza con argón para eliminar el oxígeno. Para mantener una mezcla homogénea y la temperatura controlada en los viales se usó un agitador orbital (New Brunswick Scientific) a 150 rpm. Los ensayos se realizaron a 30°C, excepto en los experimentos destinados a conocer los efectos de la temperatura a corto plazo, en los que se operó a temperaturas entre 10 y 45°C. Después de 30 minutos de aclimatación en el interior del agitador, se inyectaron los sustratos en los viales para obtener las concentraciones iniciales de nitrito y amonio (70 mg N/L de ambos sustratos).

### Biomasa

Los efectos de los antibióticos a corto y largo plazo se ensayaron empleando biomasa Anammox enriquecida procedente de un reactor SBR de laboratorio (Dapena-Mora *et al.*, 2004b). Para estudiar los efectos del cloranfenicol a largo plazo se inoculó el reactor con una concentración inicial de biomasa de 1,25 g SSV/L cuya actividad específica era de 0,25 g N/(g SSV·d), mientras que cuando se ensayó el hidrocloreuro de tetraciclina la concentración inicial de biomasa fue de 3,0 g SSV/L y su actividad específica de 0,26 g N/(g SSV·d).

Los efectos a corto plazo de la temperatura se estudiaron usando biomasa en biopelícula (Fernández *et al.*, 2006) y granular (Dapena-Mora *et al.*, 2004b) procedente en ambos casos de reactores operando en torno a 30 °C. La misma biomasa en biopelícula, en una concentración de 7,6 g SSV/L, fue empleada para inocular el reactor SBR en el que se ensayaron los efectos de la temperatura a largo plazo.

## Estrategia de operación

Para estudiar los efectos a largo plazo de los antibióticos, el reactor se operó a una velocidad de carga nitrogenada (VCN) de 0,3 g N/(L·d) excepto durante los períodos de recuperación, en los que se redujo.

El sistema se mantuvo a 30 °C durante los experimentos realizados para evaluar el efecto de los antibióticos mediante el uso de un baño termostático. Cuando se estudió el efecto de la temperatura, ésta se controló al valor deseado mediante el uso de un criostato. Se fue reduciendo gradualmente a lo largo de 6 períodos (Tabla 1), a fin de aclimatar la biomasa y evitar la desestabilización del reactor (Szatkowska *et al.*, 2006).

**Tabla 1.** Períodos de operación.

Período	Temperatura (°C)	VCN (g N/(L·d))	Duración (d)
I	30	0,3	1-15
II	26	0,3	15-29
III	23	0,3	29-49
IV	20	0,3	49-63
V	18	0,3	63-103
VIa	15	0,3	103-109
VIb	15	0,1	109-119
VIc	15	0,05	119-130

## Métodos analíticos

Las concentraciones de amonio, nitrito y sólidos en suspensión volátiles fueron determinadas siguiendo los métodos descritos en *Standard Methods* (APHA, 1998).

## Caracterización física de la biomasa

Para establecer el diámetro de los gránulos se empleó un método basado en el análisis de imágenes (Tijhuis *et al.*, 1994; Jeison *et al.*, 1998). Se tomaron fotos de los mismos con una cámara Cool Snap CF (Roper Scientific Photometrics) acoplada a la lupa Stemi 2000-C (Zeiss). Estas fotos se hicieron a diez aumentos conteniendo al menos 100 gránulos completos para que la muestra fuera significativa. A continuación las fotos se procesaron con el programa Image Pro Plus que permite obtener de forma semiautomática los valores de los diámetros de cada uno de los gránulos. Finalmente los valores se trataron estadísticamente con un programa de hoja de cálculo para obtener los diámetros medios, dispersión y gráficos de distribución de tamaños.

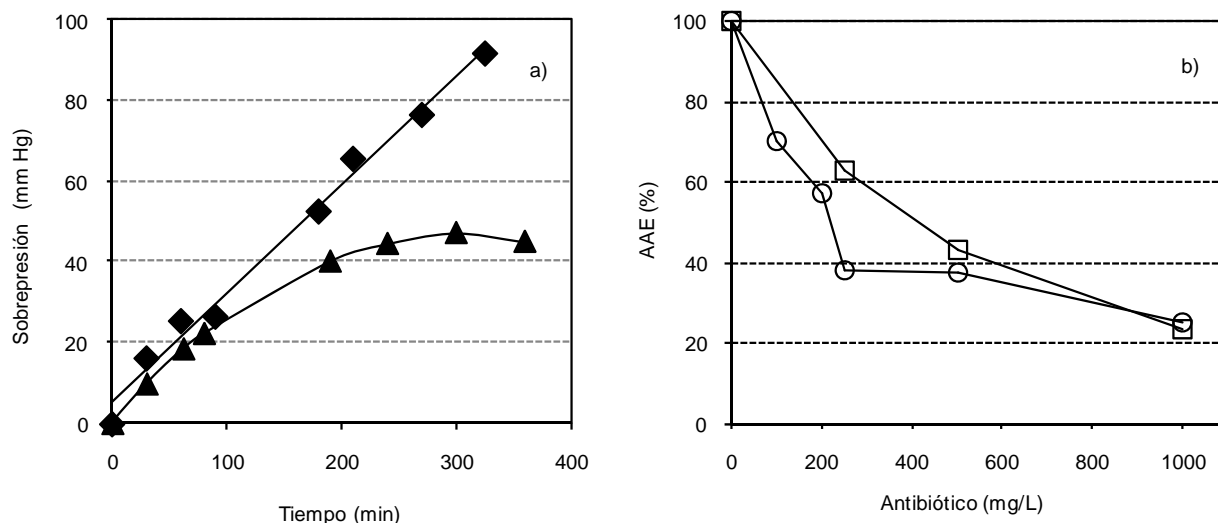
El índice volumétrico de lodos (IVL) se midió según el método descrito por *Standard Methods* (APHA, 1998) mientras que la densidad de la biomasa se determinó de acuerdo con la metodología descrita por Beun *et al.* (2002).

## RESULTADOS Y CONCLUSIONES

### Efectos de los antibióticos a corto plazo

Se llevaron a cabo ensayos de inhibición en discontinuo tanto en presencia de hidroclicloruro de tetraciclina (0, 100, 200, 250, 500 y 1000 mg/L) como de cloranfenicol (0, 250, 500 y 1000 mg/L). Los perfiles de producción de biogás mostraron que la presencia de estos compuestos disminuía la AAE máxima y que, además, en el caso del hidroclicloruro de tetraciclina se observaba un efecto de desactivación de la biomasa Anammox en un período de 2-3 horas (Figura 1a). Las IC<sub>50</sub> (concentración de antibiótico a la que la AAE es el 50% de la inicial) determinadas para el

hidrocloruro de tetraciclina y el cloranfenicol fueron de 220 y 380 mg/L, respectivamente (Figura 1b).



**Figura 1.** Efecto de los antibióticos a corto plazo: (a) perfiles de producción de N<sub>2</sub> en presencia de 250 mg/L de cloranfenicol (◆) y de 200 mg/L de hidrocloruro de tetraciclina (▲) y (b) efecto del hidrocloruro de tetraciclina (○) y del cloranfenicol (□) sobre la AAE.

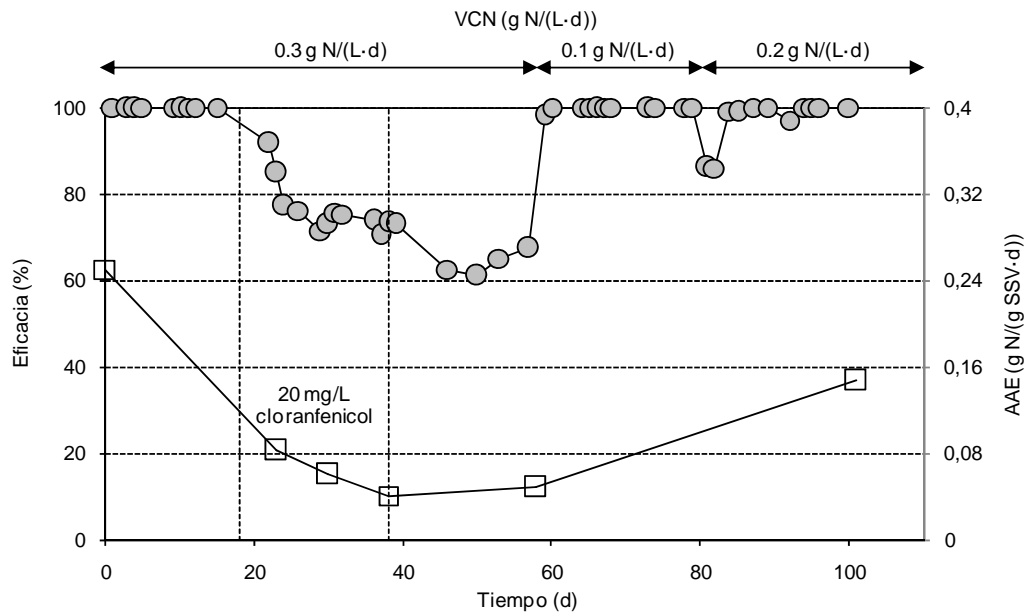
### Efectos de los antibióticos a largo plazo

Tras 18 días de operación en ausencia de antibiótico, se añadieron 20 mg cloranfenicol/L al medio de alimentación (Figura 2). Esto causó que la eficacia del proceso Anammox, calculada en función del reactivo limitante (nitrito), descendiera hasta el 75%. Con el fin de recuperar la plena eficacia del sistema, se retiró el antibiótico del medio de alimentación pero esta acción no tuvo el efecto deseado. Dicha recuperación sólo se logró cuando se redujo la VCN aplicada a 0,1 g N/(L·d).

La AAE sufrió un descenso durante la operación en presencia del cloranfenicol (Figura 2), llegando a ser sólo un 30% de la inicial. Cuando se retiró el antibiótico de la alimentación no se observó una recuperación en la AAE, la cual si que se produjo una vez que se redujo la VCN aplicada al sistema, alcanzando la AAE un valor en torno al 60 % del inicial.

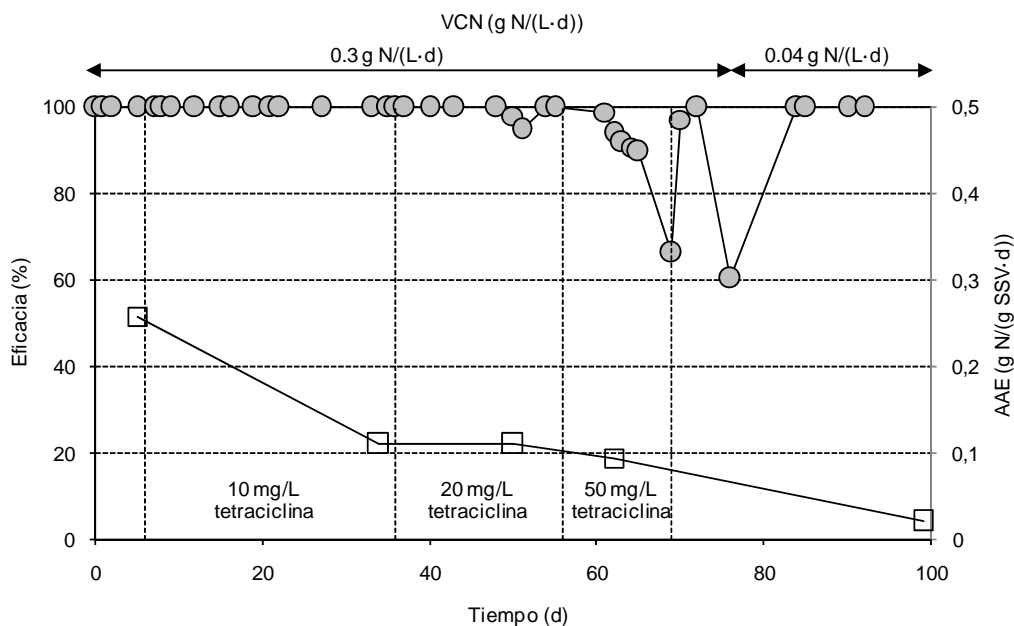
Durante el ensayo con hidrocloruro de tetraciclina, el reactor mantuvo su plena eficacia en presencia de hasta 20 mg/L de dicho compuesto pero se observó un descenso de la eficacia del 30% cuando la concentración aplicada fue de 50 mg/L (Figura 3). Sólo se logró recuperar totalmente la eficacia del sistema cuando se retiró el antibiótico de la alimentación y la VCN se redujo a 0,05 g N/(L·d).

La AAE sufrió un importante descenso en el momento en que se empezó a alimentar con 10 mg/L de hidrocloruro de tetraciclina (Figura 3), sin embargo esto no condujo a una desestabilización del sistema puesto que en todo momento la VCN aplicada se mantuvo por debajo de la capacidad máxima del sistema (calculada como el producto de la AAE máxima por la concentración de biomasa en el reactor). Concentraciones de 20 y 50 mg/L de este compuesto en la alimentación causaron también una disminución de la AAE aunque menos notable que la sufrida inicialmente. El descenso progresivo de la AAE llevó a la desestabilización del sistema debido a que la capacidad máxima del sistema disminuyó a un valor inferior a la VCN aplicada, lo que condujo a la acumulación de nitrito. En este caso, a diferencia del cloranfenicol, una vez que se retiró el antibiótico de la alimentación y se disminuyó la VCN no se observó ninguna recuperación en la AAE, sino que ésta incluso siguió descendiendo.



**Figura 2.** Experimento con cloranfenicol: eficacia (●) y AAE de la biomasa (□).

Las propiedades físicas de los gránulos no se vieron afectadas por la presencia de los antibióticos manteniendo su IVL (42 mL/g SSV), densidad (81 g SSV/L) y diámetro medio (1,1 mm) prácticamente constantes durante el período de operación. A pesar de que la pérdida de eficacia del sistema provocó la acumulación de nitrito en algunos períodos, no se observaron problemas de flotación de la biomasa como los descritos por Dapena-Mora *et al.* (2004c).



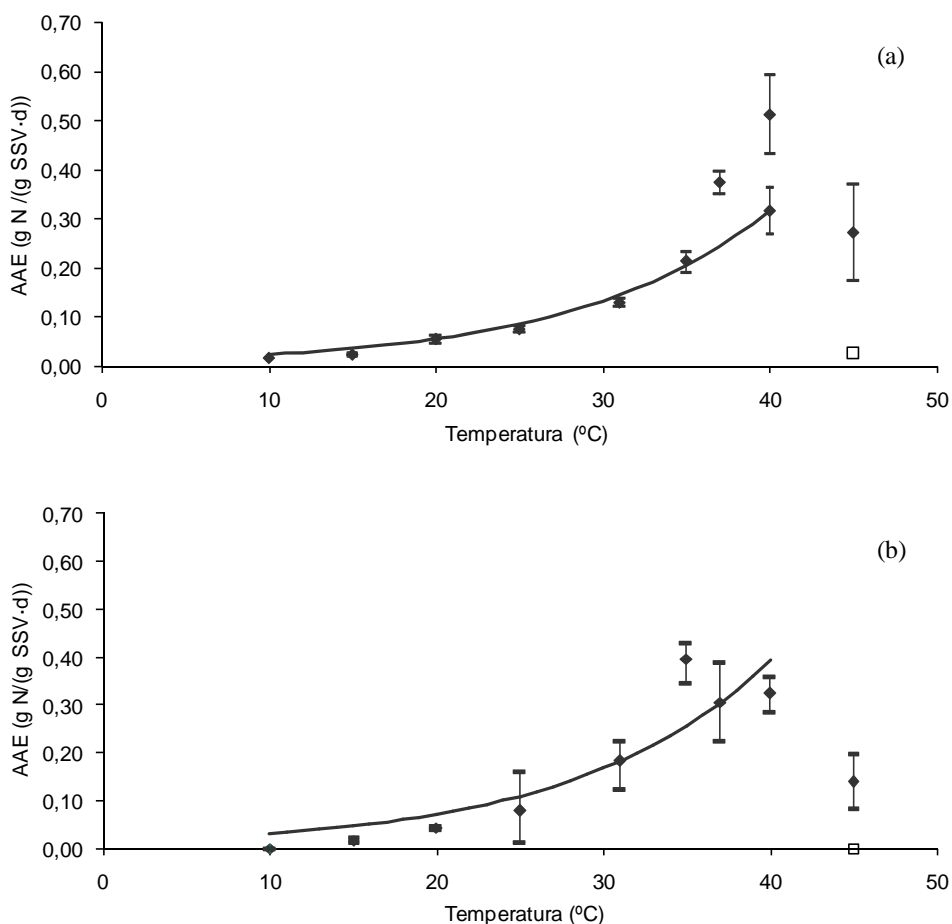
**Figura 3.** Experimento con hidrocloreuro de tetraciclina: eficacia (●) y AAE de la biomasa (□).

### Efectos de la temperatura a corto plazo

Se evaluó la dependencia de la AAE con la temperatura por medio de ensayos discontinuos, encontrando actividades medibles entre 10 y 40°C, las cuales verificaron una tendencia exponencial, con un óptimo situado entre 35 y 40 °C (Figura 4). No se observaron diferencias significativas en el comportamiento de los dos tipos de biomasa ensayados. La energía de activación calculada según el modelo de Arrhenius fue de 63 kJ/mol. Este valor concuerda con el determinado por Strous *et al.*

(1999) para lodo cultivado a 30°C y con el obtenido por Dalsgaard y Thamdrup (2002) trabajando con biomasa Anammox procedente de sedimentos marinos.

En los ensayos realizados a 45°C se observó que la fase líquida adquiría una coloración anaranjada, lo que podría indicar una posible lisis de la biomasa. Para confirmar este hecho se añadió una segunda inyección de sustratos en los viales, una vez que los sustratos de la primera alimentación se habían consumido. En estos casos los valores de AAE observados fueron prácticamente nulos, indicando un efecto negativo irreversible de la temperatura sobre la biomasa (Figura 4).



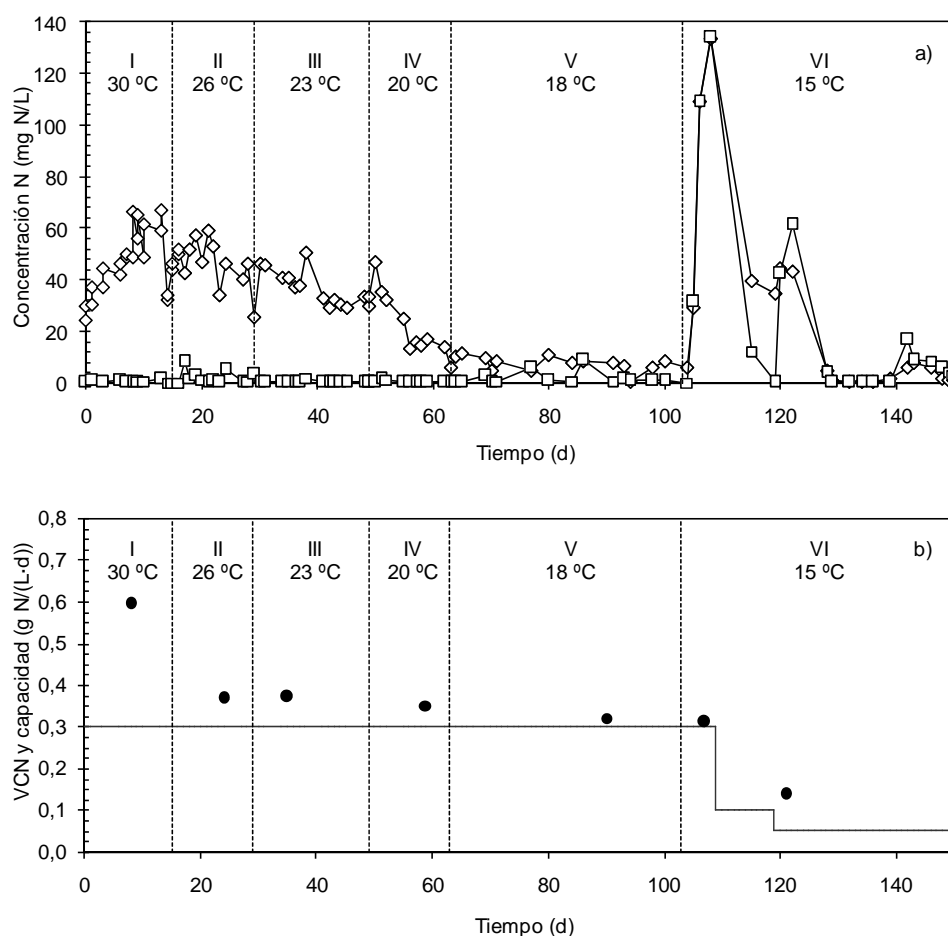
**Figura 4.** Dependencia de la AAE con la temperatura: **(a)** Biomasa granular y **(b)** biomasa en biopelícula. (AAE experimental ♦; AAE experimental con una segunda inyección de sustrato □; Modelo de Arrhenius —).

### Efectos de la temperatura a largo plazo

El sistema mantuvo una eficacia plena respecto al nitrito (reactivo limitante) hasta el período VI (Figura 5a). A 15°C el sistema no fue capaz de eliminar todo el nitrito alimentado, con lo cual este compuesto empezó a acumularse en el reactor. Teniendo en cuenta que el proceso Anammox sufre inhibición por nitrito incluso a concentraciones moderadas (Fux *et al.*, 2004; Jung *et al.*, 2007), esta acumulación causó un descenso en la capacidad del sistema, lo que condujo a su vez a una mayor acumulación de nitrito, causando la desestabilización de la operación. Finalmente, se redujo la VCN hasta 0,05 g N/(L-d) con el fin de recuperar la eficacia del sistema y evitar la presencia de nitrito en el reactor (día 119).

Se observó un descenso de la capacidad máxima del sistema a lo largo de la operación, siendo mucho más brusco en el primer descenso de temperatura de 30 a 26 °C que en los siguientes (Figura 5b). Teniendo en cuenta que la concentración de biomasa se mantuvo prácticamente constante, la pérdida de capacidad está directamente relacionada con la disminución de la AAE.





**Figura 5.** Efecto de la temperatura en la operación del reactor: **(a)** Nitrito (□) y amonio (◇) en el efluente. **(b)** VCN aplicada (—) y capacidad (●).

Después de operar durante un mes con una VCN de 0,05 g N/(L·d) no se observó una recuperación en la AAE. Con el fin de recuperar el sistema se operó el reactor durante 80 días a 30°C (datos no incluidos en la Figura 5) pero la AAE se mantuvo por debajo del 25% de la inicial. Así pues los efectos combinados de un descenso de temperatura y presencia de nitrito (Strous *et al.*, 1999; Dapena *et al.*, 2004c) probablemente condujeron a una pérdida irreversible de la actividad de la biomasa.

Al igual que ocurrió en la operación con presencia de antibióticos, no se observó flotación de la biomasa durante la desestabilización del reactor, manteniéndose una buena retención de la misma en el sistema (tiempo de retención de sólidos de 150 días).

### Aplicaciones

Teniendo en cuenta los resultados del presente trabajo, la aplicación del proceso Anammox para la eliminación del nitrógeno presente en los efluentes de la digestión anaerobia de purines sería factible. La presencia de antibióticos y la operación a temperaturas moderadamente bajas causan un descenso de la capacidad de tratamiento del reactor Anammox. Sin embargo, esto no afectaría a la eficacia del sistema si su capacidad máxima es superior a la VCN aplicada. Por ello se recomendaría una monitorización periódica tanto de la actividad de la biomasa como de su concentración.

En este trabajo se ha estudiado el efecto de la entrada de antibióticos en la unidad Anammox pero durante el tratamiento integral de los purines puede ocurrir que estos compuestos sean ya

degradados tanto durante la digestión anaerobia como durante la nitrificación parcial no llegando a afectar a esta unidad (Chelliapan *et al.*, 2006; Arikan *et al.*, 2006; Campos *et al.*, 2001). En todo caso, para prevenir la entrada de dichos compuestos en el reactor Anammox, así como su posible vertido, se recomienda su eliminación previa mediante métodos químicos o físicos. En este aspecto, Qiang *et al.* (2006) han estudiado la degradación de antibióticos por oxidación con cloro. Sin embargo, este método no es selectivo, de forma que el cloro también oxidaría la materia orgánica y el amonio presentes. Además el uso de cloro libre tiene implicaciones medioambientales negativas. De esa forma podría resultar más recomendable una oxidación con ozono (Alaton *et al.*, 2004), la cual debería optimizarse para minimizar la oxidación del amonio presente. Otra posibilidad sería el uso de filtración selectiva con membranas de nanofiltración (Košutić *et al.*, 2007), las cuales permitirían el paso de iones pequeños como el amonio.

Si la digestión anaerobia se lleva a cabo en lagunas a temperatura ambiente, las alternativas más recomendables para el post-tratamiento del efluente serían una nitrificación parcial en un reactor granular operando a temperatura ambiente (Vázquez-Padín *et al.*, 2006), seguida del reactor Anammox; o bien llevar a cabo ambos procesos, nitrificación parcial y Anammox, en una sola etapa (Third *et al.*, 2005). De hecho, Cema *et al.* (2007) han demostrado recientemente que los sistemas de biodiscos rotatorios pueden llevar a cabo ambos procesos simultáneamente de forma satisfactoria a 20°C. En cualquiera de estos casos se evitarían los costes asociados a elevar la temperatura del agua a la salida de la laguna anaerobia, pero habría que aclimatar la biomasa Anammox a las temperaturas bajas. Además la disminución de la capacidad de tratamiento respecto de la que se podría alcanzar operando a la temperatura óptima, tendría que ser compensada con una mayor concentración de biomasa en el sistema.

### Conclusiones

La presencia de antibióticos afecta significativamente a la eficacia del proceso Anammox, pudiendo desestabilizarlo. Por ello, en el caso de estar presentes a la entrada del reactor Anammox, se recomienda un tratamiento previo para su eliminación.

A pesar de que se observa una disminución drástica de la AAE de la biomasa cuando la temperatura de operación se aleja del valor óptimo, el proceso Anammox podría ser aplicado a efluentes con temperaturas moderadamente bajas siempre que la capacidad del sistema sea superior a la VCN aplicada.

### AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado por el Ministerio de Educación y Ciencia, a través de los proyectos BIOGRAMEM (CTQ2005-04935/PPQ) y NOVEDAR\_Consolider (CSD2007-00055). Los autores también agradecen los contratos predoctorales financiados por el Gobierno de España (Joan Dosta y José Ramón Vázquez-Padín) y la Xunta de Galicia (Isaac Fernández).

### REFERENCIAS

- Alaton, I.A., Dogruel S., Baykal S., Gerone, G. (2004). Combined chemical and biological oxidation of penicillin formulation effluent. *Journal of Environmental Management*, **73**(2), 155-163.
- APHA (1998). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 20th ed. American Public Health Association. Washington DC. USA.
- Arikan, O.A., Sikora, L.J., Mulbry, W., Khan, S.U., Rice, C., Foster, G.D. (2006). The fate and effect of oxytetracycline during the anaerobic digestion of manure from therapeutically treated calves. *Process Biochemistry*, **41**(7), 1637-1643.
- Beun, J.J., van Loosdrecht, M.C.M., Heijnen, J.J. (2002). Aerobic granulation in a sequencing batch airlift reactor. *Water Research*, **36**(3), 702-712.

- Campos J.L., Garrido J.M., Méndez R., Lema J.M. (2001). Effect of two broad-spectrum antibiotics on activity and stability of continuous nitrifying system. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, **95**(1), 1-10.
- Cema, G., Wiszniowski, J., Żabczyński, S., Zabłocka-Godlewska, E., Raszka, A., Surmacz-Górska, J. (2007). Biological nitrogen removal from landfill leachate by deammonification assisted by heterotrophic denitrification in a rotating biological contactor (RBC). *Water Science and Technology*, **55**(8-9), 35-42.
- Chelliapan, S., Wilby, T., Sallis P.J. (2006). Performance of an up-flow anaerobic stage reactor (UASR) in the treatment of pharmaceutical wastewater containing macrolide antibiotics. *Water Research*, **40**(3), 507-516.
- Dalsgaard, T., Thamdrup, B. (2002) Factors controlling anaerobic ammonium oxidation with nitrite in marine sediments. *Applied and Environmental Microbiology*, **68**(8), 3802-3808.
- Dapena-Mora, A., Arrojo, B., Campos, J.L., Mosquera-Corral, A., Méndez, R. (2004a). Improvement of the settling properties of Anammox sludge in an SBR. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, **79**(12), 1412-1420.
- Dapena-Mora, A., Van Hulle, S.W.H., Campos, J.L., Méndez, R., Vanrolleghem, P.A., Jetten, M. (2004b). Enrichment of Anammox biomass from municipal activated sludge: experimental and modelling results. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, **79**(12), 1421-1428.
- Dapena-Mora, A., Campos, J.L., Mosquera-Corral, A., Jetten, M.S.M., Méndez R. (2004c). Stability of the Anammox process in a gas-lift reactor and a SBR. *Journal of Biotechnology*, **110**(2), 159-170.
- Dapena-Mora, A., Fernández, I., Campos, J.L., Mosquera-Corral, A., Méndez, R., Jetten, M.S.M. (2007). Evaluation of activity and inhibition effects on Anammox process by batch tests based on the nitrogen gas production. *Enzyme and Microbial Technology*, **40**(4-5), 859-865.
- Dong, X., Tollner, E.W. (2003). Evaluation of Anammox and denitrification during anaerobic digestion of poultry manure. *Bioresource Technology*, **86**(2), 139-145.
- Fernández, I., Vázquez-Padín, J.R., Mosquera-Corral, A., Campos, J.L., Méndez, R. (2006). Biofilm and granular systems to improve Anammox biomass retention: *Proceedings of the Seventh IWA Specialised Conference on Small Water and Wastewater Systems*. Proceedings CD, oral presentation Nr. 148, Mexico City, Mexico.
- Fux, C., Marchesi, V., Brunner, I., Siegrist, H. (2004). Anaerobic ammonium oxidation of ammonium-rich waste streams in fixed-bed reactors. *Water Science and Technology*, **49**(11-12), 77-82.
- Huang C.-H., Renew J.E., Pinkston K., Sedlak D.L. (2001). Occurrence and fate of antibiotic compounds in municipal wastewater and animal waste. *74th Water Environment Federation Annual Conference & Exposition (WEFTEC)*. October 13-17. Atlanta, GA.
- Hwang, I.S., Min, K.S., Choi, E., Yun, Z. (2005). Nitrogen removal from piggery waste using the combined SHARON and ANAMMOX process. *Water Science and Technology*, **52**(10-11), 487-494.
- Košutić, K., Dolar, D., Ašperger, D., Kunst, B. (2007). Removal of antibiotics from a model wastewater by RO/NF membranes. *Separation and Purification Technology*, **53**(3), 244-249.
- Jetten, M.S.M., Horn, S.J., van Loosdrecht, M.C.M. (1997). Towards a more sustainable municipal wastewater treatment system. *Water Science and Technology*, **35**(9), 171-180.
- Jung, J.Y., Kang, S.H., Chung, Y.C., Ahn, D.H. (2007). Factors affecting the activity of anammox bacteria during start up in the continuous culture reactor. *Water Science and Technology*, **55**(1-2), 459-468.
- Jeison, D., Chamy, R. (1998). Novel technique for measuring the size distribution of granules from anaerobic reactors for wastewater treatment. *Biotechnology Techniques*, **12**(9), 659-662.
- Massé, D.I., Lu, D., Masse, L., Droste, R.L. (2000). Effect of antibiotics on psychrophilic anaerobic digestion of swine manure slurry in sequencing batch reactors. *Bioresource Technology*, **75**(3), 205-211.
- Qiang Z., Macauley J.J., Mormile M.R., Surampalli R., Adams C.D. (2006). Treatment of antibiotics and antibiotic resistant bacteria in swine wastewater with free chlorine. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, **54**(21), 8144-8154.
- Strous, M., Kuenen, J.G., Jetten, M.S.M. (1999). Key physiology of anaerobic ammonium oxidation. *Applied and Environmental Microbiology*, **65**(7), 3248-3250.
- Szatkowska, B., Plaza, E. (2006). Temperature as a factor influencing the Anammox process performance. *Water and Environmental Management Series, Young Researchers*, 51-58.
- Third, K.A., Paxman, J., Schmid, M., Strous, M., Jetten, M.S.M., Cord-Ruwisch, R. (2005). Treatment of nitrogen-rich wastewater using partial nitrification and Anammox in the CANON process. *Water Science and Technology*, **52**(4), 47-54.

- Tijhuis, L., van Benthum, W.A.J., van Loosdrecht, M.C.M., Heijnen, J.J. (1994). Solids retention time in spherical biofilms in a biofilm airlift suspension reactor. *Biotechnology and Bioengineering*, **44**(8), 867-879.
- Toh, S.K., Webb, R.I., Ashbolt, N.J. (2002). Enrichment of autotrophic anaerobic ammonium-oxidizing consortia from various wastewaters. *Microbial Ecology*, **43**(1), 154-167.
- van de Graaf, A.A., Mulder, A., de Bruijn, P., Jetten, M.S.M., Robertson, L.A., Kuenen, J.G. (1995). Anaerobic oxidation of ammonium is a biologically mediated process. *Applied and Environmental Microbiology*, **61**(4), 1246-1251.
- Vázquez-Padín, J.R., Figueroa, M., Arrojo, B., Mosquera-Corral, A., Campos, J.L., Méndez R. (2006). Why do nitrifying granules accumulate nitrite? *Proceedings of the Second Aerobic Granular Sludge Workshop*. Delft, The Netherlands.
- Yamamoto, T., Takaki, K., Koyama, T., Furukawa K. (2007). Long-term stability of partial nitrification of swine wastewater digester liquor and its subsequent treatment by Anammox. *Bioresource Technology*, in press.

## Eliminación de nitrógeno de purines de cerdo mediante proceso biopelícula híbrido y biorreactor de membrana

Teresa López de Armentia<sup>1,\*</sup>, Maite Caminos<sup>1,\*</sup>, Luis Larrea<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Sección de Ingeniería Medioambiental. CEIT. Pº Manuel Lardizabal, 15. 20018 - San Sebastián.

<sup>2</sup>CEIT y Tecnun. Universidad de Navarra. Pº Manuel Lardizabal, 15. 20018 - San Sebastián.

\* Autores de contacto: mlopez@ceit.es; mcaminos@ceit.es

### Resumen

El artículo presenta los estudios experimentales en planta piloto de dos procesos innovadores: el proceso biopelícula híbrido (LMH) que es un fango activo en suspensión combinado (híbrido) con soportes plásticos tanto en reactor anóxico de desnitrificación como en posterior reactor aerobio de nitrificación y el proceso BRM con membranas externas y con un único reactor operado con intermitencias en la aireación y alimentación alternadamente. El proceso LMH consigue una nitrificación estable a 20°C con valores bajos de amonio (5-20 mg/L) y nitrito (5-10 mg/L), operando con cargas de nitrógeno aplicada del orden de 250 mg N/L/día, que es el doble de la empleada en procesos de fangos activos convencionales. El proceso biorreactor de membrana (BRM) ofrece similares prestaciones con un tiempo de retención hidráulico (TRH) de 6 días para una concentración de 7 g SST/L en el licor mezcla. Además permite conseguir una nitrificación estable a 30°C con TRH inferior a 4,5 días. Para conseguir una desnitrificación relevante se requiere adicionar metanol en función del nitrato efluente deseado. Se concluye que ambos procesos poseen un gran potencial de aplicación tanto para un escenario de nueva planta como especialmente para remodelación de plantas de fangos activos existentes.

### Palabras clave

Biorreactor de membrana; Eliminación de nitrógeno; Nitrificación biopelícula; Proceso híbrido; Purines de cerdo.

## INTRODUCCIÓN

Los purines de cerdo están constituidos por la orina, heces y agua de limpieza de la granja presentando un elevado contenido en materia orgánica y nitrógeno, y observándose una gran variabilidad en su composición de una explotación porcina a otra. En España, se generan anualmente cerca de 50 millones de m<sup>3</sup> de purín, para cuya gestión existen dos opciones: tratamiento integral con destino a cauce (regulado por Ley de Aguas) o tratamiento intermedio para aplicación al terreno (regulado por el Real Decreto 261/1996 sobre protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos) o a colector (autoridades del agua competentes). En ambos escenarios se precisa la eliminación de nitrógeno en un mayor o menor grado dependiendo de cada caso, siendo el tratamiento biológico una opción muy extendida. Para ello, se emplean habitualmente bien reactores consecutivos de predesnitrificación y nitrificación en fangos activos con distribución espacial (MLE) (Choi y Eum, 2002) o bien un solo reactor con distribución temporal en proceso secuencial (SBR) (Choi *et al.*, 2005; Magrí *et al.*, 2007).

Los procesos de este tipo a escala real que muestra la bibliografía presentan una gran variabilidad en cuanto a condiciones de diseño, operación y funcionamiento. Cabría distinguirse dos situaciones bastante diferenciadas. Por una parte, plantas diseñadas y operadas con bajas cargas de nitrógeno aplicadas de 120-130 mg N/L/d (Bicudo *et al.*, 1999; Tilche *et al.*, 1999), con temperaturas moderadas (sobre 20°C), que dan lugar a concentraciones bajas y estables de amonio y nitrito en el efluente. Por otra parte, plantas compactas con muy altas cargas aplicadas de 600-800 mg N/L/d, operadas con altas temperaturas (sobre 30°C) que resultan en concentraciones altas e inestables de amonio y nitrito en el efluente (Eum y Choi, 2002). Además, éstas últimas presentan pobres características de sedimentación que favorecen la inestabilidad de la nitrificación. Por ello, se

considera de gran interés plantear procesos biopelícula y biorreactor de membranas que permiten operar con cargas relativamente altas y a la vez con nitrificación estable. Así, sería posible ofrecer soluciones a dos necesidades: plantas nuevas que deseen un tratamiento compacto pero estable y plantas existentes que deseen ganar en estabilidad y/o capacidad de tratamiento.

En cuanto a procesos biopelícula, el lecho fluidizado muestra en muchas investigaciones (Sutton *et al.*, 1991; Oyanedel *et al.*, 2003) que ofrece compacidad y estabilidad en la nitrificación para el tratamiento de aguas residuales industriales con alto contenido en nitrógeno. Sin embargo, en la realidad presentan una hidráulica compleja y la dificultad para lograr la desnitrificación en suspensión debido a sus malas características de sedimentación. De tal forma, que su aplicación se ha limitado a caudales pequeños de aguas residuales industriales. No obstante, en los últimos años está recibiendo un fuerte impulso en el ámbito urbano (Rusten *et al.*, 1994; Andreottola *et al.*, 2000) la remodelación de plantas de fangos activos existentes mediante la adición de soportes plásticos en los reactores nitrificantes, denominándose proceso lecho móvil híbrido (LMH) con biomasa fija al soporte y en suspensión. Así, se consigue una elevada nitrificación en biopelícula y aumentar la carga de nitrógeno aplicada, y además se observan mejores características de sedimentación sin bulking filamentoso. Se considera que este proceso LMH puede tener también éxito en el campo de las aguas residuales industriales. Para el caso de los purines también se considera interesante utilizar soporte en el reactor anóxico (desnitrificación híbrida) para aumentar la tasa de desnitrificación, dado el elevado contenido en materia orgánica filtrada de los purines. Puesto que no se conocen estudios del proceso LMH en el tratamiento de purines de cerdo a escala real, su aplicación se considera tremendamente innovadora.

Por otra parte, los novedosos procesos biorreactor de membranas (BRM) son de gran interés ya que se caracterizan por poder operar con altas concentraciones de sólidos suspendidos en el licor mezcla, una total retención de nitrificantes y evitar los problemas asociados a la decantación de fangos activos. Estos procesos han encontrado una prometedora aplicación en el tratamiento de aguas residuales industriales, empleando generalmente membranas externas con filtración tangencial y alta recirculación del licor mezcla. Su aplicación a purines de cerdo es muy escasa hasta el momento pero estudios piloto de investigación muestran resultados interesantes. Generalmente se operan a temperaturas altas del orden de 30°C, el tiempo de retención de sólidos (TRS) se sitúa entre 25 y 30 días. Sin embargo, el tiempo de retención hidráulico (TRH) y la carga de nitrógeno aplicada han sido bastante diferentes, variando entre 4,5 y 30 días para el TRH y entre 100 y 300 mg N/L/día para la carga (Chung *et al.*, 2004; Kim *et al.*, 2005; Prado *et al.*, 2007).

El presente trabajo tiene como objetivo evaluar el potencial de nitrificación y desnitrificación de los procesos LMH y BRM en cuanto a carga de N aplicada y tiempo de retención hidráulico, consiguiendo una nitrificación estable con valores bajos de amonio (5-20 mg N/L) y nitrito (5-10 mg N/L).

## MATERIALES Y MÉTODOS

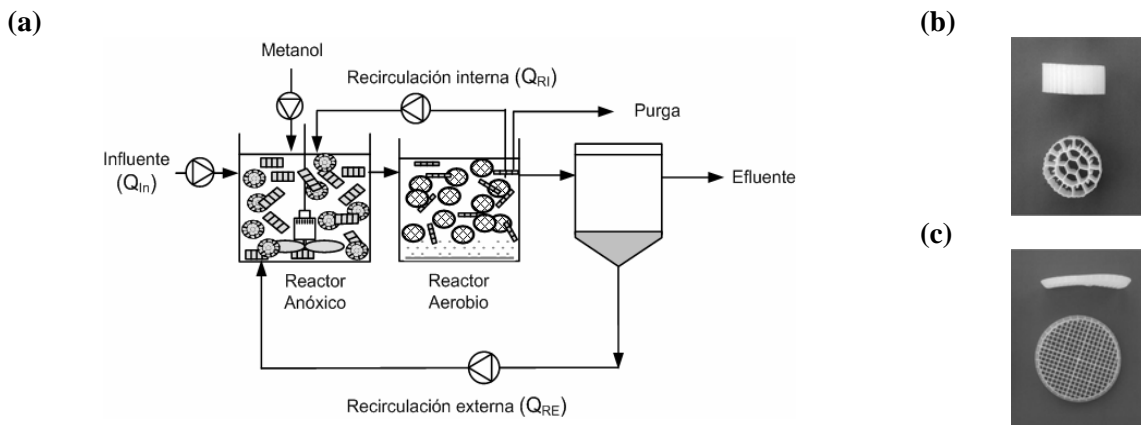
### **Descripción de las plantas piloto**

Se trabajó con dos plantas piloto alimentadas desde un mismo depósito refrigerado. El agua-purín provenía de la granja Egiluze situada en Rentería (Guipúzcoa) que cuenta con alrededor de 1000 madres en ciclo semicerrado. La granja dispone actualmente de un sistema SBR alimentado con purín tamizado y centrifugado, que era también el empleado en la presente investigación, recogándose cada 15-20 días.

### *Proceso híbrido LMH*

Para investigar el proceso LMH se eligió el proceso de predesnitrificación-nitrificación con distribución espacial de la zona anóxica y aerobia, pensando en una remodelación de un proceso de

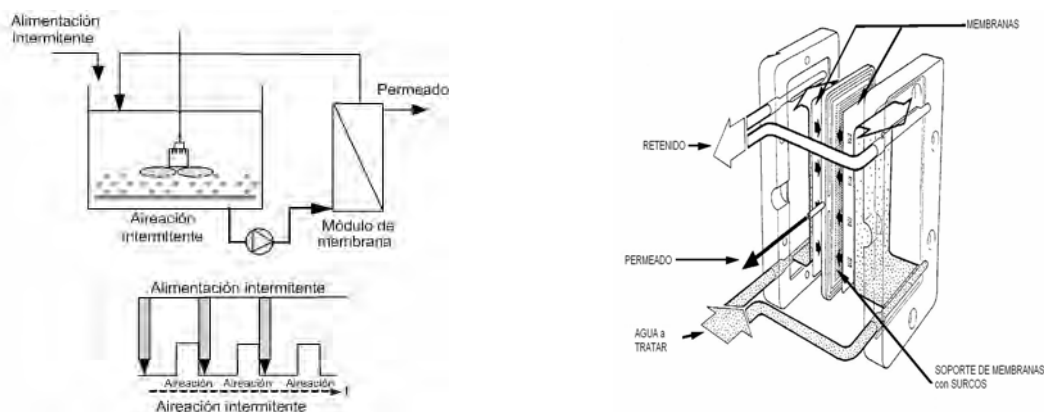
fangos activos al que bastaría con añadir relleno, aunque también se ve factible la aplicación a un proceso SBR. La planta piloto (Figura 1a), que está construida en PVC transparente, consta de un reactor aerobio (30 litros) y un reactor anóxico (36 litros), de tal forma que la fracción anóxica del sistema es de 0,55. Este valor es elevado con el fin de minimizar el escape de DQO filtrada biodegradable del reactor anóxico. El 50% del volumen de los reactores se encuentra ocupado por soportes de polietileno de AnoxKaldnes, del tipo K3 con superficie específica de  $500 \text{ m}^2/\text{m}^3$  en el reactor anóxico (Figura 1b) y Chip de  $1000 \text{ m}^2/\text{m}^3$  en el reactor aerobio (Figura 1c). El decantador secundario desde el cual se recirculan sólidos tiene 56 litros. Dada la insuficiente relación DQO/NTK del agua se adiciona metanol al reactor anóxico.



**Figura 1.** (a) Esquema del proceso LMH. (b) Soporte K3. (c) Soporte Chip.

### Proceso BRM

Para investigar el proceso BRM se eligió un único reactor (Figura 2a) con distribución temporal de la fracción anóxica y aerobia mediante intermitencia de la alimentación y de la aireación alternadamente, considerando un escenario de remodelación de un proceso SBR. El reactor es de PVC transparente con un volumen útil de 35 litros. El módulo de membrana externa (Figura 2b) es de la firma Orelis de dos membranas planas de ultrafiltración a través de las cuales se recircula el licor mezcla con un caudal de 40-50 veces el caudal influente. El reactor está equipado con resistencias eléctricas para operar a la temperatura deseada.



**Figura 2.** (a) Esquema del proceso BRM. (b) Módulo de membrana.

## Métodos operacionales

### Proceso LMH

La experimentación se extendió durante varios meses abarcando temperaturas desde 15 a  $24^{\circ}\text{C}$ , que son los periodos seleccionados para presentar los resultados. A lo largo de toda la experimentación se operó con oxígenos disueltos en el reactor aerobio de 4-5 mg/L y se pretendía observar los

límites de la nitrificación, regulando el caudal y carga de nitrógeno aplicada con el fin de obtener valores estables de amonio efluente entre 5 y 20 mg/L y estudiando el efecto de las variaciones de las condiciones operacionales, ya que en esta situación el sistema presentaba mayor sensibilidad. Sin embargo, respecto a la desnitrificación, el propósito no fue alcanzar un valor bajo de nitrato efluente, puesto que no se pretendía considerar ningún escenario de vertido concreto que fijara un valor límite y además el valor deseado se podría alcanzar mediante la adición óptima de metanol. De tal forma, que se estableció una concentración de nitrato efluente de entre 150-200 mg N/L como valor de referencia, y se evaluó la sensibilidad de la desnitrificación frente a cambios en las condiciones operacionales.

#### *Proceso BRM*

Para la puesta en marcha del proceso BRM se añadió fango activo del proceso SBR de la granja de Egiluze y el primer objetivo fue conseguir una filtración correcta y la adaptación del fango a las nuevas condiciones de temperatura (30°C), intermitencias y especialmente de la hidrodinámica que conduce a flóculos más pequeños y en definitiva a posibles cambios en la población bacteriana. Se inició a una temperatura de 22-24°C para después pasar a otra fase con una temperatura media de 30°C. Se trataba en cada fase de incrementar gradualmente el caudal con el intento de observar los límites de la nitrificación, llegando, al igual que en el proceso LMH, a valores de amonio en el efluente de entre 5-20 mg N/L. El nitrato objetivo se fijó también en 150-200 mg/L con la adición correspondiente de metanol. La concentración de sólidos suspendidos del licor mezcla (SSLM) se trató de que se situara en el rango de 6-9 g SST/L y el TRS se fijó en unos 25 días con el fin de obtener un fango estabilizado. La duración del ciclo y las fracciones de tiempo con y sin aireación se fueron variando con el fin de alcanzar los objetivos de amonio y nitrato. La alimentación del agua purín se trataba de realizarla en la primera parte de la fracción de tiempo sin aireación, con el fin de asegurar la máxima biodegradación de la DQO del agua en condiciones anóxicas.

#### **Metodología experimental**

En cuanto a la analítica y ensayos, cabe resaltar que en ambos procesos se tomaron muestras puntuales del influente, reactores y efluente, y de ellas se midieron los parámetros: SST, SSV, DQO total y filtrada, N-NTK total y filtrado, N-NH<sub>4</sub>, N-NO<sub>2</sub>, N-NO<sub>3</sub> y alcalinidad. Además, diariamente se realizaba in situ la medición de temperatura, pH y oxígeno disuelto. Con estas medidas se caracterizaba el funcionamiento en continuo de las plantas piloto.

Para evaluar la actividad de la biomasa tanto en biopelícula como en suspensión, se llevaron a cabo ensayos en discontinuo (*batch*) determinando tasas máximas de nitrificación y desnitrificación con sustrato en exceso. Para ello, se tomaba un volumen de fango o de soportes determinado y en unas condiciones de temperatura controlada se adicionaba un sustrato (N-NH<sub>4</sub>, N-NO<sub>2</sub>, N-NO<sub>3</sub>, metanol), y se medía la velocidad de consumo y/o generación de las especies correspondientes.

Se realizaron ensayos de clarificación (sólidos suspendidos en sobrenadante) y espesamiento (índice de volumen de fangos, IVF) mediante decantación en probeta de un litro durante 30 minutos, comparando los resultados con los obtenidos para el fango del proceso SBR de Egiluze.

## **RESULTADOS Y CONCLUSIONES**

### **Proceso LMH**

En las Tablas 1, 2 y 3 se recogen las características medias del funcionamiento del proceso LMH en los dos periodos de temperatura seleccionados (16 y 23°C). En la Tabla 1, de características del agua-purín se resalta que la alcalinidad era insuficiente para mantener el pH por encima de 7, con lo que fue necesaria la adición de 700 mg/L de CaCO<sub>3</sub> como NaHCO<sub>3</sub>. La relación DQO/NTK era baja y se añadió metanol para llegar al nitrato objetivo. Asimismo, se puede apreciar que los distintos parámetros presentaban una variabilidad significativa que estaba asociada a las recogidas



quincenales de agua. Como consecuencia, las condiciones operacionales (Tabla 2) también presentaron variaciones significativas que permitieron estudiar el efecto de las mismas en el comportamiento del proceso. En la Tabla 3 se observa que, exceptuando los valores extremos, se consiguió operar con los valores medios deseados para el amonio, nitrito y nitrato en el efluente (reactor aerobio). No se observó en ningún momento la presencia de bacterias filamentosas y el IVF del fango (90 mL/g) era algo inferior al del proceso SBR de Egiluze (100 mL/g) y la concentración de SST en el sobrenadante de la decantación en probeta era de unos 200 mg/L respecto a unos 300mg/L para el fango de Egiluze, indicando que el proceso LMH conduce a una mejor clarificación.

**Tabla 1.** Características medias del agua-purín.

	SST* (mg/L)	DQO Total (mg/L)	Alcalinidad (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	NTK Total (mg/L)	DQO Filtrada (mg/L)	N-NH <sub>4</sub> (mg/L)
LMH (16°C)	3500 ±1000	6500 ±1500	4600 ±400	1400 ±100	3150 ±500	1070 ±140
LMH (23°C)	4200 ±1300	7000 ±1500	4900 ±250	1350 ±100	3100 ±700	1140 ±100

\* Ratio SSV/SST alrededor de 0,8.

**Tabla 2.** Valores medios de las condiciones operacionales del proceso LMH.

	Q <sub>in</sub> (L/d)	Q <sub>RE</sub> (%)	Q <sub>RI</sub> (%)	TRH (d)	K <sub>NTK</sub> (mg N/L/d)	K <sub>DQOf,In</sub> (mg/L <sub>anox</sub> /d)	K <sub>Metanol</sub> (g DQO/L <sub>anox</sub> /d)	SST <sub>reac.</sub> (g/L)	TRS (d)
LMH (16°C)	8 ±1	110	480 ±80	8,8 ±1,2	210 ±50	570 ±200	180 ±100	4,0 ±1,8	23 ±10
LMH (23°C)	10,2 ±2	124 ±8	400 ±80	6,5 ±1,5	270 ±70	800 ±300	210 ±100	4,3 ±0,3	14 ±8

**Tabla 3.** Valores medios del comportamiento del proceso LMH.

	Reactor anóxico				Reactor aerobio efluente				Características sedimentación		
	DQO F. (mg/L)	N-NH <sub>4</sub> (mg/L)	N-NO <sub>3</sub> (mg/L)	Tasa desnit. (mg/L <sub>ano</sub> /d)	DQO Filt. (mg/L)	N-NH <sub>4</sub> (mg/L)	N-NO <sub>2</sub> (mg/L)	N-NO <sub>3</sub> (mg/L)	K <sub>NH<sub>el</sub></sub> (mg/L <sub>aer</sub> /d)	IVF (mL/g)	SST <sub>t=30</sub> (mg/L)
LMH (16°C)	525 ±100	160 ±40	50 ±50	160 ±40	430 ±70	10 ±2	5 ±4	170 ±50	250 ±50	90 ±20	200 ±50
LMH (23°C)	650 ±100	175 ±50	75 ±50	210 ±80	560 ±80	10 ±5	5 ±2	180 ±50	350 ±80	90 ±20	220 ±50

A continuación se analiza detenidamente el comportamiento de la nitrificación y de la desnitrificación incluyendo el efecto de las condiciones operacionales y los resultados de los ensayos en reactores discontinuos.

### Nitrificación del proceso LMH

La carga de amonio eliminada en el reactor aerobio (K<sub>NH<sub>el</sub></sub>) se ha calculado a partir de las concentraciones de amonio influente (salida reactor anóxico) y efluente. Los resultados medios obtenidos (Tabla 3) se resumen en un valor de 300 mg N/L<sub>aerobio</sub>/d a 20°C con un coeficiente Arrhenius de 1,07. La Figura 3a-b muestra picos de amonio efluente (50-100 mg/L) asociados a picos de carga aplicada, poniendo de manifiesto la sensibilidad buscada. La K<sub>NH<sub>el</sub></sub> alcanzó valores máximos de unos 300 mg N/L<sub>aerobio</sub>/d a 16°C y 400 mg N/L<sub>aerobio</sub>/d a 23°C. Asimismo, se deduce que es posible conseguir una nitrificación estable con bajos valores de amonio y nitrito para una carga de nitrógeno aplicada (K<sub>NTK<sub>ap</sub></sub>) por metro cúbico total (aerobio + anóxico) del orden de 250 mg N/L/d a 20°C, que es aproximadamente el doble de la observada en procesos de fangos activos.

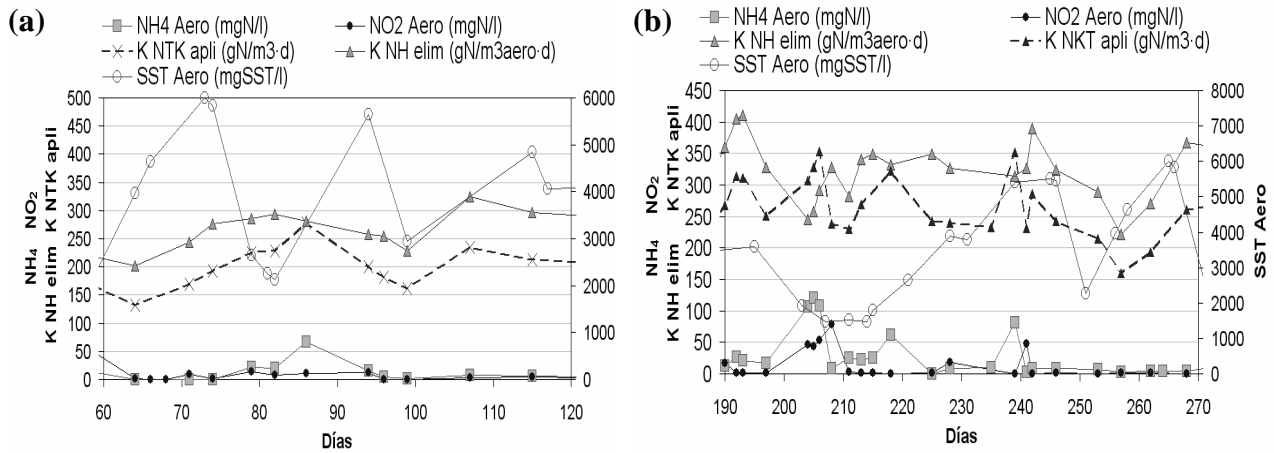


Figura 3. Variación de parámetros de funcionamiento de la nitrificación en LMH a: (a) 16°C, (b) 23°C.

Los ensayos *batch* de nitrificación se desarrollaban a pH 8 y se añadía inicialmente nitrito, obteniéndose para la biopelícula del soporte (Figura 4) un valor medio de tasa máxima de eliminación, u oxidación, por los organismos oxidantes del nitrito ( $X_{NOB}$ ) de 1100 mg N/L/d a 20°C. Después se añadía amonio y la tasa de eliminación de amonio, o producción de nitrito, por los organismos oxidantes del amonio ( $X_{AOB}$ ) era de 400 mg N/L/d. El nitrito presentaba un ligero incremento con una tasa de 20 mg N/L/d, que es el balance neto de su producción por  $X_{AOB}$  (400 mg N/L/d) y su eliminación por  $X_{NOB}$ . Se deduce por tanto, que la eliminación de nitrito por  $X_{NOB}$  en presencia de amonio resulta en un valor de 380 mg N/L/d que es sensiblemente inferior al valor inicial en ausencia de amonio, lo cual se piensa que puede ser debido tanto al efecto inhibitor del amoniaco generado cuando se añade el amonio operando a pH 8 (Liu y Tai, 2001) como a una limitación de oxígeno para  $X_{NOB}$  en la biopelícula. Este comportamiento en reactor discontinuo explica que en el comportamiento dinámico de la planta continua (Figura 3a-b) se observaran picos de nitrito cuando el amonio efluente presentaba picos de 50-100 mg/L por sobrepasar la capacidad de eliminación de amonio de la cantidad de  $X_{AOB}$  existente.

Los valores de las tasas de consumo de nitrito por  $X_{NOB}$  sin presencia de amonio en los ensayos *batch* realizados a 20°C tomaron un valor medio de 1100 mg N/L/d para la biomasa en biopelícula y 300 mg N/L/d para la biomasa en suspensión, que corresponde al 20% del total. En cuanto a las tasas de consumo de amonio por  $X_{AOB}$ , se obtiene una proporción similar. Por tanto, a pesar de que el proceso era operado con una concentración de sólidos suspendidos de unos 4000 mg/L, la nitrificación tenía lugar fundamentalmente en biopelícula y ligeramente en suspensión. De hecho, en la Figura 3a (días 75-85) se observa que un descenso en la concentración de sólidos suspendidos no afecta a la nitrificación.

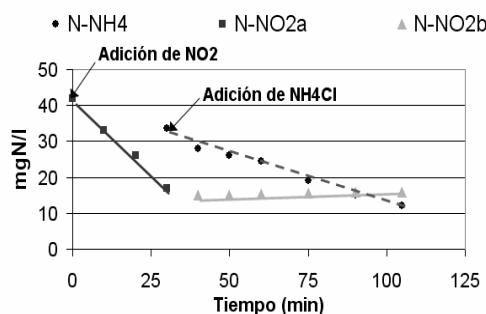
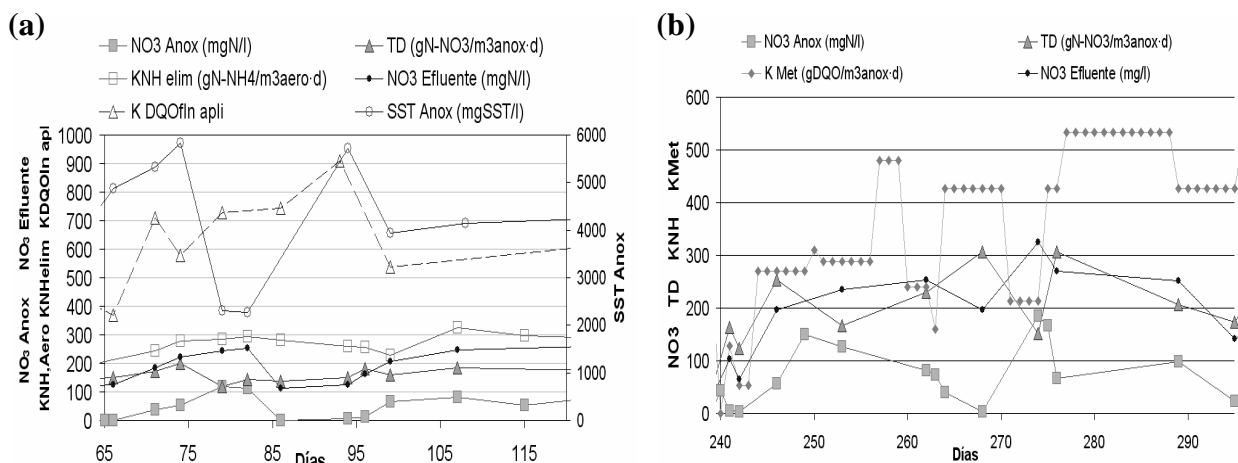


Figura 4. Variación de amonio y nitrito en ensayo *batch* de nitrificación de biopelícula a 20°C.

### Desnitrificación del proceso LMH

Tal y como se observa en la Tabla 3, se obtuvo un nitrato en el efluente de alrededor de 180 mg/L con tasas medias de desnitrificación de 160 y 210 mg N/L<sub>anox</sub>/d a 16 y 23°C respectivamente, para una carga de metanol media de 180 mg DQO/L<sub>anox</sub>/d. Gracias a la elevada fracción anóxica ( $f_x$ ) se consiguió un alto aprovechamiento en el reactor anóxico de la DQO biodegradable del agua influente (que se considera no fácilmente biodegradable ya que la DQO filtrada biodegradada en el reactor aerobio se reducía a 100 mg/L, siendo la DQO efluente asociada a materia orgánica no biodegradable). Además, se piensa que sería factible alcanzar una concentración de nitrato en el efluente mucho menor con un elevado rendimiento de desnitrificación, simplemente aumentando la recirculación interna y adicionando más metanol. Por tanto, gracias al alto  $f_x$ , la capacidad de desnitrificación es muy importante, aunque la tasa de desnitrificación por metro cúbico anóxico quede reducida. Los ensayos *batch* de desnitrificación con adición de metanol, en los que se midió la tasa máxima de consumo de nitrato por parte de la biomasa en suspensión y en biopelícula en el reactor anóxico, revelaron que aproximadamente el 65% de la desnitrificación se realizaba en suspensión y el 35% en biopelícula. La Figura 5a-b muestra la variabilidad del comportamiento de la eliminación de nitrógeno (nitrificación y desnitrificación) y ponen de manifiesto los factores que la afectan, tal y como se explica a continuación.



**Figura 5.** Variación de parámetros de funcionamiento de la desnitrificación con proceso LMH a: (a) 16°C, (b) 23°C.

En primer lugar, se aprecia la lógica correlación entre el nitrato en el reactor anóxico, nitrato en el efluente y carga de amonio eliminada (Figura 5a). Para una misma recirculación interna, a mayor carga de nitrógeno aplicada, y eliminada en la nitrificación, se genera una concentración mayor de nitrato, que son la diferencia entre el nitrato del anóxico y del efluente. Por tanto, para minimizar el nitrato efluente debe reducirse el nitrato en el anóxico a valores próximos a cero. Para ello, se requiere una desnitrificación óptima, habiendo que tener en cuenta que la desnitrificación puede fraccionarse en desnitrificación primaria, asociada al consumo de la DQO fácilmente biodegradable (metanol), la desnitrificación secundaria, asociada al consumo de la DQO lentamente biodegradable (que proviene del purín) y la desnitrificación terciaria, que está asociada a la respiración endógena anóxica, y por tanto, a la cantidad de biomasa heterótrofa. En este caso, como se ha derivado de los resultados de los ensayos *batch*, el 65% de la biomasa heterótrofa y capacidad desnitrificante se encuentra en suspensión. Así, se explica que al descender la concentración de sólidos suspendidos en el reactor (Figura 5a, días 75-85) se produjo un aumento en la concentración de nitrato, tanto del reactor anóxico como del efluente, y un descenso en la tasa de desnitrificación (descenso en la desnitrificación terciaria). También, al originarse en otro momento un descenso acusado en la carga de DQO influente (Figura 5a, días 90-100), se produjo un aumento del nitrato y un leve descenso de la tasa (descenso de desnitrificación secundaria). Finalmente, respecto a la desnitrificación primaria, se observa que existe una correlación entre los altibajos del metanol, tasa de desnitrificación y nitrato en el efluente y a la salida del anóxico (Figura 5b). Se deduce que si se desea una

concentración de nitrato efluente estable se requiere un control automático adecuado de la recirculación interna y de la adición de metanol.

### Proceso BRM

En las Tablas 4 y 5 se recogen los valores medios de las condiciones operacionales y de los resultados de comportamiento que se han obtenido a dos temperaturas diferentes. En la Figura 6 se representan los perfiles de oxígeno, amonio y nitrito a lo largo de un ciclo.

**Tabla 4.** Condiciones operacionales del proceso BRM.

	TRH (d)	TRS (d)	Duración ciclo (min)	Tiempo alimentación (min)	Fracción aireada (%)	Fracción no aireada (%)
BRM (23°C)	6	25	60	12	40	60
BRM (30°C)	4,5	25	60	12	40	60

A la temperatura media de 23°C se llegó a operar con un TRH de 6 días y una carga de nitrógeno aplicada de 230 mg N/L/día, resultando en valores medios de amonio efluente en los límites de los establecidos (20 mg N/L) y en valores bajos de nitrito (5 mg N/L). Se aprecia que los valores de TRH y  $K_{NTK}$  son similares a los obtenidos en el proceso LMH, lo que indica una similitud en la concentración de biomasa nitrificante acumulada por metro cúbico aerobio.

**Tabla 5.** Comportamiento del proceso BRM.

	$K_{NTK}$ (mg N/L/d)	$K_{Metanol}$ (mg DQO/L <sub>anox</sub> /d)	SSTLM (g/L)	SSV/SST (%)	N-NH <sub>4</sub> ef (mg/L)	N-NO <sub>2</sub> ef (mg/L)	N-NO <sub>3</sub> ef (mg/L)
BRM (23°C)	230	250	7,5	81	15-20	5	150-200
BRM (30°C)	300	250	7,2	77	5-10	20-30	150-200

A la temperatura media de 30°C se llegó a operar con un TRH de 4,5 días y  $K_{NTK}$  de 300 mg N/L/día, resultando en valores bajos de amonio efluente (5-10 mg N/L), lo que hace pensar que sería posible incrementar aún la carga. No obstante, resulta en valores mayores de nitrito (25 mg N/L) debido a que a 30°C la velocidad de eliminación de nitrito por  $X_{NOB}$  es algo inferior a la producción de nitrito o eliminación de amonio por  $X_{AOB}$ , con lo que se tiende a una cierta acumulación de nitrito. En concordancia, los ensayos en reactor discontinuo de nitrificación han mostrado un ligero incremento de nitrito.

El nitrato objetivo de 150-200 mg N/L se alcanzó con dosis de metanol similares a las empleadas con el proceso LMH. Merece la pena hacer notar que el grado de nitrificación y desnitrificación eran sensibles al perfil del oxígeno disuelto (Figura 6) y en concreto al tiempo requerido para elevarlo a 2-3 mg O<sub>2</sub>/L ya que en ese periodo la nitrificación está parcialmente inhibida y tiene lugar la desnitrificación simultánea. Los perfiles de amonio y nitrito presentaban variaciones pequeñas debido a los bajos valores de TRH y del tiempo de alimentación en cada ciclo.

### Conclusiones

Para alcanzar una nitrificación estable a 20°C con valores bajos de amonio (5-20 mg/L) y nitrito (5-10 mg/L), el proceso híbrido LMH, gracias a una importante nitrificación en biopelícula, puede ser diseñado y operado con cargas de nitrógeno aplicada del orden de 250 mg N/L/día, que es el doble de la empleada en procesos de fangos activos convencionales. El proceso BRM ofrece similares prestaciones con un tiempo de retención hidráulico de 6 días para una concentración de 7 g SST/L en el licor mezcla. Además permite conseguir una nitrificación estable a 30°C con un TRH inferior a 4,5 días. En cuanto a la desnitrificación, se aconseja diseñar los procesos con fracciones anóxicas

elevadas (50-60%) con el fin de aprovechar la DQO lentamente biodegradable del agua-purín. Para alcanzar el nitrato deseado se requiere adicionar metanol que debe ser controlado óptimamente junto con la recirculación interna. Por tanto, ambos procesos poseen un gran potencial tanto para un escenario de nueva planta como especialmente para remodelación de plantas de fangos activos existentes.

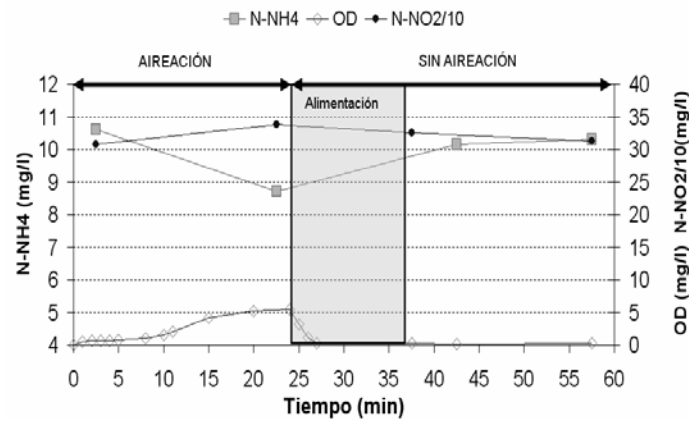


Figura 6. Perfil de un ciclo del proceso BRM a 30°C.

Los comportamientos dinámicos observados han permitido analizar el efecto de las condiciones operacionales sobre las reacciones intervinientes y las proporciones de biomazas en suspensión y en biopelícula. Ello se profundizará próximamente mediante la modelización matemática de los procesos, lo que hará posible el estudio por simulación de muy diversos casos que no han sido experimentados.

#### AGRADECIMIENTOS

Las investigaciones presentadas han contado con financiación del Departamento de Educación, Universidades e Investigación del Gobierno Vasco. Se agradece a la Granja Egiluze por la colaboración prestada en la recogida del agua-purín.

#### REFERENCIAS

- Andreottola, G., Foladori, P., Ragazzi, M. (2000). Upgrading of a small wastewater treatment plant in a cold climate region using a moving bed biofilm reactor (MBBR) system. *Water Science and Technology*, **41**(1), 177-185.
- Bicudo, J.R., Classen, J.J., Goldsmith, C.D., Smith, T. (1999). Effects of aeration cycles and hydraulic retention time on the sequencing batch treatment of flushed swine manure. *Advances in Environmental Research*, **3**(1), 58-73.
- Choi, E., Eum, Y. (2002). Strategy for nitrogen removal from piggery waste. *Water Science and Technology*, **46**(6-7), 347-354.
- Choi, E., Kim, D., Eum, Y., Yun, Z., Min, K.-S. (2005). Full-scale experience for nitrogen removal from piggery waste. *Water Environment Research*, **77**(4), 381-389.
- Chung Y. J., Choi H. N., Cho J. B., Park S.K. (2004). Treatment of swine wastewater using MLE process and membrane bio-reactor. *Water Science and Technology*, **49**(5-6), 443-450.
- Eum Y., Choi, E. (2002). Optimization of nitrogen removal from piggery waste by nitrite nitrification. *Water Science and Technology*, **45**(12), 89-96.
- Kim, H., Kim, H.S., Yeom, I.T., Chae, Y.B. (2005). Application of membrane bioreactor system with full scale plant on livestock wastewater. *Water Science and Technology*, **51**(6-7), 465-471.
- Liu, Y., Tay, J.H. (2001). Factors affecting nitrite build-up in nitrifying biofilm reactor. *Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, **36**(6), 1027-1040.

- Magrí, A., Sole-Mauri, F., Prenafeta-Boldú, F.X., Flotats, X. (2007). Experiences on nitrogen removal from liquid fraction of pig slurry using the SBR technology. *Proceedings CLONIC Final Workshop*, 150-154. 19-20 April, Barcelona.
- Oyanedel, V., Garrido, J. M., Lema, J.M., Mendez, R. (2003). A membrane assisted hybrid bioreactor for the post treatment of an anaerobic effluent from a fish canning factory. *Water Science and Technology*, **48**(6), 301-309.
- Prado, N., Ochoa, J., Audic, J.-L., Amrane, A., Meinhold, J. (2007). Semi-industrial-scale process for dilute swine wastewater treatment using a submerged membrane bioreactor (MBR) with direct reuse of treated water. *International Journal of Chemical Reactor Engineering*, **5**, 68-78.
- Rusten, B., Siljudalen, J.G., Nordeidet, B. (1994). Upgrading to nitrogen removal with the KMT moving bed biofilm process. *Water Science and Technology*, **29**(12), 185-195.
- Sutton, P.M., Mishra, P.N. (1991). Biological fluidized beds for water and wastewater treatment. *Water Environment and Technology*, **3**(8), 52-56.
- Tilche, A., Bacilieri, E., Bortone, G., Malaspina, F., Piccinini, S., Stante, L. (1999). Biological phosphorus and nitrogen removal in a full scale sequencing batch reactor treating piggery wastewater. *Water Science and Technology*, **40**(1), 199-206.

## Eliminación de nitrógeno, fósforo y materia orgánica en purines de vacuno

Elena Marañón\*, Leonor Castrillón, Yolanda Fernández, Jesús Rodríguez

Departamento de Ingeniería Química y Tecnología del Medio Ambiente. Instituto Universitario de Tecnología Industrial de Asturias. Universidad de Oviedo. Campus de Viesques. 33203 - Gijón.

\* Autor de contacto: emara@uniovi.es

### Resumen

Se han estudiado diferentes combinaciones de tratamientos (anaerobio, nitrificación-desnitrificación, centrifugación) para la eliminación de materia orgánica, nitrógeno y fósforo en purines de vacuno de leche. Los residuos proceden de una ganadería de la región asturiana, representativa de este sector ganadero. Se han conseguido eliminaciones del orden del 88% para el nitrógeno total, del 90% para la materia orgánica y del 90% para el fósforo.

### Palabras clave

Anaerobio; Centrifugación; Nitrificación-desnitrificación; Purines de vacuno.

## INTRODUCCIÓN

Asturias es una Comunidad Autónoma eminentemente ganadera, con elevada producción de leche y carne. El censo de ganado vacuno, en el año 2005, era de 307679 Unidades de Ganado Mayor (UGMs). El principal problema para la gestión de los residuos ganaderos es su concentración en zonas donde se supere la capacidad de aceptación del medio. La mayoría de las ganaderías de vacuno de leche en Asturias se encuentran ubicadas en localidades cercanas a la costa, compitiendo con otras actividades como el turismo. La legislación española, a través del Real Decreto 261/1996 incorpora la Directiva 91/676/CEE, relativa a la protección de aguas contra la contaminación producida por nitratos procedentes de fuentes agrarias. Este Real Decreto fija la cantidad máxima de estiércol que se debe aplicar al terreno y que será equivalente a una aplicación de 170 kg de nitrógeno por hectárea y año en zonas vulnerables. Considerando el contenido en nitrógeno de los residuos de ganado vacuno, esto equivale aproximadamente a la cantidad de residuo generado por 2 Unidades de Ganado Mayor. Por otro lado, la Resolución de 11 de septiembre de 2003, de la Secretaría General de Medio Ambiente, que aprueba el Programa Nacional de reducción progresiva de emisiones nacionales de dióxido de azufre (SO<sub>2</sub>), óxidos de nitrógeno (NO<sub>x</sub>), compuestos orgánicos volátiles (COV) y amoníaco (NH<sub>3</sub>), indica que el sector agrario es la principal fuente de emisión de amoníaco, con un 91,2% de las emisiones totales.

Los autores del presente trabajo han estudiado diferentes tratamientos biológicos, solos o combinados. Se estudió en primer lugar la eliminación de la materia orgánica mediante tratamientos anaerobios, tanto en rango mesofílico como termofílico (Marañón *et al.*, 2001; Castrillón *et al.*, 2002) utilizando reactores UASB (*upflow anaerobic sludge blanket*). En rango mesofílico se estudió el proceso con y sin higienización previa (Marañón *et al.*, 2006). Los resultados obtenidos fueron muy similares en ambos rangos de temperatura, tanto en lo referente a la estabilización del residuo como en la producción de biogás.

En segundo lugar se analizó la reducción del nitrógeno presente (orgánico y amoniacal), mediante procesos de nitrificación-desnitrificación. Se analizaron tres configuraciones. En la primera se combinaron los siguientes tratamientos: reactor anaerobio (UASB) - reactor anóxico - reactor aerobio (Mori-Sánchez, 2005). En este caso, dado que la eficiencia de eliminación de materia orgánica en el reactor anaerobio era elevada, fue necesario añadir una fuente de carbono externa (metanol) en el reactor anóxico para producir la desnitrificación. Se pasó a estudiar una nueva

configuración (segunda) en la que el reactor anóxico se ubicó en cabecera (reactor anóxico-reactor anaerobio-reactor aerobio). En la tercera configuración se eliminó el reactor anaerobio, aunque al proceso de nitrificación-desnitrificación le precedía una centrifugación. En todos los casos, una parte del efluente final se recirculaba al reactor anóxico para transformar los nitratos en nitrógeno gas, probándose diferentes relaciones de recirculación. En esta ponencia se presenta una comparación de los resultados obtenidos en las dos últimas configuraciones analizadas (configuraciones A y B).

## MATERIALES Y MÉTODOS

El residuo ganadero utilizado procedía de una ganadería con 120 vacas, con estabulación libre y cama de paja. La ganadería disponía de un equipo para la separación de fases (tornillo sin fin con tamiz de 0,5 mm). El residuo tratado correspondía a la fracción líquida.

Los equipos utilizados a escala de laboratorio fueron: un reactor desnitrificante con una capacidad de 9,3 litros equipado con agitador mecánico y resistencia para mantener la temperatura a 30°C, un reactor UASB con una capacidad de 9 L trabajando a 37°C seguido de un decantador de 5 L de capacidad; un reactor nitrificante de 12 L de capacidad y un sedimentador final de 5 L de capacidad.

En la configuración A, la fracción líquida del residuo ganadero ( $Q_0$ ) y el efluente final recirculado ( $Q_r$ ), se introdujeron en el reactor desnitrificante. Se probaron 3 relaciones de recirculación (R): 3,2, 4 y 4,5 (con 4,5 se desestabilizó el proceso). El TRH fue de 3,7 días cuando se trabajó con  $R = 3,2$  ( $Q_0 = 600$  mL/día), 2,7 días con  $R = 4$  ( $Q_0 = 680$  mL/día) y 2,4 días con  $R = 4,5$  ( $Q_0 = 680$  mL/día), considerando el caudal alimentado y recirculado. El efluente del reactor de desnitrificación se introdujo en el reactor UASB operando a un TRH de 3,6 días, 2,6 días y 2,4 días, para las mismas relaciones de recirculación y tras pasar por un decantador, el efluente clarificado se introdujo en el reactor de nitrificación.

En la configuración B, la fracción líquida se sometió a un proceso de centrifugación a 4350 rpm antes del proceso biológico. Se consideró adecuado realizar previamente la centrifugación pues, aunque el purín procedía de la misma ganadería, presentaba una DQO y un contenido en nitrógeno superiores a los utilizados en la configuración A. El líquido centrifugado (680 mL/día) y una parte del efluente final, se introdujo en el reactor desnitrificante. Se estudiaron dos relaciones de recirculación  $R = 4$  y  $R = 4,5$ . El efluente del reactor desnitrificante se introdujo en el reactor aerobio. En ambas configuraciones se trabajó en continuo y no fue necesario añadir ni fuente de carbono externa en el reactor desnitrificante ni alcalinidad en el reactor nitrificante.

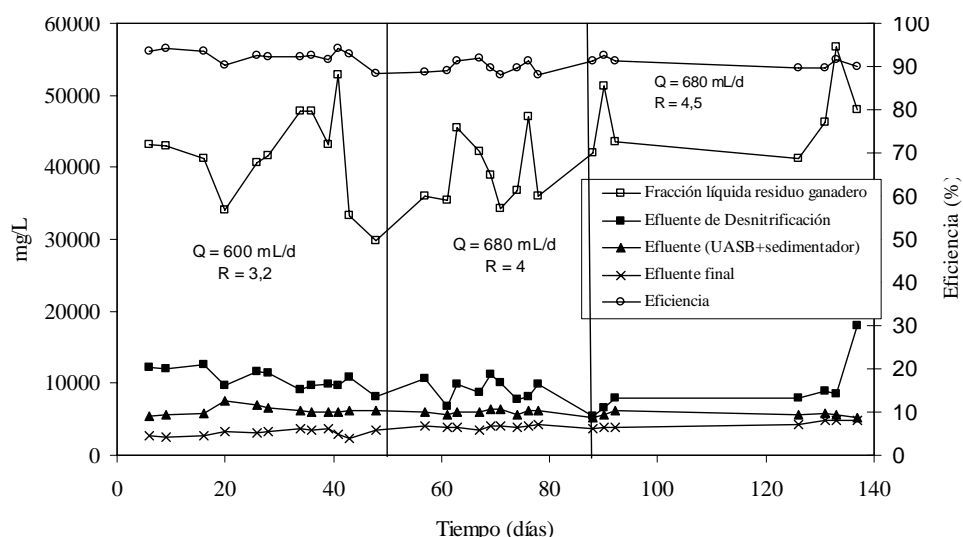
## RESULTADOS Y CONCLUSIONES

### **Configuración A**

La Figura 1 muestra la variación de la materia orgánica (expresada como DQO) en todos los procesos del tratamiento de la configuración A. Como se puede comprobar, la reducción se produce en todas las etapas del tratamiento, aunque esta reducción es máxima en el reactor desnitrificante donde decreció en torno a un 75%. Este decrecimiento es resultado tanto del proceso de dilución debida a la recirculación del efluente final como al consumo de materia orgánica por las bacterias desnitrificantes. En el reactor UASB, cuando se trabajó con  $R = 4$ , la disminución de la DQO fue sólo del 39%.

La Tabla 1 muestra los resultados obtenidos en el proceso total para la recirculación óptima ( $R = 4$ ). La materia orgánica se redujo en un 90% (medida como DQO) y los sólidos (tanto totales como volátiles) en un 68%.





**Figura 1.** Variación de la DQO en las diferentes etapas del proceso, para diferentes relaciones de recirculación (configuración A).

La eficiencia de eliminación para el NTK fue del 95% (98% para el nitrógeno amoniacal). La concentración mínima de nitratos obtenida en el efluente final fue de 127 mg/L, no detectándose en el purín (concentraciones < 0,1 mg/L). Debemos indicar que en algún caso las eficiencias obtenidas para el nitrógeno fueron ligeramente superiores a las teóricas (debidas a la dilución), esto puede ser debido a pequeñas emisiones de amoníaco favorecidas por el alto pH (Abeling y Seyfried, 1992). El contenido de fósforo, gracias a la combinación de procesos anaerobios/aerobios se redujo desde 0,7 a 0,07 g/L (90% de eficiencia).

**Tabla 1.** Características de la fracción líquida del residuo ganadero y efluente final en la configuración A.

Parámetro	Purín		Efluente final (R = 4)	
	Rango	Valores medios	Rango	Valores medios
pH	6,8-8,3	7,4	7,8-9,0	8,8
DQO (g/L)	51,3-34,0	42,1	4,2-3,4	3,9
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L)	1400-800	1100	8,2-30,8	17,0
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	< 0,1		127-223	158
NTK (mg/L)	2500-2000	2200	100-185	100
P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/L)	400-542	417	51,7-72	60
P Total (mg/L)	680-933	696	57,8-75	68
ST (g/L)	32,0-44,8	41,0	13,2-13,9	13,6
SV (g/L)	16,8-27,6	22,0	3,0-11,9	7,0

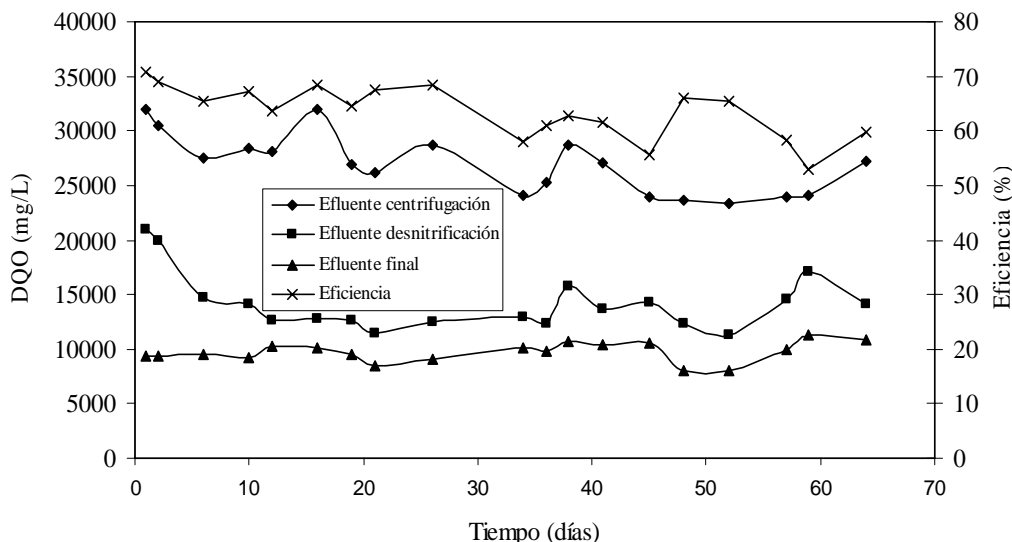
### Configuración B

Como ya se indicó, en este caso la fracción líquida se somete a una centrifugación previa al proceso biológico (desnitrificación/nitrificación), debido al elevado contenido en sólidos y materia orgánica que presentaba el purín en el momento de la realización de estos ensayos. En el proceso biológico, se trata el mismo caudal que en el caso anterior con relación de recirculación R = 4 (mejor opción).

La centrifugación redujo considerablemente la materia orgánica (58,5% de DQO) y el fósforo (75% de fósforo total). En el caso del fósforo, similares eficiencias fueron obtenidas por Juteau *et al.* (2004), tratando purines de cerdo mediante un proceso de centrifugación a 4000 rpm. Sin embargo, el efluente del proceso de centrifugación contiene cantidades elevadas de nitrógeno total, en torno a

4100 mg/L, la reducción obtenida fue solo de un 20% (principalmente como nitrógeno orgánico, 14%). El volumen de lodo producido representó alrededor de un 22% del volumen total tratado.

La Figura 2 muestra los resultados obtenidos en la eliminación de la materia orgánica en el proceso biológico. Los valores de la DQO en el efluente final oscilan entre 8025 y 11325 mg/L siendo la eficiencia media de eliminación en el proceso biológico del 63%.



**Figura 2.** Variación de la DQO en las diferentes etapas del proceso biológico y relación de recirculación R = 4 (configuración B).

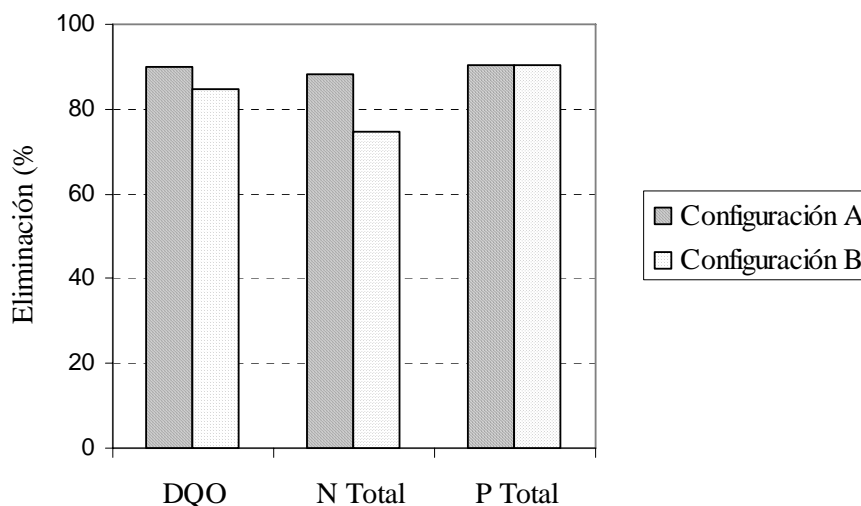
La Tabla 2 muestra los resultados obtenidos en el proceso total. Las reducciones conseguidas fueron del 85% para la DQO, 90,5% para el fósforo total, 74,6% para el nitrógeno total y 66% para los sólidos volátiles y totales.

**Tabla 2.** Características de la fracción líquida del residuo ganadero y efluente final en la configuración B.

Parámetro	Purín		Efluente final (R = 4)	
	Rango	Valores medios	Rango	Valores medios
pH	7,3-8,5	7,9	8,7-9,2	9
DQO (g/L)	51-67	64,5	8,0-11,3	9,7
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L)	1280-1530	1352	4,7-17	9,30
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	< 0,1		220-378	291
N-Total (mg/L)	5000-5200	5125	960-2000	1297
P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/L)	600-831	724	60-70	65
P-Total (mg/L)	680-933	806	65-89	77
ST (g/L)	32-45	41	12,5-14,8	14
SV (g/L)	18-26,5	22	6,5-8,0	7,5

### Comparación de ambas configuraciones

La Figura 3 muestra la comparación de los resultados obtenidos para la materia orgánica, nitrógeno total y fósforo total para ambas configuraciones. Como se puede comprobar, las eliminaciones en el contenido en materia orgánica (DQO) y fósforo fueron similares. La reducción de nitrógeno resultó ligeramente inferior en la configuración B, sin embargo, hay que tener en cuenta que en el contenido en nitrógeno de la fracción líquida del purín tratado era muy superior, por lo que no se puede concluir que esta configuración conduzca a inferiores eliminaciones de nitrógeno.



**Figura 3.** Reducción de DQO, N total y P total para las dos configuraciones analizadas.

Como conclusiones podemos indicar que la centrifugación de la fracción líquida del residuo ganadero condujo a reducciones del orden del 60% de la materia orgánica y del 75% del fósforo. La reducción de la DQO en el proceso anaerobio es baja cuando éste se ubica después del reactor de desnitrificación, pues la mayor parte de la materia orgánica es consumida por las bacterias desnitrificantes. El proceso de nitrificación-desnitrificación permite reducir el contenido en nitrógeno amoniacal en porcentajes muy elevados para ambas configuraciones, del orden del 99%. Como a escala de laboratorio no se han podido llevar a cabo recirculaciones superiores a 4 (por problemas hidráulicos), el contenido en nitratos del efluente final es relativamente alto, superior a los límites habituales de vertido. Sin embargo, sí se reduce considerablemente y evitaría problemas de contaminación por exceso de nitrógeno en la aplicación del purín tratado como fertilizante.

#### AGRADECIMIENTOS

Los investigadores agradecen la financiación recibida del Ministerio de Educación y Ciencia, Ref. REN2002-01969-TECNO, y del Ayuntamiento de Gijón.

#### REFERENCIAS

- Abeling, U., Seyfried, C.F. (1992). Anaerobic-aerobic treatment of high-strength ammonium wastewater - nitrogen removal via nitrite. *Water Science and Technology*, **26**(5-6), 1007-1015.
- Castrillón, L., Vázquez, I., Marañón, E., Sastre, H. (2002). Anaerobic thermophilic treatment of cattle manure in UASB reactors. *Waste Management and Research*, **20**(4), 350-356.
- Juteau, P., Tremblay, D., Ould-Moulaye, Ch.B., Bisailon, J.G., Beaudet, R. (2004). Swine waste treatment by self-heating aerobic thermophilic bioreactors. *Water Research*, **38**(3), 539-546.
- Marañón, E., Castrillón, L., Vazquez, I., Sastre, H. (2001). The influence of hydraulic residence time on the treatment of cattle manure in UASB reactors. *Waste Management and Research*, **19**(5), 436-441.
- Marañón, E., Castrillón, L., Fernández, J.J., Fernández, Y., Peláez, A.I., Sánchez, J. (2006). Anaerobic mesophilic treatment of cattle manure in an upflow anaerobic sludge blanket reactor with prior pasteurization. *Journal of the Air and Waste Management Association*, **56**(2), 137-143.
- Mori-Sánchez, I. (2005). *Eliminación de Nitrógeno de Purines de Vacuno Mediante Procesos Biológicos*. Tesis Doctoral. Universidad de Oviedo.



## Digestión anaerobia seca y en discontinuo para el tratamiento de residuos ganaderos: aplicación a escala semi-piloto

Daniel Blanco\*, María José Cuetos, Xiomar Gómez, Luis Fernando Calvo, Antonio Morán

Instituto de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Biodiversidad. Escuela de Ingenieros Agrónomos, Universidad de León. Avenida de Portugal, 41. 24071 - León.

\* Autor de contacto: dblac@unileon.es

### Resumen

La Universidad de León está desarrollando un proceso discontinuo para el tratamiento biológico de deyecciones ganaderas en el cual se alterna una digestión anaerobia seca y estática con un tratamiento aerobio (compostaje). El residuo contemplado es estiércol bovino. Paralelamente a los trabajos en un prototipo con una capacidad de 20 m<sup>3</sup>, se han realizado ensayos a escala semi-piloto en reactores de 60 L con el fin de evaluar distintas condiciones de operación de la fase anaerobia y centrándose en el máximo aprovechamiento energético como objetivo central. Los principales parámetros empleados para evaluar el rendimiento del proceso son la producción acumulada de metano, la carga orgánica y la producción específica de metano del reactor. Se ha utilizado la ecuación modificada de Gompertz para estimar el tiempo óptimo de digestión en base a la producción específica de metano. Se ha estudiado el efecto de la proporción del sustrato respecto a los materiales estructurantes (restos de poda triturados y paja de trigo), teniendo en cuenta que estos facilitan el proceso biológico con la contrapartida de que diluyen la materia fácilmente biodegradable y por tanto provocan un desaprovechamiento del espacio del reactor. Los ensayos confirman que una alta proporción de estructurantes es beneficiosa si se refiere a la producción de metano por unidad de sólido volátil (SV), pero perjudicial si se refiere a la producción por unidad de volumen del reactor. También se han realizado ensayos con distintas proporciones de líquido libre en los reactores y con distintos regímenes de recirculación de lixiviados, demostrándose que es preferible un exceso de líquido libre y que el régimen de recirculación no afecta significativamente al proceso. Las conclusiones obtenidas a partir de los ensayos a escala semi-piloto se han utilizado para optimizar los ensayos a escala piloto desarrollados paralelamente.

### Palabras clave

Digestión anaerobia; Ecuación de Gompertz; Estiércol; Estructurante, Producción específica de metano.

## INTRODUCCIÓN

La digestión anaerobia y la producción de biogás son tecnologías prometedoras para la producción de energía a partir de recursos renovables y para conseguir múltiples beneficios ambientales. Mientras que la digestión líquida (menos del 20% de materia seca) está bien establecida, la DA es aún objeto de investigación (Bergmair *et al.*, 2006). Actualmente se conocen varios procesos de fermentación seca en discontinuo como Bioferm, Bekon, 3A-Biogás (Blanco *et al.*, 2004) y SEBAC (O'Keefe *et al.*, 1993).

El Instituto de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Biodiversidad de la Universidad de León está trabajando en un proceso para el tratamiento biológico de residuos orgánicos orientado al rango más bajo de escala. El objetivo del proyecto es desarrollar un prototipo adaptado a pequeños productores de residuos (explotaciones ganaderas, pequeñas poblaciones, etc.) para valorizar estos residuos energéticamente (biogás) y en forma de fertilizante orgánico de calidad. Se han instalado dos plantas de tratamiento con reactores de 20 m<sup>3</sup> de capacidad. Una está en León y la otra en Weibern (Austria). Los prototipos son resultado del proyecto europeo 3A-biogás®, con la participación de socios alemanes, austriacos y españoles. Se están llevando a cabo ensayos a escala real en los prototipos y a escala de laboratorio para la optimización del proceso.

El proceso consiste en un tratamiento en tres fases (aerobia, anaerobia, aerobia) en el cual se trata de obtener la máxima producción de metano y compost de calidad. El sustrato es un material sólido que permanece en el reactor durante el proceso sin ningún tipo de agitación o mezcla. Así, puede describirse la fase anaerobia como una digestión seca estática y en discontinuo, mientras que las fases aerobias se corresponden con un compostaje estático en reactor con ventilación forzada. Estas características permiten reactores de pequeño tamaño debido a la alta concentración de material biodegradable en comparación con los tratamientos líquidos convencionales. El diseño del proceso también evita la producción de aguas residuales: el agua contenida en la materia prima permanece dentro del sistema (en un tanque de percolado) y se incorpora en los ciclos de tratamiento sucesivos de forma que la principal salida de agua la constituyen las purgas de condensaciones y agua contenida en los gases de salida. El proceso es de bajo coste y baja demanda de energía: la ausencia de partes móviles en el reactor simplifica el diseño de la planta y reduce el costo de mantenimiento de los equipos. Este diseño permite en definitiva la viabilidad económica de pequeñas plantas de tratamiento fundamentada en el bajo coste del sistema y en la sencillez del control de proceso. El propósito de la fase aerobia es la estabilización y la higienización del sustrato para conseguir un producto con valor como compost.

Esta comunicación se centra en el estiércol bovino como sustrato. Es un tipo de residuo que se caracteriza por dar bajas producciones de metano en comparación con otros como la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos. La biodegradabilidad del estiércol de bovino es baja, típicamente del rango del 30-40%, y da rendimientos de 150-240  $L_{CH_4,N} \text{ kg}^{-1} \text{ SV}$  (Møller *et al.*, 2004; Nielsen *et al.*, 2004). Una fracción significativa de la materia orgánica del estiércol está presente en forma de fibras y partículas y se ha encontrado que un 25% del potencial de biogás desaprovechado está vinculado a la materia orgánica particulada (Hartmann *et al.*, 2000). Se ha demostrado que el pretratamiento del estiércol mediante hidrólisis térmica aumenta la solubilización y mejora el rendimiento del proceso de producción de biogás. Aunque la información sobre el impacto de los pretratamientos térmicos en la digestión anaerobia es limitada (Mladenovska *et al.*, 2006), en base a lo expuesto está justificada una fase inicial aerobia destinada a aumentar la temperatura. Es necesaria una fase aerobia final para unas adecuadas estabilización y maduración (Gómez *et al.*, 2007). Ambas fases aerobias quedan fuera del ámbito de estudio de este trabajo.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Se llevaron a cabo ensayos en reactores de 60 L con el mismo diseño de proceso que en el prototipo de 20 m<sup>3</sup>. Se centraron, dentro de la fase anaerobia, en el estudio de la composición óptima del sustrato (proporción de materiales estructurantes como restos triturados de poda y paja) y en la fase líquida (en relación a su cantidad y a sus condiciones de recirculación). Los ensayos permitieron también la evaluación de la producción del proceso y, con la ayuda de un modelo de producción de metano, la optimización de del tiempo de digestión en base al uso del espacio del reactor.

En este trabajo se presentan los resultados de siete ensayos (Tabla 1). Los sustratos fueron mezclas de estiércol de bovino con paja de trigo y restos triturados de poda como materiales estructurantes. La composición media de las mezclas estiércol:madera:paja fue 78:19:3 (base húmeda) ó 48:45:7 (base seca). Para los cálculos relacionados con los índices de producción de biogás y metano, sólo se han considerado los sólidos volátiles del estiércol, dado que la mayor parte de la materia orgánica de los materiales lignocelulósicos no es fácilmente biodegradable. Aunque el estiércol proviene siempre de la misma explotación, no se puede garantizar la uniformidad de sus características al haber sido recogido en momentos distintos. La dieta del ganado, las condiciones de almacenamiento y otros factores pueden haber cambiado afectando a las propiedades del estiércol relacionadas con su productividad de metano. Por tanto se distinguen tres tipos de estiércol: est.I, est.II y est.III. Est.III no es exactamente estiércol, sino el producto de un proceso previo de digestión anaerobia.

En los ensayos 1, 2 y 3 se aplicaron distintas condiciones de recirculación de lixiviado: recirculación continua, cada día y cada tres días respectivamente. En ensayos 4 y 5, la relación de líquido libre fue modificada: en el ensayo 4 el sustrato resultó sumergido mientras que en el ensayo 5 la humedad se redujo a la mínima cantidad que hacía posible la recirculación de lixiviado. El ensayo 6 fue llevado a cabo con una proporción de material estructurante más alta que en el resto de ensayos: la composición de la mezcla estiércol:madera:paja fue 39:54:7 (base húmeda) o 14:81:5 (base seca). Esto equivale a una reducción de la materia orgánica fácilmente degradable y a una pérdida del espacio del reactor. Por otro lado, la mejora en la estructura de la mezcla puede dar mejores producciones de metano por unidad de SV. Finalmente, en el ensayo 7 se realizó una digestión anaerobia de un biosólido previamente digerido (est.III) para evaluar su potencial energético. Todos los ensayos duraron 56-58 días.

Los resultados más relevantes fueron la producción de biogás y su composición. La tasa de producción de biogás se midió diariamente mediante el desplazamiento de agua en botellas. El contenido de CH<sub>4</sub> y CO<sub>2</sub> en el biogás se midió diariamente con el analizador modular MonoGas<sup>®</sup> PRONOVA, basado en sensores de infrarrojos. Otros parámetros de los lixiviados como el pH, los sólidos totales (ST), los sólidos volátiles (SV), amonio, alcalinidad, y demanda química de oxígeno (DQO) fueron medidos periódicamente en el transcurso de los ensayos. La fracción sólida fue sometida a análisis como SV e índices respirométricos en distintos momentos de los procesos. Para la determinación paramétrica de la producción acumulada de metano, se recurrió a la ecuación modificada de Gompertz (Lay *et al.*, 1998):

$$M = M_0 \cdot \exp \left\{ - \exp \left[ \frac{K \cdot e}{M_0} (\lambda - t) + 1 \right] \right\} \quad [1]$$

Donde:

M es la producción acumulada de CH<sub>4</sub> en L<sub>N</sub> kg<sup>-1</sup> SV, M<sub>0</sub> es la producción potencial acumulada de CH<sub>4</sub> en L<sub>N</sub> kg<sup>-1</sup> SV, K es la tasa de producción instantánea de CH<sub>4</sub> en L<sub>N</sub> día<sup>-1</sup> kg<sup>-1</sup> SV, y λ es el tiempo de retraso en días.

Se adaptó el modelo a los valores de metano acumulado observados respecto al tiempo mediante el procedimiento de regresión no lineal con el método iterativo de Marquardt-Levenberg. Para ello se utiliza el software ORIGIN 6.1. Este modelo, combinado con la carga orgánica (CO), que disminuye en relación inversa al tiempo (kg SV L<sub>reactor</sub><sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>), permite calcular el tiempo óptimo de digestión en términos de utilización del espacio del reactor para la producción de CH<sub>4</sub> (Figura 1). Hay que señalar que tanto la CO como el tiempo de retención hidráulica (TRH) son parámetros usados normalmente en DA continua, pero también son útiles en este tipo de procesos. En este caso, se prefiere utilizar el término tiempo de digestión antes que TRH.

## RESULTADOS Y CONCLUSIONES

La Tabla 1 da una visión general de los ensayos: muestra las principales características de los sustratos, los resultados experimentales de producción de biogás y, finalmente, los parámetros obtenidos a partir de la ecuación modificada de Gompertz. La discusión se referirá a estos últimos. Como Mata-Álvarez (2002) explica, los indicadores más útiles para la evaluación de del rendimiento biológico son la carga orgánica y la formación específica de metano. Se usan típicamente en procesos continuos, pero son aplicables también en este caso.

**Tabla 1.** Visión general de los ensayos, incluyendo características de los sustratos y parámetros de producción de los procesos.

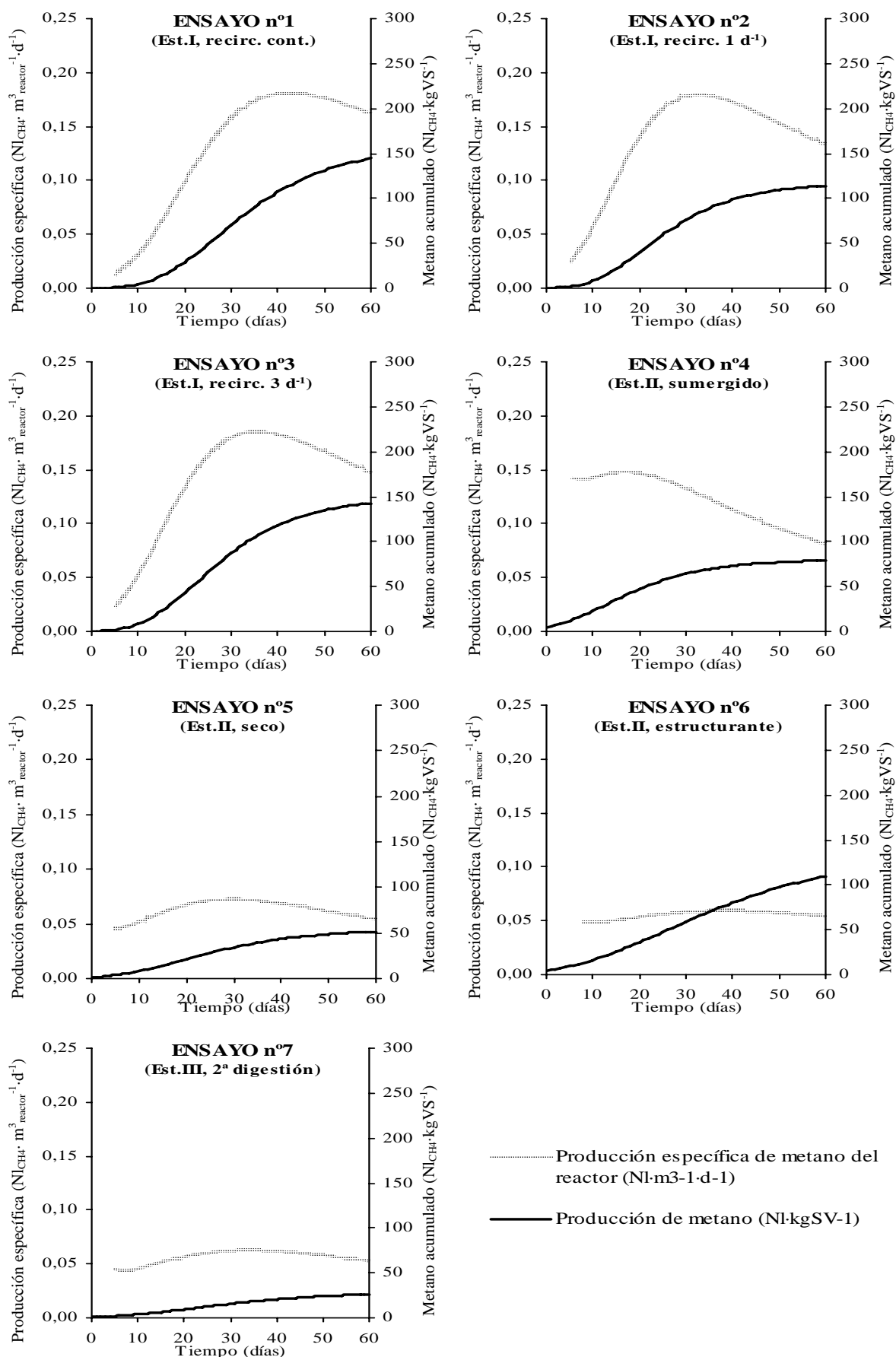
	Ensayo n°1 Est.I Rec. cont	Ensayo n°2 Est.I Rec.1d <sup>1</sup>	Ensayo n°3 Est.I Rec.3d <sup>1</sup>	Ensayo n°4 Est.II Sumerg.	Ensayo n°5 Est.II ↓Liqu.	Ensayo n°6 Est.II ↑Estruct	Ensayo n°7 Est.III 2 <sup>nd</sup> digest
<i>Características de los sustratos</i>							
Líquido libre (% volumen de reactor)	10	9	8	24	4	7	18
Relación % est:madera:paja (base húmeda)	74:21:5	80:16:4	78:18:4	78:20:2	78:20:2	39:54:7	--:--:--
Relación % est:madera:paja (base seca)	44:45:11	53:38:9	50:41:9	46:51:4	35:62:3	14:81:5	--:--:--
SV degradables (% p:v)	6,7	7,0	6,2	6,2	6,3	3,0	12,1*
<i>Resultados experimentales de producción</i>							
Duración del proceso (d)	56	56	56	58	58	58	58
Biogás acumulado (L <sub>N</sub> kg <sup>-1</sup> SV)	246,0	212,1	263,3	160,9	107,0	228,5	57,0*
CH <sub>4</sub> acumulado (L <sub>N</sub> kg <sup>-1</sup> SV)	141,5	113,4	144,3	85,2	54,5	111,5	26,9*
Carga orgánica (kg SV m <sub>reactor</sub> <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup> )	1,20	1,25	1,11	1,07	1,09	0,51	2,09*
Producción específica de CH <sub>4</sub> (L <sub>N</sub> m <sub>reactor</sub> <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup> )	170,3	142,3	160,1	91,4	59,7	57,1	56,2*
CH <sub>4</sub> medio (% vol.)	53,8	51,1	52,0	49,8	48,8	46,7	44,3
CH <sub>4</sub> etapa estable (% vol.)	61,5	58,9	59,5	54,8	51,2	48,8	48,2
<i>Parámetros de la ecuación de Gompertz</i>							
M: Máxima producción acumulada (L <sub>CH<sub>4</sub>,N</sub> kg <sup>-1</sup> SV)	158,0	117,3	149,0	80,2	54,4	134,0	29,2*
K: Máxima tasa de producción (L <sub>CH<sub>4</sub>,N</sub> d <sup>-1</sup> kg <sup>-1</sup> SV)	4,27	3,93	4,58	2,54	1,42	2,30	0,63*
λ: Tiempo de retardo(d)	13,6	9,8	10,7	1,0	5,0	4,5	5,2
R <sup>2</sup>	0,9995	0,9999	0,9984	0,9650	0,9760	0,9950	0,9975
<i>Parámetros de uso óptimo del reactor</i>							
Tiempo óptimo de digestión (d)	43	33	36	17	29	38	34
Carga orgánica (kg SV m <sub>reactor</sub> <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup> )	1,57	2,13	1,73	3,66	2,19	0,78	3,56*
Producción específica de CH <sub>4</sub> (L <sub>N</sub> m <sub>reactor</sub> <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup> )	181,1	179,4	185,5	148,0	72,6	59,5	63,0
Aprovechamiento energético del sustrato (%)	73,1	71,8	72,1	50,4	61,0	56,8	60,4

\*Valores calculados a partir de los SV de la mezcla. Resultados no comparables con el resto.

Como muestra la figura 1, la producción máxima de metano en relación al espacio del reactor se obtiene para tiempos de retención más cortos que los seleccionados inicialmente (56-58 días). Si se consideran sólo los ensayos más exitosos, el diseño del proceso debe acortar el tiempo de la fase anaerobia a 32 días y alargar la fase aerobia posterior, consiguiéndose así una mejor combinación de producción de CH<sub>4</sub> y estabilidad del producto. Según el ensayo 4, la fase anaerobia puede reducirse a 17 días. Otros estudios muestran que la conversión de la materia orgánica en compuestos más estables es más eficaz en el compostaje que en la digestión anaerobia (Gómez *et al.*, 2007). En este trabajo se asume que, para fines de estabilidad del producto, es preferible un día de tratamiento aerobio que un día de tratamiento anaerobio. Además, la DA necesita más energía que el compostaje (De Baere, 2000), así que cuanto más se anticipe el cambio de tratamiento anaerobio a aerobio más se contribuirá al ahorro de energía en el proceso. Alternativamente, si lo que se busca es una producción máxima de CH<sub>4</sub> sin mejora de la calidad agronómica del producto, el tiempo total de anaerobio-aerobio puede reducirse. La opción de de utilización óptima del espacio del reactor acortando los tiempos de DA también permite la consecución de mayores cargas orgánicas en todos los casos.

Una proporción alta de material estructurante (ensayo 6) permite mejorar la producción de metano hasta 134,0 L<sub>N</sub> kg<sup>-1</sup> SV, mientras que la proporción habitual de materiales da una producción de 80,2 L<sub>N</sub> kg<sup>-1</sup> SV (ensayo 4). Sin embargo, la relación entre estos valores se invierte cuando se refieren al aprovechamiento óptimo del espacio del reactor: 59,5 L<sub>N</sub> kg<sup>-1</sup> SV (ensayo 6) frente a 148,0 L<sub>N</sub> kg<sup>-1</sup> SV (ensayo 4). Esto se debe al efecto de dilución de los materiales fácilmente biodegradables que tiene el material estructurante, el cual es mayoritariamente refractario a la degradación microbiana.





**Figura 1.** Producciones específicas y acumuladas de metano según el modelo de Gompertz. Las condiciones de recirculación no parecen influir directamente en el proceso biológico (ensayos 1, 2 y 3), pero una recirculación frecuente facilita la entrada de aire al reactor.

La herramienta matemática desarrollada para la evaluación de la fase anaerobia da resultados útiles para el diseño del proceso a escala piloto (duración de las fases), el diseño de los ensayos posteriores y la comparación con otros procesos de DA (independientemente de si son continuos o no).

Los ensayos a escala semi-piloto permiten establecer una duración óptima de la fase aerobia de unos 32 días, más corta que los 56-58 días establecidos inicialmente. Los resultados obtenidos a partir del estudio de la proporción de líquido libre permiten concluir que es preferible un exceso (hasta la inmersión) de agua de proceso que la escasez de la misma. Por último, de los ensayos se demuestra que los altos niveles de material estructurante refractario favorecen la producción de metano, pero no son aconsejables si lo que se busca es optimizar el uso del espacio del reactor.

#### AGRADECIMIENTOS

El desarrollo de este trabajo ha sido posible gracias al proyecto ENE2005-08881-C02-01 (Ministerio de Educación y Ciencia), financiado con fondos FEDER, y al proyecto VA-03-C3-2 llevado a cabo con el Instituto de Tecnología Agraria de Castilla y León.

#### REFERENCIAS

- Bergmair, J., Haberbauer, M., Blanco, D., Morán, A., Müller, H. (2006). 3A-biogas – Three step fermentation of solid state biowaste for biogas production and sanitation. *Proceedings of First Mediterranean Congress on Chemical engineering for Environment*. Venecia, Italia.
- Blanco, D., Gómez, X., Calvo, L.F., Morán, A. (2004). Proceso de obtención de biogás y residuo estabilizado 3A-biogás©. *Tecno-Ambiente*, **141**, 7-8.
- De Baere, L. (2000). Anaerobic digestion of solid waste: state-of-the-art. *Water Science and Technology*, **41**(3), 283-290.
- Gómez, X., Díaz, M.C., Cooper, M., Blanco, D., Morán, A., Snape, C.E. (2007). Study of biological stabilization processes of cattle and poultry manure by thermogravimetric analysis and <sup>13</sup>C NMR. *Chemosphere*, **68**(10), 1889-1897.
- Hartmann, H., Angelidaki, I., Ahring, B.K (2000). Increase of anaerobic degradation of particulate organic matter in full-scale biogas plants by mechanical maceration. *Water Science and Technology*, **41**(3), 145-153.
- Lay, J.-J., Li, Y.-Y., Noike, T. (1998). Developments of bacterial population and methanogenic activity in a laboratory-scale landfill bioreactor. *Water Research*, **32**(12), 3673-3679.
- Mata-Álvarez, J. (ed.). (2002). *Biomethanization of the Organic Fraction of Municipal Solid Wastes*. IWA Publishing.
- Mladenovska, Z., Hartmann, H., Kvist, T., Sales-Cruz, M., Gani, R., Ahring, B.K. (2006). Thermal pretreatment of the solid fraction of manure: impact on the biogas reactor performance and microbial community. *Water Science and Technology*, **53**(8), 59-67.
- Møller, H.B., Sommer S.G., Ahring, B.K. (2004). Methane productivity of manure, straw and solid fractions of manure. *Biomass and Bioenergy*, **26**, 485-495.
- Nielsen, H.B., Mladenovska, Z., Westermann, P., Ahring, B.K. (2004). Comparison of two-stage thermophilic (68°C/55°C) anaerobic digestion with one-stage thermophilic (55°C) digestion of cattle manure. *Biotechnology and Bioengineering*, **86**(3), 291-300.
- O'Keefe, D.M., Chynowth, D.P., Barkdoll, A.W., Nordstedt, R.A., Owens, J.M., Sifontes, J. (1993). Sequential batch anaerobic composting of municipal solid waste (MSW) and yard waste. *Water Science and Technology*, **27**(2), 77-86.

## Mejora de las condiciones de vida de las familias porcicultoras del Parque Porcino de Ventanilla, mediante la implementación de un sistema piloto de biodigestión

Marlene Chuquillanqui<sup>1,\*</sup>, Albina Ruiz<sup>1</sup>, Mabel Almeida<sup>3</sup>, Manel Gámiz<sup>2</sup>, Cristina Cugat<sup>2</sup>, Maria Domingo<sup>2</sup>, Stephen Harper<sup>5</sup>, Ignacio Salmerón<sup>2</sup>, Iván Gillgado<sup>4</sup>, Elena San Juan<sup>4</sup>, Cynthia Paiva<sup>3</sup>, Juan Díaz<sup>3</sup>, Ana Hummel<sup>3</sup>, Lluís Batet<sup>2</sup>, Eduard Barbera<sup>3</sup>

<sup>1</sup>ONG Ciudad Saludable. Av. Eduardo Diez Canseco, 442. Oficina 1001. Miraflores, Lima, Perú.

<sup>2</sup>Escola Tècnica Superior d'Enginyeria Industrial de Barcelona. Universitat Politècnica de Catalunya. Av. Diagonal, 647. 08028 - Barcelona, España.

<sup>3</sup>Universidad Nacional Agraria la Molina. Av. la Molina, s/n. La Molina, Lima, Perú.

<sup>4</sup>Institut Químic de Sarrià (IQS). Universitat Ramon Llull. Via Augusta, 390. 08017 - Barcelona, España.

<sup>5</sup>University of Leeds. LS2 9JT - Leeds, UK.

\* Autor de contacto: marlene@ciudadasaludable.org

### Resumen

Gran parte de las granjas del Parque Porcino de Ventanilla están caracterizadas por el mal manejo de residuos sólidos domésticos, residuos de la alimentación de los cerdos y sus purines. Asimismo los porcicultores no cuentan con planes de manejo de cerdos, por el contrario los alimentan con residuos sólidos orgánicos sin previo tratamiento. El proyecto que ejecuta Ciudad Saludable en la zona tiene por finalidad mejorar las condiciones de vida de las familias porcicultoras, mediante adecuadas técnicas de manejo de cerdos, implementación de biodigestores, uso de los subproductos del biodigestor, humedales artificiales entre otros.

### Palabras clave

Digestión anaerobia; Explotación porcina; Gestión de la materia orgánica; Purines de cerdo.

### INTRODUCCIÓN

El Parque Porcino de Ventanilla, Provincia Constitucional del Callao, Departamento de Lima, Perú. Está constituido por 840 hectáreas. El área correspondiente al Parque Porcino se encuentra dividida en 13 zonas y 5 sectores. Siendo la división por zonas, la más antigua y de terrenos más grandes. La gestión de los residuos en este lugar no existe, tanto de los residuos orgánicos como de los residuos inorgánicos. Los deshechos de los restaurantes cercanos a la zona son recolectados y comprados por los porcicultores para que sirvan de alimento a muchos de los cerdos que allí se crían (algunos pocos porcicultores alimentan a sus cerdos con piensos concentrados). Estos residuos contienen toda clase de elementos, de manera que la parte inorgánica, rechazada por los animales, se va acumulando en el lugar.

Mención especial merecen los residuos orgánicos, de especial interés en el Parque. Las heces de los cerdos se apilan sin ningún control y son incineradas poco a poco. Son innumerables los problemas ambientales que esto origina, pero son aún más importantes los problemas para la salud y el bienestar de la población. Los márgenes del río cercano (Chillón) son auténticos botaderos incontrolados, contaminando así una de las fuentes de agua potable de toda la provincia del Lima y el Callao.

El proyecto que Ciudad Saludable viene realizando en Ventanilla intenta básicamente mejorar las condiciones de vida de la población del parque. La mejora viene dada a partir de la modificación positiva de las condiciones ambientales del entorno y de las condiciones de trabajo. Se intenta fomentar una correcta gestión de los residuos del parque, centrándose fundamentalmente en la gestión de los residuos orgánicos, que son los residuos más abundantes. Así la propuesta en la granja es integral porque incluye la mejora de las técnicas de manejo y crianza de cerdos, la mejora

de las instalaciones para la crianza, la promoción del uso de biohuertos y la difusión de una tecnología alternativa para el tratamiento de purines y aguas residuales con los biodigestores y humedales respectivamente.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### **Ganaderos participantes**

En el Parque Porcino radican 2200 ganaderos, a los que en el Parque Porcino de Ventanilla se les denomina porcicultores. La experiencia piloto involucra a 8 familias. Desde el año 2006 se ha trabajado con la familia Iparraguirre Torres, en el año 2007 se han incluido dos familias más Almanza Ayvar y Andía Castillo. Las tres primeras familias participantes debieron cumplir requisitos tales como involucrarse en la etapa de investigación de los parámetros de funcionamiento de los biodigestores; al menos una de las familias debía incluir un miembro que sea dirigente del Parque Porcino; debían estar dispuestos a tareas como la definición de zonas de las granjas a mejorar, la ubicación de los biodigestores, participar con mano de obra durante la ejecución de las mejoras y construcción de los biodigestores; estar dispuestos a mostrar los resultados a otras familias de porcicultores y visitantes; permitir el monitoreo de las granjas y apoyar en el registro de información; realizar la limpieza y ordenamiento de las granjas según la propuesta de mejora que se recomiende.

El primer trabajo con la familia Iparraguirre Torres fue la etapa experimental de los biodigestores tipo *batch*, con las dos familias más el primer trabajo fue la mejora de las granjas. Actualmente en el Parque Porcino nos encontramos en proceso de selección de 5 familias para continuar la experiencia piloto. Así, los parámetros de selección han aumentado, incluyéndose la participación en los talleres de capacitación que desarrollan temas de: manejo de cerdos, biodigestores y humedales; la capacidad de almacenar el agua para limpiar los corrales y re-usarla para ingresarla a los biodigestores; la disponibilidad de espacios suficientes para la instalación de los biodigestores, humedales artificiales y biohuertos. Para hacer la selección se está haciendo uso de una ficha donde se indican los requisitos básicos (compromiso de activa participación, ser agentes de difusión de la tecnología) y otra de requisitos técnicos donde indaga sobre cantidades de agua disponibles, área de la granja disponible para nuevos usos y el tiempo dedicado al cuidado de la granja. Se han difundido los requisitos básicos y quienes los cumplan pueden acceder a la encuesta de los requisitos técnicos. La verificación de la información brindada por los porcicultores en la encuesta es verificada mediante una visita a la granja, de forma que actualmente nos encontramos realizando las visitas a las granjas.

Así, con las tres primeras familias y las cinco que se incluirán, se pretende formar un equipo sólido que difunda los biodigestores y humedales en el Parque Porcino, pasando primero por un proceso de aprendizaje y apropiación de la tecnología.

### **Fecha de inicio de la experiencia**

Aunque desde años atrás se tenía conocimiento de la situación de las familias del Parque Porcino, la participación de Ciudad Saludable en el Parque Porcino de Ventanilla se inicia en el 2006, con la fase experimental sobre biodigestores, en la búsqueda de una alternativa de solución al problema del inadecuado manejo de residuos sólidos (domiciliarios, de excretas de cerdos). La experiencia se inicia en Julio del 2006, con una fase experimental, dado que las condiciones de estas granjas no están contempladas en la bibliografía de biodigestores. Por ende, se requirió hacer una serie de experimentos que nos confirmasen bajo que condiciones se podría producir el biogás. En el año 2007 se inicia con los resultados de la fase de experimentación la etapa real de biodigestores pilotos y una gestión integral de las granjas.

## RESULTADOS Y CONCLUSIONES

### Limitaciones encontradas

- Una limitación saltante son las propias condiciones bajo las cuales operan estas granjas, con una serie de riesgos de plagas y enfermedades para los cerdos y por ende los purines tal como se generan no son posibles de ser usados en un biodigestor sin hacer cambios en la propia infraestructura de los corrales.
- La inexistencia de laboratorios para el análisis de gases, el único laboratorio que existe en la Universidad de Ingeniería tiene un costo de 120 dólares por cada componente existente en el biogás.
- No encontrar bibliografía para las características de la zona y las condiciones de trabajo existentes en Ventanilla, y tener que ir aprendiendo en el proceso bajo el método ensayo error, que nos permita tener datos certeros para el diseño de los biodigestores reales.

### Logros obtenidos

- La fase experimental del proyecto se inicio en el mes de Julio del 2006, su finalidad fue estudiar el proceso de digestión anaerobia en rango psicrófilico y mesófilico utilizando concentraciones diferenciadas de excretas de cerdo y dos tipos de diluyentes (agua y orina). La experiencia consistió en la implementación de biodigestores experimentales tipo *batch* de 225 L colocados in-situ en una de las granjas del Parque Porcino de Ventanilla, la granja pertenece a la familia Iparraguirre Torres. La experiencia tuvo resultados positivos, logrando saber q es posible producir biogás empleando purines del Parque Porcino de Ventanilla, sin agitación, con concentraciones altas de sólidos volátiles, y con un control de proceso básico. La digestión anaerobia resulta útil obteniendo como productos, una materia más fácilmente asimilable por el suelo y un gas para ser empleado como combustible. Para el control del proceso se monitorizaron los parámetros de temperatura, pH, presión y producción de gas, se desarrollaron pruebas de combustibilidad del gas, cromatografía de gases, análisis de sólidos totales, volátiles y alcalinidad. Durante la fase experimental la participación de los dueños de la granja en la persona de Jorge Iparraguirre fue de mucha ayuda porque apoyó en el monitoreo de los parámetros de operación de los *batch*. Esta participación es el inicio de la apropiación de conocimiento sobre biodigestores de los granjeros del Parque Porcino de Ventanilla.
- Mejora de las granjas: Para la mejora de la infraestructura se ha tenido presente varios aspectos tales como: condiciones ambientales necesarias, funcionalidad, costos de las inversiones, bienestar de los animales, posibilidad de futuras ampliaciones e impacto ambiental. Las condiciones ambientales contemplan la temperatura, la humedad, la dirección del viento, la superficie y el área disponible en la granja. La funcionalidad se refiere a la idoneidad de las instalaciones para obtener la máxima eficiencia de la mano de obra, particularmente en los siguientes aspectos: distribución de alimentos, eliminación de deyecciones, control del ambiente y aplicación de tratamientos higiénico-sanitarios. El bienestar de los animales se refiere a los siguientes aspectos: conseguir cobijo y confort, agua limpia abundante y alimentación equilibrada, libertad de movimientos, compañía de los otros animales y oportunidad de que tengan comportamientos normales. Los materiales utilizados para la construcción de pisos y los muros de los corrales son de cemento y hormigón, los pisos tienen una pendiente del 2% para facilitar la conducción de los orines y excretas. Los techos están hechos de plásticos y/o esteras y las estructuras con palos de madera y/o bambú. Para proteger a los cerdos del frío de la noche los corrales se cubren con plásticos, costales o telas. Los comederos se han diseñado tipo tolva para alimentación colectiva, el material usado es también cemento. El sistema utilizado para proporcionar agua a los cerdos es el denominado chupón. Es necesario un aprendizaje de su uso por parte de

los cerdos, lo que ocurre generalmente con rapidez. La eliminación de purines tiene gran importancia por la cantidad de mano de obra que requiere y por ser una tarea de riesgo para la salud si no se realiza de la manera adecuada. Por tal motivo los corrales disponen de pasillos por donde transcurren canales de manera longitudinal para conducir los purines (orines y excretas de cerdos), en las tres granjas estos canales desembocan en una poza que alimentará al biodigestor. Son tres granjas donde se ha mejorado la infraestructura de las instalaciones para la crianza de cerdos y se ha promovido la elaboración de compost que actualmente usan en sus huertas donde cultivan maíz, alfalfa, camote y plátano. Con la finalidad de socializar y difundir un diseño de granja acorde a las condiciones de ventanilla, se viene desarrollando un diseño completo de una granja ecológica que incluya un sistema de manejo de cerdos “todo dentro todo fuera”, humedales artificiales, un biodigestor para el tratamiento de los purines y un biohuerto.

- La segunda fase del proyecto contempló el diseño de un biodigestor de obra a ser construido en la granja donde se inició el proceso de investigación. El biodigestor de obra es una alternativa de tratamiento de los excrementos por lo tanto también para el saneamiento de la zona. En esta etapa se continuó con el monitoreo de los biodigestores experimentales tipo *batch* con la finalidad de ahondar en el conocimiento del proceso de la biodigestión anaerobia. Con tal fin se instaló un biodigestor tipo *batch* que se alimentó solo con excretas, orines y agua, no se introdujo ningún inóculo, así este biodigestor tardó un poco más de 5 meses en producir gas combustible.
- El diseño final obtenido fue un biodigestor de tipo flujo pistón con 15,5 m<sup>3</sup> de capacidad (12,5 m<sup>3</sup> serán masa en digestión y habrá un espacio para almacenaje de biogás de 3 m<sup>3</sup>). Se alimentará cada día con 0,11 m<sup>3</sup> de excretas diaria y 0,22 m<sup>3</sup> de orines y agua re-usada en la limpieza. La carga diaria que recibirá es la cantidad de excretas de cerdos que se produce en la granja. La construcción del biodigestor se inició en Agosto del 2007, a la fecha estamos desarrollando las pruebas de hermeticidad. Según las características de las excretas y orines de cerdo (densidad y sólidos totales) tenemos que el porcentaje de sólidos totales es del 10%, lo cual hace necesario un sistema de agitación. A continuación se presentan algunas características del biodigestor de obra: la base de la cámara principal tiene una leve pendiente que desemboca en un punto de desfogue para facilitar la descarga de los sólidos sedimentados permitiendo ampliar el periodo de tiempo entre descargas completas, se han instalado tres agitadores de acero inoxidable cuya función es romper la “nata” que se forma en el nivel de carga e impide la salida del gas, la cúpula es una geomembrana de PVC de 1 mm de espesor que se adhiere a la cámara principal usando una de las paredes del sello hidráulico en el que se instala un empaquetadura conformada por fajas de jebe y platina, para la protección de la cúpula y procurar temperaturas óptimas de desarrollo de bacterias metanogénicas, se ha instalado un invernadero que tendrá pequeñas puertas a sus cuatro lados que permitan actividades de monitoreo y mantenimiento del sello hidráulico.
- El biodigestor de obra se ubica en el punto más bajo de la granja para recibir las excretas de cerdos provenientes de los corrales. Los canales de conducción de excretas y orines se han construido con pendiente para favorecer el movimiento de las excretas y orines hacia el biodigestor.

En paralelo a la construcción del biodigestor de obra, en los meses de octubre, noviembre y diciembre se instalaron dos biodigestores de manga también de tipo flujo pistón, el material empleado es geomembrana de PVC de 0,5 mm de espesor. Un biodigestor de manga (Figura 1) es una alternativa para la producción de biogás a bajo costo. Una de las principales ventajas de un biodigestor de manga comparado con otros modelos de digestores, es el bajo costo de instalación, además del costo su instalación es sencilla. Estos biodigestores llamados también

biodigestores familiares de bajo costo se están difundiendo en Cuzco, Cajamarca y otros países como Bolivia y Colombia.



**Figura 1.** Biodigestor familiar instalado.

Los dos biodigestores de manga instalados tienen una capacidad de 7 m<sup>3</sup>, su carga diaria es de mayor dilución que en el biodigestor de obra porque que no cuentan con un sistema de agitación interior. Dadas las características del suelo del Parque Porcino, el suelo es arenoso, la instalación de los biodigestores requiere especial atención al hacer su cuna (Figura 2). Los biodigestores se instalan de manera que queden semi-enterrados. El suelo al ser arenoso se desmorona con facilidad lo que hace necesario colocar parihuelas para dar estabilidad a las paredes de la cuna. El primer biodigestor instalado produjo gas combustible a los tres meses y el segundo a los dos meses. El biogás producido en los biodigestores *batch* y en el primero de los de mangas que dio gas combustible está siendo utilizado para cocinar, para el segundo biodigestor estamos instalando la conducción del biogás.

- Fortalecimiento de las organizaciones del Parque Porcino de Ventanilla: para lograr el fortalecimiento de las familias porcicultores primero es necesario desarrollar capacidades que luego ellas puedan poner en acción en sus propias granjas contando con el seguimiento y monitoreo que asegure la apropiación de los conocimientos.
- Así, un equipo multidisciplinario formado por estudiantes universitarios de últimos ciclos y recién egresados (peruanos y españoles, de la Universidad Nacional Agraria La Molina, Universidad Politécnica de Cataluña y el IQS de la Universidad Ramón Llull) han elaborado módulos de capacitación en: Manejo de ganado porcino (manejo, sanidad, instalaciones y mejoramiento genético), biodigestores y humedales (conceptos básicos, operación, ventajas y desventajas, responsabilidades que implica, costos). Estos módulos se basan en los resultados del diagnóstico de necesidades de capacitación, logrando así módulos que respondan a sus necesidades y expectativas.



**Figura 2.** Cuna del biodigestor de manga y estructura del invernadero.

- El Taller: “Diagnóstico de Necesidades de Capacitación” se desarrolló con la presencia de dirigentes de tres asociaciones del Parque Porcino: ACUPEV; APREC y Pequeños Industriales. El taller esclareció la situación actual referida a la crianza de ganado porcino, la cual es hasta cierto punto llevado de manera empírica, dadas las condiciones de crianza de la zona. Muchas veces, este empirismo es resultado de muchos años de experiencia pero no quiere decir que sea un manejo totalmente óptimo. Es indudable que los porcicultores conocen esta actividad pecuaria, pero existen temas que no tienen claro el por que lo hacen o para qué. Como consecuencia, el manejo no es completo e influye en la productividad. Es por esto que la ejecución de los talleres de capacitación está permitiendo esclarecer algunas dudas y afianzar sus conocimientos sobre la crianza porcina para obtener una mejora en la productividad y eficiencia, siempre y cuando ellos pongan en práctica lo aprendido, lo cual redundara en mejoras económicas, ambientales y sociales.



## Determinación de zonas susceptibles para el aprovechamiento energético de las deyecciones ganaderas en la Comunidad Valenciana

Fernando Estellés<sup>1\*</sup>, Aurea Gallego<sup>2</sup>, Verónica Moset<sup>1,3</sup>, María Cambra<sup>1</sup>, Jose L. Berné<sup>2</sup>, Antonio G. Torres<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Instituto de Ciencia y Tecnología Animal - UPV. Camino de Vera, s/n. 46020 - Valencia.

<sup>2</sup>Departamento de Ingeniería Cartográfica, Geodesia y Fotogrametría - UPV. Apartado 22012. 46071 - Valencia.

<sup>3</sup>Centro de Tecnología Animal - IVIA. Polígono de la Esperanza, nº100. 12400 - Segorbe, Castellón.

\* Autor de contacto: feresbar@upvnet.upv.es

### Resumen

La producción ganadera de la Comunidad Valenciana se caracteriza por una elevada industrialización, con explotaciones independientes del factor tierra. Por otro lado, los nuevos retos impuestos por la legislación europea y la importancia socioeconómica del sector ganadero, exigen medidas para su preservación, y que paralelamente garanticen un desarrollo sostenible y minimicen el problema estructural de las deyecciones. No obstante, la problemática no es homogénea geográficamente, presentándose tanto situaciones con exceso de estiércoles, como de deficiencia de materia orgánica en el suelo en regiones de marcada vocación agrícola. De este modo, la valorización energética de estas deyecciones en las zonas excedentarias, se presenta como una solución viable. En este contexto, dentro del Plan Estratégico de la Ganadería Valenciana, se sitúa el Plan Integral de Residuos Ganaderos, con el que se pretende gestionar de manera sostenible, ambiental y económicamente, el problema de las deyecciones ganaderas. En el marco de este plan, se han realizado dos estudios sobre la localización de la ganadería y la producción de deyecciones ganaderas en la Comunidad Valenciana, presentándose como pasos previos a la toma de decisiones con objeto de solucionar los problemas de la ganadería valenciana en materia de gestión de deyecciones. Así, en el presente trabajo, partiendo de estos estudios, a través del empleo de sistemas de información geográficos, se han tratado de identificar aquellas zonas en las que la instalación de plantas de valorización de deyecciones en forma de biogás sea factible, considerando criterios tanto agronómicos como logísticos con el fin de abordar la cuestión desde la viabilidad ambiental y económica.

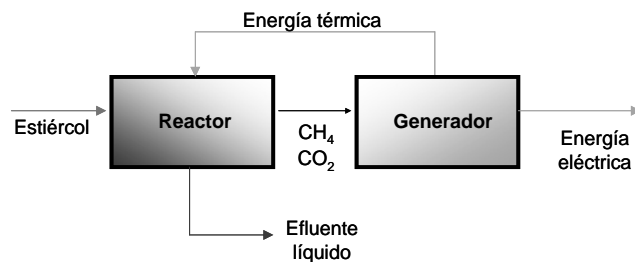
### Palabras clave

Biogás; Deyecciones; Logística; Metano; SIG.

## INTRODUCCIÓN

En el ámbito geográfico de la Comunidad Valenciana, la producción ganadera se encuentra inmersa en un proceso de industrialización y tecnificación, cuya causa es, principalmente, la adaptación al mercado económico actual, en el que predomina el productivismo y las economías de escala. Debido a este proceso, se ha producido una separación física y cultural entre la producción ganadera y la producción agrícola, de tal forma que la mayor parte de las explotaciones ganaderas no disponen del factor tierra como recurso. De esta forma, la que ha sido tradicionalmente salida natural para los estiércoles y purines, que es la valorización agrícola (He y Shi, 1998), resulta ahora prácticamente imposible en muchas áreas de la Comunidad Valenciana. Así, la gestión de las deyecciones de los animales se ha convertido en uno de los principales retos de los sistemas de producción actuales.

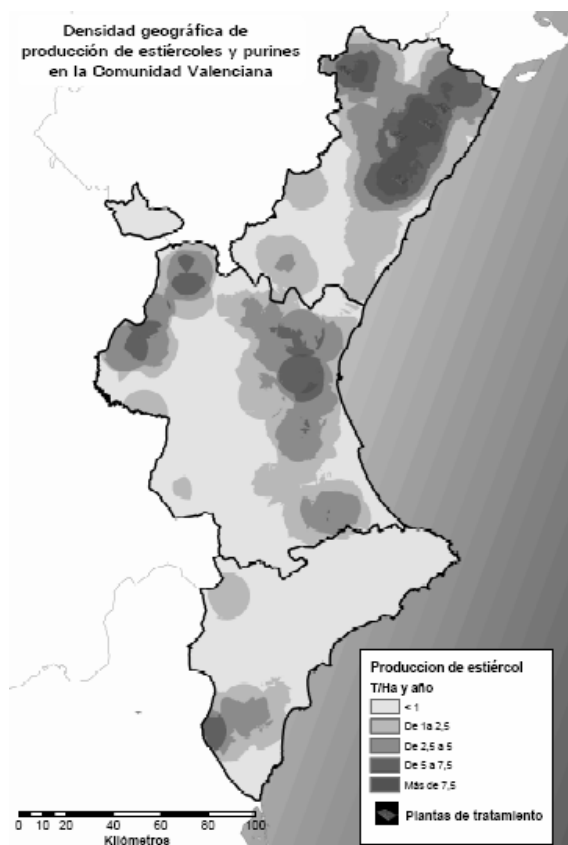
La valorización energética de deyecciones ganaderas se está demostrando como una solución económica y ambientalmente razonable (Dagnall *et al.*, 2000). Así, la conversión de las deyecciones animales en biogás a través de la digestión anaerobia (Figura 1) puede proporcionar un valor añadido a la producción ganadera, al convertir un residuo difícil de gestionar en un recurso energético que puede contribuir incluso al desarrollo regional (Batzias *et al.*, 2005).



**Figura 1.** Esquema de funcionamiento de un digestor anaerobio. Adaptado de Campos *et al.* (2004).

Por otro lado, la ganadería de la Comunidad Valenciana sigue una distribución peculiar, con la mayoría de las explotaciones agrupadas espacialmente en determinadas zonas. Así, municipios con cargas ganaderas elevadas, en términos de unidades ganaderas por unidad de superficie, se localizan en áreas del centro y norte de la provincia de Castellón, del centro y oeste de la provincia de Valencia y del sur de la provincia de Alicante, siendo ésta última la zona de menor significación entre las tres (Gallego *et al.*, 2007).

Como es lógico, es precisamente en estas zonas donde se produce la concentración de deyecciones ganaderas (Figura 2), y por lo tanto donde *a priori* el potencial de producción de biogás será superior, debido a la mayor cantidad de sustrato disponible.



**Figura 2.** Densidad geográfica de la producción de estiércoles y purines en la Comunidad Valenciana (Estellés *et al.*, 2007).

El objetivo de este trabajo es identificar aquellas zonas de la Comunidad Valenciana con un mayor potencial para el aprovechamiento energético de las deyecciones ganaderas, a través de la producción de biogás.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Zona estudiada

La zona estudiada en este trabajo comprende la totalidad de la superficie de la Comunidad Valenciana, que integra un área de 23.254,5 km<sup>2</sup>. En ella se localizan 5.978 explotaciones ganaderas, de las cuales 1.458 son de ovino, 1.259 de porcino, 1.057 de caprino, 798 de aves, 696 de bovino, 321 de conejos y 209 de caballos, agrupándose algunas de ellas en explotaciones de varias especies. La producción total de estiércoles en el año 2003 fue de aproximadamente 2.500 millones de toneladas (MAPA, 2004).

### Datos geográficos

Se utilizaron las hojas cartográficas correspondientes a la Comunidad Valenciana, en formato digital y a escala 1:10.000 (ICV, 2000).

Por otro lado, se disponía de una base de datos, procedente de la CAPA (Consellería de Agricultura Pesca y Alimentación, 2007), que contiene diversa información geográfica, censal y estructural de todas las explotaciones de las diferentes especies ganaderas de la Comunidad Valenciana, estando todas ellas georreferenciadas mediante sus coordenadas UTM, tomadas con GPS.

### Producción potencial de biogás

El planteamiento metodológico general seguido en el trabajo es similar al desarrollado por Batzias *et al.* (2005). No obstante, como en presente trabajo se disponía de todas las explotaciones ganaderas georreferenciadas, se pudo trabajar en una superficie continua, evitando la segmentación espacial, lo que proporciona una mayor continuidad en los datos y, por lo tanto, una aproximación más exacta a la realidad

Se estimaron las producciones de estiércoles y purines para cada clase de ganado y, el contenido de estas deyecciones en sólidos totales, considerando que éstos son un estimador adecuado para determinar el potencial de producción de biogás (Dagnall *et al.*, 2000). Finalmente se realizó un cálculo sistemático del potencial de producción de biogás para cada municipio. La Ecuación 1 resume este proceso:

$$B = \sum_{i,j}^{n,k} ST \times PD_j \times N_i \quad [1]$$

Donde:

*B*: Producción potencial de biogás (m<sup>3</sup>)

*ST*: Contenido en sólidos totales de las deyecciones (%)

*PD*: Producción anual de deyecciones de cada especie *j*

*N*: Número de animales de la especie *j* en la granja *i*

Los valores empleados para el cálculo de la producción potencial de biogás vienen resumidos en la Tabla 1.

**Tabla 1.** Valores empleados para el cálculo de la producción potencial de biogás.

Especie animal	Producción deyecciones (t/cabeza y año)	Sólidos totales (t/cabeza y año)	Producción de biogás (m <sup>3</sup> /t M.S.)	Factor energético (MJ/m <sup>3</sup> )
Bovino	13,14 <sup>a</sup>	3,74 <sup>a</sup>	281 <sup>b</sup>	21,6 <sup>b</sup>
Porcino	3,07 <sup>a</sup>	0,40 <sup>a</sup>	649 <sup>b</sup>	
Ovino/Caprino	1,20 <sup>a</sup>	0,38 <sup>a</sup>	120 <sup>b</sup>	
Aves	0,05 <sup>a</sup>	0,01 <sup>a</sup>	359 <sup>b</sup>	
Equino	9,3 <sup>a</sup>	2,74 <sup>a</sup>	160 <sup>b</sup>	
Conejos	0,06 <sup>b</sup>	0,03 <sup>b</sup>	359 <sup>b</sup>	

<sup>a</sup>adaptado de ASAE (2004); <sup>b</sup>Batzias *et al.* (2005).

### Metodología SIG

Una vez calculados los valores de producción potencial de biogás, se procedió a representarlos sobre el mapa de la Comunidad Valenciana. Para ello se utilizó el programa informático ArcMap™ 9.1 (ESRI, 2002). En primer lugar se proyectaron sobre la cartografía, los puntos correspondientes a cada explotación con la información referente a la producción potencial de biogás. Una vez implementada esta información sobre el sistema de información geográfica, se utilizó el procedimiento *Point Density* del paquete ArcMap™ 9.1. Este procedimiento realiza un cálculo de la densidad de los puntos en función de la variable que se desee estudiar. Para ello, en función de un radio dado, proyecta la variable de interés sobre la superficie de este radio, y posteriormente superpone los valores procedentes de explotaciones cercanas, formando una superficie continua que representa la densidad.

### RESULTADOS Y CONCLUSIONES

La Figura 3 muestra el resultado del análisis, en el que se observan claramente las zonas con mayor potencial de producción de biogás. Son el centro y norte de la provincia de Castellón, el centro y oeste de la provincia de Valencia y el sur de la provincia de Alicante. Se puede observar como la correlación con las zonas de mayor concentración ganadera es significativa. Además de esto, es importante destacar que las zonas con una mayor producción potencial de biogás se corresponden con las áreas de producción predominantemente porcina. Esto se relaciona de forma directa con la las que mayor capacidad de producción de biogás que poseen las deyecciones del ganado porcino, tal y como se observa en la Tabla 1.

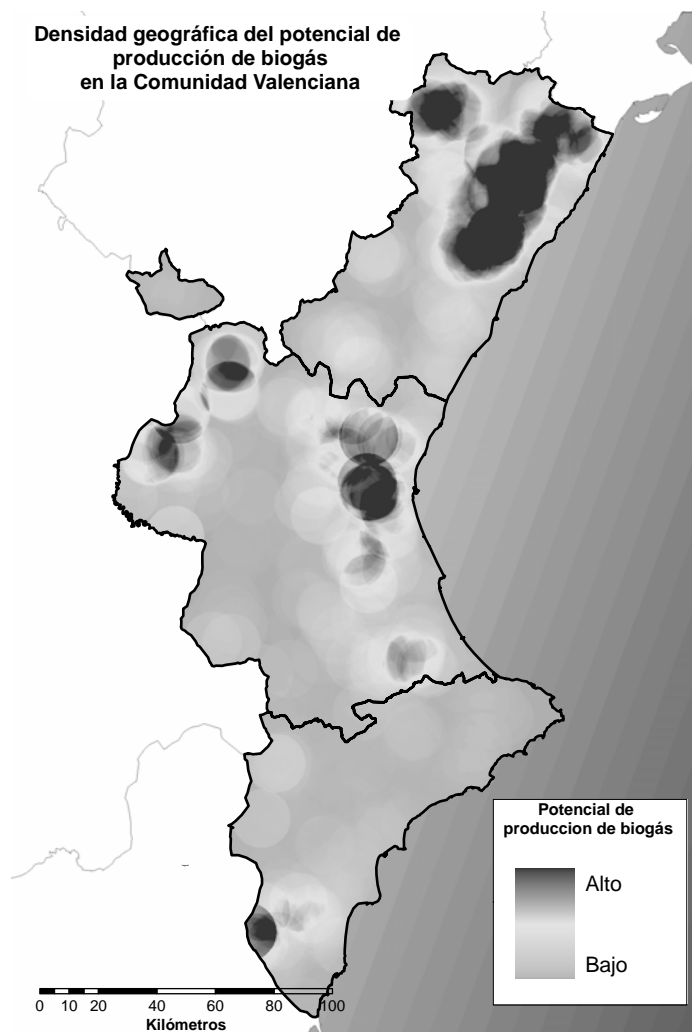


Figura 3. Potencial de producción de biogás, a partir de estiércoles y purines en la Comunidad Valenciana.

Puede concluirse pues, tras la interpretación de los resultados, que existen básicamente cuatro áreas en las que la producción potencial de biogás es elevada, por lo que parece razonable llevar a cabo medidas de tipo institucional con el fin de aprovechar dicho recurso.

## REFERENCIAS

- ASAE (2004). *ASAE Standards 2004. Standards Engineering Practice Data*. American Society of Agricultural Engineers.
- Batzias, F.A., Sidiras, D.K., Spyrou, E.K. (2005). Evaluating livestock manures for biogas production: a GIS based method. *Renewable Energy*, **30**(8), 1161-1176.
- Campos, E., Illa, J., Magrí, A., Palatsi, J., Solé, F., Flotats, X. (2004). *Guia dels tractaments de les Dejeccions Ramaderes*. Departament de Medi Ambient. Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca. Generalitat de Catalunya.
- Consellería de Agricultura, Pesca y Alimentación (2007). *Censo de Explotaciones Ganaderas*. Generalitat valenciana.
- Dagnall, S., Hill, J., Pegg, D. (2000). Resource mapping and analysis of farm livestock manures - assessing the opportunities for biomass-to-energy schemes. *Bioresource Technology*, **71**(3), 225-234.
- ESRI (2002). *ArcGIS 9. Using ArcGIS Spatial Analyst*. ESRI. USA.
- Estellés, F., Moset, V., Gallego, A., Lázaro, M., Torres, A. (2007). Análisis estadístico espacial de la producción de estiércoles y purines en la Comunidad Valenciana. *Libro de Actas IV Congreso Nacional y Ibérico de Agroingeniería*, 238-239. Albacete.
- Gallego, A., Estellés, F., Berné, J.L., Lázaro, M., Torres, A. (2007). Análisis estadístico espacial de la ubicación de la ganadería en la Comunidad Valenciana. *Libro de Actas IV Congreso Nacional y Ibérico de Agroingeniería*, 235-237. Albacete.
- He, C.S., Shi, C.G. (1998). A preliminary analysis of animal manure distribution in Michigan for nutrient utilization. *Journal of the American Water Resources Association*, **34**(6), 1341-1354.
- ICV (2000). *Cartografía 1:10.000 Digital CV103DH*. Valencia.
- MAPA (2004). *Anuario de Estadística Agroalimentaria. 2004*. Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación. Subdirección general de estadísticas agroalimentarias. Madrid.



## Comparación de la productividad metanogénica de diferentes fracciones de estiércol de vacuno lechero a 35 y 55°C

Hipólito García<sup>1</sup>, Elena Maza<sup>1</sup>, Carlos Rico<sup>2,\*</sup>, José Luis Rico<sup>1</sup>, Iñaki Tejero<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Departamento de Ingeniería Química y Química Inorgánica. Universidad de Cantabria. Av. de los castros, s/n. 39005 - Santander.

<sup>2</sup>Departamento de Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente. Universidad de Cantabria. Av. de los castros, s/n. 39005 - Santander.

\* Autor de contacto: ricoc@unican.es

### Resumen

La comparación de la producción de metano acumulada a los 35 días del estiércol de ganado vacuno lechero y de las diferentes fracciones obtenidas mediante procesos físico-químicos, a 35 y 55°C, permitió establecer que la productividad es únicamente mayor a 55°C para las fracciones sólidas separadas. Para la fracción sólida obtenida mediante tamizado (FST), la producción acumulada por unidad de masa fue 31,3 y 27,7 L CH<sub>4</sub>/kg a 55 y 35°C respectivamente; a los 15 días a 55°C la producción era el 93% de la final, mientras que a 35°C sólo era el 55%. Para la fracción sólida obtenida mediante coagulación-floculación y tamizado (FSTF) de la fracción líquida tamizada (FLT), las producciones acumuladas por unidad de masa fueron 8,8 y 8,2 L CH<sub>4</sub>/kg a 55°C y 35°C respectivamente; a 55°C el día 10 se había producido el 91,7% del valor final, mientras que a 35°C hasta el día 25 no se alcanzó el 94,3% del valor final. El estiércol entero (EE) tuvo las siguientes producciones acumuladas por unidad de masa 20,3 y 16,0 L CH<sub>4</sub>/kg a 35°C y 55°C respectivamente; a partir del día 17 la producción pasó a ser mayor para la temperatura de 35°C. Para la FLT las producciones acumuladas fueron 14,2 y 6,74 L CH<sub>4</sub>/kg a 35°C y 55°C respectivamente; para este tipo de fracción, a partir del día 7 la producción fue mayor a 35°C. Para la fracción líquida tamizada y floculada (FLTF), debido al carácter volátil de la materia orgánica presente, sólo se ensayó la temperatura de 35°C, la producción por unidad de masa fue 2,27 L CH<sub>4</sub>/kg, siendo la fracción con mayor productividad específica, debido a su mayor biodegradabilidad, 0,366 L CH<sub>4</sub>/g SV.

### Palabras clave

Biogás; Digestión anaerobia; Estiércol de vacuno lechero; Separación sólido-líquido.

## INTRODUCCIÓN

La industria ganadera es la principal emisora de gases de efecto invernadero dentro del sector primario en Europa, principalmente en forma de CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O. Las emisiones procedentes de este sector en Europa sumaron 383 MT de CO<sub>2</sub> equivalente en el año 2000, lo cual supone aproximadamente algo menos del 10% de las emisiones totales en Europa de gases de efecto invernadero (Gugele *et al.*, 2002). La conversión del estiércol animal en biogás por medio de la digestión anaerobia puede aportar un valor añadido a las explotaciones ganaderas en forma de recurso energético, mientras que las plantas de digestión anaerobia agroindustriales contribuirán significativamente al desarrollo regional de las zonas donde sea aplicada. La tecnología de digestión anaerobia no sólo previene la contaminación sino que además constituye una fuente de energía renovable. En la actualidad, las pequeñas instalaciones unitarias de digestión anaerobia en los países en vías de desarrollo representan los casos más comunes (Batzias *et al.*, 2005). Por ejemplo, se estima que entre seis y ocho millones de pequeños sistemas de digestión anaerobia de baja tecnología, se emplean en China e India para uso doméstico de la energía procedente del biogás (International Energy Agency, 2001). En varios países africanos los sistemas de producción de biogás se encuentran dispersos en la mayoría de las regiones, en los cuales se utilizan principalmente los estercoleros como sistemas de digestión anaerobia (Akinbami *et al.*, 2001).

La digestión anaerobia del estiércol reduce los olores asociados al manejo del estiércol y permite recuperar los nutrientes contenidos en el estiércol, lo cual junto a los beneficios económicos por la

venta de electricidad ha vuelto a impulsar el interés en esta tecnología (Chynoweth *et al.*, 2001). En los países desarrollados, los sistemas centralizados de digestión anaerobia ya se encuentran bajo un análisis detallado por parte de industrias y administraciones. Concretamente, en 2001 existían unas 800 instalaciones unitarias de digestión anaerobia en granjas de Estados Unidos y Europa (International Energy Agency, 2001). En el año 1998 Dinamarca ya contaba con 20 plantas centralizadas para la producción de biogás, con capacidades de tratamiento de entre 50-500 Ton/día de estiércol mezclado con residuos orgánicos, principalmente procedentes de la industria, en porcentajes del 10-30% (Maeng *et al.*, 1999). El éxito de las plantas centralizadas de digestión anaerobia, principalmente en Dinamarca y Alemania, constituyen claros ejemplos. En estos países los ganaderos han visto como las normativas medioambientales sobre los residuos ganaderos se han vuelto más restrictivas, lo cual unido a programas de apoyo por parte de la administración para el uso de la tecnología anaerobia en zonas de alta carga ganadera, han convertido al estiércol en una fuente importante de energía renovable. Debido a que este recurso suele estar muy localizado, resulta de vital importancia determinar una óptima ubicación de las plantas centralizadas.

A pesar de las evidentes ventajas medioambientales asociadas a la digestión anaerobia del estiércol, Albertson *et al.* (2006) sostienen que todavía no se han alcanzado todos los beneficios de esta tecnología debido a los costes asociados al proceso. Por esta razón, estos autores proponen el uso de reactores anaerobios de bajo coste para el aprovechamiento del biogás empleando mezclas de estiércol con otros residuos orgánicos, con el fin de evitar su depósito en vertederos y aumentar al mismo tiempo la producción de metano. De la misma forma plantean cerrar el ciclo dando un uso agrícola al residuo digerido.

El objetivo del presente trabajo fue determinar la producción de metano a partir de estiércol de vacuno lechero, a 35°C y 55°C, y compararlo con las producciones obtenidas tras la separación del estiércol en diversas fracciones sólidas y líquidas.

## MATERIALES Y MÉTODOS

El estiércol entero (EE) recogido de la cuadra, fue separado en las distintas fracciones. Mediante tamizado, con una malla de 0,8 mm de luz, se obtuvieron la fracción sólida tamizada (FST) y la fracción líquida tamizada (FLT). La FLT fue diluida con agua en la relación 2/1 (FLTD), para mediante coagulación-floculación, seguida de centrifugación, obtener la fracciones sólida tamizada floculada (FSTF) y líquida tamizada floculada (FLTF). Para la coagulación se empleó una dosis del 4,0% del contenido en ST de  $\text{FeCl}_3$ , a partir de una disolución de  $\text{FeCl}_3$  de 50 g/L, mientras que en la floculación se empleó Fennopol K504 con una dosis del 2,0% de los ST, partiendo de una disolución de Fennopol de 2,0 g/L. La determinación de la productividad metanogénica de las diferentes muestras se realizó por duplicado, introduciendo entre 100-200 g de cada una de las muestras, dependiendo de la previsión de producción de biogás, en matraces de 250 o 500 mL. En todos los matraces se añadieron 50 g de biomasa anaerobia estabilizada y aclimatada a la temperatura de 35 ó 55°C. Se utilizaron blancos y no se empleó agitación. Los matraces, con cierre hidráulico, se introdujeron en baños termostatizados a 35 y 55°C. El biogás fue recogido en un gasómetro tipo Mariotte, relleno con una solución ácida saturada de  $\text{CO}_2$ . Al inicio del ensayo se eliminó el aire, mediante vacío, y se pasó biogás.

## RESULTADOS Y CONCLUSIONES

La Tabla 1 muestra los resultados del proceso de separación, masa y composición de cada una de las fracciones obtenidas a partir de 1 kg de estiércol.

Como puede observarse en la Tabla 1, a partir de 1000 g de EE con la composición indicada, se obtuvo en la primera separación una FST que retuvo el 35,4; 55,2; 59,0; 35,9 y 46,5% de la masa,

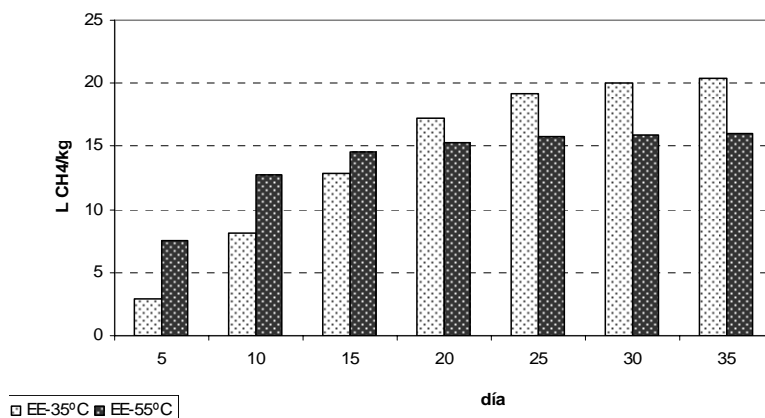


ST, SV, NKT y Pt presentes en el estiércol. La posterior separación mediante floculación de las fracciones sólida y líquida de la FLT resultante del tamizado separó a ésta en las fracciones FSTF y FLTF. La FLTF contenía el 8,84; 5,88; 22,8 y 1,63% de los ST, SV, NKT y P<sub>t</sub> presentes inicialmente en el EE. El resto quedaba en la fracción sólida (FST + FSTF). En la Tabla 1 se pueden observar las concentraciones de ácidos grasos volátiles (AGV) determinados en las muestras fluidas, EE, FLT y FLTF. Las variaciones en las concentraciones de los AGV vienen dadas por las variaciones de masa de las muestras en los procesos de separación, con adición de disoluciones de reactivos incluidas.

**Tabla 1.** Balance de masas y características de las distintas fracciones.

	EE	FLT	FST	FSTF	FLTF
Masa (g)	1000	646	354	627	913
ST (g/kg)	118,4	81,26	184,5	78,61	11,46
SV (g/kg)	96,51	60,19	160,9	59,09	6,22
N-NKT(g/kg)	4,432	4,064	4,495	2,514	1,106
Pt (g/kg)	4,885	3,501	6,417	3,327	0,087
DQO <sub>AGV</sub> (mg/kg)	2945	4746			3525

La Figura 1 representa las producciones acumuladas de metano por kg de estiércol a 35°C y 55°C en intervalos de 5 días. Como puede apreciarse, durante los primeros 15 días la producción de metano fue superior a la temperatura de 55°C, pero a partir del día 20 la producción de metano a 35°C superó la producción acumulada a 55°C, alcanzando las producciones al cabo de 35 días valores de 20,3 y 16,0 L CH<sub>4</sub> por kg de estiércol a las temperaturas de 35°C y 55°C, respectivamente. Sin embargo mientras en el día 10 la producción de metano a 55°C representaba un 80,0% de la producción final a dicha temperatura, a 35°C este porcentaje fue sólo del 40,4%. La diferencia en producción de metano en la digestión a 35°C respecto a la realizada a 55°C, tiene que deberse a que el mayor desarrollo de la etapa de hidrólisis a 55°C no compensa la mayor pérdida de materia volátil soluble al operar a mayor temperatura.



**Figura 1.** Producción acumulada de metano para el EE a 35°C y 55°C.

En la Figura 2 se muestra la producción metanogénica específica diaria del EE a 35 y 55°C, se puede observar que operando a 35°C hay un primer máximo no muy acusado el día 7; 13 mL CH<sub>4</sub>/(g SV·día) que correspondería a la metanización de la materia orgánica presente inicialmente en forma soluble, una producción casi estacionaria y un nuevo máximo relativo muy poco acusado el día 17, indicando un proceso en serie de metanización de la materia hidrolizada transformada en AGV, para posteriormente descender la producción de manera continua. Por el contrario la digestión del EE a 55°C lleva a un máximo muy acusado el día 5, 22 mL CH<sub>4</sub>/(g SV·día), para posteriormente descender de forma continua la producción, indicando una cinética hidrolítica

mucho más rápida pero la menor producción acumulada de metano señala o bien una pérdida de materia orgánica volátil o una mayor desarrollo de reacciones de síntesis celular.

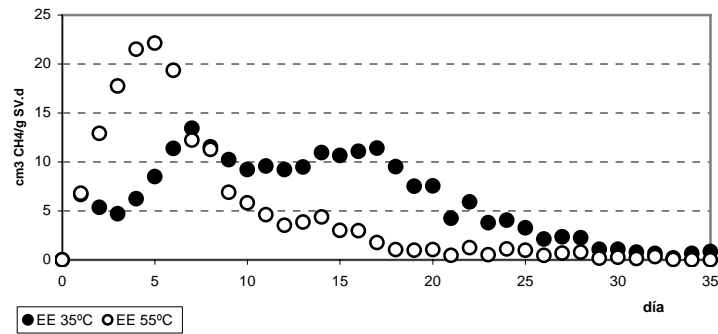


Figura 2. Producción diaria de metano para el EE a 35°C y 55°C.

Tal y como puede apreciarse en la Figura 3, la FST obtuvo mayor producción de metano a 55°C que a 35°C, concretamente para la FST las producciones de metano al cabo de 35 días fueron 27,7 y 31,3 L CH<sub>4</sub> por kg FST a 35°C y 55°C respectivamente. En el día 10 el porcentaje de metano producido respecto al día 35 fue del 82% a 55°C mientras que a la temperatura de 35°C este porcentaje fue sólo el 33%. Para este tipo de fracción la mayor extensión de la etapa de hidrólisis a 55°C supera el efecto de la mayor pérdida de materia volátil a esa temperatura, ya que al tratarse de la FST prácticamente no queda materia volátil soluble en la muestra. Esta es la razón de la acusada diferencia a los 10 días entre la producción de 9,2 y 25,7 L CH<sub>4</sub>/kg de FST a 35 y 55°C, respectivamente. Esta diferencia es muy superior a la encontrada en el mismo día 10 para la producción de 8,2 y 12,8 L CH<sub>4</sub>/kg de EE a 35 y 55°C, respectivamente.

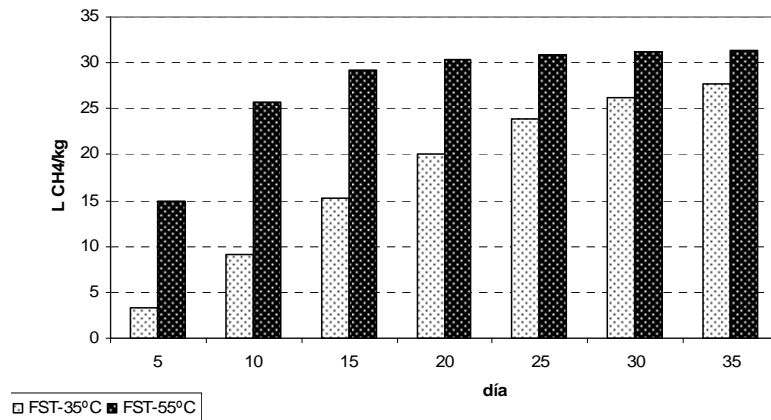
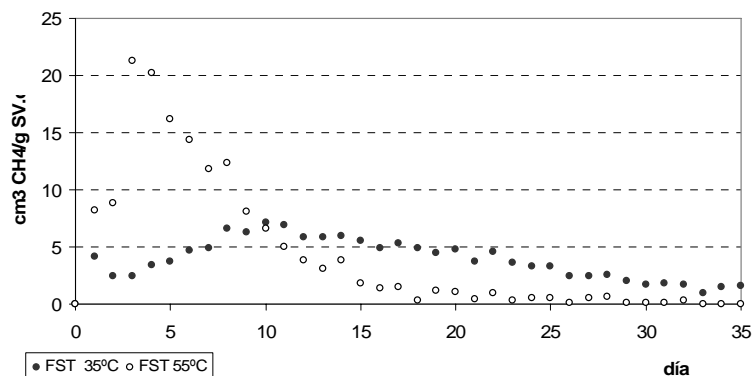


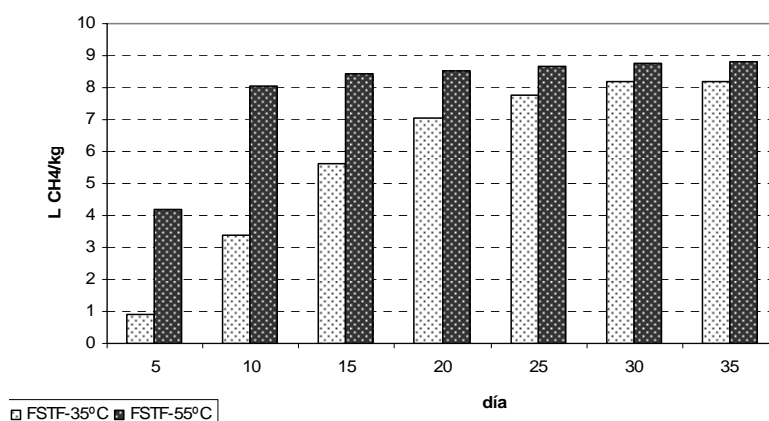
Figura 3. Producción acumulada de metano para la FST a 35°C y 55°C.

En la Figura 4 se puede observar que operando a 55°C se obtiene un máximo de producción el día 3 con 21 mL CH<sub>4</sub>/(g SV·día) para ir descendiendo paulatinamente la concentración hasta el día 20 en el que se ha alcanzado prácticamente la producción final. La operación a 35°C tuvo un máximo muy poco acusado el día 10 de 7 mL CH<sub>4</sub>/(g SV·día), seguido de un descenso continuado pero de muy poca pendiente hasta el día 35 en el que seguía produciendo metano.

En la Figura 5 se representa la producción de metano de la FSTF, su valor fue 8,8 L CH<sub>4</sub> por kg FSTF a la temperatura de 55°C, alcanzando a 35°C un valor de 8,2 L CH<sub>4</sub> por kg FSTF. Al igual que ocurrió con el EE y la FST a la temperatura de 55°C la mayor parte del metano se produjo en los primeros 10 días, representando para esta fracción FSTF unos porcentajes respecto a las producciones a 35 días del 91,7% a 55°C y del 41,3% a 35°C. Para este tipo de muestra, al estar formada por sólidos más finos, mayoritariamente coloidales, la diferencia entre las producciones a 35 y 55°C fue pequeña, 0,6 L CH<sub>4</sub> por kg FSTF.



**Figura 4.** Producción diaria de metano para la FST a 35°C y 55°C.



**Figura 5.** Producción de metano para la FSTF a 35°C y 55°C.

En la Figura 6 se pueden ver las producciones específicas acumuladas diarias para las muestras FST y FSTF a las temperaturas de 35 y 55°C. En ellas se puede comprobar como las productividades específicas acumuladas a 35°C son prácticamente las mismas para las muestras FST y FSTF hasta el día 19, 115 mL CH<sub>4</sub>/g SV, a partir de ese día debido a la mayor hidrólisis desarrollada en la FST la productividad específica para esta muestra aumenta hasta alcanzar el día 35 un valor de 172 mL CH<sub>4</sub>/g SV, en comparación con el de 139 mL CH<sub>4</sub>/g SV de la muestra de FSTF. En la Figura 6 también se puede ver, como para la FSTF a 55°C la producción específica final se había alcanzado prácticamente el día 15, mientras que a 35°C no se alcanzó hasta el día 30. Las productividades específicas a 35 y 55°C fueron prácticamente las mismas. 139 y 149 mL CH<sub>4</sub>/g SV, respectivamente. Respecto a la FST a la temperatura de 55°C, el día 25 se había alcanzado prácticamente la producción específica máxima de 194 mL CH<sub>4</sub>/g SV mientras que para la temperatura de 35°C la productividad específica siguió creciendo hasta el día 35, obteniendo un valor de 172 mL CH<sub>4</sub>/g SV e indicando una tendencia a alcanzar el valor asintótico de la producción específica a 55°C.

En la Figura 7 se representan las producciones de metano de las fracciones líquidas FLT y FLTF; para estas muestras se obtuvieron mayores producciones de metano operando a 35°C. La producción de metano para FLTF solo se midió a 35°C, debido a que al estar la materia orgánica en forma soluble, no era necesaria la etapa hidrolítica y sí tener cinéticas adecuadas en las etapas acidogénica, acetogénica y metanogénica a 35°C. Además a 55°C la vaporización de la materia orgánica volátil hace que los AGV no puedan ser transformados en biogás y la producción sea sensiblemente inferior. La producción máxima se había logrado el día 15 con un valor de 2,2 L CH<sub>4</sub>/kg. La FLT durante los primeros 5 días de operación tuvo una producción de metano más alta a 55°C que a 35°C. Como se había visto previamente también para el EE, hasta el día 20 no fue

superior la producción a 35°C respecto a la de 55°C. Para la FLT al haber desaparecido en el tamizado la materia particulada con tamaño superior a 0,8 mm ahora la producción por kg de muestra es mayor a 35°C en el día 10. Al final, la producción fue de 14,2 y 6,74 L CH<sub>4</sub>/kg a 35 y 55°C, respectivamente. Para la muestra de FLT la pérdida por volatilización de la materia orgánica es más importante que el mayor grado de hidrólisis a 55°C, por este motivo la producción metanogénica por kg de FLT es aproximadamente el doble a 35°C.

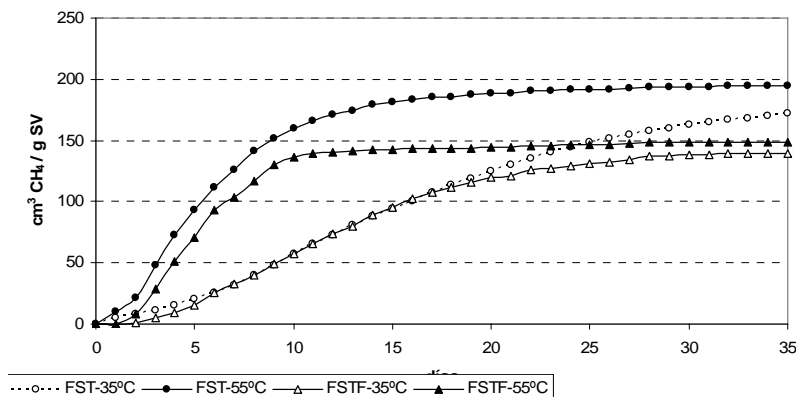


Figura 6. Productividad específica de metano para las FST y FSTF a 35°C y 55°C.

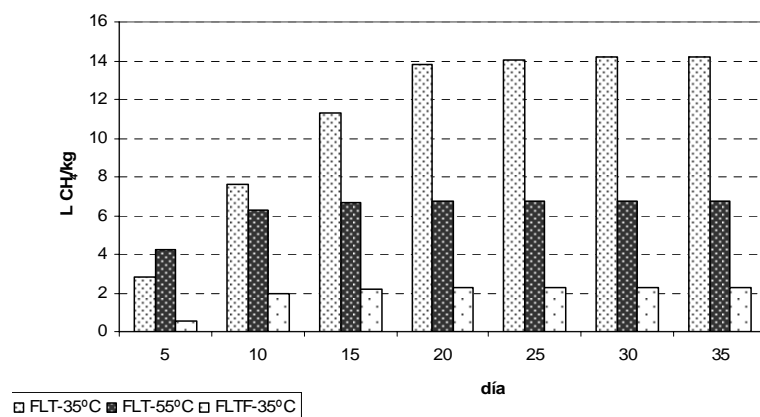
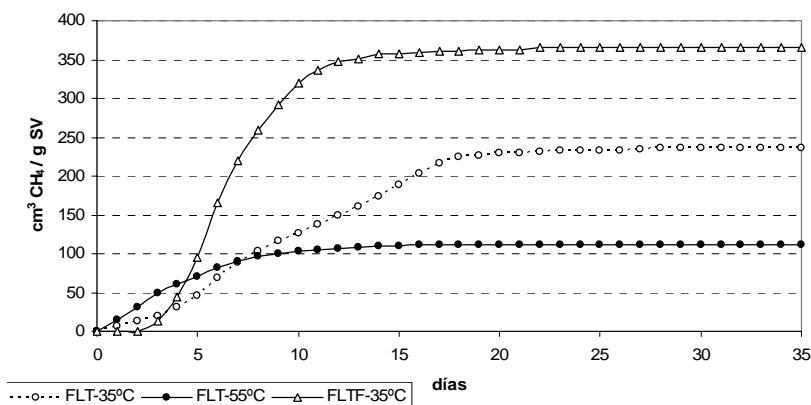


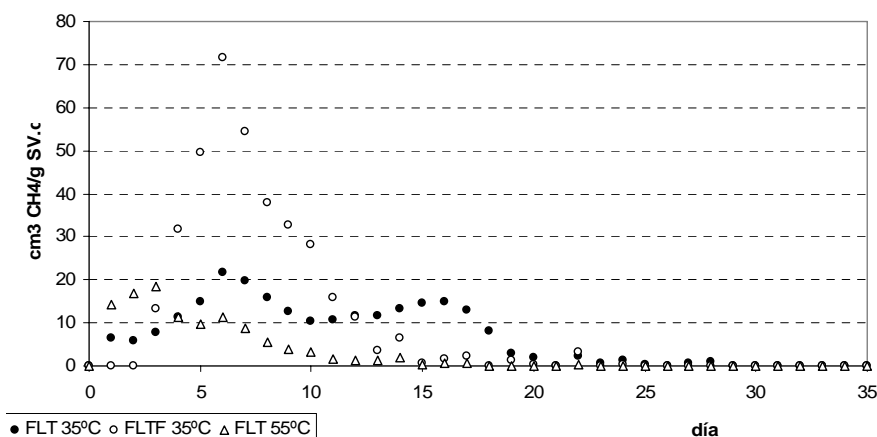
Figura 7. Producción de metano para la FLT a 35°C y 55°C y FLTF a 35°C.

En la Figura 8 se representa la producción acumulada específica para las fracciones líquidas FLT y FLTF. Puede observarse en ella como para la FLT a 55°C la producción máxima se ha alcanzado el día 10, mientras que a 35°C se alcanza el día 20; siendo los valores de la producción específica máxima para 55 y 35°C 111 y 230 mL CH<sub>4</sub>/g SV, respectivamente. Para la FLTF, con toda la materia orgánica soluble, a los 10 días se había alcanzado prácticamente la producción específica máxima de 366 mL CH<sub>4</sub>/g SV.

En la Figura 9 se representan las producciones específicas diarias de las fracciones FLT y FLTF a 35 y 55°C. Se puede observar como la producción de metano para la FLTF a 35°C, tiene el día 6 un máximo muy acusado, 72 mL CH<sub>4</sub>/(g SV·día), para luego descender la producción continuamente hasta cesar el día 15. Respecto a la FLT también alcanzan un máximo, pero ahora mucho menos acusado el mismo día 6, con valores de 22 y 11 mL CH<sub>4</sub>/(g SV·día) a 35 y 55 °C, respectivamente. A 35°C el descenso de producción tiene un nuevo máximo relativo para descender posteriormente hasta cesar hacia el día 20, similar a lo ocurrido con el EE. A 55°C el descenso llega hasta el cese de la producción, prácticamente el día 10.



**Figura 8.** Productividad específica de metano para las FLT y FLTF a 35°C y 55°C.



**Figura 9.** Producción diaria de metano para la FLT y FLTF a 35°C y 55°C.

En la Tabla 2 se presentan los valores de la producción de metano por kg de muestra y kg de estiércol, así como la producción específica para las dos temperaturas de operación.

**Tabla 2.** Producción de metano del estiércol y de las distintas fracciones.

Muestra	EE		FLT		FST		FSTF		FLTF
	35°C	55°C	35°C	55°C	35°C	55°C	35°C	55°C	35°C
L CH <sub>4</sub> /kg	20,3	16,0	14,2	6,74	27,7	31,3	8,2	8,8	2,27
L CH <sub>4</sub> /kg EE	20,3	16,0	9,15	4,36	9,79	11,1	5,15	5,52	2,07
mL CH <sub>4</sub> /g SV	218	171	235	112	172	194	139	149	366

La mayor producción de metano por kg de muestra fue 31,3 L CH<sub>4</sub>/kg FST a 55°C, la FST tiene el mayor contenido en SV y con un tamaño mayor de 0,8 mm para la materia particulada; y la menor para la FLTF a 35°C, la de menor contenido en SV, con un valor de 2,27 L CH<sub>4</sub>/kg FLTF a 35°C. La producción de metano por kg de EE fue calculada en base a las producciones de cada tipo de fracción separada y al balance de masa de la operación de separación de la Tabla 1, se puede observar que operando a 35°C las FLT y FST tuvieron una producción de 9,15 y 9,79 L CH<sub>4</sub>, respectivamente; si la operación de tamizado hubiese sido hecha con un tamiz tipo screw-press el contenido de humedad en la FST habría disminuido y la producción habría sido muy probablemente mayor en la FLT. Se observa que operando la FLT a 35°C y la FST a 55°C la producción habría igualado a la de un kg de EE a 35°C, pero con tiempos de retención hidráulicos (TRH) más cortos; 20 días frente a los 30 días del EE a 35°C. La metanización de las FSTF y FLTF resultantes de la floculación de la FLT produjeron valores inferiores a los conseguidos en la metanización de la FLT. La única ventaja en esta separación estaría en que la FLTF podría ser tratada en reactores

anaerobios de alta carga con TRH muy cortos y el efluente del reactor anaerobio estaría en condiciones más adecuadas de recibir postratamientos para conseguir su vertido a cauce público, su reutilización en la explotación en tareas de limpieza o poder utilizarlo durante todo el año en el regadío de las superficie agraria de la explotación.

La producción específica queda perfectamente relacionada con las características de la muestra, así la de mayor productividad específica es la FLTF con toda la materia orgánica en forma soluble y sin que exista materia particulada, alcanzó un valor de 366 mL CH<sub>4</sub>/g SV. En el extremo opuesto estuvo la FSTF, con la materia particulada que había pasado el tamiz y un contenido de humedad superior al de la FST, para estas dos muestras sólidas las producciones específicas a 55°C fueron 149 y 194 mL CH<sub>4</sub>/g SV respectivamente.

En la Figura 10 se representan y comparan las producciones de metano obtenibles a partir de 1 kg EE y con las distintas fracciones obtenidas mediante separación considerando las temperaturas de digestión a las que cada fracción obtiene una mayor producción de metano. Por un lado el estiércol bruto o entero (EE) a 35°C [EE (35°C)], por otra parte el resultado de la separación del EE en FST y FLT y la digestión de ambas fracciones a 55°C y 35°C, respectivamente [FLT (35°C) + FST (55°C)], y por último la posterior separación de la FLT para dar lugar a la FSTF y la FLTF las cuales obtuvieron las mayores producciones de metano a 55°C y 35°C respectivamente [FST (55°C) + FLTF (35°C) + FSTF (55°C)].

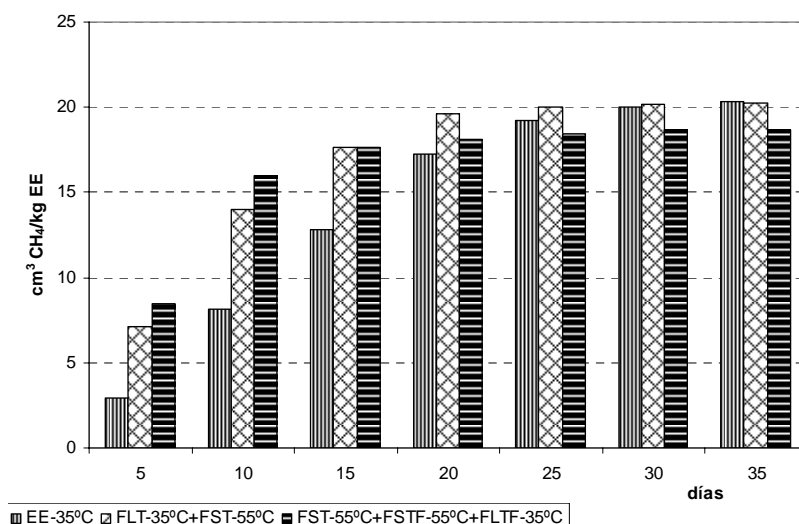


Figura 10. Producción de metano a partir de 1 kg de EE.

En la Figura 10 puede observarse como la separación del estiércol en fracciones y su posterior digestión anaerobia a la temperatura más favorable apenas modificó la producción acumulada de metano al cabo de 35 días. Frente a los 20,3 L CH<sub>4</sub>/kg EE cuando se procesó el estiércol sin separar a 35°C, la digestión por separado de FLT (35°C) + FST (55°C) produjo 20,2 L CH<sub>4</sub>/kg EE mientras que la digestión por separado de FST (55°C) + FLTF (35°C) + FSTF (55°C) produjo 18,7 L CH<sub>4</sub>/kg EE, un 7,8% menos que el estiércol sin separar. Sin embargo esta separación permitió obtener mayores producciones de metano durante los primeros 15 días.

La productividad específica de metano a partir del EE o de las diferentes fracciones en que se puede separar mediante operaciones mecánicas o procesos físico-químicos a 35 ó 55°C depende del grado en que la materia orgánica biodegradable se encuentre en forma soluble o particulada. A 55°C la productividad sólo es mayor que a 35°C para aquellas fracciones con la materia orgánica mayoritariamente en forma particulada, FST y FSTF, en las que la cinética de la etapa hidrolítica tiene una gran importancia. Para las restantes fracciones, EE, FLT y FLTF, la productividad

específica fue mayor operando a 35°C. El separar el EE en fracciones permite además de obtener una FS rica en nutrientes y otra FL más fácilmente biodegradable, operar cada una de ellas a la temperatura más adecuada, ahorrando aporte de calor y mejorando así el balance energético, a la vez que se reducen los TRH, lo que supone disminuir el tamaño de los digestores. Aunque como inconveniente supondría la necesidad de dos digestores, frente a la utilización de un sólo digestor si no hubiese separación. Conseguir que en la FL se encuentre la mayoría de la materia orgánica susceptible de ser transformada en metano, con el mínimo coste económico, es el paso a resolver.

#### AGRADECIMIENTOS

Los autores quieren agradecer a la Consejería de Medio Ambiente del Gobierno de Cantabria la financiación del proyecto de I+D titulado “Diseño de tratamientos de residuos de ganado vacuno lechero basado en separación sólido-líquido y digestión anaerobia”.

#### REFERENCIAS

- Akinbami, J., Ilori, M., Oyebisi, T., Akinwumi, I., Adeoti, O. (2001). Biogas energy use in Nigeria: current status, future prospects and policy implications. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, **5**(1), 97-112.
- Albertson, M., Pruden, A., Oliver, R. (2006). Enhanced anaerobic digestion of biomass waste for optimized production of renewable energy and solids for compost. *International Congress Series*, **1293**, 221-229.
- Batzias, F., Sidiras, D., Spyrou, E. (2005). Evaluating livestock manures for biogas production: a GIS based method. *Renewable Energy*, **30**(8), 1161-1176.
- Chynoweth, D., Owens, J., Legrand, R. (2001). Renewable methane from anaerobic digestion of biomass. *Renewable Energy*, **22**(1), 1-8.
- Gugele, B., Ritter, M., Marečková, K. (2002). *Greenhouse Gas Emission Trends in Europe, 1990-2000*. Topic report 7/2002. European Environment Agency. Copenhagen. Denmark.
- International Energy Agency (2001). *Biogas Upgrading and Utilisation*. IEA Bioenergy, Task 24: energy from biological conversion of organic waste. Abingdon, Oxfordshire, UK.
- Maeng, H., Lund, H., Hvelplund, F. (1999). Biogas plants in Denmark: technological and economic developments. *Applied Energy*, **64**(1), 195-206.





## Co-digestión de purines y restos de maíz

Xiomar Gómez, María José Cuetos\*, Daniel Blanco, D. Mulas, Antonio Morán

Instituto de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Escuela de Ingenieros Agrónomos. Universidad de León. Avenida de Portugal, 41. 24071 - León.

\* Autor de contacto: mjcuero@unileon.es

### Resumen

El tratamiento por digestión anaerobia de los purines se ve dificultado debido al alto contenido en amonio ( $\text{NH}_4^+$ ) ya que dicho compuesto se considera como el principal causante de inhibición en los sistemas que tratan residuos animales. La digestión de la fracción sólida separada del purín presenta problemas de inhibición. Se ha encontrado disminuciones en el rendimiento de metano producido a medida que la concentración de sólidos del substrato aumenta, con la consiguiente disminución en la eficiencia de destrucción de sólidos por parte del sistema. La co-digestión es la estrategia más utilizada para optimizar la digestión anaerobia y superar algunas limitaciones en la implantación de este proceso, como es el caso de trabajar a bajas concentraciones de sólidos para obtener rendimientos de biogás aceptables. En el siguiente estudio se planteó la evaluación de la producción de biogás para la mezcla purín-maíz, utilizando dos proporciones de sólidos (1:1 y 1:2 de sólidos totales purín:maíz). Los restos de maíz utilizado se prepararon con un tamaño medio de partícula de 3 cm. De los ensayos realizados se obtuvo como resultado un rendimiento de metano de 0,49 y 0,38 L/g SV alimentados, siendo el rendimiento más bajo el del sistema con mayor proporción de maíz.

### Palabras clave

Biogás; Co-digestión anaerobia; Purines; Residuo de maíz.

## INTRODUCCIÓN

El tratamiento por digestión anaerobia de los purines se ve dificultado debido al alto contenido en amonio ( $\text{NH}_4^+$ ) ya que dicho compuesto se considera como el principal causante de inhibición en los sistemas que tratan residuos animales. Se ha observado previamente que los procesos de digestión pueden adaptarse a concentraciones de amonio de 4 g N/L (Agelidaki y Ahring, 1993). Sin embargo, cuando las deyecciones ganaderas se recogen de forma líquida, con el interés de facilitar las operaciones de limpieza en la explotación, el tratamiento del residuo por vía anaerobia presenta una baja producción de biogás debido al escaso contenido en materia orgánica del purín. También hay que tener en cuenta que el pre-tratamiento del purín mediante “*air stripping*” no ha repercutido en un aumento evidente en el rendimiento de producción de biogás (Bonmatí y Flotats, 2003).

La digestión de la fracción sólida separada del purín presenta problemas de inhibición. Se ha conseguido la digestión de dicha fracción con un contenido en sólidos del 11% con rendimientos de  $0,17 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg SV}$  (Rodríguez y Lomas, 1999). Chae *et al.* (2008) han publicado resultados de digestión de purines con rendimientos de metano que oscilan entre 0,3 y 0,4 L/g SV alimentados para una concentración de sólidos de aproximadamente 5 g/L (a diferentes temperaturas). Sin embargo, a medida que se incrementa la concentración de sólidos en el sistema los rendimientos disminuyen de forma dramática hasta 0,1-0,2 L/g SV alimentados para una concentración de sólidos de aproximadamente 10 g/L.

La co-digestión de purines con los residuos agrícolas permiten ajustar las relaciones C:N para conseguir un óptimo entre 25:1-35:1 (Scharer y Moo-Young, 1979). La digestión conjunta de residuos de maíz y purines ya ha sido previamente estudiada encontrándose incrementos en la producción de biogás de más del 50% tanto en condiciones mesofílicas como termofílicas, con rendimientos biogás en torno a  $0,3 \text{ m}^3/\text{kg SV}$  (Fujita *et al.*, 1980). Con base en lo anterior, en este

estudio se evalúa el potencial de producción de biogás para la digestión conjunta de residuos de maíz y purín para dos proporciones de sólidos en la mezcla.

### MATERIALES Y MÉTODOS

Para los sistemas de digestión se utilizó inóculo proveniente de la depuradora de aguas residuales de León. El purín fue recolectado de una explotación ganadera local, presentando un contenido en sólidos totales (ST) de 8,4 g/L y en sólidos volátiles (SV) de 5,2 g/L. Los restos de maíz recolectado corresponden a una parcela experimental cultivada con la variedad Lázaro (*Zea mays L.*). El maíz fue troceado manualmente hasta alcanzar un tamaño medio de partícula de 3 cm. En la experimentación se utilizaron las hojas que rodean el tallo y las que rodean la mazorca. Posteriormente el maíz fue secado a temperatura ambiente. El ensayo experimental se realizó por duplicado para dos mezclas de maíz-purín. Las mezclas se prepararon adicionando 1 y 2 g de maíz seco mezclado en cada caso con 120 mL de purín y 120 mL de inóculo. Los sistemas han sido denominados PM1 y PM2 indicando los números 1 y 2, los gramos de maíz adicionados a la mezcla. Los ensayos fueron realizados en erlenmeyers de 250 mL en un baño termostático a 34°C.

El pH, ST y SV se determinaron mediante métodos normalizados. La composición del biogás fue analizada mediante cromatografía de gases utilizando un equipo Varian GC-3800. El amonio se midió a través del método de electrodo selectivo, con un pHmetro 692 de Metrohm, empleando un electrodo selectivo para el ión amonio.

### RESULTADOS Y CONCLUSIONES

En la Figura 1 se presenta la evolución de la producción de gas para los sistemas en discontinuo PM1 y PM2. Los resultados presentados corresponden a la media de los valores obtenidos. Se observa como el proceso de producción de biogás parece ocurrir en dos etapas, semejando la primera a una generación lineal y a partir del día 15 en adelante, en los dos ensayos, los incrementos en la acumulación de biogás presentan tendencias exponenciales. Un comportamiento similar ha sido observado por Rodríguez y Lomas (1999) en la digestión de purines en fase sólida, utilizando un modelo de tipo exponencial en las dos etapas.

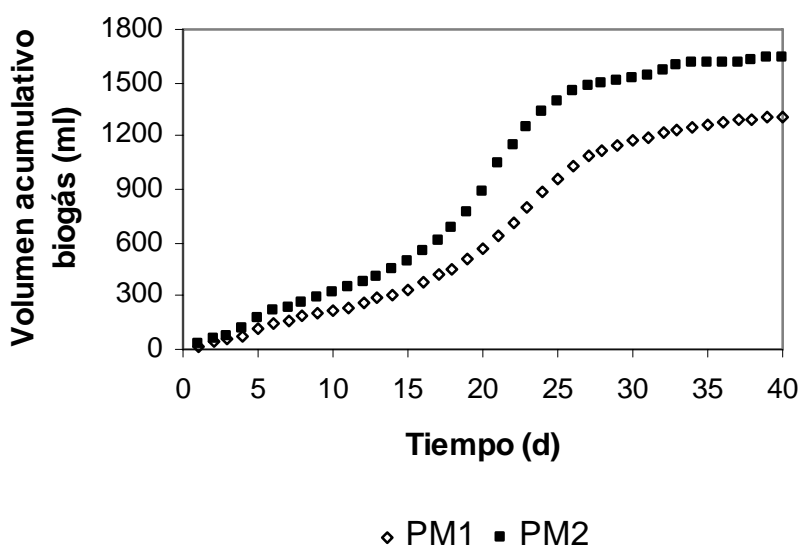


Figura 1. Perfiles de la producción acumulativa de biogás para los sistemas PM1 y PM2.

Es importante tener en cuenta que el incremento en la masa de maíz en los sistemas no genera incrementos equivalentes en la producción de biogás. Para los datos obtenidos el rendimiento de

metano para PM1 es de 0,49 L/g SV alimentados, mientras que para PM2 es de 0,38 L/g SV alimentados. Esto repercute en una disminución en la eficiencia de conversión del proceso a biogás a medida que se aumenta la proporción de sólidos del maíz con respecto a los sólidos aportados por el purín.

El pH de los sistemas se mantuvo relativamente estable a lo largo del ensayo, destacando de este modo la capacidad de regulación que ejerce el purín. En ninguno de los casos estudiados se presentaron valores inhibitorios de amonio medido en el líquido sobrenadante. La concentración de dicho ión osciló entre 850-1600 mg/L desde el inicio hasta el final del experimento. Después de 40 días de digestión aún se detectaron valores altos de ácidos grasos volátiles, siendo mayor dicha concentración para el sistema PM1, con una concentración de acético de 782 mg/L mientras que para el sistema PM2 dicha concentración fue de 256 mg/L.

Según los resultados obtenidos, se hace necesario una disminución en el tamaño de partícula del maíz, de modo que se facilite el acceso de los microorganismos al material degradable y así reducir el tiempo de digestión, que en este ensayo ha sido de 40 días, sin conseguir una reducción total de los ácidos grasos volátiles, a pesar de no presentarse concentraciones demasiado altas de amonio.

## REFERENCIAS

- Angelidaki, I., Ahring, B.K. (1993). Effect of the clay mineral bentonite on ammonia inhibition of anaerobic thermophilic reactors degrading animal waste. *Biodegradation*, **3**(4), 409-414.
- Chae, K.J., Jang, A., Yim, S.K., Kim, I.S. (2008) The effects of digestion temperature and temperature shock on the biogas yields from the mesophilic anaerobic digestion of swine manure. *Bioresource Technology*, **99**(1), 1-6.
- 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*, **23**(3), 261-272.
- Rodríguez, A., Lomas, J.M. (1999). Kinetic study of the anaerobic digestion of the solid fraction of piggery slurries. *Biomass and Bioenergy*, **17**(5), 435-443.
- Scharer, J. M., Moo-Young, M. (1979). Methane generation by anaerobic digestion of cellulose-containing wastes. *Advances in Biochemical Engineering/Biotechnology*, **11**, 85-101.
- Fujita, M., Scharer, J. M., Moo-Young, M. (1980). Effect of corn stover addition on the anaerobic digestion of swine manure. *Agricultural Wastes*, **2**(3), 177-184.



## Co-digestión anaerobia de purín y glicerina residual de las fábricas de producción de biodiesel

Xiomar Gómez, María José Cuetos\*, Daniel Blanco, José Israel Prieto, Antonio Morán

Instituto de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Escuela de Ingenieros Agrónomos. Universidad de León. Avenida de Portugal, 41. 24071 - León.

\* Autor de contacto: mjcueter@unileon.es

### Resumen

El tratamiento de purines mediante digestión anaerobia, se ve impedido debido al alto contenido en nitrógeno del residuo. En el caso en que las deyecciones que se recogen en forma líquida, la estabilización del residuo por vía anaerobia, se enfrenta además al problema de procesar un residuo con bajo contenido en sólidos, lo que a su vez repercute en una escasa producción de gas, debida a la baja carga orgánica a tratar. La co-digestión con glicerina, proveniente de las fábricas de producción de bio-diesel como bio-combustible, surge como una alternativa para incrementar el contenido en material fácilmente degradable que deber ser digerido. Es necesario determinar la proporción óptima de mezcla de estos dos residuos para prevenir la aparición de problemas de inhibición del proceso que redundarían en el cese de la producción de biogás. En este trabajo se plantea el estudio de la capacidad de producción de biogás para sistemas de mezcla purín-glicerina (con un contenido en glicerina del 2%). De la evaluación del funcionamiento de los sistemas de digestión en continuo en fase líquida y bajo condiciones mesofílicas, se obtuvo como resultado un rendimiento de metano aproximado de 0,3 L/g de glicerina adicionada al sistema.

### Palabras clave

Biogás; Digestión anaerobia; Glicerina; Purín.

## INTRODUCCIÓN

La digestión anaerobia de las deyecciones ganaderas presenta problemas de inhibición relacionadas con el alto contenido en amonio. Este ión que se genera como resultado de la degradación de proteínas, pudiendo alcanzar concentraciones inhibitorias y reduciendo, de este modo el rendimiento de biogás esperado para el sistema. Si bien es cierto, los microorganismos pueden ser adaptados para lograr el funcionamiento del proceso a concentraciones tan altas como 4 g N/L, los procesos de adaptación son largos y requieren estrategias prolongadas, ya sea de adaptación a la concentración de sólidos a digerir o al tiempo de retención hidráulica que se aplique al sistema.

La digestión de la fracción sólida separada del purín presenta problemas de inhibición. Se han encontrado disminuciones en el rendimiento de metano producido a medida que la concentración de sólidos del substrato aumenta, con la consiguiente disminución en la eficiencia de destrucción de sólidos por parte del sistema (Fischer *et al.*, 1984). La co-digestión es la estrategia más utilizada para optimizar la digestión anaerobia y superar algunas limitaciones en la implantación de este proceso, como es el caso de trabajar a bajas concentraciones de sólidos para obtener rendimientos de biogás aceptables. La ventaja principal de la co-digestión radica en el aprovechamiento de la sinergia de la mezclas, compensando las carencias de cada uno de los substratos por separado (Bonmatí y Magrí, 2007).

La adición de glicerina para incrementar la producción de biogás de las deyecciones ganaderas ha sido estudiada por Amon *et al.* (2006). En sus ensayos utilizaron mezclas de purín, maíz y semilla de canola, encontrándose los mayores rendimientos en la producción de biogás cuando la adición de glicerina se situaba entre el 3 y 6%, con rendimientos que variaban entre 365 y 439 L CH<sub>4</sub>/kg SV. Con base en lo anterior, en este estudio se plantea evaluar la producción de biogás de un sistema de

digestión de purín y glicerina bajo condiciones mesofílicas, utilizando reactores que trabajan en régimen semi-continuo.

## MATERIALES Y MÉTODOS

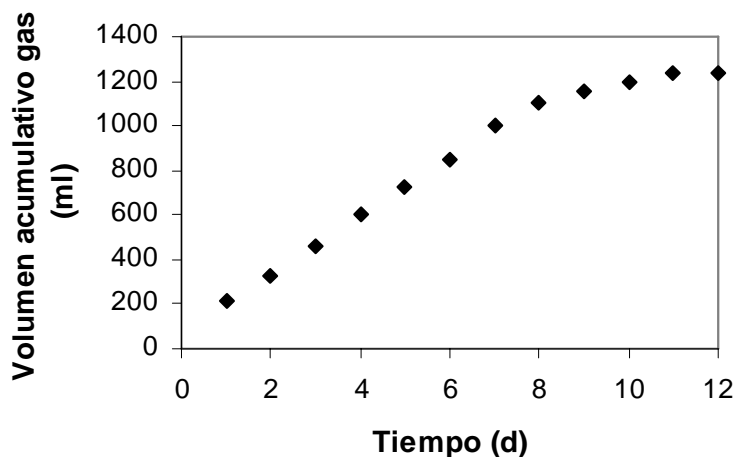
Para los sistemas de digestión se utilizó inóculo proveniente de la depuradora de aguas residuales de León. El purín fue recolectado de una explotación ganadera local, presentando un contenido en sólidos totales (ST) de 8,4 g/L y en sólidos volátiles (SV) de 5,2 g/L. La glicerina fue recogida de una fábrica de generación de biodiesel. La glicerina se sometió a evaporación a 80°C para eliminar los residuos de metanol.

Se realizó un ensayo inicial de digestión en discontinuo para una mezcla de purín-glicerina al 10% en volumen. El ensayo fue realizado en erlenmeyer de 250 mL en un baño termostatzado a 34°C provisto de agitación magnética. Se adicionaron 240 mL de inóculo y 10 mL de la mezcla. En esta etapa de la experimentación se realizó seguimiento al volumen de gas producido.

El ensayo de digestión en continuo fue realizado en un reactor de 3 L, termostatzado a 34°C, provisto de un agitador mecánico. El tiempo de retención hidráulica (TRH) fue fijado inicialmente en 50 d y posteriormente se fue reduciendo hasta 30 d. Una vez alcanzado el TRH de 30 días, el sistema se mantuvo en funcionamiento hasta completar un periodo igual a 2 veces el TRH. El biogás fue medido mediante un dispositivo de desplazamiento reversible del agua provisto con puntas eléctricas para el conteo. Se hizo seguimiento del pH, los sólidos volátiles totales y los sólidos totales de acuerdo con métodos estandarizados. La composición del gas se midió mediante cromatografía de gases, utilizando un Cromatógrafo GC 3800 de Varian y un detector de conductividad térmica. Se utilizó una columna de 4 m de longitud HayeSep Q 80/100 seguida de una columna de tamiz molecular de 1 m de longitud. Las columnas separan metano (CH<sub>4</sub>), dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), nitrógeno (N<sub>2</sub>), hidrógeno (H<sub>2</sub>) y oxígeno (O<sub>2</sub>). El gas portador fue helio y se operó a 331 kPa y a una temperatura de 50°C.

## RESULTADOS Y CONCLUSIONES

En la Figura 1 se presenta la producción acumulativa de biogás obtenida para el sistema de digestión de purín y glicerina en discontinuo. Para este sistema se obtuvo una producción de biogás de 984 mL/g SV alimentados para un tiempo de experimentación de 12 días. Se observó una alta tendencia a la flotación de sólidos a pesar de la existencia de agitadores magnéticos. La espuma producida debía ser destruida manualmente y de forma diaria a modo de mantener la producción de gas en el sistema de digestión.



**Figura 1.** Producción acumulativa de biogás para el sistema de digestión en discontinuo de la mezcla purín-glicerina al 10%.

Para el sistema de digestión en continuo, se observó una producción inicial de gas de 695 mL/d para un TRH de 50 días. La disminución del TRH se hizo de forma progresiva hasta conseguir un valor de 30 días, de este modo la producción media de gas conseguida fue de 1470 mL/día. En este sistema con una adición de glicerina del 2% no se presentaron problemas de espuma. El contenido de metano en el biogás estuvo en torno al 65% y los rendimientos de metano oscilaron entre 0,28-0,35 L/g SV.

#### REFERENCIAS

- Fischer, J. R., Iannotti, E. L., Porter, J. H. (1984). Anaerobic digestion of swine manure at various influent solids concentrations. *Agricultural Wastes*, **11**(3),157-166.
- Bonmatí, A., Magrí, A. (2007). Tecnologías aplicables en el tratamiento de las deyecciones ganaderas: un elemento clave para mejorar su gestión. *Residuos*, **97**, 46-69.
- Amon, Th., Amon, B. Kryvoruchko, V., Bodiroza, V., Pötsch, E., Zollitsch, E. (2006). Optimising methane yield from anaerobic digestion of manure: Effects of dairy systems and of glycerine supplementation. *International Congress Series*, **1293**, 217-220.





## Combinación de codigestión anaerobia y procesos físico-químicos para el tratamiento y valorización de deyecciones ganaderas

Ramón Pons<sup>1,\*</sup>, Roger Antich<sup>1</sup>, Belén Fernández<sup>2</sup>, Jordi Palatsi<sup>2</sup>, Albert Magrí<sup>2</sup>, Xavier Flotats<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Abantia Energía & Medio Ambiente S.A. Área de Tecnología. C/ Astúries, 8-10. 08830 - Sant Boi de Llobregat, Barcelona.

<sup>2</sup>GIRO Centro Tecnológico. Rambla Pompeu Fabra, 1. 08100 - Mollet del Vallès, Barcelona.

\* Autor de contacto: rpons@abantia.com

### Resumen

El RD 2818/1998 propició el desarrollo de sistemas de tratamiento colectivo de purines de cerdo basados en la concentración térmica, de los cuales actualmente existen en España unas 20 instalaciones. La dependencia del gas natural, como fuente de energía primaria básica para la consecución de los procesos de concentración y secado, así como para la producción y venta de electricidad, mediante cogeneración, no permite al nivel de la exigencia de los rendimientos que se solicitan legalmente la sostenibilidad energética de estos proyectos. En este sentido, el RD 661/2007 tan solo prevé unas pocas nuevas instalaciones, previamente proyectadas, para solucionar la problemática de excedentes en zonas muy concretas del país. Del conjunto de estas instalaciones, las dos en funcionamiento (desde 2001 y 2004 respectivamente) basadas en el proceso VALPUREN® (combinación de digestión anaerobia con concentración térmica y secado) y situadas en Juneda (Les Garrigues - Lleida), han permitido una experiencia valiosa de cuyo análisis se desprenden enseñanzas para el desarrollo de nuevos sistemas basados en la digestión anaerobia, su combinación con otros procesos físico-químicos para obtener productos valorizables y/o exportables, la cogeneración de alta eficiencia con biogás y, sobretudo, para la gestión integrada tanto de las materias primas a transformar como de los productos a valorizar. En la presente comunicación se analiza: (i) la experiencia de las plantas colectivas basadas en la combinación de la digestión anaerobia con procesos térmicos, (ii) la necesidad de la codigestión anaerobia para optimizar la producción de biogás y (iii) la combinación de la codigestión anaerobia con un sistema de recuperación de nitrógeno amoniacal mediante *stripping* y absorción para la obtención de un producto valorizable y fácilmente transportable.

**Palabras clave:** Biogás; Cogeneración; Deyecciones; Digestión anaerobia; Nitrógeno amoniacal.

### INTRODUCCIÓN

Desde 1996 la empresa Abantia Energía & Medio Ambiente S.A. (AEMA) ha trabajado en la integración de tecnologías que permite la valorización de las deyecciones excedentarias generadas en la ganadería porcina. Junto con la ingeniería SENER S.A., AEMA desarrolló un proceso de tratamiento que permitía, por una parte producir un producto seco fertilizante, y por otra, generar electricidad, como posibilitaba la clasificación "d1" del RD 2818/1998. Dicho proceso consistía en la combinación de digestión anaerobia, separación sólido/líquido, modificación del pH, concentración de la fracción líquida mediante evaporación y secado de las corrientes sólidas.

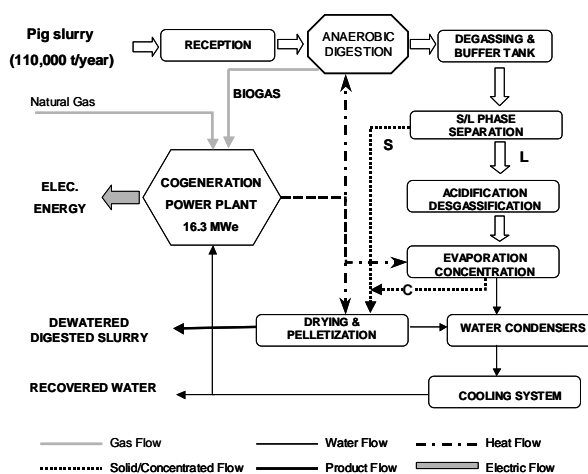


Figura 1. Diagrama de flujo del proceso VALPUREN®.

Esta concepción tecnológica se reconoció como proceso VALPUREN<sup>®</sup> y fue objeto de una patente industrial (patente española P9900761). El proceso VALPUREN<sup>®</sup> se considera una experiencia exitosa de combinación de procesos aplicada a la gestión colectiva de deyecciones ganaderas (Burton y Turner, 2003). En la actualidad, el proceso VALPUREN<sup>®</sup> se ha implementado en dos plantas de tratamiento en Juneda (Les Garrigues - Lleida), donde se tratan en total más de 220.000 toneladas anuales de purines porcinos, según el Plan de Gestión vigente. También, de acuerdo con la disposición transitoria segunda del RD 661/2007, se está construyendo en base a este proceso una planta en Miralcamp (Lleida), una en Polan y otra en Consuegra (ambas en Toledo). Sin embargo, es poco probable que se lleven a cabo futuros proyectos bajo la conceptualización VALPUREN<sup>®</sup> porque el régimen especial de producción eléctrica vigente y el marco económico actual no permiten la sostenibilidad energética ni económica de este tipo de plantas.

Por tanto, es conveniente que las empresas de ingeniería de proceso reflexionen sobre nuevas oportunidades tecnológicas que permitan valorizar las deyecciones, excedentarias o no, para contribuir con ello a la sostenibilidad del sector ganadero, así como de otros implicados en la generación de residuos orgánicos. Como principales ventajas a tener en cuenta, deben considerarse el potencial fertilizante del producto obtenido, la minimización de las emisiones de gases de efecto invernadero y la capacidad de generar energía renovable mediante digestión anaerobia.

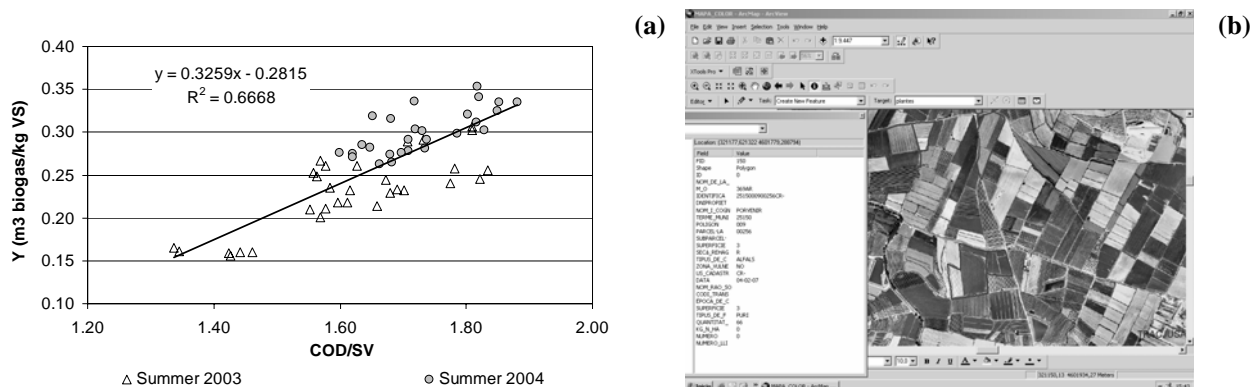
La presente comunicación es una contribución a esta reflexión. Algunas consideraciones fundamentales para orientar la integración de tecnologías en el diseño de una planta para el tratamiento de deyecciones ganaderas son: (i) la optimización de la capacidad del tratamiento; (ii) la valorización de los substratos a tratar y (iii) la eficiencia energética.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### **Optimización de la capacidad de tratamiento**

La producción de biogás está relacionada directamente con la velocidad de carga orgánica (VCO), dependiente de las características del purín y de las condiciones de operación en planta. Una VCO regular asegura una producción de biogás estable, una degradación constante de la materia orgánica y evita la acumulación de ácidos volátiles en el efluente de digestión, mejorando así la calidad de los productos finales del tratamiento: biogás, material concentrado y condensados. El primer eslabón que asegura una VCO estable depende de la calidad de la “materia prima” o deyecciones ganaderas. Desde el punto de vista operacional, la concentración de material biodegradable del purín no puede ser predicha completamente a partir de su contenido en materia orgánica (típicamente expresada como demanda química de oxígeno -DQO-). Sin embargo, la relación entre la DQO y los sólidos volátiles (ratio DQO/SV, ver Figura 2a) o el índice de biodegradabilidad anaerobia son parámetros que indican con más confianza la calidad del influente (Palatsi *et al.* 2004).

La variación de la concentración de material biodegradable del purín porcino depende de factores como el tiempo y la temperatura de almacenamiento en el punto de producción, así como el tipo de granja. La experiencia en plantas centralizadas indica la necesidad de gestionar de forma integrada la entrada de purines a planta, vinculando manejo en la explotación, base territorial y operación de la instalación de tratamiento (Palatsi *et al.*, 2005). La estrategia de gestión empleada en estas plantas consiste básicamente en: (1) la utilización de un sistema de información geográfica (Figura 2b) para gestionar la aplicación al suelo de la fracción de purines con menor contenido en materia biodegradable, de forma que tan solo se destine a tratamiento los purines más concentrados o de mayor potencial energético, (2) una modificación en el manejo de los purines en las granjas (empezando con las de mayor aportación, ya que es menor la incidencia de las explotaciones de pequeño tamaño o con baja capacidad de almacenamiento), con el propósito de disminuir el tiempo de almacenamiento, (3) la promoción de la codigestión, dentro de unos límites razonables, con el propósito de incrementar la generación de biogás.



**Figura 2.** Estrategia de gestión: (a) relación entre la producción de biogás (Y, m<sup>3</sup><sub>bg</sub>/kg<sub>SV</sub>) y la calidad (expresada como DQO/SV) del purín de entrada a digestión y (b) sistema de información geográfica.

La sostenibilidad económica de la digestión anaerobia depende de los costes de inversión y de explotación, ambos apoyados en la producción (óptima) de metano. La codigestión es una variante de la digestión anaerobia mediante el que se fermentan simultáneamente varios residuos, mejorando tanto el proceso en sí mismo (debido a las complementariedades de composición de distintos efluentes) como el uso más eficiente de los equipos y disminuyendo los costes de explotación debidos al tratamiento conjunto de distintos efluentes en una sola instalación (Edelmann, 2000; Alatríste-Mondragón, 2006). La principal ventaja de la codigestión es el aumento de la producción de metano, lo que se traduce en un incremento de la producción energética. La selección de determinados residuos orgánicos de la industria alimentaria como cosubstratos, que en general presentan potenciales de metanización superiores (entre 30 – 500 m<sup>3</sup>/t) al del purín porcino, puede traducirse en incrementos del rendimiento de metano de 2,4 veces el del purín solo (Campos *et al.*, 1999).

### Valorización de los substratos

En base a la experiencia adquirida, la digestión o codigestión anaerobia de las deyecciones ganaderas es una metodología recomendable por los efectos sobre los posibles postratamientos. Las características del producto de la digestión (digerido) de las deyecciones ganaderas suponen una ventaja apreciable para su aplicación a suelos y cultivos, debido a la reducción significativa de malos olores y obtención de un producto higienizado, cuya aplicación a los cultivos se facilita al disponer el mismo una consistencia y una homogeneidad en su textura mucho más apreciable. Uno de los problemas ampliamente conocidos que se detectan en la aplicación de las deyecciones ganaderas es el riesgo de que su dosificación supere los límites establecidos por las buenas prácticas agronómicas y en, consecuencia, se contribuya a la anoxia del suelo y a la contaminación por nitratos de los acuíferos. Las características del digerido permiten un post-tratamiento para la reducción del contenido en nitrógeno amoniacal basado en el *stripping* de amoniaco. El interés de este proceso se basa en la producción de una sal amoniacal susceptible de ser introducida en el mercado de los fertilizantes. Este proceso ya ha sido estudiado con anterioridad (Bonmatí y Flotats, 2003; Lei *et al.*, 2006) y actualmente se está estudiado su integración con procesos complementarios para la reducción del consumo de reactivos asociados a la modificación del pH.

La desorción de nitrógeno amoniacal con aire, o *stripping*, es una operación relativamente sencilla y estable, si el pH y la temperatura se mantienen constantes (Figura 3). En el caso de los purines, la eliminación previa de la materia orgánica, principalmente de las sustancias volátiles (AGV), permite obtener un producto amoniacal de mayor calidad, pues se evita que estas sean también arrastradas durante las posteriores etapas térmicas (Palatsi *et al.* 2005). El *stripping* se ve pues favorecido por una digestión anaerobia previa de los purines, ya que se asegura la eliminación de los ácidos orgánicos y un pH estable alrededor de valores básicos (en torno a 8 debido al contenido elevado en alcalinidad del purín digerido). Por otro lado, el consumo de reactivos (sosa o cal)

durante el proceso para el ajuste del pH dependerá de la carga iónica presente, ya sea orgánica (AGV) o bien inorgánica (carbonatos, fosfatos, etc.). Así pues, las concentraciones de reactivo deberán ser optimizadas para cada caso en particular. Teniendo en cuenta estas consideraciones, es posible obtener un precipitado en el que se concentra más del 90% del nitrógeno amoniacal inicialmente presente en el digerido (Bonmatí y Flotats, 2003).

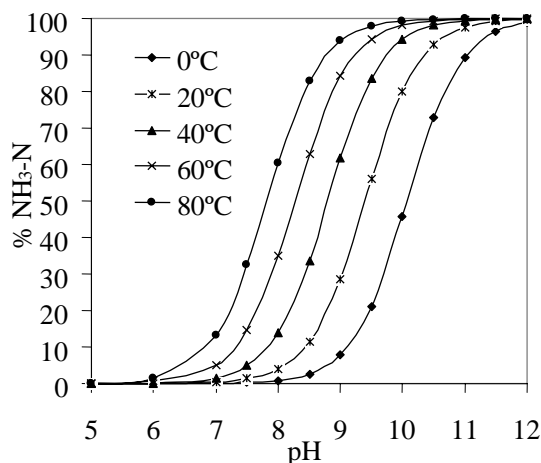


Figura 3. Dependencia del nitrógeno amoniacal recuperado con el pH y la temperatura (Bonmatí y Flotats, 2003).

### Eficiencia energética

Por lo anterior, es recomendable combinar la codigestión anaerobia con un proceso de *stripping* de amoníaco, con recuperación del mismo en forma de agua o sal amoniacal (Figura 4), destacando que la recuperación de amoníaco se realiza sobre la fracción líquida del digerido, una vez separada ésta de la fracción sólida. La fracción sólida puede, obviamente, someterse a un compostaje. Este esquema de proceso, aunque no es finalista en el sentido de que debe gestionarse el digerido y comercializarse el fertilizante líquido, es un proceso que puede ser rentabilizado económicamente. Se estima, por ejemplo, para una unidad de 50.000 t/a de tratamiento de acuerdo con la Figura 4, una inversión de unos 2 millones de euros. Reduciendo la inversión mediante una subvención del 15% (del orden de las otorgadas actualmente por diferentes administraciones públicas) y un canon aplicado al tratamiento de 3,5 €/t, resultaría en una TIR de proyecto del 14%, que en caso de deyecciones excedentarias es un resultado de mucho interés. Es evidente, no obstante, que cuanto menos gestión de productos se desee, más costes de tratamiento deberán asumirse para abordar el proyecto tecnológico necesario.

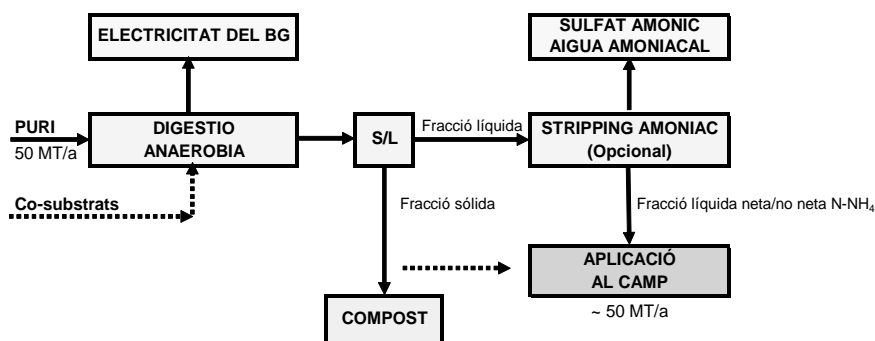
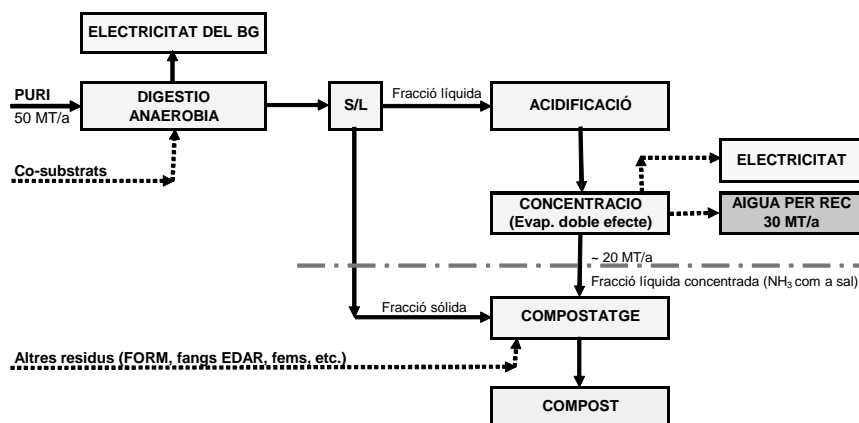


Figura 4. Generación de biogás por co-digestión anaeróbica, separación sólido-líquido y *stripping* del amoníaco.

Una segunda opción que propicia la eficiencia energética es la concentración de la fracción líquida con la intención de disminuir los costes de gestión en su posterior aplicación agrícola (Figura 5). La fracción líquida, previa acidificación para la fijación del nitrógeno amoniacal, se somete a un

proceso de concentración en una instalación de evaporación en doble efecto conducida energéticamente por una cogeneración de alta eficiencia (rendimiento global superior al 75%) hasta obtener un concentrado del orden del 7,5% en peso de sólidos. Paralelamente, se obtiene un condensado formado a partir del agua evaporada, la cual es susceptible de ser aprovechada para fertirrigación o para riego en general. En la Figura 5 se completa el tratamiento globalizado mediante el compostaje de la totalidad de la fracción sólida, con la correspondiente aportación de fibra vegetal y otros posibles sustratos.



**Figura 5.** Generación de biogás por codigestión anaerobia, acidificación y concentración digerido, y compostaje de la fracción sólida.

Obviamente, alrededor de estas dos opciones existen distintas variantes, como podría ser la de someter a una aditivación una parte de la fracción líquida, la cual podría orientarse a la producción de un abono orgánico-mineral NPK líquido (Grupo 3.3 del Anexo 1 del RD 824/2005 de 8 de julio, sobre productos fertilizantes) con la finalidad de recibir homologación y certificación.

## Conclusiones

Del conjunto de las instalaciones en funcionamiento basadas en el proceso VALPUREN<sup>®</sup>, se ha adquirido una experiencia valiosa de cuyo análisis se desprenden enseñanzas para el desarrollo de nuevos sistemas basados en la digestión anaerobia, su combinación con otros procesos físico-químicos para obtener productos valorizables y/o exportables, la cogeneración de alta eficiencia con biogás y, sobretodo, para la gestión integrada tanto de las materias primas a transformar como de los productos a valorizar. Alrededor de esta opción es hacia donde deben dirigirse los esfuerzos de los tecnólogos ya que, en definitiva, forman parte de las posibilidades razonables para alcanzar la máxima valorización de las deyecciones ganaderas (producción de energía renovable y obtención de un sustrato fertilizante).

## REFERENCIAS

- Alatrisme-Mondragón, F., Samar, P., Cox, H., Ahring, B., Iranpour, R. (2006). Anaerobic codigestion of municipal, farm and industrial organic wastes: a survey of recent literature. *Water Environment Research*, **78**(6), 607-637.
- Bonmatí, A., Flotats, X. (2003). Air stripping of ammonia from pig slurry: characterization and feasibility as a pre- or post-treatment to mesophilic anaerobic digestion. *Waste Management*, **23**(3), 261-272.
- Burton, C.H., Turner, C. (2003). *Manure Management. Treatment Strategies for Sustainable Agriculture*. 2nd Edition. Bedford, UK.
- Campos, E., Palatsi, J., Flotats, X. (1999). Codigestion of pig slurry and organic wastes from food industry. *In: Mata, J., Tilche, A., Cecchi, F. (ed.). II International Symposium on Anaerobic Digestion Waste*. Vol. 2, 192-195. Barcelona.
- Edelmann, W., Engeli, H., Gradenecker, M. (2000). Co-digestion of organic solid waste and sludge from sewage treatment. *Water Science and Technology*, **41**(3), 213-221.

- Lei, X., Sugiera, N., Fena, C., Maekawa, T. (2006). Pretreatment of anaerobic digestion effluent with ammonia stripping and biogas purification. *Journal of Hazardous Materials*, **145**(3), 391-397.
- Palatsi, J., Campos, E., Torres, M., Jiménez, M., Porras, S., Flotats, X. (2005). Manure management, anaerobic digestion and acidification: key processes for a pig slurry thermo-concentration treatment. Full-scale evaluation. *Proceedings 4th International Symposium on Anaerobic Digestion of Solid Waste*. Vol. 2, 189-194. 31 aug. - 2 sep. Copenhagen, Denmark.
- Palatsi, J., Campos, E., Torres, M., Porras, S., Flotats, X. (2004). Full-scale combination of anaerobic digestion and concentration by evaporation in Garrigues (Lleida, Spain): evaluation after 2 years of operation. *Proceedings 11th International Conference on the Recycling of Agricultural, Municipal and Industrial Residues in Agriculture (RAMIRAN)*. FAO-SCORENA. Vol. 2, 155-158. 6-9 Oct. Murcia.

## Las emisiones gaseosas en la explotación porcina: impactos ambientales y tecnologías de tratamiento

Francesc X. Prenafeta-Boldú<sup>1,\*</sup>, Nico W.M. Ogink<sup>2</sup>, Guillermo Baquerizo<sup>1</sup>, Albert Magrí<sup>1</sup>, Marc Viñas<sup>1</sup>, Xavier Flotats<sup>1</sup>

<sup>1</sup>GIRO Centro Tecnológico. Rambla Pompeu Fabra, 1. E-08100 - Mollet del Vallès, Barcelona.

<sup>2</sup>University of Wageningen & Research Centrum. NL-6700AA - Wageningen, The Netherlands.

\* Autor de contacto: francesc.prenafeta@giroct.irta.cat

### Resumen

Las emisiones gaseosas procedentes de las explotaciones ganaderas causan una importante afectación sobre la calidad del aire interior de las granjas y en el entorno de las mismas. En el caso de las explotaciones porcinas, las principales emisiones a la atmósfera son las partículas en suspensión, el amoníaco, y los malos olores. Los dos primeros afectan negativamente a la salud de animales y granjeros. El amoníaco, además, puede dispersarse a una mayor distancia y contribuye a la eutrofización y acidificación de los ecosistemas. Las sustancias olorosas también se dispersan de forma significativa en el entorno de la granja, siendo responsables de molestias sensoriales que pueden llegar a causar importantes impactos a nivel socioeconómico en zonas de elevada densidad ganadera. A pesar de la importancia de estos impactos ambientales, en España todavía no existen experiencias relevantes en el ámbito del tratamiento de gases a nivel de granja. La ausencia de una normativa ambiental que regule este tipo de emisiones y la falta de incentivos, que fomenten el desarrollo e implementación de sistemas de tratamiento, explicaría este retraso, en relación con otros países europeos. En el presente artículo se presenta una revisión del “estado del arte” en relación a experiencias de tratamiento de los gases de ventilación de las granjas en otros países europeos y se apuntan cuales son la líneas prioritarias de investigación en este ámbito.

### Palabras clave

Amoníaco; Biofiltración de aire; Compuestos orgánicos volátiles; Olores; Ventilación de la granja.

## INTRODUCCIÓN

El desarrollo e industrialización de la actividad agrícola y ganadera experimentados en los últimos años en España ha contribuido de forma significativa al mantenimiento del equilibrio demográfico y económico en el territorio. No obstante, este proceso de intensificación también ha conllevado impactos ambientales indeseados, relacionados básicamente con el elevado volumen de deyecciones animales generadas durante el proceso productivo. Estos impactos se manifiestan en la producción de estiércol y purines, pero también por las emisiones de diferentes tipos de contaminantes sobre la atmósfera.

Actualmente existen diferentes tecnologías consolidadas para el tratamiento de las deyecciones ganaderas pero, en el caso de los gases, el desarrollo e implementación de sistemas de tratamiento se encuentra en un estadio comparativamente incipiente. En España empieza a ser común la instalación de sistemas de biofiltración para tratar el aire de proceso proveniente de estaciones de tratamiento de aguas residuales, ecoparcs urbanos, o plantas centralizadas de tratamiento de purines. La experiencia en otros países europeos, con una elevada densidad de explotaciones porcinas, como Holanda, Alemania, y Dinamarca, demuestra que la tecnología de la biofiltración es una opción viable para el tratamiento del aire de ventilación de las granjas.

## IMPACTO AMBIENTAL DE LAS EMISIONES GASEOSAS

Los principales impactos sobre la atmósfera de la ganadería intensiva se deben a la emisión de partículas, gases acidificantes y de efecto invernadero, así como a la generación de malos olores. La Directiva Europea 2000/479/CE relativa a la realización del inventario europeo de emisiones contaminantes establece la obligación de los ganaderos a notificar los índices de emisión de metano,

óxido nítrico, amoníaco, y partículas de tamaño inferior a 10 micras (PM10). Estos impactos varían mucho en función del tipo de explotación y del manejo de la misma. En el caso de animales monogástricos, como el cerdo, las emisiones de gases de efecto invernadero que se producen durante la estabulación son relativamente reducidas en comparación con los animales poligástricos (vacuno, ovino y cabrino). La mayor parte de las emisiones de metano y óxido nítrico en el porcino se producen cuando se generan condiciones de anaerobiosis durante el almacenamiento de los purines (MAPA-MMA, 2006). Por otra parte, al contrario de otros países europeos, en España todavía no existe una normativa específica que regule la emisión de malos olores por parte de los diferentes sectores productivos y de tratamiento de residuos. No obstante, algunas comunidades autónomas, como Cataluña y Valencia, están desarrollando proyectos de ley relativos a las emisiones odoríferas que en breve entrarán en vigencia.

### Partículas en suspensión

Los aerosoles no provocan importantes problemas medioambientales alrededor de las granjas pero es uno de los principales parámetros que definen la calidad del aire en el interior de las naves. Estas partículas están formadas por bioaerosoles (microorganismos, toxinas, etc.), microgotas de agua, y polvo que entran en suspensión en el aire debido a su pequeño tamaño, típicamente inferior a 20 micras de diámetro. El polvo se puede generar a partir del pienso, de descamaciones epidérmicas de los animales, de heces desecadas, de la cama de los animales y de los productos resultantes de la acción microbiana sobre heces y pienso. Estas partículas pueden ser inhaladas por los humanos pero sólo las menores a 5 micras pueden penetrar en el sistema alveolar de los pulmones, siendo las restantes retenidas en la mucosa nasal y en la traquea. La inhalación de agentes antígenos de este tamaño, característicos de explotaciones ganaderas, principalmente esporas de actinomicetos termófilos y hongos del género *Aspergillus*, puede desencadenar una respuesta alérgica conocida como pulmón de granjero (neumonitis por hipersensibilidad o alveolitis alérgica extrínseca), síndrome que afecta entre un 0,4 y un 7% de los granjeros y que puede llegar a ser crónico (Salvaggio, 1997).

### Amoníaco

En las explotaciones porcinas se produce una importante volatilización del nitrógeno como resultado de la descomposición de la urea contenida en las deyecciones animales. La mayor parte de este nitrógeno es liberado en forma amoniacal en el interior de las naves de alojamiento del ganado (Tabla 1). Al igual que en el caso de las partículas en suspensión, la exposición continuada al amoníaco se ha relacionado con problemas de salud en granjeros y animales. La concentración máxima tolerable del amoníaco en el ambiente de trabajo se ha establecido en 25 ppm (17 mg m<sup>-3</sup>), valor que en determinadas circunstancias puede llegar a ser superado en el interior de la granja (Cole *et al.*, 1999). Por otra parte, la dispersión atmosférica y posterior deposición del amoníaco procedente de la actividad ganadera contribuye de forma significativa a la acidificación de suelos y a la eutrofización de las aguas superficiales (EMEP, 2004).

**Tabla 1.** Estimación de la emisión de amoníaco en kg N-NH<sub>3</sub> (plaza y año)<sup>-1</sup> de las explotaciones porcinas españolas (MAPA-MMA, 2008).

Categoría	Establo	Almacenamiento exterior	Volatilización en abonado
Lechones 6 a 20 kg	0,4194	0,2969	0,1780
Cerdos de 20 a 100 kg	2,5623	1,8137	1,0877
Madres con lechones hasta 20 kg	6,3579	4,5004	2,6989
Cerdas en ciclo cerrado	20,3442	14,4007	8,6361

### Olores

Para dar una idea de la complejidad del fenómeno de emisión de malos olores, cabe citar que se han identificado más de 150 especies químicas relacionadas con el olor característico de una granja porcina. Es importante distinguir entre las especies químicas volátiles, que pueden ser determinadas



y cuantificadas mediante técnicas de química analítica, y la sensación que estas producen cuando son percibidas por el sistema olfativo. Con la excepción del amoníaco, que con un manejo inadecuado puede afectar a la salud humana y de los animales, la concentración de compuestos volátiles en el interior de las naves raramente llega a producir efectos tóxicos (Tabla 2). No obstante, a pesar de la aparente subjetividad de la molestia causada por los olores, es necesario abordar el impacto que produce, ya que suele ser la principal fuente de quejas contra la presencia de las explotaciones porcinas.

**Tabla 2.** Concentraciones del umbral de detección olfativa, del ambiente de la granja, y del límite de exposición en el trabajo para compuestos orgánicos volátiles identificados en el aire de instalaciones porcinas. Elaborado a partir de MAPA-MMA (2006), ISU (2002), y MTAS (2004).

Categoría química	Compuesto	Umbral de detección (mg m <sup>-3</sup> )	Explotación porcina (mg m <sup>-3</sup> )	TLW-TWA <sup>a</sup> (mg m <sup>-3</sup> )
Ácidos grasos volátiles	Ácido acético	0,1 - 2,5	0,189	25,0
	Ácido propiónico	0,0025	0,156	30,0
	Ácido butírico	0,00025	0,318	-
	Ácido valérico	0,00026	0,035	-
	Ácido caproico	0,00026	0,049	-
	Ácido heptanoico	0,0028	0,003	-
Indoles y fenoles	Fenol	0,23 - 0,38	0,023	19,0
	4-metilfenol	0,0021 - 0,10	0,039	22,0
	4-etilfenol	0,0035 - 0,010	-	-
	Indol	0,0019	0,0011	-
Compuestos azufrados	Etilmercaptano	0,25	-	1,3
	Sulfuro de hidrógeno	0,14 - 1,1	2,0	14,0
	Metil mercaptano	1,1	-	1,0
	Dióxido de azufre	9	-	5,2
	Tiofenol	0,062	-	2,3
Compuestos nitrogenados	Amoníaco	0,027 - 2,2	8,5	17,0
	Dimetilamina	-	2	9,4
	Trimetilamina	-	2,2	12,0
	Piridina	3,7	-	16,0
	Escatol	0,4 - 0,8	0,0011	-

<sup>a</sup> Concentración límite de exposición ocupacional para una jornada de 8 horas por día, 40 horas por semana.

Para cuantificar el olor se ha establecido el estándar olfatométrico europeo EN13725 (CEN, 2003). En él se define la Unidad de Olor Europea (OU<sub>E</sub>) como la cantidad de sustancia(s) olorosa(s) que cuando se evapora en 1 m<sup>3</sup> de un gas neutro en condiciones normales origina una respuesta fisiológica (umbral de detección) de un panel de asesores equivalente a la de 123 µg m<sup>-3</sup> (40 ppb) de *n*-butanol (Masa de Olor de Referencia Europea, o EROM de las iniciales en inglés). Consecuentemente, la concentración de olor se expresa en Unidades Europeas de Olor por metro cúbico de aire (OU<sub>E</sub> m<sup>-3</sup>) y, en la práctica, es equivalente al número de diluciones que se deben aplicar a una muestra gaseosa para que su olor sea detectado por los miembros de un panel de asesores humanos, la sensibilidad de los cuales ha sido previamente calibrada con *n*-butanol. De acuerdo con este método, la tasa de emisión de olores en explotaciones porcinas oscila entre 7,8 y 23,0 OU<sub>E</sub> s<sup>-1</sup> por plaza, en función del estado fisiológico de los animales (Melse y Ogink, 2005). Estas emisiones representan más del 60% de los olores que se producen en la explotación ganadera (el restante 40% corresponde a los fosos exteriores de almacenamiento de purines y a su reparto en el campo).

## SISTEMAS DE TRATAMIENTO BIOLÓGICO DEL AIRE

Los procesos de biofiltración de aire representan una opción efectiva y económica para volúmenes relativamente elevados de gases con bajas concentraciones de contaminantes (Kennes y Thalasso,

1998). Estos sistemas de tratamiento se basan en el aprovechamiento de la capacidad metabólica de los microorganismos para biodegradar los compuestos volátiles. Para ello, el aire contaminado es forzado a través de un lecho poroso que maximiza el contacto entre las fases gaseosa y sólida sobre la que se desarrolla la biomasa activa. Sobre este lecho filtrante se aplican riegos de agua (que puede ser enmendado con nutrientes y correctores de pH) para favorecer la absorción de los compuestos volátiles solubles y la actividad microbiana biodegradadora. La configuración del sistema de biofiltración determina en gran medida la cantidad y frecuencia de agua aportada sobre el lecho (Tabla 3).

**Tabla 3.** Principales características de los diferentes sistemas biológicos de tratamiento de gases

Tipo de reactor	Microorganismos	Fase acuosa	Constante de Henry <sup>a</sup>	EBRT (s) <sup>b</sup>
Biofiltro convencional	Inmovilizados	Escasa/estacionaria	< 10	< 100
Biofiltro percolador	Inmovilizados	Abundante/móvil	< 1	< 10
(Bio)scrubber	En suspensión <sup>c</sup>	Abundante/móvil	< 0,01	< 1

<sup>a</sup> Coeficiente de partición de la concentración entre las fases gas y líquida en el equilibrio de un compuesto químico determinado.

<sup>b</sup> *Empty Bed Retention Time* (tiempo de residencia del gas en el volumen vacío del lecho).

<sup>c</sup> En el caso de *scrubbers* puramente químicos no hay biomasa.

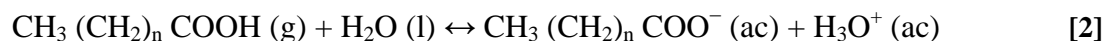
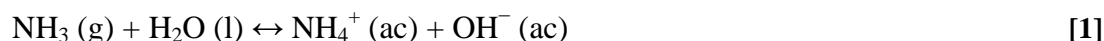
La eliminación de los compuestos volátiles en un biofiltro es el resultado de la concurrencia de tres procesos básicos distintos: adsorción en la fase sólida del lecho (material de relleno y biomasa), absorción en la fase líquida, y biodegradación por parte de los microorganismos. Consecuentemente, la capacidad de tratamiento de un biofiltro estará limitada por la velocidad con la que los contaminantes son transferidos de la fase gas a la líquida/sólida, o por la tasa con la que estos son biodegradados una vez absorbidos en el lecho. Para que la transferencia de fase de los contaminantes se realice de una forma eficiente es necesario que el gas esté en contacto con la fase líquida/sólida durante un tiempo determinado. Este tiempo normalmente se expresa como el tiempo de residencia en lecho vacío o EBRT (del inglés *Empty Bed Retention Time*) y es uno de los parámetros de control y diseño de biofiltros más importantes.

### Adsorción

La capacidad de adsorción de los compuestos volátiles de un biofiltro varía enormemente en función del material de relleno. El carbón activo, por ejemplo, tiene una gran capacidad de adsorción de compuestos orgánicos volátiles, por lo que ha sido utilizado comúnmente en procesos de desodorización. No obstante, su elevado precio, la menor adsorción del amoníaco, y la necesidad de regenerar o reemplazar el relleno una vez agotado, hace poco viable su uso en las explotaciones porcinas. Estudios recientes sobre la capacidad de adsorción del amoníaco por parte de diferentes matrices orgánicas han demostrado que la corteza de pino tiene una capacidad de adsorción de amoníaco excepcionalmente elevada, en comparación con otros materiales de uso más común como el compost o las astillas de madera (Pagans *et al.*, 2007). Soportes con una elevada capacidad de adsorción puede ser utilizado como sistemas acumulación y tamponamiento de sobrecargas de amoníaco en biofiltros aplicados en granjas.

### Absorción

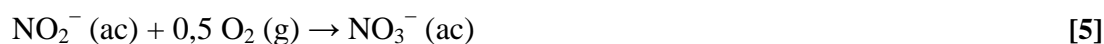
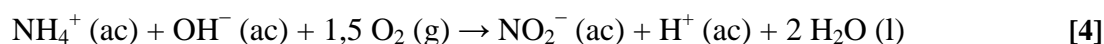
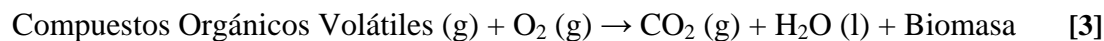
La transferencia de compuestos volátiles entre las fases gas y líquida es proporcional al gradiente de concentraciones, siendo la cantidad de contaminante que puede ser retenida en la fase acuosa dependiente en gran medida del coeficiente de partición gas/líquido en el equilibrio de este compuesto (constante de Henry). En el caso del amoníaco, la tasa de transferencia de fases del amoníaco depende del equilibrio entre las especies amoníaco (NH<sub>3</sub>, volátil) y amonio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, no volátil) en el agua, proceso que está controlado por el pH y la temperatura, según el equilibrio químico [1].



La manipulación del pH para mejorar la absorción del amoníaco constituye el principio básico de funcionamiento del *scrubber* ácido. No obstante, como contrapartida, la acidificación de la fase líquida provoca un desplazamiento del equilibrio químico a favor de la volatilización de los ácidos grasos volátiles [2], razón por la que estos sistemas tienen una baja capacidad de eliminación de olores (Melse y Ogink, 2005).

### Biodegradación

Por otra parte, la tasa de biodegradación de un compuesto químico depende de su concentración en la fase líquida en contacto con la biomasa. Los compuestos orgánicos volátiles son generalmente metabolizados por organismos aerobios heterótrofos como fuente de carbono y energía para su crecimiento [3]. Por otra parte, el nitrógeno absorbido en la fase líquida en forma de amonio es progresivamente oxidado a nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) [4] y nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) [5], gracias a la actividad microbiana, en sendos procesos conocidos como nitrificación y nitratación, y globalmente como nitrificación. Una parte de este nitrógeno se incorpora a la biomasa del biofiltro, pero la mayor parte se lava con los riegos debido a la elevada solubilidad del nitrito y del nitrato.



Al igual que otros sistemas de tratamiento biológicos, los biofiltros son sensibles al efecto tóxico de ciertas sustancias. Concentraciones de amoníaco suficientemente elevadas pueden provocar un efecto tóxico sobre los microorganismos activos. La acumulación de productos intermediarios, como el ácido nitroso libre ( $\text{HNO}_2$ ) que se produce a valores de pH bajos, actúa como un potente inhibidor de la nitratación.

### LA BIOFILTRACIÓN DEL AIRE DE VENTILACIÓN DE LA GRANJA

La complejidad de la composición química del aire de ventilación de las granjas (Tabla 2) hace que su tratamiento eficaz sea difícil en un único biofiltro convencional. Por ello, las líneas actuales de investigación en este ámbito se centran en la mejora de las propiedades fisicoquímicas del lecho biofiltrante, en la combinación de diferentes procesos fisicoquímicos y biológicos de tratamiento de gases, y en la modelización y control de estos procesos.

### Sistemas de bajo coste: importancia del material de relleno

Los biofiltros convencionales empacados con rellenos orgánicos (compost, astillas de madera, turba, etc.) fueron los primeros sistemas instalados en explotaciones ganaderas. El compost es un material particularmente útil debido a sus buenas propiedades estructurales, presencia de nutrientes y poblaciones microbianas en abundancia, y por su facilidad de reciclaje como fertilizante agrícola *in situ*. Como consecuencia de su simplicidad y bajo coste, esta configuración es particularmente indicada en pequeñas explotaciones ganaderas. En España, su utilización es más común en relación al tratamiento de residuos orgánicos (Figura 1). No obstante, estos biofiltros experimentan una progresiva caída de la eficiencia de tratamiento debido en buena parte al deterioro del material de relleno y a la acumulación de polvo. La progresiva colmatación y apelmazamiento del material puede dar lugar un incremento considerable de las pérdidas de carga del flujo de gas (con el consiguiente aumento del consumo energético), y a la formación de vías preferentes en el lecho. Por

otra parte, la humidificación insuficiente y las sobrecargas de amoníaco pueden resultar en la inhibición de la actividad microbiana, lo que obliga a reemplazar con regularidad el lecho biofiltrante. Para alargar la vida útil del relleno es conveniente mezclar el compost con otros materiales que mejoren las propiedades estructurales del lecho y que a la vez actúen como un tampón para adsorber sobrecargas de amoníaco.



**Figura 1.** Biofiltro de tratamiento de los gases de proceso procedentes de una planta centralizada de digestión anaerobia de purines de cerdo (Gentileza de TRACJUSA, Juneda, Lleida).

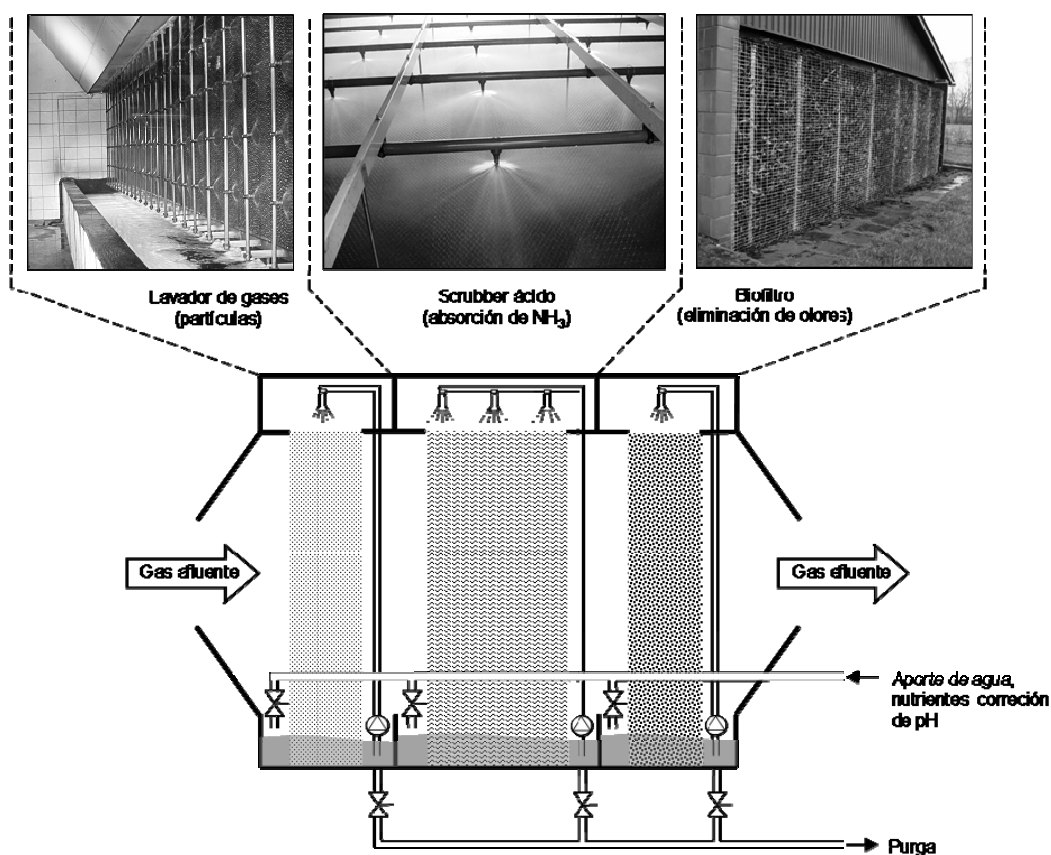
### **Sistemas intensivos de tratamiento: combinación de procesos**

En otros países europeos donde existe un importante grado de intensificación en la explotación porcina, como Holanda, Alemania, o Dinamarca, la normativa ambiental ha primado la eliminación del amoníaco. Esto ha marcado la progresiva sustitución de los biofiltros convencionales por biofiltros percoladores y *scrubbers*, ya que ambos sistemas son capaces de mantener una eficiencia de eliminación del amoníaco superior al 90% de forma sostenida (Melse y Ogink, 2005). En un biofiltro percolador, el pH del recirculado es mantenido próximo a la neutralidad para evitar una acidificación del sistema que podría dar lugar a un efecto tóxico sobre los microorganismos. El correcto funcionamiento de un biofiltro percolador requiere de una descarga regular del recirculado para evacuar el exceso de nitrato acumulado. Para que las condiciones de operación sean estables, el recirculado debe tener un pH entre 6,5 y 7,5, el nitrógeno total debe oscilar entre 1 y 4 kg m<sup>-3</sup>, y el ratio  $[\text{NH}_4^+]/[\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-]$  en base molar debe estar entre 0,8 y 1,2. Para mantener este equilibrio, la descarga de agua en un biofiltro percolador en una granja de cerdos de crecimiento-engorde puede llegar a los 800 dm<sup>3</sup> por plaza y año.

En un *scrubber*, en cambio, únicamente se pretende absorber el amoníaco en forma de agua amoniacal concentrada. Para ello, el pH del recirculado es controlado a un valor inferior a 4 mediante la adición de ácido [1]. Normalmente se utiliza ácido sulfúrico, con lo que se forma una solución de sulfato amónico (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>. Para evitar problemas de precipitación, la purga y renovación del recirculado se regula para que la concentración de sulfato amónico se mantenga alrededor de 150 kg m<sup>-3</sup> (un 40 % de su solubilidad máxima). En condiciones óptimas de operación, se ha observado que la descarga anual de aguas amoniacales en una granja porcina de crecimiento-engorde es de unos 70 dm<sup>3</sup> por plaza (Melse y Ogink, 2005). Esta cantidad de agua consumida es unas diez veces inferior que la de un biofiltro percolador, por lo que es más fácilmente exportable en el caso que no exista terreno agrícola adyacente apto para su aprovechamiento en la fertirrigación de cultivos.

Los *scrubbers* ácidos y los biofiltros percoladores son muy eficaces para eliminar amoníaco, pero tienen una baja eficiencia de eliminación de olores (< 30%). La necesidad de controlar también las emisiones olorosas ha impulsado el desarrollado de nuevos diseños basados en la integración de varios procesos en un sistema compacto (Figura 2). En una primera etapa, el aire extraído de la

granja atraviesa un lavado con agua para eliminar las partículas, antes de pasar por un lavado ácido para la absorción del amoníaco. La eliminación de los olores se consigue mediante un biofiltro final. La circulación del aire se dispone en horizontal para facilitar la instalación de estos equipos en aperturas laterales de las paredes de la granja. La complejidad de estos sistemas hace que sólo sean viables en explotaciones de gran envergadura.



**Figura 2.** Imágenes y representación esquemática de un sistema multifásico (lavador de partículas, scrubber químico, y biofiltro) para el tratamiento del aire de ventilación de una granja porcina (Ede, Países Bajos).

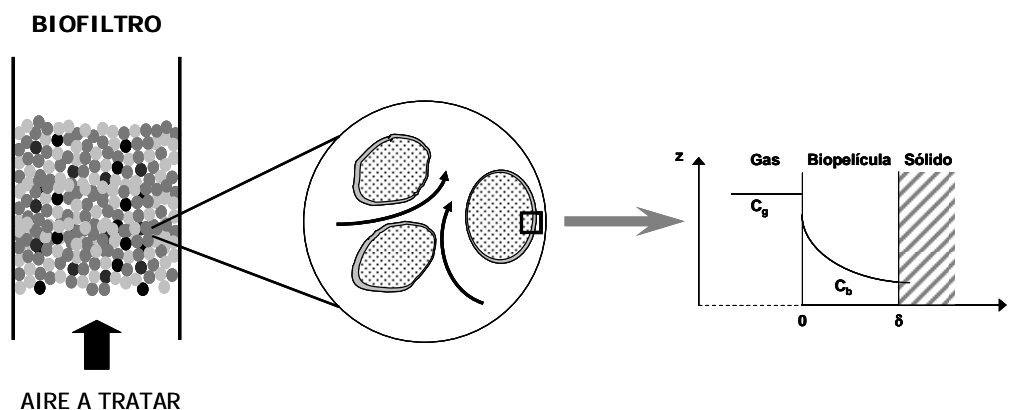
### Modelización numérica como herramienta de control del proceso

La modelización es utilizada para representar sistemas reales a través de un lenguaje matemático, utilizando una serie de supuestos y simplificaciones debidamente justificados. De esta manera, la modelización permite estudiar teóricamente la respuesta de un sistema ante diferentes condiciones de operación (carga, concentración del contaminante, tiempos de residencia), así como efectuar tareas de diseño y escalado de la planta, o la optimización y el control del proceso. Sin embargo, la modelización de la biofiltración de gases se enfrenta a una serie de dificultades originadas por la complejidad del sistema a modelizar, por lo que los progresos en este ámbito son relativamente menores en comparación a los obtenidos a través de la investigación netamente experimental. Los mayores obstáculos a la hora de modelar estos sistemas tienen que ver con la dificultad para describir un sistema no homogéneo (debido a la heterogeneidad del material de relleno utilizado), la complejidad de los procesos elementales involucradas en la operación y la determinación de los parámetros del modelo, tanto fisicoquímicos como biológicos.

A pesar de estas dificultades, es posible encontrar en la literatura una serie de modelos matemáticos que han descrito adecuadamente la eliminación de compuestos volátiles mediante biofiltración. Desde el primer modelo matemático de un biofiltro, publicado en 1983 por Ottengraf y Van der Oever, la modelización de la biofiltración ha evolucionado, partiendo de modelos simples en estado estacionario hasta llegar a modelos dinámicos complejos, que incluyen una detallada descripción de los fenómenos de transporte y la biodegradación de los contaminantes (Devanny y Ramesh, 2005).

La lista de compuestos volátiles incluidos en modelos de reactores biológicos es amplia, e incluye tanto compuestos orgánicos (tolueno, benceno, butanol, acetona, metanol, acetatos, entre otros), como compuestos inorgánicos (sulfuro de hidrógeno y amoníaco).

Entre los aspectos más importantes para el desarrollo de un modelo matemático de un biofiltro se encuentra el nivel de descripción que tendrá el modelo en términos de fenómenos considerados y la confianza de los parámetros seleccionados para presentar los diferentes fenómenos incluidos en el modelo (Deviny y Ramesh, 2005). En general, la mayoría de los modelos han sido planteados en base a supuestos generales ampliamente aceptados y justificados en la literatura, tales como (a) asumir un sistema de 3 fases (gas, biopelícula y sólido), (b) modelizar el equilibrio entre el gas y la fase acuosa (biopelícula) a través de la ley de Henry, (c) suponer una geometría plana y una difusión perpendicular de los contaminantes en la biopelícula (asumiendo que el espesor de la biopelícula es significativamente menor que el diámetro de las partículas que conforman el material del relleno del biofiltro). De esta forma, el sistema se simplifica y es posible plantear las ecuaciones del modelo a través de balances de materia en cada una de las fases consideradas (Figura 3).



**Figura 3.** Representación esquemática de un biofiltro ideal para propósitos de modelización.

En los últimos años, los esfuerzos por conseguir modelos más reales de un biofiltro se han multiplicado debido a que, por un lado, se cuenta con equipos capaces de simular modelos matemáticos complejos y que, por otro, existe un mayor conocimiento de los procesos individuales involucrados en la biofiltración. Entre los aspectos que más han progresado se encuentra la descripción del patrón de flujo que ocurre dentro del biofiltro, el cual durante mucho tiempo fue asumido como un flujo pistón ideal. La utilización de gases trazadores inertes ha permitido representar adecuadamente el comportamiento de los contaminantes dentro del reactor (Prenafeta-Boldú *et al.*, 2008). Asimismo, la correcta descripción de la cinética de biodegradación en la biopelícula, ha sido extensamente investigada y discutida en trabajos recientes.

Sin embargo, resulta evidente que aún no se dispone de un modelo único de biofiltración que sea ampliamente aceptado por la comunidad científica. Una de las dificultades que enfrenta la validación de este tipo de modelos se refiere a las mediciones experimentales, las cuales son generalmente efectuadas en la fase gas, especialmente en el caso de biofiltros que tratan compuesto orgánicos, donde los subproductos de la biodegradación son básicamente  $H_2O$  y  $CO_2$ . Esta dificultad ha sido superada en el caso de la biofiltración de amoníaco, caracterizada por la generación de subproductos como el nitrito y el nitrato [4, 5]. Trabajos recientes han logrado describir correctamente la degradación de amoníaco, tanto en la fase gas como en el lixiviado producido durante la operación de un biofiltro (Baquerizo *et al.*, 2005). Asimismo, el uso de cinéticas complejas de degradación ha permitido describir los efectos de inhibición provocados por el amonio y el ácido nitroso libre sobre los procesos de nitrificación y nitratación. Los resultados obtenidos mediante la modelización son útiles para simular la eliminación de amoníaco y olores

contenidos en los aires de ventilación de grajas porcinas, ya sea con fines de diseño o para mejorar la operación de la planta.

#### AGRADECIMIENTOS

El desarrollo de este trabajo ha sido posible gracias al proyecto CTM2006-07976, financiado por el Ministerio de Educación y Ciencia, en el marco del programa de Ciencias y Tecnologías Medio-ambientales.

#### REFERENCIAS

- Baquerizo, G., Maestre, J.P., Sakuma, T., Deshusses, M.A., Gamisans, X., Gabriel, D., Lafuente, J. (2005). A detailed model of a biofilter for ammonia removal: Model parameters analysis and model validation. *Chemical Engineering Journal*, **113**(2-3), 205-214.
- CEN (2003). *Air Quality. Determination of Odour Concentration by Dynamic Olfactometry*. Standard N° EN13725:2003. European Committee for Standardization. Brussels.
- Cole, D.J., Hill, V.R., Humenik, F.J., Sobsey, M.D. (1999). Health, safety, and environmental concerns of farm animal waste. *Occupational Medicine - State of the Art Reviews*, **14**(2), 423-448.
- Devanny, J.S., Ramesh, J. (2005). A phenomenological review of biofilter models. *Chemical Engineering Journal*, **113**(2-3), 187-196.
- EMEP (2004). Chapter 4, Ammonia. *EMEP Assessment Report—Part 1*. European Monitoring Evaluation Programme. Internet: [www.emep.int](http://www.emep.int).
- Kennes, C., Thalasso, F. (1998). Waste gas biotreatment technology. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, **72**(4), 303-319.
- ISU (2002). *Iowa Concentrated Animal Feeding Operations Air Quality Study. Final Report*. Iowa State University and the University of Iowa Study Group. ISU Press.
- MAPA-MMA (2006). *Guía de Mejores Técnicas Disponibles del Sector Porcino*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación; Ministerio de Medio Ambiente.
- MTAS (2004). *Fichas Internacionales Seguridad Química FISQ*. Ministerio de Trabajo y Asuntos Sociales. Internet: <http://www.mtas.es/insht/ipcsnspn/Introducci.htm>.
- Melse, R.W., Ogink, N.W.M. (2005). Air scrubbing techniques for ammonia and odor reduction at livestock operations: Review of on-farm research in the Netherlands. *Transactions of the ASAE*, **48**(6), 2303-2313.
- Pagans, E., Font, X., Sanchez, A. (2007). Adsorption, absorption, and biological degradation of ammonia in different biofilter organic media. *Biotechnology and Bioengineering*, **97**(3), 515-525.
- Prenafeta-Boldú, F.X., Illa, J., van Groenestijn, J.W., Flotats, X. (2008). Influence of synthetic packing materials on the gas dispersion and biodegradation kinetics in fungal air biofilters. *Applied Microbiology and Biotechnology*, en prensa.
- Salvaggio, J.E. (1997). Extrinsic allergic alveolitis (hypersensitivity pneumonitis): Past, present and future. *Clinical and Experimental Allergy*, **27**(S1), 18-25.





## Aprovechamiento integral de estiércol de vacuno mediante co-digestión anaerobia con residuos cítricos: producción de biogás y uso del digerido como fertilizante

M<sup>a</sup> Begoña Ruiz Fuertes<sup>1,\*</sup>, Felipe Luis Kaiser Caldera<sup>2</sup>, Diana Patricia Andrade Montealegre<sup>2</sup>, Andrés Pascual Vidal<sup>1</sup>, Andreas Gronauer<sup>2</sup>

<sup>1</sup>AINIA Centro Tecnológico. Parque Tecnológico de Valencia. Benjamín Franklin, 5-11. 46980 - Paterna. Valencia.

<sup>2</sup>Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Institut für Landtechnik. Am Staudengarten 3. 85354 - Freising. Alemania.

\* Autor de contacto: bruiz@ainia.es

### Resumen

Los residuos cítricos plantean un grave problema en la Comunidad Valenciana. Estos residuos son principalmente las naranjas de retirada para la regulación de precios de mercado, las mermas en campo y la pulpa de naranja procedente de las industrias de elaboración de zumos. En 2006, la cantidad total de residuo de naranja fue de 800.000 t. Por otra parte, la cantidad media de estiércol generado en la Comunidad Valenciana es de 3.000.000 t/año. La gestión tradicional del residuo cítrico como alimento para el ganado o el envío a vertedero se está viendo limitada debido a la saturación del mercado y a la legislación de vertederos. Dadas las características de ambos residuos (elevada humedad y materia orgánica), la digestión anaerobia plantea una serie de ventajas respecto al resto de alternativas de valorización, que precisan materias primas secas y no putrescibles. La naranja presenta un elevado potencial de producción de biogás, alrededor de 600 m<sup>3</sup>/t SV, y el obstáculo de su pH ácido puede ser salvado si se utiliza en co-digestión con estiércol de vacuno gracias a la capacidad buffer de éste. A la vista de estos resultados, una granja valenciana de vacuno de leche ha decidido tratar sus residuos en co-digestión anaerobia con residuos cítricos. Actualmente hay 2.700 animales en la granja, que se ampliarán al doble en un futuro próximo. Con la cantidad actual de residuos en co-digestión con naranja se prevé una potencia de generación eléctrica superior a 1 MW. La planta se rentabilizará gracias a la venta de electricidad a la red, apoyada por el RD 661/2007, y de la fracción sólida de digerido, que se utilizará como fertilizante.

### Palabras clave

Biogás; Digerido; Estiércol de vacuno; Fertilizante; Residuo cítrico.

## INTRODUCCIÓN

Los residuos cítricos son un problema importante en la Comunidad Valenciana. Se componen principalmente de: 1) naranjas retiradas del mercado para la regulación de los precios, 2) mermas en campo y 3) pulpa de naranja procedente de la industria de elaboración de zumos de naranja. El total de residuo cítrico gestionado en la Comunidad Valenciana en 2006 fue de 800.000 t. Además, la cantidad media de estiércol producido en la Comunidad Valenciana alcanza los 3.000.000 t/año. La gestión tradicional de los residuos cítricos como alimentación animal o envío a vertedero pronto dejará de ser posible debido a la saturación del mercado de residuos orgánicos y a las limitaciones legales existentes para la entrada de estos residuos en los vertederos. Por lo tanto, es preciso encontrar una nueva alternativa de gestión. Entre las alternativas de valorización energética se encuentran la combustión, la gasificación y los biocombustibles. La combustión no es energéticamente eficiente, no es respetuosa con el medio ambiente, y técnicamente es complicada debido al elevado contenido de humedad del residuo cítrico. Esto último también reduce la viabilidad de otras alternativas de valorización como la gasificación. La producción de biodiesel no es técnicamente viable debido a la composición química de los residuos cítricos. Una opción podría ser la producción de metano (biogás) utilizando el residuo cítrico como co-sustrato en la digestión anaerobia. El elevado contenido en azúcar de las naranjas podría conducir a un rendimiento hipotéticamente elevado de metano. Sin embargo, el bajo pH de las naranjas y la presencia de

limoneno podrían inhibir el proceso de digestión anaerobia. Como sustrato base para la co-digestión anaerobia se sugiere el estiércol de vacuno por su aporte de alcalinidad a la mezcla, necesaria para compensar el bajo pH de la naranja. La co-digestión anaerobia podría ser una solución técnicamente viable para gestionar las grandes cantidades de residuos cítricos y estiércol de vacuno producidos en la Comunidad Valenciana. Además, el metano generado se podría utilizar para la producción de energía eléctrica. Esta energía obtenida de fuentes renovables, y producida de forma descentralizada, podría contribuir al cumplimiento de los objetivos de utilización de fuentes renovables de energía, y a reducir la dependencia energética de otros países.

El pH es un factor crucial para una operación estable de un digestor anaerobio que utilice naranja como sustrato. El proceso de co-digestión muestra una tendencia a la reducción del pH, y la acumulación de ácidos grasos volátiles puede inhibir el proceso fermentativo (Naparaju y Rintala, 2006). El limoneno es un compuesto inhibidor de la fermentación alcohólica de la cáscara de naranja (Wilkins *et al.*, 2006). Estudios previos también han observado el efecto inhibidor sobre la digestión anaerobia (Lane, 1984; Mizuki *et al.*, 1990). Sin embargo, este efecto se debe no solamente al limoneno, sino al grupo de compuestos presentes en la cáscara de naranja, principalmente a los aceites esenciales.

Los objetivos del estudio son determinar una mezcla que permita la co-digestión anaerobia de naranja y estiércol de vacuno y ensayar diferentes pretratamientos de la naranja que maximicen la producción de metano por reducción o eliminación del efecto inhibidor de los aceites esenciales presentes en el flavedo.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Sustratos

Las naranjas de la variedad Valencia Late, sin conservantes, se obtuvieron del mercado de abastos de Munich. El estiércol de vacuno fresco se recogió periódicamente de la granja Pellmeyer en Fresing, Alemania, una granja de vacuno de leche con la estabulación en parques. Cada nueva muestra de sustrato recogido se analizó para la posterior estandarización de los resultados.

### Inóculo

Se empleó como inóculo el fango digerido de un digestor de 3,5 m<sup>3</sup> alimentado con estiércol de vacuno de la misma granja Pellmeyer y pienso estándar de vacuno de leche como co-sustrato. El digestor se operaba con una velocidad de carga orgánica de 3,5 kg SV/(m<sup>3</sup>·d) y un tiempo de retención hidráulica de 20 días. El inóculo se utilizó en los ensayos en discontinuo y en el arranque de los ensayos en semi-continuo.

### Experimentos en discontinuo (*batch*)

El objetivo de los experimentos en discontinuo fue observar el efecto del pH sobre la co-digestión anaerobia de naranja y estiércol de vacuno. La titulación a pH 7 fijó la concentración máxima de naranja que era posible utilizar en los ensayos en discontinuo. Esta concentración fue de 30% de naranja y 70% de estiércol de vacuno sobre materia seca. El flavedo se raspó para eliminar el efecto inhibidor de los aceites esenciales, ya que solamente se deseaba observar el efecto del pH.

Se llevaron a cabo cuatro experimentos en discontinuo con las siguientes concentraciones iniciales: 10% naranja – 90% inóculo, 20% naranja – 30% inóculo y 30% naranja – 70% inóculo. Los experimentos se realizaron en digestores de vidrio de 2 litros en estufas Binder<sup>®</sup> mantenidas a 38°C. el biogás se midió con Milligascounters<sup>®</sup> fabricados por Ritter, que tienen una resolución de 0,1 mL. Los experimentos en discontinuo finalizaban al detenerse la producción de biogás.

### Experimentos en semi-continuo

El objetivo de los ensayos de co-digestión anaerobia en semi-continuo fue observar el efecto de los aceites esenciales presentes en el flavedo (básicamente limoneno) sobre la producción de metano.

Se llevaron a cabo tres repeticiones de los ensayos de tres pretratamientos diferentes, en digestores semi-continuos de 36 litros. La alimentación de cada experimento fue (A) estiércol de vacuno (control); (B) 30% naranja cortada y 70% estiércol de vacuno; (C) 30% naranja cortada sin flavedo y 70% estiércol de vacuno; (D) 30% naranja cortada e higienizada (70°C, 1h) y 70% estiércol de vacuno. Todos los porcentajes anteriores están expresados sobre materia seca. Se añadió un 10% de inóculo para el arranque de los digestores. Los pretratamientos tenían diferentes objetivos. El cortado de la naranja pretendía facilitar la biodisponibilidad de las sustancias biodegradables. La higienización y el raspado del flavedo pretendían reducir la presencia de aceites esenciales, principalmente del limoneno. Los digestores se alimentaban una vez al día. Tras alcanzar el estado estacionario después del llenado inicial, la alimentación diaria comenzó con una velocidad de carga orgánica de 1 kg SV/(m<sup>3</sup>·d). La velocidad de carga orgánica se mantuvo constante durante 2 semanas. Pasado este tiempo se incrementó en 0,5 kg SV/(m<sup>3</sup>·d) y se mantuvo constante durante dos semanas más. Se realizaron aumentos subsiguientes de 0,5 kg SV/(m<sup>3</sup>·d) cada dos semanas hasta alcanzar una velocidad de carga orgánica de 5 kg SV/(m<sup>3</sup>·d). Al final del experimento, la composición del alimento fue modificada. Con la mayor velocidad de carga orgánica alcanzada (5 kg SV/(m<sup>3</sup>·d)), la composición del alimento en los experimentos B, C y D se cambió a 50% naranja y 50% estiércol de vacuno, sobre materia seca.

El montaje experimental utilizado para los experimentos en continuo se describe a continuación. El digestor de 36 litros, encamisado y aislado, está provisto de un sistema de agitación lenta. La temperatura se mantiene a 38°C, y el sistema de calentamiento está controlado mediante un sensor de temperatura Pt100. el biogás producido se mide mediante Milligascounters<sup>®</sup> fabricados por Ritter, con una resolución de 0,1 mL. El biogás producido en cada digestor individual se almacena en una bolsa de gas fabricada en Tedlar<sup>®</sup> hasta acumular 4 L, momento en el que el biogás se conduce automáticamente a través de la electroválvula hasta el analizador de gas Awite<sup>®</sup>, en el que se analiza el metano, dióxido de carbono, sulfuro de hidrógeno, hidrógeno y oxígeno. En el momento de la alimentación se abre una válvula manual para compensar la pérdida de presión causada por la retirada de digerido con la bolsa de compensación de la presión. En caso de exceso de gas o de mal funcionamiento del sistema, el gas se conduce a la salida a través de un borboteador que evita la entrada de oxígeno en el sistema.

## RESULTADOS Y CONCLUSIONES

### Experimentos en discontinuo (*batch*)

Los resultados de rendimiento de biogás obtenido en los experimentos en discontinuo se muestran en la Figura 1, en la que se muestra la producción acumulada de biogás. Si se elimina la producción de biogás debido al inóculo para poder observar la producción de biogás debida únicamente a la naranja cortada, y se normaliza esta cantidad por los sólidos contenidos en la misma, la producción máxima de biogás específica debida a la naranja es de 1100 mL/g ST, correspondiente a la mezcla con un 30% de naranja. La degradación completa de la naranja se producía en 11 días. En el digerido no se distinguían visualmente restos de naranja.

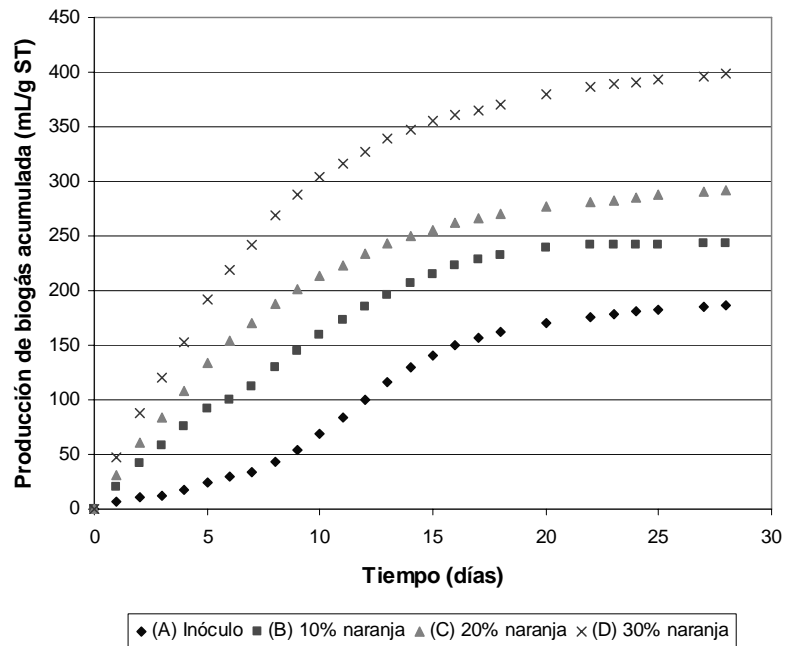


Figura 1. Resultados de los ensayos en discontinuo.

### Experimentos en semi-continuo

Las Figuras 2, 3 y 4 muestran los resultados de producción de biogás diaria específica y de contenido en metano e hidrógeno, respectivamente. Las líneas verticales representan los cambios en la velocidad de carga orgánica realizados cada 2 semanas. La última línea, nombrada como “50%”, muestra el momento del cambio en la composición del alimento (50% naranja – 50% estiércol de vacuno, con una velocidad de carga orgánica de 5 kg SV/(m<sup>3</sup>·d)).

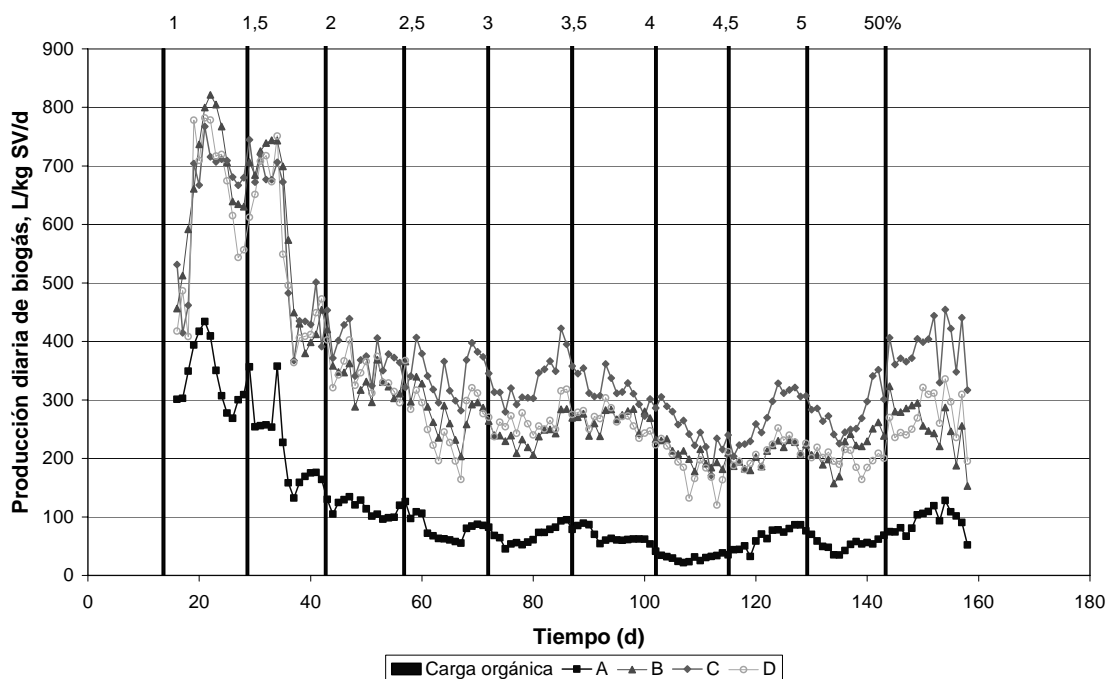


Figura 2. Resultados de los experimentos en semi-continuo: rendimiento en biogás.

*Producción específica de biogás.* En la Figura 2 se puede observar que la producción de biogás específica de los experimentos B, C y D fue mayor que la obtenida en el experimento A. Cuando la velocidad de carga orgánica superó los 2 kg SV/(m<sup>3</sup>·d), la producción de biogás específica del experimento C superó a los experimentos B y D, permaneciendo así hasta el final del ensayo. Estas

mejoras en el rendimiento de metano alcanzan su máximo a una velocidad de carga orgánica de 4 kg SV/(m<sup>3</sup>·d): 253% para el experimento B (naranja cortada), 347% para el experimento C (naranja cortada sin flavedo) y 205% para el experimento D (naranja cortada e higienizada). Al final de los ensayos se observan signos de inestabilidad en forma de cambios rápidos en la producción de biogás una semana después del cambio en la composición. Esto se debe probablemente a una acidificación de los digestores.

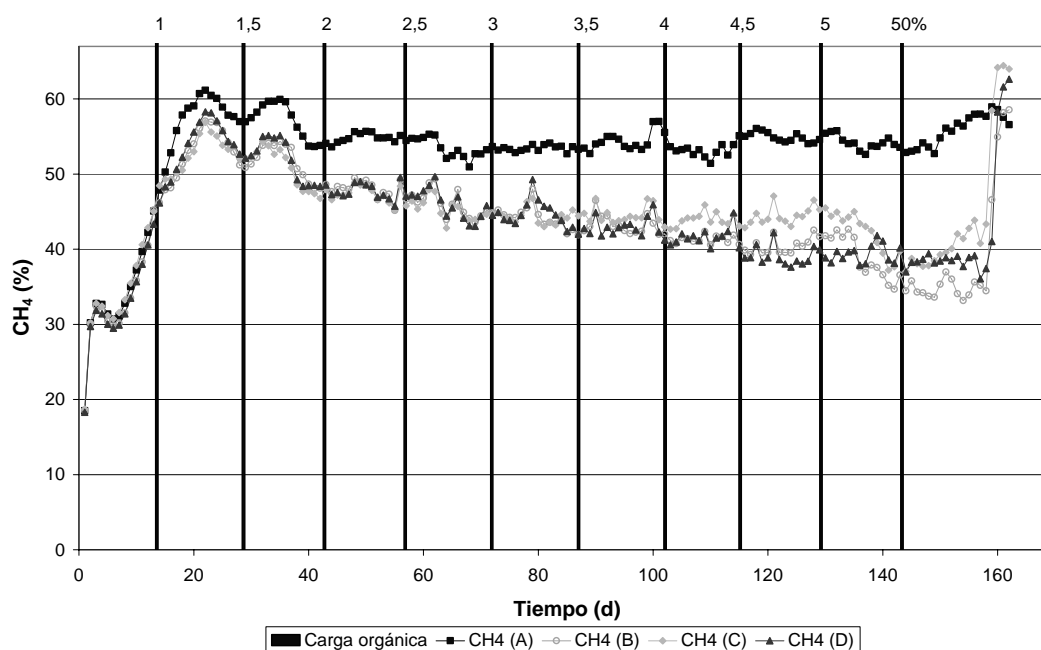


Figura 3. Resultados de los experimentos en continuo: concentración de metano.

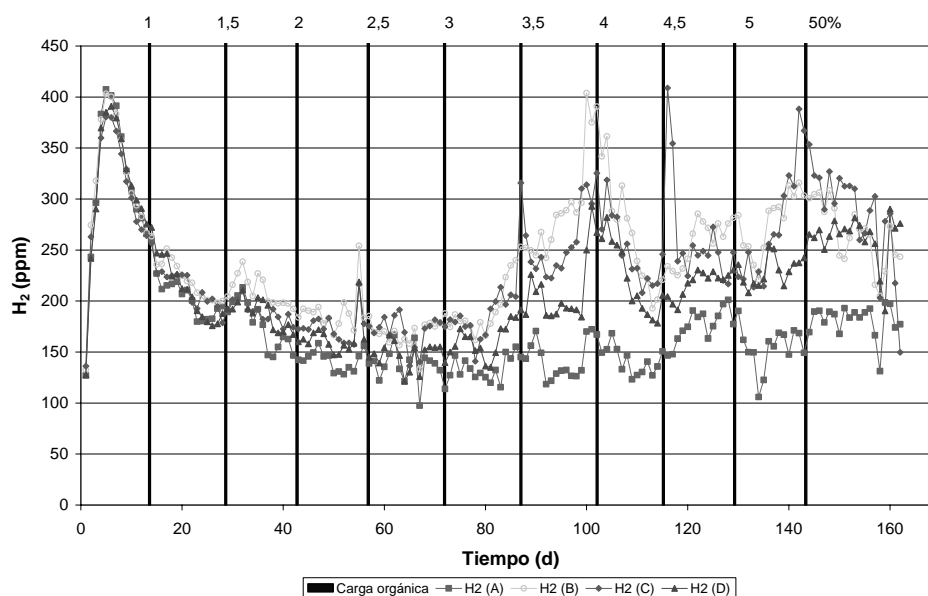


Figura 4. Resultados de los experimentos en continuo: concentración de hidrógeno.

*Composición del biogás.* A velocidades de carga orgánica inferiores a 3,5 kg SV/(m<sup>3</sup>·d), no se observan diferencias en la concentración de metano en el biogás entre los tres pretratamientos (Figura 3). A una velocidad de carga orgánica superior a 3 kg SV/(m<sup>3</sup>·d), aparece un patrón de proceso inestable en forma de variaciones rápidas de la concentración de metano e hidrógeno (Figuras 3 y 4). Sin embargo, la producción de biogás permaneció estable y elevada. Sin embargo, la tendencia a la baja en la concentración de metano y el aumento de la concentración de hidrógeno

en el biogás son signos de acidificación. El porcentaje de metano medio obtenido en los ensayos con naranja fue de 40-45%. Este valor es inferior al obtenido con otros sustratos orgánicos, con los que el porcentaje de metano es mayor del 50% (Keymer, 2004). A pesar de los resultados de concentración de metano obtenidos, la elevada producción volumétrica de biogás compensa que el porcentaje de metano sea inferior que el del estiércol de vacuno sin mezcla. La producción final expresada en volumen de metano fue mayor que la de estiércol de vacuno sin mezcla.

Tras alcanzar el estado estacionario, la concentración de sulfuro de hidrógeno permaneció por debajo de 500 ppm. El control y todos los pretratamientos produjeron la misma concentración de sulfuro de hidrógeno hasta una velocidad de carga orgánica de 4 kg SV/(m<sup>3</sup>·d). Tras este punto, la concentración de sulfuro de hidrógeno en los ensayos con naranja era ligeramente menor que en el control. Este nivel de sulfuro de hidrógeno es aceptable para un motor de cogeneración y puede ser fácilmente controlado a escala industrial mediante la práctica bien conocida de inyectar oxígeno en el digestor anaerobio.

### Conclusiones

A pesar del bajo pH de la naranja (alrededor de 3,5) y la presencia de inhibidores como el limoneno, la co-digestión anaerobia de naranja cortada y estiércol de vacuno en proporción 1:3 (sobre materia seca) es técnicamente viable y da un rendimiento de biogás elevado, siendo la producción de biogás debida a la naranja de 600-700 L/kg SV en los ensayos en semi-continuo. Este rendimiento es mayor que el obtenido con otros sustratos comúnmente empleados como el maíz (550-600 L/kg SV), pero inferior que los sustratos de alto rendimiento como las grasas (1000 L/kg SV) (Keymer, 2004). La velocidad de carga orgánica óptima para la producción de metano obtenida en este estudio fue de 4 kg SV/(m<sup>3</sup>·d).

Todos los tratamientos con naranja cortada produjeron mejoras significativas del rendimiento de metano. La producción máxima se alcanzó con naranja cortada sin flavedo, de lo que se concluye que los aceites esenciales contenidos en el flavedo de la naranja inhiben el proceso de co-digestión anaerobia.

Las elevadas cargas orgánicas alcanzadas sin acidificación del sistema conducen a pensar que el proceso podría admitir una mayor proporción de naranja. Se necesita más investigación sobre este punto.

La co-digestión anaerobia de naranja y estiércol de vacuno podría ser una alternativa viable para gestionar estos residuos en la Comunidad Valenciana, siendo además una fuente innovadora de energía renovable.

A la vista de estos resultados, una granja valenciana de vacuno de leche ha decidido tratar sus residuos en co-digestión anaerobia con residuos cítricos. Actualmente hay 2.700 animales en la granja, que se ampliarán al doble en un futuro próximo. Con la cantidad actual de residuos en co-digestión con naranja se prevé una potencia de generación eléctrica superior a 1 MW. La planta se rentabilizará gracias a la venta de electricidad a la red, apoyada por el RD 661/2007, y de la fracción sólida de digerido, que se utilizará como fertilizante.

### REFERENCIAS

- Keymer, U. (2004): *Biogausbeuten Verschiedener Substrate (Biogas Yield of Different Substrates)*. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft. Institut für Strukturentwicklung, Betriebswirtschaft und Agrarinformatik. Internet: <http://www.lfl.bayern.de/ilb/technik/10225/>.
- Lane, A.G. (1984). Anaerobic digestion of orange peel. *Food Technology in Australia*, **36**(3), 125-127.
- Mizuki, E., Akao, T., Saruwatari, T. (1990). Inhibitory effect of citrus unshu peel on anaerobic digestion. *Biological Wastes*, **33**(3), 161-168.

- Naparaju, P.L.N., Rintala, J.A. (2006). Thermophilic anaerobic digestion of industrial orange waste. *Environmental Technology*, **27**(6), 623-633.
- Wilkins, M.R., Grohmann, K., Widmer, W.W. (2006). Effect of d-limonene on the fermentation of citrus peel waste. *ASABE Meeting Presentation*. Paper N. 067007.





## Caracterización electroquímica de una biocelda de combustible (MFC) que utiliza purines vacunos para la producción directa de electricidad

Marc Viñas<sup>1,\*</sup>, Francesc X. Prenafeta-Boldú<sup>1</sup>, Xavier Flotats<sup>1</sup>, Jan Gerritse<sup>2</sup>

<sup>1</sup>GIRO Centro Tecnológico. Rambla Pompeu Fabra, 1. 08100 - Mollet del Vallès, Barcelona.

<sup>2</sup>TNO Built Environment and Geosciences \ Deltares. Princetonlaan, 6. P.O. Box 80015 3508 TA Utrecht, The Netherlands.

\* Autor de contacto: marc.vinas@giroct.irta.cat

### Resumen

Las celdas microbianas de combustible (MFC en inglés) son un nuevo tipo de biorreactor que convierte la energía química contenida en los sustratos orgánicos directamente en electricidad. La eficiencia de esta conversión energética es potencialmente más alta que la de las tecnologías de tratamiento actualmente en uso para la revalorización energética de los residuos orgánicos, como la digestión anaerobia o la quema de biomasa con transformación eléctrica. El principio de funcionamiento de una MFC se basa en la oxidación biológica de la materia orgánica en una cámara anóxica, siendo los electrones de la cadena respiratoria transferidos a un electrodo (ánodo). Este se conecta mediante un conductor eléctrico a un cátodo, situado en un segundo compartimiento, donde los electrones son finalmente transferidos a un oxidante, generalmente O<sub>2</sub>. Las dos cámaras están separadas mediante una membrana permeable a los protones, de forma que estos difunden desde la cámara anódica a la catódica para completar el circuito electrónico formando agua a partir del O<sub>2</sub> y los electrones que llegan al cátodo. Como resultado se genera una corriente eléctrica continua entre el ánodo y el cátodo que puede ser aprovechada. La tecnología de las MFC se encuentra todavía en un estadio incipiente y la mayor parte de las experiencias se han realizado a partir de medios sintéticos fácilmente biodegradables (glucosa, ácidos grasos volátiles, etc.) y con MFC fabricadas con materiales excesivamente costosos para su aplicación real. Los resultados presentados demuestran que el tratamiento de purines de vacuno mediante MFC fabricadas con materiales de bajo coste es factible, mostrando una mayor producción de electricidad respecto a la de otros sistemas MFC descritos que operan con residuos orgánicos complejos. El voltaje y la potencia máxima obtenida fue de 580 mV y 277 mW/m<sup>2</sup>, respectivamente. La producción de electricidad se vio incrementada significativamente por la adición suplementaria de acetato a una concentración final de 50 mM, obteniéndose una densidad de potencia máxima de 360 mW/m<sup>2</sup> electrodo (3,5 Ω de resistencia externa), una intensidad máxima de 1883 mA/m<sup>2</sup> electrodo, y un voltaje de 711 mV. No obstante, aun es necesario realizar un esfuerzo de investigación importante para que esta tecnología alcance un nivel de desarrollo que la haga competitiva en términos económicos.

### Palabras clave

Biocelda de combustible; Biogás; Electricidad; MFC; Purines.

## INTRODUCCIÓN

### El problema ambiental de la contaminación por purines en Cataluña

La explotación porcina en Cataluña ha experimentado un rápido crecimiento en la última década y representa, con más de 6 millones de cabezas, el 33% de la producción en España. El gran volumen de deyecciones animales generadas por la actividad ganadera ha conllevado serios problemas de contaminación ambiental en zonas con una elevada densidad de granjas. Actualmente existen diferentes tecnologías de tratamiento de las deyecciones que permiten su revalorización energética (digestión anaerobia) y en forma de un fertilizante orgánico de calidad fácilmente exportable (compostaje). La necesidad de usar motores térmicos para la conversión de biomasa o biogás en energía eléctrica es responsable por una eficiencia energética relativamente baja, en torno al 40% en el mejor de los casos.

Recientemente, se ha planteado el uso de las celdas de combustible microbianas (MFC, del inglés *microbial fuel cell*) para el tratamiento de purines y otros residuos orgánicos, mejorando significativamente el rendimiento energético obtenido. Esta tecnología permite generar energía eléctrica de forma directa (bioelectricidad) con una eficiencia de hasta un 60% a partir de la energía química contenida en los residuos orgánicos. Considerando este rendimiento, el potencial energético de los  $10^{10}$  kg purines que se generan anualmente en Cataluña (INDESCAT, 2005) equivaldrían a 3600 GW de generación de bioelectricidad, lo que representa aproximadamente un 3% de la demanda energética anual catalana. Además de generar electricidad con gran eficiencia a la vez que elimina los residuos orgánicos, a tecnología de las MFC no genera gases de efecto invernadero como el metano o el óxido nitroso, lo que le confiere un mayor valor añadido como energía alternativa para disminuir costes de procesos como la depuración de aguas residuales (Rabaey y Verstraete, 2005).

### En que consiste una celda de combustible microbiana?

Una MFC es pues un biorreactor que, gracias al metabolismo microbiano, convierte directamente la energía química disponible en los sustratos orgánicos biodegradables en electricidad. En su configuración básica (Figura 1), los microorganismos oxidan la materia orgánica en una cámara anódica, donde los electrones que se derivan de tales procesos son transferidos a un ánodo que compite favorablemente como aceptor de electrones respecto a otros aceptores de electrones en condiciones anóxicas tales como  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Fe}^{3+}$  y  $\text{CO}_2$  (Rabaey y Verstraete, 2005). La transferencia de electrones al ánodo ocurre tanto directamente, a través de estructuras de la membrana externa que forman parte de la cadena respiratoria vía *nanowires* (Reguera *et al.*, 2005; Gorby *et al.*, 2006), como por moléculas lanzadera mediadoras con actividad redox que pueden ser sintetizadas por ciertos microorganismos (Rabaey *et al.*, 2004; Rabaey *et al.*, 2005a; b). El ánodo está conectado mediante un conductor eléctrico al cátodo, el cual está ubicado en otro compartimiento donde los electrones son transferidos del cátodo a un oxidante, habitualmente  $\text{O}_2$ . Por otra parte, existe un separador entre la cámara anódica y catódica que permite la difusión de los protones para completar el circuito electrónico (los protones son necesarios para formar agua a partir del  $\text{O}_2$  y los electrones que llegan al cátodo). Como resultado de este proceso se genera una corriente eléctrica entre el ánodo al cátodo que puede ser aprovechada.

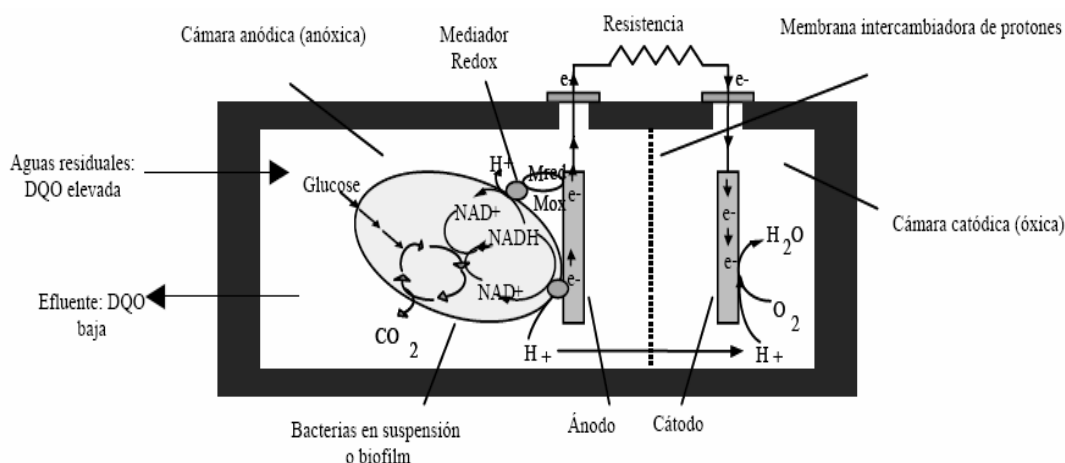


Figura 1. Estructura y funcionamiento de una MFC.

Las poblaciones microbianas son los catalizadores en una MFC. Su uso en *fuel cells* para tratar residuos orgánicos ya fue propuesto en las décadas de los 60-90 (Davis y Yarbrough, 1962; Bennetto, 1990; Habermann y Pommer, 1991) pero no ha sido hasta los últimos 5 años que la potencia eléctrica obtenida mediante una MFC se ha incrementado hasta 2 órdenes de magnitud (Rabaey *et al.*, 2003; Schroeder *et al.*, 2003; Liu y Logan, 2004a; b; Rabaey *et al.*, 2004; Liu *et al.*, 2005). Es importante destacar que la energía libre obtenida en la transferencia electrónica realizada por las bacterias al ánodo de una MFC es significativamente mucho mayor que la obtenida

utilizando aceptores alternativos de electrones, tales como el  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{CO}_2$ ,  $\text{Fe}^{3+}$ . En consecuencia, en la cámara del ánodo se seleccionan poblaciones microbianas específicas que son capaces de transferir eficientemente electrones al ánodo desplazando poblaciones microbianas metanogénicas sin que se frene la corriente electrónica ni la degradación de compuestos orgánicos en condiciones anóxicas. El enriquecimiento de poblaciones mayormente eficientes en la transferencia de electrones al ánodo incrementa el rendimiento de una MFC (Rabaey y Verstraete, 2005).

La mayor parte de ensayos de laboratorio se han realizado con cepas bacterianas puras, comúnmente metalo-reductoras como *Geobacter*, *Shewanella*, *Rhodospirillum rubrum* y *Aeromonas*. (Bond *et al.*, 2002; Kim *et al.*, 2002; Bond y Lovley, 2003; Reguera *et al.*, 2005). Sin embargo, la producción de bioelectricidad también se ha descrito para especies no metalo-reductoras como *Alcaligenes*, *Enterococcus* y *Pseudomonas* que se presentan en la suspensión y no en el biofilm de adhesión a la superficie del ánodo. Estas últimas especies liberan su poder reductor a través de la síntesis de mediadores redox solubles (Rabaey *et al.*, 2004; Rabaey *et al.*, 2005a; b). La existencia de estas dos estrategias distintas para liberar poder reductor; (i) la transferencia electrónica por contacto directo entre la membrana celular y el ánodo, o (ii) el empleo de mediadores solubles redox, implica que las interacciones microbianas existentes en una MFC son complejas.

El impacto del proceso transferencia electrónica al ánodo sobre el rendimiento de las MFC hace necesario enfocar la investigación hacia los aspectos microbianos de esta biotecnología. Este desconocimiento es especialmente patente para sustratos complejos como es el caso de residuos orgánicos reales, en los que existe una continua inoculación con nuevas poblaciones bacterianas. Además, todavía existen importantes barreras técnicas y económicas (utilización de materiales más económicos en los electrodos y membranas de intercambio catiónico) que necesitan ser solventadas para que esta tecnología sea rentable.

### **Puntos críticos de control que condicionan la eficiencia de una MFC**

- Tasa de conversión metabólica: Depende de la naturaleza y concentración del sustrato, del tipo de poblaciones microbianas existentes y de factores ambientales como el pH, salinidad y la temperatura. Existen pocos estudios que se hayan llevado a cabo utilizando sustratos no sintéticos como las aguas residuales y purines.
- Transferencia electrónica al electrodo: Depende del tipo de material y superficie del electrodo (usualmente grafito), del tipo de comunidad microbiana según su adaptación al electrodo, y de la disponibilidad de mediadores electrónicos.
- Transporte de protones a la cámara catódica: Se han desarrollado diferentes configuraciones de MFC para mejorar el transporte de protones con diferentes membranas intercambiadoras de protones (Ultrax-proton o Nafion 117, PVC y fibra de vidrio) (Gerritse *et al.*, 2004a; b; Rabaey y Verstraete, 2005). Para disminuir los costes del proceso se han probado con éxito la ausencia de dicha membrana, o la utilización de materiales alternativos de menor coste (Gerritse *et al.*, 2004a; b).
- Presencia de oxígeno y reducción del cátodo: En muchos estudios la reducción del  $\text{O}_2$  en el cátodo es el factor limitante para optimizar la potencia de salida de una MFC. Se ha incrementado reducción del  $\text{O}_2$  de la cámara catódica por “sparging” de  $\text{O}_2$  puro o mediante la adición de ferrocianuro de potasio. Recientemente, para disminuir costes y operaciones adicionales, se ha diseñado MFC de cámara única que se han testado con éxito para el tratamiento de aguas residuales (Park y Zeikus, 2003; Liu y Logan, 2004a; b). No obstante, es necesario ampliar el conocimiento en esta área ya que se ha descrito como uno de los puntos que mas limitan el rendimiento final de una MFC (Rabaey y Verstraete, 2005; Rozendal, 2007).

### Áreas donde es necesaria mayor investigación en MFC

Hasta la fecha, se ha comprobado la viabilidad del proceso de MFC a escala de laboratorio utilizando sustratos orgánicos simples o individuales, cepas puras y condiciones ambientales muy controladas del reactor. Se han conseguido producciones de energía destacables utilizándose glucosa, butirato, acetato, propionato y lactato como sustratos orgánicos (Rabaey *et al.*, 2003; Liu *et al.*, 2005; Rabaey y Verstraete, 2005). También se han utilizado matrices orgánicas más complejas como son las aguas residuales utilizadas como inóculos microbianos (*starters*) o como sustrato orgánico (*fuel*) (Rabaey *et al.*, 2003; Liu *et al.*, 2004; Liu y Logan, 2004a; b; Min y Logan, 2004; Liu *et al.*, 2005; Oh *et al.*, 2005; Rabaey *et al.*, 2005a; b; Rabaey y Verstraete, 2005). Prácticamente no existen estudios donde se describa la utilización de deyecciones ganaderas como *fuel* en una MFC, o residuos ricos en mezclas complejas de ácidos grasos volátiles. Estudios preliminares han demostrado que la utilización de purines de cerdo como sustrato en MFC es viable, pero la eficiencia de conversión de DQO en electricidad obtenida fue del 20%, todavía lejos del máximo teórico del 65% (Gerritse *et al.*, 2004a; b).

### Objetivos

En este trabajo se presenta el diseño y las características electroquímicas de un reactor MFC de 2 celdas que incluye electrodos y una membrana no selectiva de protones de bajo coste como alternativa a los materiales comparativamente costosos que se utilizan en la mayoría de estudios realizados hasta la fecha. El reactor MFC estudiado ha estado 3 años en funcionamiento continuo, generando electricidad a partir de la degradación de purines vacunos. A su vez, se ha ensayado el efecto de la adición de acetato en el rendimiento electroquímico del reactor.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### El reactor MFC

El biorreactor utilizado tiene una forma cúbica y contiene 2 celdas principales (anódica y catódica), de 3,5 L de capacidad cada una, separadas por una membrana no selectiva para los protones. Los materiales de la estructura externa del reactor son de PVC y cristal externo, mientras que los electrodos (ánodo y cátodo) son de fibra de grafito (5 mm espesor, y 900 cm<sup>2</sup> de área de sección horizontal). Se ha utilizado una membrana de polietileno microporoso de bajo coste (3,3 euros/m<sup>2</sup>), en comparación con el Nafion comúnmente utilizado (1500 euros/m<sup>2</sup>), como membrana de separación de la cámara anódica y catódica. El ánodo y el cátodo están separados por una distancia máxima de 1 cm entre ellos, y separados solamente por la membrana de polietileno. Las celdas anódica y catódica contienen sensores de pH, potencial redox y sonda de temperatura. Los electrodos de grafito están conectados mediante un cable de cobre, que de forma opcional puede incluir una resistencia variable externa. El sistema experimental de adquisición de datos, así como la estructura del reactor MFC pueden verse en la Figura 2.

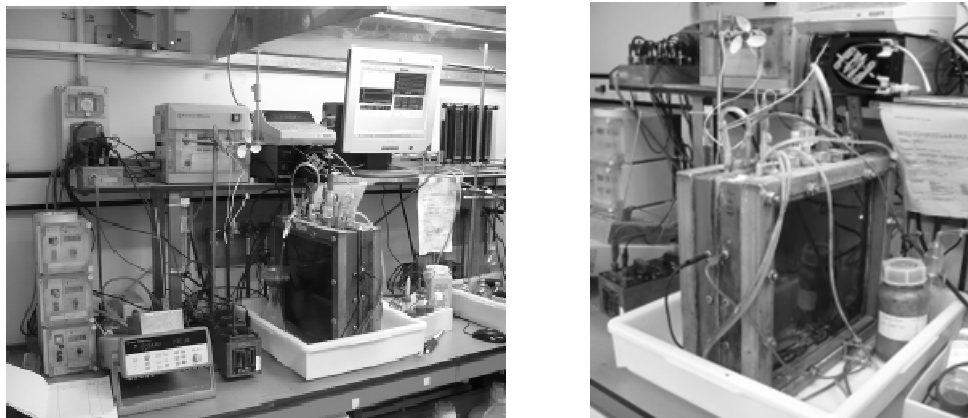


Figura 2. Montaje experimental y visión detallada del reactor MFC.

Para facilitar el intercambio de electrones en la MFC, las 2 celdas contienen carbón activo (0,5g/10mL). Asimismo, para evitar oscilaciones de pH se ha añadido  $\text{CaCO}_3$  en las 2 celdas. La cámara anódica esta sellada para mantener las condiciones anaeróbicas, mientras que la cámara catódica esta oxigenada mediante burbujeo con aire a presión.

La MFC fue alimentada con purines de vaca (Tabla 1). Se añadieron 3,5 L de purines en la celda anódica y el reactor MFC fue operado de forma discontinua en configuración *batch*. Cada 30 días se adicionaron 100 mL de purines frescos para mantener el voltaje y una generación de corriente óptimas. En total se han realizado 35 adiciones de purines a lo largo de la vida del reactor.

**Tabla 1.** Caracterización de los purines de vacuno utilizados en este estudio.

Aniones (g/L)	$\text{Cl}^-$ 2,01; $\text{NO}_2^- < 0,0005$ ; $\text{NO}_3^- < 0,0005$ ; $\text{PO}_4^{3-}$ 2,04; $\text{SO}_4^{2-}$ 0,022
Cationes (g/L)	$\text{Li} < 0,0005$ ; $\text{Na}^+$ 2,77; $\text{NH}_4^+$ 5, 31; $\text{K}^+$ 6,21; $\text{Mg}^{2+} < 0,0005$ ; $\text{Ca}^{2+}$ 0,043
Composición elemental (%)	N 2; H 5,5; C 38, 5; S < 0,05
DQO (g/L)	57
pH	8-8,5

### Caracterización electroquímica del reactor MFC

El voltaje e intensidad del circuito, conjuntamente con el pH potencial redox de las celdas y temperatura, se han determinado de forma continua en un multímetro datalogger HP 34970 (Agilent Technologies) con una frecuencia de adquisición de datos de 20 minutos. El voltaje, intensidad (amperaje) se han determinado cada 20 minutos mediante el datalogger multímetro HP 34970<sup>a</sup> (Agilent Technologies), utilizando una resistencia externa de 1000  $\Omega$ . La potencia (W) de salida se ha calculado aplicando la Ley de Ohm ( $P = V \cdot I$ ). Los datos de intensidad y potencia se han normalizado respecto al área de la sección horizontal del ánodo (900  $\text{cm}^2$ ) para poder comparar el rendimiento del reactor con otros descritos en la literatura, independientemente del tamaño y volumen de los reactores. Para evaluar la relación entre la intensidad, potencia, voltaje y resistencia se han determinado diferentes curvas de polarización.

La curva de polarización permite conocer en que condiciones de resistencia, voltaje e intensidad, se obtiene la potencia máxima del reactor. De esta forma, se ha estudiado el efecto de la adición de acetato en el rendimiento electroquímico del sistema y determinar si es necesaria o no una mayor carga orgánica para optimizar el rendimiento de la MFC. Para ello, se ha añadido una concentración final de 50 mM de acetato sódico, y se han ensayado el efecto de la aplicación de diferentes resistencias externas (de 0 a 10.000  $\Omega$ ), utilizando una caja de resistencias conectada al circuito, en el voltaje, intensidad y potencia del reactor, obteniéndose de esta forma las curvas de polarización en diferentes situaciones: (i) condiciones habituales (purines vacunos); (ii) adición extra de acetato a 50mM y estudio de su efecto a lo largo del periodo de incubación.

## RESULTADOS Y CONCLUSIONES

### Características generales del reactor MFC

En la Tabla 2 se presentan las características más destacadas del reactor MFC. La temperatura de trabajo fue relativamente baja (21-22°C) comparada con otros reactores MFC descritos en la literatura que trabajan a 30°C (Rabaey y Verstraete, 2005). El pH de la celda catódica fue bastante alcalino (9-9,5) debido a la presencia de elevadas concentraciones de  $\text{CaCO}_3$ , mientras que el pH de la celda anódica se mantuvo en un valor relativamente neutro (7,2), ligeramente inferior que el observado en los purines vacunos utilizados (pH 8-8,5). La diferencia de potencial redox entre las 2 celdas (490 mV) no explica completamente el voltaje final observado en la MFC a 1000 Ohms (588 mV). La presencia de compuestos electroquímicamente activos en los purines (ácidos húmicos o *shuttles* electrónicos de origen microbiano) y la presencia de carbón activo en las 2 celdas podrían

incrementar el rendimiento final de la MFC. El potencial redox de la celda anódica, próximo a -200 mV, se ajusta al valor óptimo recientemente descrito por Aelterman *et al.*, (2008).

**Tabla 2.** Características destacadas del reactor MFC.

	Celda ánodo		Celda cátodo
	Fibra grafito (5 mm, 900 cm <sup>2</sup> )		Fibra grafito (5 mm, 900 cm <sup>2</sup> )
Material electrodo	Fibra grafito (5 mm, 900 cm <sup>2</sup> )		Fibra grafito (5 mm, 900 cm <sup>2</sup> )
Membrana intercambio cationes	Polietileno microporoso		
Volumen (L)	3,5		3,5
Carbón activo	+		+
CaCO <sub>3</sub>	+		+
Potencial Redox (mV)	-168/-113		+322/+303
O <sub>2</sub> (mg/L)	0		8,8
Temperatura (°C)	21-22		21-22
pH	7,2		9,0-9,5

### Caracterización electroquímica del reactor MFC

La alimentación de la MFC con purines de vacuno generó un voltaje y una densidad de potencia máxima muy significativas: 581 mV a 1000Ω y 271 mW/m<sup>2</sup>, respectivamente (Tabla 3), si se tienen en cuenta la complejidad de los purines vacunos como sustrato orgánico. La adición de acetato (50 mM) a los purines resultó en un incremento del voltaje, la densidad de potencia máxima y la intensidad después de un periodo de aclimatación de 6 días: 711 mV a 1000 Ω, 360 mW/m<sup>2</sup> y 1883 mA/m<sup>2</sup> respectivamente (Tabla 3). Este incremento fue simultáneo a la disminución del potencial ( $E^0$ ) observada en la cámara catódica (de -140 mV a -184 mV) lo que indicaría un incremento gradual de la actividad microbiana anaerobia en la cámara anódica tras la adición de acetato.

**Tabla 3.** Valores de rendimiento máximo obtenidos en diferentes condiciones de concentración final de sustrato orgánico.

	$P_{\max}$ (mW/m <sup>2</sup> )	$I_{\max}$ (mA/m <sup>2</sup> )	$V_{\max}$ (mV) <sup>3</sup>	$E^0$ (mV) Comp. Anodo <sup>3</sup>	$E^0$ (mV) Comp. catod <sup>3</sup>
Purines vacunos (PV)	271 (5Ω) <sup>2</sup>	1576 (0Ω)	581	-140	322
PV + Acetato 50mM (0h) <sup>4</sup>	202 (3,5Ω)	1666 (0Ω)	564	-136	323
PV + Acetato 50mM (24h)	231 (5Ω)	1341 (0Ω)	560	-147	306
PV + Acetato 50mM (72h)	236 (3,5Ω)	1687 (0Ω)	608	-152	300
PV + Acetato 50mM (144h)	360 (3,5Ω)	1883 (0Ω)	687	-160	309
PV + Acetato 50mM (240h)	364 (3,5Ω)	1655 (0Ω)	711	-184	320

<sup>1</sup>(h) representa el tiempo que ha transcurrido desde la adición de acetato a 50 mM final y el ensayo de curva de polarización.

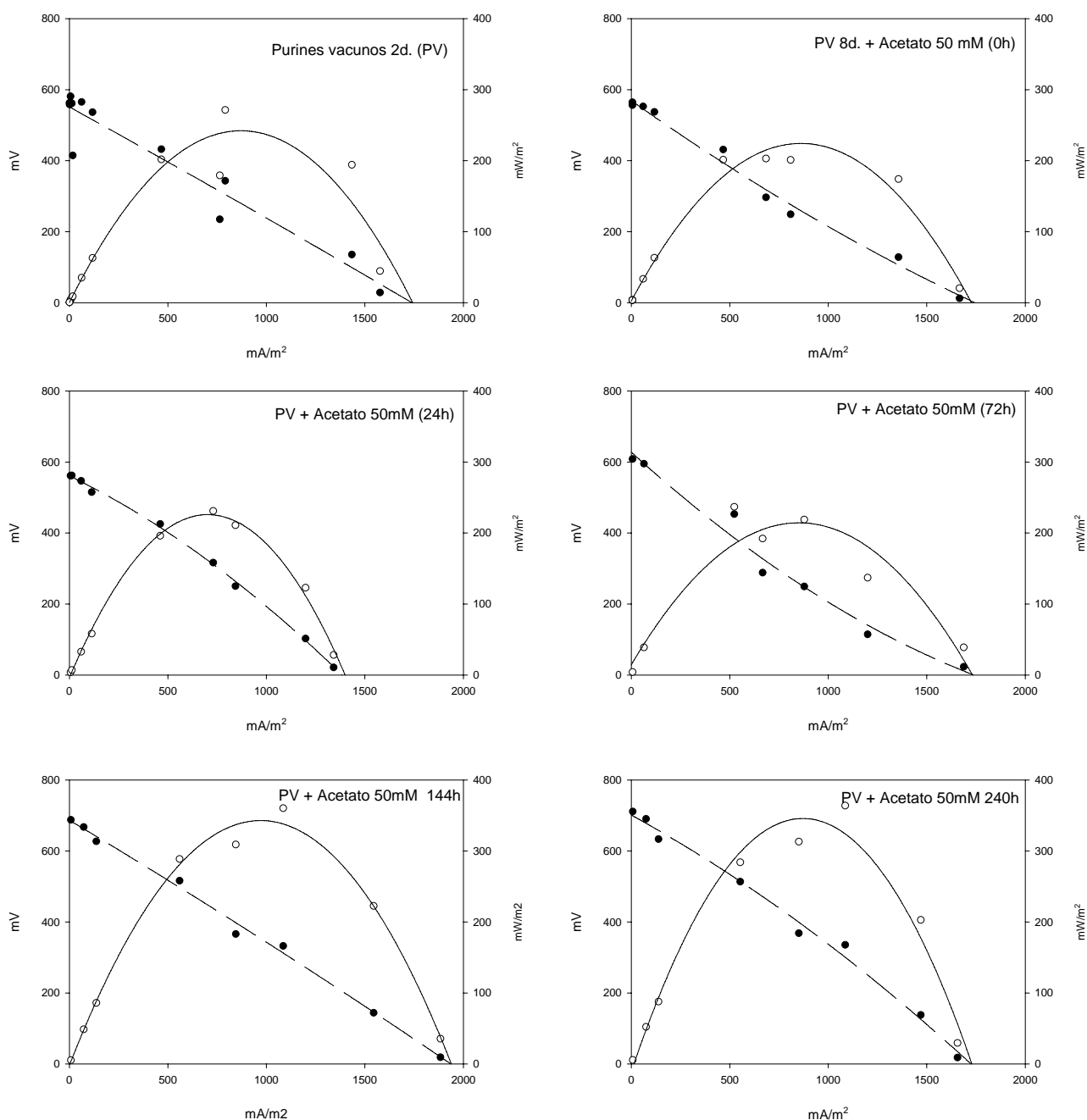
<sup>2</sup>(Ω) representa la resistencia externa a la que se ha detectado la  $P_{\max}$ ,  $I_{\max}$  o  $V_{\max}$ .

<sup>3</sup> $V_{\max}$ , Potencial redox ( $E^0$ ) cámara anódica y catódica determinados a 1000 Ω.

<sup>4</sup>Condiciones iniciales después de 5 días desde la última adición de purines vacunos.

Sólo se tiene constancia de otro estudio publicado sobre el tratamiento de purines mediante una MFC de 2 celdas. En este se utilizaron materiales de elevado coste (membrana Nafion y cátodo revestido con platino) con los que sólo se consiguieron voltajes de 121 mV a 1000 Ω y potencias normalizadas máximas de 141 mW/m<sup>2</sup> (Min *et al.*, 2005). En el citado estudio, solamente se consiguieron rendimientos parecidos a los que aquí se presentan cuando se utilizó una conformación MFC de tipo monocelda con cátodo externo. Es importante destacar que este diseño puede incrementar en un factor de 2-5 el rendimiento respecto a las MFC de doble celda, por lo que el diseño de doble celda aquí presentado puede ser aun optimizado. Por otra parte, los valores de densidad de potencia que se han conseguido en el presente estudio utilizando purines vacunos son superiores a los descritos utilizando aguas residuales (Min *et al.*, 2004; Rabaey y Verstratete, 2005), y se acercan a los valores obtenidos con sustratos puros tipo glucosa (Rabaey *et al.*, 2004; Du *et al.*, 2007) los cuales tienen un coste económico muy superior que los purines ganaderos.

Tal como se puede ver en la Figura 3, la curva de polarización del reactor mostró un incremento significativo del rendimiento electroquímico, tras la adición de acetato y un periodo de aclimatación previo de 6 días. El incremento en la producción de electricidad (20-30% en la densidad de potencia normalizada según el área del electrodo) observado tras la adición de acetato, podría estar relacionado con el hecho que en la última alimentación del biorreactor se utilizaron purines envejecidos con una baja concentración de ácidos grasos volátiles. De este modo se confirmaría la importancia de los ácidos grasos volátiles de los purines como fuente orgánica importante para lo microorganismos de la MFC. No obstante, existen otros factores limitantes que deben también ser estudiados para mejorar el rendimiento y producción final de energía en una MFC, como la optimización de los procesos de oxidación del cátodo en la cámara catódica, así como el conocimiento de las poblaciones microbianas electroquímicamente activas, y la eficiencia y funcionamiento de materiales alternativos a ser utilizados como membranas permeables de protones



**Figura 3.** Curvas de polarización del reactor MFC funcionando con purines vacunos y después de la adición de acetato sódico a 50 mM de concentración final durante diferentes periodos de incubación. Se muestra la potencia (círculos blancos) e intensidad, normalizadas en relación al área de la sección horizontal del ánodo, y el voltaje (círculos negros) frente a la aplicación de diferentes resistencias externas (de 0 a 5000  $\Omega$ ).

## Conclusiones

- Se ha diseñado una MFC de doble celda con materiales de económicamente viables y que muestra una producción elevada de electricidad a partir de purines vacunos.
- El presente reactor es capaz de generar a 20°C un voltaje de 588 mV (1000  $\Omega$ ), 271 mW/m<sup>2</sup> (5  $\Omega$ ) y una intensidad máxima de 1576 mA/m<sup>2</sup> (0  $\Omega$ ) a partir de la degradación de purines vacunos concentrados (no diluidos).
- La adición de acetato a una concentración final de 50 mM mejoró significativamente la producción de electricidad y la potencia máxima del sistema en un 20% ( $P_{\max}$ : 364 mW/m<sup>2</sup>;  $I_{\max}$ : 1888 mA/m<sup>2</sup>;  $V_{\max}$ : 711 mV), siendo necesario un periodo de aclimatación del reactor de 6 días, tras el cual el rendimiento se mantuvo estable.
- El rendimiento obtenido es superior respecto a otras MFC descritas en la literatura que funcionan con matrices orgánicas complejas (aguas residuales y purines ganaderos).
- En el futuro se van a caracterizar las poblaciones microbianas electroquímicamente activas que se desarrollan en la MFC mediante técnicas clásicas y moleculares. También se van a ensayar materiales y aditivos alternativos de bajo coste para la optimización de procesos de oxido-reducción en la cámara catódica.

## AGRADECIMIENTOS

El desarrollo de este trabajo ha sido posible gracias al financiamiento recibido por el programa José Castillejo (JC2007-00381) del Ministerio de Educación y Ciencia.

## REFERENCIAS

- Aelterman, P., Freguia, S., Keller, J., Verstraete, W., Rabaey, K. (2008). The anode potential regulates bacterial activity in microbial fuel cells. *Applied Microbiology and Biotechnology* **78**(3), 409-418.
- Bennetto, H.P. (1990) "Bugpower" – electricity from microbes. *Frontiers of Science*, 66-82. Blackwell Oxford. U.K.
- Bond, D.R., Lovley, D.R. (2003). Electricity production by *Geobacter sulfurreducens* attached to electrodes. *Applied and Environmental Microbiology*, **69**(3), 1548-1555.
- Bond, D.R., Holmes, D.E., Tender, L.M., Lovley, D.R. (2002). Electrode-reducing microorganisms that harvest energy from marine sediments. *Science*, **295**(5554), 483-485.
- Davis, J.B., Yabrough, H.F. (1962). Preliminary experiments on a microbial fuel cell. *Science*, **137**(3530), 615-616.
- Du, Z., Li, H., Gu, T. (2007). A state of the art review on microbial fuel cells: A promising technology for wastewater treatment and bioenergy. *Biotechnology Advances*, **25**(5), 464-482.
- Gerritse, J., Saakes, M., Stams, A., Johannes, M. (2004a) Biofuel cell for processing organic waste in an environmentally friendly manner. Patent. (Nederlandse Organisatie voor Toegepast-Natuurwetenschappelijk Onderzoek Tno, Neth.). PCT Int. Appl. (2004), WO 2004004036.
- Gerritse, J., van der Zaan, B., de Boer-Meulman, P.D.M., Koppejan, J. (2004b). Biobrandstofcel. TNO-report R2004/340. © 2004 TNO, Apeldoorn, The Netherlands.
- Gorby, Y.A., Yanina, S., McLean, J.S., Rosso, K.M., Moyles, D., Dohnalkova, A., Beveridge, T.J., Chang, I.S., Kim, B.H., Kim, K.S., Culley, D.E., Reed, S.B., Romine, M.F., Saffarini, D.A., Hill, E. A., Shi, L., Elias, D.A., Kennedy, D.W., Pinchuk, G., Watanabe, K., Ishii, S., Logan, B.E., Nealon, K.H. (2006). Electrically conductive bacterial nanowires produced by *Shewanella oneidensis* strain MR-1 and other microorganisms. *Proceedings of the National Academy of Sciences of United States of America*, **103**(30), 11358-11363.
- Habermann, W., Pommer, E.-H. (1991). Biological fuel cells with sulphide storage capacity. *Applied Microbiology and Biotechnology*, **35**(1), 128-133.



- INDESCAT (2005). *Anuari Estadístic de Catalunya. la de Prevenció i Correcció de la Contaminació per Nitrats a Catalunya*. Institut d'Estadística de Catalunya. Internet: <http://www.idescat.net/>.
- Kim, H.J., Park, H.S., Hyun, M.S., Chang, I.S., Kim, M., Kim, B.H. (2002). A mediator-less microbial fuel cell using a metal reducing bacterium, *Shewanella putrefaciens*. *Enzyme and Microbial Technology*, **30**(2), 145-152.
- Liu, H., Logan, B.E. (2004a). Electricity generation using an air-cathode single chamber microbial fuel cell in the presence and absence of a proton exchange membrane. *Environmental Science and Technology*, **38**(14), 4040-4046.
- Liu, H., Logan, B.E. (2004b). Electricity generation using an air-cathode single chamber microbial fuel cell (MFC) in the absence of a proton exchange membrane. *Preprints of Extended Abstracts presented at the ACS National Meeting, American Chemical Society, Division of Environmental Chemistry*, **44**, 1485-1488.
- Liu, H., Ramnarayanan, R., Logan, B.E. (2004). Production of electricity during wastewater treatment using a single chamber microbial fuel cell. *Environmental Science and Technology*, **38**(7), 2281-2285.
- Liu, H., Cheng, B.E., Logan, B.E. (2005). Production of electricity from acetate or butyrate using a single-chamber microbial fuel cell. *Environmental Science and Technology*, **39**(2), 658-662.
- Min, B., Logan, B.E. (2004). Continuous electricity generation from domestic wastewater and organic substrates in a flat plate microbial fuel cell. *Environmental Science and Technology*, **38**(21), 5809-5814.
- Min, B., Kim, J.R., Oh, S.E., Regan, J.M., Logan, B.E. (2005). Electricity generation from swine wastewater using microbial fuel cells. *Water Research*, **39**(20), 4961-4968.
- Oh, S. E., Kim, J., Min, B., Logan, B.E. (2005). Electricity generation from food and animal wastewaters using microbial fuel cells. Abstracts of Papers. *230th ACS National Meeting*. Washington, DC, USA.
- Park, D.H., Zeikus, J.G. (2003). Improved fuel cell and electrode designs for producing electricity from microbial degradation. *Biotechnology and Bioengineering*, **81**(3), 348-355.
- Rabaey, K., Boon, N., Siciliano, S.D., Verhaege, M., Verstraete, W. (2004). Biofuel cells select for microbial consortia that self-mediate electron transfer. *Applied and Environmental Microbiology*, **70**(9), 5373-5382.
- Rabaey, K., Verstraete, W. (2005). Microbial fuel cells: novel biotechnology for energy generation. *Trends in Biotechnology*, **23**(6), 291-298.
- Rabaey, K., Lissens, G., Siciliano, S. D., Verstraete, W. (2003). A microbial fuel cell capable of converting glucose to electricity at high rate and efficiency. *Biotechnology Letters*, **25**(18), 1531-1535.
- Rabaey, K., Boon, N., Hoefte, M., Verstraete, W. (2005a). Microbial phenazine production enhances electron transfer in biofuel cells. *Environmental Science and Technology*, **39**(9), 3401-3408.
- Rabaey, K., Clauwaert, P., Aelterman, P., Verstraete, W. (2005b). Tubular microbial fuel cells for efficient electricity generation. *Environmental Science and Technology*. **39**(20), 8077-8082.
- Rozendal, R.A. 2007. *Hydrogen Production Through Biocatalyzed Electrolysis*. PhD Thesis. Wageningen University. The Netherlands.
- Reguera, G., McCarthy, K.D., Mehta, T., Nicoll, J.S., Tuominen, M.T., Lovley, D.R. (2005). Extracellular electron transfer via microbial nanowires. *Nature*, **435**(7045), 1098-1101.
- Schroeder, U., Niessen, J., Scholz, F. (2003). A generation of microbial fuel cells with current outputs boosted by more than one order of magnitude. *Angewandte Chemie, International Edition*, **42**(25), 2880-2883.



*Índice de autores*



## Índice de autores

Nombre del autor	Página	Nombre del autor	Página
<b>A</b>		<b>E</b>	
Abella, S.	13	Escorial, A.	231
Almeida, M.	357	Estellés, F.	69, 363
Álvarez, M.	33	<b>F</b>	
Andrade, D.P.	403	Fernández, B. (Belén)	387
Antich, R.	387	Fernández, B. (Benito)	83
Aran, M.	215	Fernández, I.	325
Arriaga, H.	131	Fernández, L.	33
Arrojo, B.	317	Fernández, N.	69
<b>B</b>		Fernández, Y.	33, 345
Babot, D.	13, 113, 123	Ferrer, P.	297
Ballesta, A.	215	Figuroa, M.	317
Baquerizo, G.	393	Flotats, X.	307, 387, 393, 411
Barrera, E.	357	<b>G</b>	
Batet, Ll.	357	Galí, A.	281
Beltrán, M.C.	77	Gallart, R.	123
Berenguer, P.	211	Gallego, A.	363
Bernace, J.	297	Gámiz, M.	357
Bernal, M.P.	201	García, H.	273, 369
Berné, J.L.	363	García, K.	195
Bigeriego, M.	25	García, M.A.	25
Blanco, D.	289, 351, 379, 383	García, R.	83
Boixadera, J.	123, 179, 211	Gerritse, J.	411
Borràs, M.	123	Gillgado, I.	357
Burton, C.	257	Gómez, M.	231
<b>C</b>		Gómez, X.	289, 351, 379, 383
Cabré, M.	195	Gronauer, A.	403
Calsamiglia, S.	131	<b>H</b>	
Calvet, S.	41	Harper, S.	357
Calvo, L.F.	289, 351	Hegg, R.	3
Cambra, M.	41, 69, 77, 363	Hummel, A.	357
Caminos, M.	335	<b>I</b>	
Campos, J.L.	317, 325	Iguácel, F.	249
Canut, N.	237	<b>K</b>	
Castrillón, L.	33, 345	Kaiser, F.L.	403
Cebrián, B.	297	<b>L</b>	
Cela, S.	211	Láinez, M.	297
Chuquillanqui, M.	357	Láinez, M.	77
Comas, J.	195	Larrea, L.	335
Cristóbal, A.	41, 69	Lloveras, J.	211, 215
Cuetos, M.J.	289, 351, 379, 383	López de Armentia, T.	335
Cugat, C.	357	<b>D</b>	
<b>D</b>		Láinez, M.	297
de la Fuente, C.	201	Láinez, M.	77
Díaz, J.	357	Larrea, L.	335
Domingo, F.	237	Lloveras, J.	211, 215
Domingo, M.	357	López de Armentia, T.	335
Dosta, J.	281, 325	<b>L</b>	

**M**

Magrí, A.	307, 387, 393
Marañón, E.	33, 345
Martínez, J.	257
Martínez, S.	297
Martínez-Almela, J.	55
Martínez-Suller, L.	149, 159, 169, 221
Masaló, I.	135
Mata-Álvarez, J.	281
Maza, E.	369
Méndez, R.	317, 325
Merino, M.	231
Merino, P.	131
Milà, L.	49
Moltó, E.	297
Montalvo, G.	25
Moral, R.	243
Morán, A.	289, 351, 379, 383
Moreno-Caselles, J.	243
Moset, V.	41, 69, 77, 363
Mosquera-Corral, A.	317, 325
Moya, V.J.	77
Mulas, D.	379
Muñoz, A.	55

**O**

Oca, J.	135
Ogink, N.W.M.	393
Orús, F.	249

**P**

Paiva, C.	357
Palatsi, J.	387
Pallarés, F.J.	55
Paredes, C.	243
Parera, J.	237
Pascual, A.	403
Pérez-Espinosa, A.	243
Pérez-Murcia, M.D.	243
Picas, A.	195
Piñeiro, C.	25
Pinto, M.	131
Pomar, C.	113
Pomar, J.	113
Pons, R.	387
Prenafeta-Boldú, F.X.	393, 411
Prieto, J.I.	383
Provolo, G.	221
Pujolá, M.	195

**Q**

Quilez, D.	249
------------	-----

**R**

Ramírez, M.	195
Ramis, G.	55
Ramos, E.L.	195
Reig, L.	135
Rico, C.	169, 273, 369
Rico, J.L.	273, 369
Rodríguez, A.	41, 69
Rodríguez, J.	345
Roig, G.	195
Rufete, B.	243
Ruiz, A.	357
Ruiz, M.B.	403

**S**

Salcedo, G.	103, 141, 149, 159, 169
Salmerón, I.	357
San Juan, E.	357
Santiveri, P.	211
Santorum, P.	83
Serra, J.	237
Suay, R.	297

**T**

Teira, M.R.	123
Tejero, I.	149, 159, 169, 369
Torrallardona, D.	91
Torres, A.G.	41, 69, 77, 363

**V**

Vázquez-Padín, J.R.	325
Villar, P.	215
Viñas, M.	393, 411

**Y**

Yagüe, M.R.	249
-------------	-----