

## **Digestión anaerobia de purines de cerdo y co-digestión con residuos de la industria alimentaria**

**X. Flotats, E. Campos, J. Palatsi y A. Bonmatí**

Laboratorio de Ingeniería Ambiental

Departamento de Medio Ambiente y Ciencias del Suelo.

Universidad de Lleida

Rovira Roure 177, E-25198 Lleida

### **RESUMEN**

El proceso de digestión anaerobia se configura como uno de los más idóneos para la reducción de emisiones de efecto invernadero, el aprovechamiento energético de los residuos orgánicos y el mantenimiento del valor fertilizante de los productos tratados. La aplicación al tratamiento de purines de cerdo está limitada por su baja relación C/N, bajo contenido en materia orgánica, alto contenido en nitrógeno amoniacal y agua. Estas limitaciones pueden ser superadas mediante la digestión conjunta (co-digestión) con residuos de la industria agroalimentaria, con composiciones complementarias. Se ha estudiado la digestión de mezclas de purines de cerdo con pulpa de pera y tierras decolorante de aceite de oliva, obteniendo, para unas proporciones determinadas, producciones de biogás superiores a las obtenidas para cada residuo por separado.

### **INTRODUCCIÓN**

La descomposición anaerobia (en ausencia total de oxígeno o nitratos) de la materia orgánica produce un gas combustible. Este gas contiene una alta proporción en metano (CH<sub>4</sub> en concentración superior al 60 % en el gas), con una potencia calorífica inferior del orden de 5.500 kcal/m<sup>3</sup>, y se designa usualmente como biogás. Todo proceso de digestión anaerobia lleva parejo una eliminación/depuración de la carga orgánica y la producción de este gas. Las instalaciones especialmente diseñadas para optimizar este proceso se designan como “digestores de metano”, “plantas de biogás” o simplemente “reactores anaerobios”.

La primera instalación de la que se tienen noticias se construyó en Bombay, en 1859, y desde entonces en la India se han promovido pequeñas plantas, a nivel familiar o local, tratando estiércol, con el objetivo de producir gas para cocinar y obtener, a su vez, un producto fertilizante. A este nivel se encuentran multitud de pequeñas instalaciones, también, en Taiwan, Corea, Tailandia, Kenya, Sudáfrica y China, donde se han contabilizado del orden de 5-6 millones de digestores en comunas y fábricas (Coombs, 1990). Estas instalaciones son sencillas, sin tratamiento del gas producido y sin control de la estabilidad del proceso.

El proceso de digestión anaerobia aplicado a purines de cerdo ha demostrado, a lo largo de las últimas décadas, su viabilidad técnica y versatilidad para adaptarse a diferentes condiciones de trabajo: grandes instalaciones de gestión centralizada (DEA, 1995); plantas en granjas individuales (Flotats, 2000<sup>1</sup>); instalaciones sencillas de recuperación de gas en balsas cubiertas (Dupas, 2000); tratando la fracción líquida (Esteban, 1999) o la fracción sólida (Martínez-Almela *et al.*, 2001). Las ventajas genéricas del proceso son bien conocidas (Flotats, 2000<sup>2</sup>), y las líneas de investigación y desarrollo se dirigen a conocer mejor el

proceso a nivel microbiológico, a aumentar la velocidad de proceso, a aumentar la capacidad de control, a incrementar el potencial de producción de biogás, a mejorar el balance energético, a integrar el proceso en un tratamiento completo y, en definitiva, a mejorar el balance económico.

## FASES DE LA FERMENTACIÓN ANAEROBIA

La digestión anaerobia está caracterizada por la existencia de tres fases diferenciadas en el proceso de degradación del sustrato, interviniendo diversas poblaciones de bacterias (ver Fig. 1).

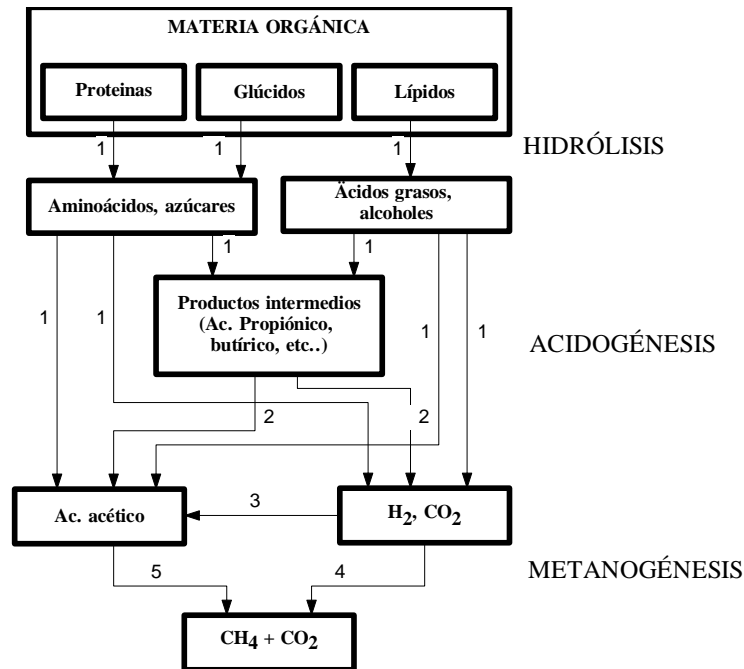


Fig. 1.- Fases de la fermentación anaerobia y poblaciones bacterianas: 1) Bacterias hidrolíticas-acidogénicas; 2) Bacterias acetogénicas; 3) Bacterias homoacetogénicas; 4) Bacterias metanogénicas hidrogenófilas; 5) Bacterias metanogénicas acetoclásticas (Pavlostathis y Giraldo, 1991).

La naturaleza y la composición química del sustrato condiciona la composición cualitativa de la población bacteriana de cada etapa, de manera que se establece un equilibrio fácilmente alterable cuando algún tóxico no permite el desarrollo de alguna de las poblaciones. La baja tasa de multiplicación de las bacterias involucradas y las bajas tasas de conversión del sustrato en biomasa bacteriana, en comparación con los sistemas aerobios de eliminación de materia orgánica, se concluye que el proceso es, en líneas generales, lento, necesiéndose varias semanas, incluso meses, de puesta en marcha para conseguir un equilibrio estable.

## SÍNTESIS DE CARACTERÍSTICAS BÁSICAS

Mediante el proceso de digestión anaerobia, la eliminación de 1 kg de DQO (demanda química de oxígeno) se puede transformar en un máximo de 0,35 m<sup>3</sup> de metano (CH<sub>4</sub>), en condiciones normales de presión y temperatura (1 atm. y 0° C). Una granja de cerdos que produjera unos purines con una DQO de 93,2 g O<sub>2</sub>/L, que en medio anaerobio eliminara el 50 % de la DQO, y que el biogás tuviera una composición del 65% en CH<sub>4</sub> y el resto en CO<sub>2</sub>, la producción de biogás sería de 25 m<sup>3</sup> biogás/m<sup>3</sup> de purines tratados. Este valor de producción

Flotats, X., Campos, E., Palatsi, J., Bonmatí, X. (2001). Digestión anaerobia de purines de cerdo y codigestión con residuos de la industria alimentaria. *Porci; Monografías de actualidad*, 65, pp 51-65.

es muy bajo, comparado con muchos residuos de la industria alimentaria, y es muy alto comparado con el potencial usual de los purines, con valores de la DQO menores.

La velocidad a la que se produce la descomposición, y la consiguiente producción de gas, depende del tipo de residuo, su composición, la temperatura y el diseño del reactor utilizado. Aplicando el modelo de Chen y Hashimoto (1979), para residuos ganaderos, la máxima producción de gas, por unidad de volumen de reactor, se encuentra para una eliminación de materia orgánica comprendida entre el 40 y el 60 %. A partir de este máximo, la producción específica de gas disminuye debido a la disminución en la velocidad de depuración. Según este modelo para un residuo con 50 g DQO/L, para un tiempo de 15 días, la producción de gas sería de 15 m<sup>3</sup>/m<sup>3</sup> de purín (15 días por 1 m<sup>3</sup>/m<sup>3</sup>·día).

## **PARÁMETROS AMBIENTALES Y OPERACIONALES DEL PROCESO.**

### **pH y alcalinidad**

En cada fase del proceso los microorganismos presentan máxima actividad en un rango de pH diferenciado, aunque siempre alrededor de la neutralidad. En algunos residuos con bajo poder tampón (baja alcalinidad), puede llegar a ser necesario controlar exteriormente el pH, a fin de evitar su bajada debida a los ácidos generados en la segunda fase. No es así para purines de cerdo, para los cuales su alta alcalinidad permite una regulación permanente del pH. Se admite que una alcalinidad comprendida entre 2 y 3 g CaCO<sub>3</sub>/L es suficiente.

### **Potencial redox**

Debe ser suficientemente bajo para asegurar el desarrollo de poblaciones anaerobias estrictas, con valores inferiores a -300 mV.

### **Nutrientes**

En el medio a digerir debe haber una relación adecuada entre nutrientes para el desarrollo de las poblaciones bacterianas. En general, los residuos ganaderos no presentan problemas por falta de macronutrientes o micronutrientes.

### **Temperatura**

El proceso de digestión anaerobia puede realizarse a tres rangos diferentes de temperatura: Psicrófilo: por debajo de 20°C; mesófilo, entre 30° y 40 °C; termófilo, entre 50° y 70°C. Con el aumento en el rango de temperaturas se aumenta la velocidad de crecimiento de las bacterias, la velocidad en la producción de biogás y una disminución de tiempos de retención, desplazándose las curvas de la Fig. 2 hacia la izquierda. Trabajando en el rango termofílico se asegura, además, la destrucción de patógenos, la eliminación de semillas de malas hierbas, de huevos y de larvas de insectos. A pesar de las grandes ventajas de los sistemas termofílicos, estos requieren de mayor control y seguimiento, debido al efecto inhibitorio de algunos compuestos a alta temperatura.

### **Estabilidad, toxicidad e inhibición**

Las formas no ionizadas de los ácidos grasos volátiles, así como el amoníaco libre o el ácido sulfhídrico son inhibidores de importancia de las bacterias metanogénicas. Estos compuestos

Flotats, X., Campos, E., Palatsi, J., Bonmatí, X. (2001). Digestión anaerobia de purines de cerdo y codigestión con residuos de la industria alimentaria. *Porci; Monografías de actualidad*, 65, pp 51-65.

presentan una inhibición de tipo reversible. Los metales pesados también son inhibidores, o tóxicos a altas concentraciones. Para residuos ganaderos en general, los compuestos críticos son el nitrógeno amoniacal, los antibióticos y los desinfectantes, así como el *Cu* y el *Zn* para residuos de porcino. Los desinfectantes son mucho más activos que los antibióticos, llegando a provocar disminuciones en la producción hasta del 90% a bajas concentraciones (Hilper *et al.*, 1982).

El *Cu* es inhibidor a partir de 40 mg/L y el *Zn* lo es a partir de 400 mg/L. Ambos son tóxicos a partir de 70 mg/L y 600 mg/L respectivamente (Hayes y Theis, 1978). Estos metales son introducidos en las dietas de porcino, y aunque las concentraciones de *Zn* en las deyecciones difícilmente pueden llegar a las de inhibición, para el *Cu* se han encontrado valores que superan ampliamente los límites de inhibición en granjas de engorde.

Las concentraciones a partir de las cuales el amoníaco libre es un inhibidor no están definidas nítidamente. Así, Henze *et al.* (1995) proponen el valor de 200 mg mg N-NH<sub>3</sub>/L, Angelidaki y Ahring (1994) el de 700 mg mg N-NH<sub>3</sub>/L, y Hansen *et al.* (1998) el de 1100 mg N-NH<sub>3</sub>/L. Las diferencias que se encuentran en la bibliografía son debidas a aclimatación de las bacterias y al hecho que la concentración de amoníaco libre aumenta con el pH y la temperatura. Este fenómeno no permite una digestión anaerobia termofílica estable de purines de cerdo, debido a sus altas concentraciones en nitrógeno amoniacal.

## LIMITANTES A LA IMPLANTACIÓN

A pesar de las ventajas inherentes de la digestión anaerobia, hay limitantes que frenan su implantación en el sector porcino (Bonmatí, 2001). Sin mencionar los aspectos económicos, estos se resumen en la Tabla I.

*Tabla I Limitantes a la implantación del proceso de digestión anaerobia de purines de cerdo*

Limitaciones debidas a la composición de los purines	<ul style="list-style-type: none"><li>• Variabilidad temporal y heterogeneidad en la composición</li><li>• Baja concentración de materia orgánica, y mayoritariamente en forma particulada</li><li>• Presencia de sustancias inhibidores: NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, Cu, Zn, antibióticos y desinfectantes</li><li>• Estado de descomposición de los purines. La edad disminuye el potencial energético</li><li>• Baja relación C/N, con alto contenido en nitrógeno amoniacal</li></ul>
Limitaciones debidas a condiciones de entorno	<ul style="list-style-type: none"><li>• Contenido en nitrógeno. El proceso anaerobio no disminuye el contenido en N</li><li>• Alto contenido en agua</li><li>• Uso eficiente de la energía térmica</li></ul>

El uso de la energía térmica para mejorar procesos de tratamiento de los propios purines, tales como favorecer la hidrólisis de la materia orgánica particulada, la recuperación del nitrógeno amoniacal en forma de sulfato amónico, mediante stripping/absorción, o su fijación mediante modificación del pH y concentración por evaporación, puede ser una alternativa interesante en zonas excedentarias. Se ha comprobado que estos procesos de recuperación de nitrógeno mejoran su perfil con una digestión anaerobia previa de los purines (Bonmatí, 2001).

La mayoría de limitantes debidos a la composición pueden superarse mediante la co-digestión con otros residuos orgánicos, a fin de aprovechar la sinergia de las mezclas compensando carencias de cada residuo por separado, en el marco de una gestión integrada e integral de residuos por áreas geográficas.

## CO-DIGESTIÓN

El co-tratamiento consiste en el tratamiento conjunto de residuos orgánicos diferentes, con el objetivo de:

- 1.- Aprovechar la complementariedad de las composiciones para permitir perfiles de proceso más eficaces.
- 2.- Compartir instalaciones de tratamiento.
- 3.- Unificar metodologías de gestión.
- 4.- Amortiguar las variaciones temporales en composición y producción de cada residuo por separado.
- 5.- Reducir costes de inversión y explotación.

Se ha comprobado que la co-digestión de residuos de la producción de aceite de oliva virgen y estiércol de bovino hace posible el tratamiento del primero, aumentando a su vez la producción de biogás del estiércol (Angelidaki *et al.*, 1997). La mezcla de purines de cerdo ha mostrado buenos resultados en otros estudios, llegando a niveles de eliminación de la DQO del orden del 65% (Schmidt *et al.*, 1999). La mezcla de purines de cerdo y fangos de depuradora, tanto en régimen termofílico como mesofílico, ha proporcionado resultados positivos (Flotats *et al.*, 1999). También se han obtenido mejoras en las producciones de biogás con mezclas de purines o estiércol bovino y restos vegetales (Dar y Tandon, 1987), con mezclas de residuos de tomates (Trujillo *et al.*, 1993), con mezclas de residuos de frutas y verduras (Callaghan *et al.*, 1999), o con mezclas con residuos de la industria láctea (Gavala *et al.*, 1996). La casuística combinatoria es considerable.

Los residuos urbanos e industriales suelen contener altas concentraciones de materia orgánica fácilmente degradable, por lo cual presentan un mayor potencial de producción de biogás que los residuos ganaderos (ver tabla II), pudiendo llegar a 1000 m<sup>3</sup> de biogás por tonelada de residuo. Sin embargo, estos residuos pueden presentar problemas en su digestión, como deficiencia en nutrientes necesarios para el desarrollo de los microorganismos, baja alcalinidad o excesivo contenido en sólidos (Banks y Humphreys, 1998). Los residuos ganaderos, y en concreto los purines de cerdo, pueden ser una buena base para la co-digestión ya que, generalmente, presentan un contenido en agua más elevado que la mayoría de residuos industriales, una mayor capacidad tampón y aportan todos los nutrientes necesarios para el crecimiento de microorganismos anaerobios (Angelidaki y Ahring, 1997).

La co-digestión de tierras filtrantes de aceites y estiércol ha proporcionado muy buenos resultados en estudios realizados en Dinamarca, debido al alto contenido en lípidos de estos residuos, que proporcionan un alto potencial de producción de biogás (Ahring *et al.*, 1992). Sin embargo, un exceso de lípidos puede causar la inhibición del proceso (Hanaki *et al.*, 1981). Otros residuos industriales interesantes son los producidos en el proceso de fabricación de zumos de frutas. El principal problema asociado al proceso de digestión de residuos lignocelulósicos es el mantenimiento de un pH estable, debido a la baja capacidad tampón y a la rápida producción de ácidos. La mezcla con otros residuos con alta capacidad tapón puede ser una buena opción para digerir estos residuos (Banks *et al.*, 1998).

En la Tabla III se indican las características relativas para la co-digestión de diferentes tipologías de residuos orgánicos. Flechas con sentidos diferentes indican un posible interés en la mezcla, al compensarse una carencia relativa de uno de los dos residuos. La alcalinidad de lodos de planta depuradora presenta tal variabilidad que es difícil la generalización.

Flotats, X., Campos, E., Palatsi, J., Bonmatí, X. (2001). Digestión anaerobia de purines de cerdo y codigestión con residuos de la industria alimentaria. *Porci; Monografías de actualidad*, 65, pp 51-65.

*Tabla II Potenciales de producción de biogás de algunos residuos orgánicos (Angelidaki y Ahring, 1997)*

Tipo	Sólidos volátiles (%)	Producción de biogás (m <sup>3</sup> /tonelada)
Intestinos + contenidos	15-20	50-70
Fangos de flotación	13-18	90-130
BBO (tierras filtrantes de aceite, con bentonita)	40-45	350-450
Aceites de pescado	80-85	350-600
Suero	7-10	40-55
Suero concentrado	18-22	100-130
Hidrolizados de carne y huesos	10-15	70-100
Mermeladas	50	300
Aceite soja/ margarinas	90	800-1000
Bebidas alcohólicas	40	240
Fangos residuales	3-4	17-22
Fangos residuales concentrados	15-20	85-110
FORM (frac. org. de res. mun.) separada en origen	20-30	150-240

*Tabla III Caracterización relativa para la co-digestión de diferentes residuos orgánicos*

	Residuos Ganaderos	Lodos depuración	Fracción orgánica res. mun.	Residuos industria alimentaria
Micro y macronutrientes	↑	↑	↓	↓
Relación C/N	↓	↑ ↓	↑	↑
Capacidad tampón (alcalinidad)	↑		↓	↓
Materia orgánica biodegradable	↓	↑ ↓	↑	↑

Aparte de los beneficios que supone la complementariedad de composiciones, se ha comprobado que tóxicos contenidos en algún residuo, como el tetracloroetano, pueden ser degradados por vía anaerobia si los microorganismos utilizan estiércol como substrato primario, siguiendo el tóxico una ruta co-metabólica (Ahring *et al.*, 1996).

Con objeto de aprovechar el potencial agronómico y energético que suponen los residuos ganaderos, y dar una solución económica y técnica viable, en 1987 se inició en Dinamarca el programa de plantas de biogás de gestión centralizada. Con el tiempo se comprobó que el efecto inhibitor del nitrógeno amoniacal de estos residuos, en las instalaciones termofílicas, era superable mediante la mezcla con residuos de la industria alimentaria. La experiencia positiva llevó a popularizar el sistema de co-digestión, habiendo en la actualidad más de 20 plantas, tratando mezclas de diferentes tipos de residuos orgánicos, con una proporción mayoritaria de residuos ganaderos. En 1998, la producción de energía eléctrica de éstas fue de 0,26 TW·h (Al Seadi y Holm-Nielsen, 2000).

La producción media de las plantas danesas que utilizan mezclas fue, para el mes de marzo de 2000, de 41,8 m<sup>3</sup> de biogás/tonelada de residuo tratado, con un valor medio máximo en la planta de Vegger de 143 m<sup>3</sup> gas/tonelada de residuos (Danish Energy Agency, 2000), mientras que el valor medio de las plantas que trataron únicamente residuos ganaderos fue de 14,5 m<sup>3</sup> de gas/tonelada en 1999 (Danish Energy Agency, 1999). La evaluación de la

Flotats, X., Campos, E., Palatsi, J., Bonmatí, X. (2001). Digestión anaerobia de purines de cerdo y codigestión con residuos de la industria alimentaria. *Porci; Monografías de actualidad*, 65, pp 51-65.

experiencia danesa se considera positiva, ya que contribuye al reciclaje de los residuos orgánicos, contribuye a la producción de energía renovable y a disminuir las emisiones de CO<sub>2</sub>, ofrece una alternativa económica para muchos residuos de la industria alimentaria, contribuye a disminuir los costes de inversión en instalaciones de tratamiento colectivo, permite controlar la calidad de los productos que se aplican al suelo, y crea un marco de control y gestión en la zona de influencia de cada planta.

## **CO-DIGESTIÓN DE PURINES DE CERDO Y RESIDUOS DE LA INDUSTRIA ALIMENTARIA**

Dos tipos de residuos industriales producidos en grandes cantidades en la zona de Lleida, zona también gran productora de purines, son la pulpa de pera (de la producción de zumos) y las tierras decolorantes de aceite de oliva (TDO). El principal objetivo del trabajo que se describe a continuación es comprobar si la co-digestión de purines con estos residuos permite mejorar la producción de biogás de los primeros y posibilitar una vía de estabilización y producción energética de los segundos, así como estudiar los perfiles del proceso, para su optimización posterior.

### **MATERIALES Y MÉTODOS**

El diseño experimental consistió en 11 tratamientos y un blanco, realizados a 35°C. La Tabla IV muestra las proporciones utilizadas de cada co-substrato y la composición final media de cada mezcla. Los reactores anaerobios consistieron en viales de vidrio de 120 mL de capacidad, con 50 g de muestra y 5 g de inóculo. Antes de cerrarlos se burbujearon con una mezcla de N<sub>2</sub>/CO<sub>2</sub> para desplazar el aire. A continuación se cerraron herméticamente con tapones de goma y cápsula metálica, y se pusieron en incubadora a 35° C. Se siguieron durante 75 días. Se realizaron 5 repeticiones de cada tratamiento.

El inóculo consistió en purín de cerdo digerido, de la planta de biogás de la granja de cerdos de Mas El Cros (Girona), descrita por Flotats (2000<sup>1</sup>). Los purines procedían de una granja de engorde, la pulpa de pera procedía de una fábrica de producción de zumos de fruta y las tierras decolorantes de aceite de oliva (TDO) procedían de una fábrica de refinado y envasado de aceite de oliva.

Para el análisis de la evolución de la producción acumulada de metano se utilizó un modelo matemático basado en la ecuación de Gompertz (Lay *et al.*, 1997), que considera la duración del desfase inicial ( $\lambda$ ) en la producción de metano, en días, la velocidad de producción (R), en mL de CH<sub>4</sub>/g SV·día y el potencial de producción (B<sub>0</sub>), en mL de CH<sub>4</sub>/g SV,

$$B = B_0 * e^{(-e^{-\frac{R * e}{B_0}(L-t)+1})}$$

Se aplicó el test Duncan para la comparación de los resultados obtenidos de los diferentes tratamientos y de los parámetros calculados mediante el modelo anterior.

*Métodos analíticos.* El análisis de la composición y cantidad de gas (N<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub>) se realizó mediante cromatografía de gases, usando el equipo Thermoquest 8000 equipado con TCD y columna empacada Porapak N de acero inoxidable, 2mm de DI y 2 m de longitud; el gas portador fue helio con un caudal de 20 mL/min. Otros parámetros medidos, e indicados aquí, se determinaron según Standard Methods (APHA, 1995).

*Tabla IV Composición media de los substratos para cada tratamiento*

	Purín cerdo (%)	Pulpa pera (%)	TDO (%)	Agua (%)	ST (%)	SV (%)	DQO (g/kg)	N <sub>TKN</sub> (g/kg)	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (g/kg)	pH	Alc. (g/kg)
T1	100	-	-	-	7,92	5,87	82,50	5,06	3,43	8,06	10,55
T2	95	-	-	5	7,52	5,58	78,37	4,82	3,28	7,96	10,05
T3	87,5	-	-	12,5	6,93	5,14	72,18	4,44	2,97	8,03	8,98
T4	80	-	-	20	6,33	4,69	66,00	4,05	2,70	7,95	8,20
T5	95	5	-	-	9,29	7,29	102,40	4,91	3,21	7,55	9,75
T6	87,5	12,5	-	-	11,35	9,45	132,30	4,98	3,01	7,25	8,73
T7	80	20	-	-	13,41	11,63	162,10	4,66	2,71	6,88	7,58
T8	-	20	-	80	7,08	6,98	96,14	0,89	0,08	3,45	0,00
T9	95	-	5	-	12,40	7,54	136,90	4,76	3,20	7,69	9,50
T10	87,5	-	12,5	-	19,30	10,09	218,50	4,48	3,04	7,33	8,10
T11	-	-	12,5	87,5	12,20	4,94	58,54	0,38	0,04	6,93	0,95

(1) Sólidos totales (ST) y volátiles (SV) se expresan en % en peso; (2) DQO en g O<sub>2</sub>/Kg; (3) Nitrógeno total Kjeldahl y amoniacal se expresan en g N/Kg; (4) Alc, alcalinidad total, en g CaCO<sub>3</sub>/L.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La producción acumulada de metano por unidad de substrato y el índice de producción de metano, así como los parámetros del modelo de Gompertz se muestran en la Tabla V. La mayoría de los tratamientos obtuvieron buenos ajustes al modelo, con coeficientes de determinación superiores a 0,9.

No se obtuvieron diferencias significativas entre las diferentes diluciones de purín (tratamientos T1 a T4), mostrando que no existió un efecto de inhibición por amoníaco, el cual se mantuvo por debajo 300 mg N-NH<sub>3</sub>/L.

El efecto de la mezcla de purines con residuos de pera no mostró diferencias significativas para la producción de metano respecto sólidos volátiles (Fig. 3 y tabla IV). Sí se observaron diferencias para la producción respecto al substrato, para el tratamiento con un 12,5% de pulpa de pera. Este tratamiento, sin embargo, mostró un mayor retraso inicial en la producción de gas (Tabla V), indicando un ligero efecto de sobrecarga. El tratamiento T7 (20% de residuo de pera), obtuvo una menor producción de metano que el control, asociado a fenómenos de sobrecarga orgánica, dada la gran acumulación de ácidos grasos volátiles producida (datos no mostrados). Por otro lado, el proceso de digestión de residuo de pera (T8) obtuvo una producción nula de gas, debido a la baja alcalinidad del residuo, que provocó un pH ácido al inicio del proceso e impidió el desarrollo de los microorganismos. El comportamiento anómalo de los tratamientos T7 y T8, así como del T11 impidió realizar el ajuste con el modelo de Gompertz, por lo que no aparecen los correspondientes valores de los parámetros en la Tabla V.

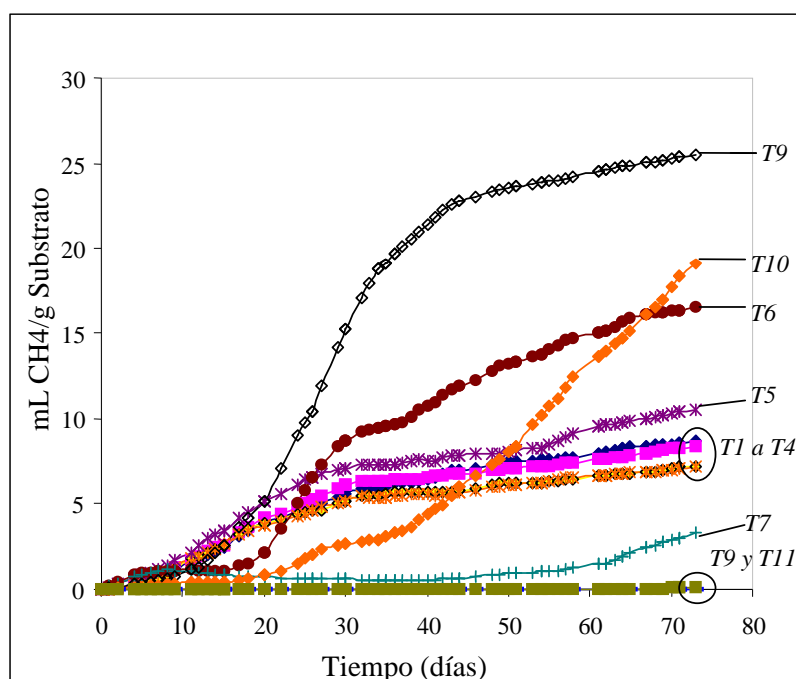
El proceso de co-digestión anaerobia de purines y TDO (tratamientos T9 a T11) mostró un buen comportamiento, con una producción de metano acumulada mucho más alta que para purines solos (ver Fig. 2). La producción máxima de gas, por unidad de sólidos volátiles iniciales, se obtuvo para el tratamiento con un 5% de TDO. El tratamiento con un 12,5% (T10), a pesar de obtener una producción más alta que el T1, fue menor que el T9 (5% de TDO), mostrando, además, un importante retraso en el inicio de la producción y una menor velocidad. Este efecto se asoció a la inhibición por ácidos grasos de cadena larga. El contenido en lípidos de esta mezcla fue de 35,7 g/L, mucho más alto que los valores inhibidores señalados por otros autores (Ahring *et al.*, 1992; Hanaki *et al.*, 1981). El proceso aplicado únicamente a TDO no resultó satisfactorio. Experimentos en reactor continuo validaron los resultados obtenidos en los experimentos descritos (Campos, 2001).



*Tabla V Producción acumulada de metano y parámetros obtenidos mediante el ajuste del modelo Gompertz*

	Producción de metano		Parámetros modelo Gompertz		
	(mL CH <sub>4</sub> /g sub.)	(mL CH <sub>4</sub> /gSV <sub>ini</sub> )	B <sub>0</sub> (mL CH <sub>4</sub> /gSV <sub>ini</sub> )	R (mL CH <sub>4</sub> /gSV <sub>ini</sub> ·día)	λ (días)
T1	8.80 c	144.0 b	144.98 a	3.76 a	4.04 a
T2	8.50 c	144.0 b	139.32 a	4.44 a	3.99 a
T3	7.32 c	134.8 b	131.33 a	4.17 a	3.07 a
T4	7.35 c	143.6 b	143.59 a	4.38 a	2.57 a
T5	10.68 c	141.0 b	134.57 a	3.5 a	1.60 a
T6	16.57 d	171.6 b	178.72 ab	4.5 a	12.6 b
T7	3.77 b	31.0 a	-	-	-
T8	0.0 a	0.0 a	-	-	-
T9	25.78 f	343.9 d	334.21 b	13.15 c	14.45 b
T10	21.00 e	206.6 c	692.75 c	6.07 b	40.24 c
T11	0.20 a	3.8 a	-	-	-

Test de Duncan con un nivel de significación del 5%. Letras diferentes significan diferencias significativas entre valores medios de cada tratamiento



*Fig. 2.- Producción acumulada de metano por unidad de sustrato, tratando purines de cerdo y mezclas de éstos con residuos de industria alimentaria a 35°C, en las proporciones y nomenclatura indicadas en la Tabla IV.*

## SÍNTESIS

El proceso de digestión anaerobia se configura como uno de los más idóneos para la reducción de emisiones de efecto invernadero, el aprovechamiento energético de los residuos orgánicos y el mantenimiento del valor fertilizante de los productos tratados. La aplicación al tratamiento de purines de cerdo está limitada por su baja relación C/N y bajo potencial de producción de metano. Esta limitación puede ser superada mediante la digestión conjunta (co-

Flotats, X., Campos, E., Palatsi, J., Bonmatí, X. (2001). Digestión anaerobia de purines de cerdo y codigestión con residuos de la industria alimentaria. *Porci; Monografías de actualidad*, 65, pp 51-65.

digestión) con residuos de la industria agroalimentaria, con composiciones complementarias. Se ha estudiado la digestión de mezclas de purines de cerdo con pulpa de pera y tierras decolorante de aceite de oliva, obteniendo, para unas proporciones determinadas, producciones de biogás superiores a las obtenidas para cada residuo por separado.

En estas experiencias se comprobó que no era posible la digestión anaerobia estable de los dos co-substratos de origen industrial solos, por separado, y que los purines aportaban la alcalinidad y los nutrientes necesarios. Estos son ejemplos paradigmáticos de que el tratamiento conjunto de residuos ganaderos y de la industria alimentaria aporta beneficios para los dos sectores de actividad, y contribuye a la gestión integral de éstos.

## REFERENCIAS

- Ahring, B.K., Angelidaki, I., Johansen, K. (1992). Anaerobic treatment of manure together with industrial waste. *Water Science Technology*, 25 (7):311-318.
- Ahring, B.K., Garcia, H., Mathrani, I., Angelidaki, I. (1996). Co-digestión of manure with organic toxic waste in biogas reactors. 125-132. En: *Management of Urban Biodegradable Waste*
- Al Seadi, T., Holm-Nielsen, J.B. (2000). Manure based, centralised co-digestion Plants - Danish experience. En: *Cycle de conférences du Réseau Waste for Energy*. Eden (Ed.), Ed. in CD-ROM.
- APHA -American Public Health Association (1995). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 19<sup>th</sup> ed., APHA-AWWA-WEF, Washington DC, USA.
- Angelidaki, I., Petersen, SP, Ahring, B. (1990). Effects of lipids on thermophilic anaerobic digestion and reduction of lipid inhibition upon addition of bentonite. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 33 (4): 469-472.
- Angelidaki, I., Ahring, B.K. (1993). Effect of the clay mineral bentonite on ammonia inhibition of anaerobic thermophilic reactors degrading animal waste. *Biodegradation*, 3: 409-414.
- Angelidaki, I., Ahring, B.K. (1994). Anaerobic Thermophilic Digestion of Manure at Different Ammonia Loads: Effect of Temperature. *Water Research*: 28, 3, 727-731.
- Angelidaki, I., Ahring, B. (1997). Anaerobic digestion in Denmark. Past, present and future. 336-342. En: *III curso de Ingeniería Ambiental*, Flotats X., (Ed.). Universidad de Lleida.
- Angelidaki, I., Ellegaard, L., Ahring, B.K. (1997). Modelling anaerobic co-digestion of manure with olive oil mill effluent. *Water Science and Technology*, 36 (6-7): 263-269.
- Banks, C.J., Humphreys, P. N. (1998). The Anaerobic Treatment of a Ligno-cellulosic substrate offering little natural pH buffering capacity. *Water Science and Technology*, 38 (4-5): 29-35.
- Bonmatí, A. (2001). Usos de la energía térmica para la mejora del proceso de digestión anaerobia de purines de cerdo y para la recuperación de productos de interés. Tesis Doctoral. Universidad de Lleida.
- Brinkman, J. (1999). Anaerobic digestion of mixed waste slurries from kitchens, slaughterhouses and meat processing industries. Volume I, 190-191. En: *Proceeding of the II International Symposium on anaerobic digestion of solid waste (II ISAD-SW)*, Barcelona, 15th June 1999.
- Callaghan, F.J., Wase, D.A.J., Thayanithy, K., Forster, C.F. (1999). Co-digestion of waste organic solids: batch studies. *Bioresource Technology*, 37: 117-122.
- Campos, E. (2001). Optimización de la digestión anaerobia de purines de cerdo mediante co-digestión con residuos de la industria alimentaria. Tesis Doctoral. Universidad de Lleida.
- Chen, Y.R., Hashimoto, A.G. (1978). Kinetics of methane fermentation. *Biotechnology and Bioengineering Symp.*, 8, pp 269-282.
- Coombs, J. (1990). The present and future of anaerobic digestion. En Wheatley, A., Ed. *Anaerobic Digestion: a Waste Treatment Technology*. Critical Reports in Applied Chemistry, Volume 31. Elsevier Applied Science: 1-42.
- Danish Energy Agency (1999). Bio-statistik (Nyt om biogasfaellesanlaeg). *Dansk Bioenergi*. 48: 10-17.
- Danish Energy Agency (2000). Bio-statistik (Nyt om biogasfaellesanlaeg). *Dansk Bioenergi*. 51: 20-21.

- Flotats, X., Campos, E., Palatsi, J., Bonmatí, X. (2001). Digestión anaerobia de purines de cerdo y codigestión con residuos de la industria alimentaria. *Porci; Monografías de actualidad*, 65, pp 51-65.
- Dar, G.H., Tandon, S.M. (1987). Biogas production from pretreated wheat straw, lantan residue, apple and peach leaf litter with cattle dung. *Biological Wastes*, 21, 75-83.
- DEA, Danish Energy Agency (1995). Progress Report on the Economy of Centralized Biogas Plants. February 1995.
- Dinsdale, R.M., Premier, G.C., Hawkes, F.R., Hawkes, D.L.(2000). Two-stage anaerobic codigestion of waste activated sludge and fruit/vegetable waste using inclined tubular digesters. *Bioresource Technology*, 72, 159-168.
- Di Palma, L., Medici, F., Merli, C., Petrucci, E. (1999). Optimising gas production in the anaerobic codigestion of the organic fraction of solid waste from markets. In: Proceedings of the II International symposium on Anaerobic Digestion of Solid Waste. Barcelona, Junio de 1999, pag 184-189.
- Dupas, G. (2000). Enjeux de la généralization de la couverture étanche des fosses à lisier en France. Cycle de conférences du Réseau Waste for Energy. Chambre de Commerce et d'Industrie, Tarbes, 12 mai. Publication en CD-ROM.
- Edelmann, W., Engeli, H., Graddenecker, M. (1999). Codigestion of organic solid wastes and wastewater. In: Proceeding of the II International Symposium on anaerobic digestion of solid waste (II ISAD-SW), Barcelona, 15-15 June 1999. 381-388.
- Esteban, P. (1999). La producción de energía en la Planta Experimental de Tratamiento de excretas ganaderas de Almazán. IFAES 1999
- Flotats, X. (1993). Tratamiento de la fracción líquida de purines de cerdo mediante un filtro anaerobio con relleno orientado. Tesis Doctoral. Universitat Politècnica de Catalunya.
- Flotats, X. (2000<sup>1</sup>). La planta de biogás de Mas El Cros: evaluación de 16 años de funcionamiento. *Residuos*, 54, pp 54-60.
- Flotats, X. (2000<sup>2</sup>). Perspectivas de futuros desarrollos e iniciativas en la gestión y tratamiento de purines. *RETEMA*, Marzo-Abril, pp 37-47.
- Flotats, X., Bonmatí, A., Campos, E., Antúnez, M. (1999). Ensayos en discontinuo de co-digestión anaerobia termofílica de purines de cerdo y lodos residuales. Efecto del amonio. *Inf. Tecn.*, 10 (1) 79-85.
- Gavala, H.N., Skiadas, I.V., Bozinis, N.A., Lyberatos, G. (1996). Anaerobic codigestion of agricultural industries' wastewaters. *Water Science and Technology*. 34 (11), 67-75.
- Hamzawi, N., Kennedy, K.J., McLean, D.D. (1998). Anaerobic digestion of co-mingled municipal solid waste and sewage sludge. *Water Science and Technology*, 38 (2), 127-132.
- Hanaki, K., Matsuo, T., Nagase, M. (1981). Mechanism of Inhibition Caused by Long-Chain Fatty Acids in Anaerobic Digestion Process. *Biotech. Bioengin.*, **23**, 1591-1610.
- Hansen, K., Angelidaki, I., Ahring, B.(1998). Anaerobic digestion of swine manure: Inhibition by ammonia. *Water Research*, **32** (1), 5-12.
- Hayes, T.D., Theis, T.L. (1978). The distribution of heavy metals in anaerobic digestion. *JWPCF*, 1, 50.
- Henze, M., Harremoës, P., Jansen, J.C., Arvin, E. (1995). *Wastewater Treatment. Biological and Chemical Processes*. Springer Verlag.
- Hilper, R., Winter, J., Kandler, O. (1982) Feed additives and disinfectants as inhibitory factors in anaerobic digestion of agricultural wastes. 2nd E.C. Conference Energy from Biomass, Berlin. Applied Science Publishers, pp 552-558.
- Lay, J.J., Li, Y.Y., Noike, T. (1997). Influences of pH and moisture content on the methane production in high-solids sludge digestion. *Water Research*, **31** (10), 1518-1524.
- Martínez-Almela, J., Campos, E., Almirall, M., Flotats, X., Barrera, J. (2001). Digestión anaerobia de la fracción sólida de purines de cerdo, separada mediante el proceso SELCO-Ecopurín. *Anaporc Científico*, 1 (1): 41-51.
- Pavlostathis, S.G., Giraldo, E. (1991). Kinetics of anaerobic treatment. *Water Science and Technology*, 24(8): 35-59.
- Schmidt, J.E., Angelidaki, I., Ahring, B.K. (1999). Anaerobic digestion of olive mill effluents together with different wastes In: Proceeding of the II International Symposium on anaerobic digestion of solid waste (II ISAD-SW), Barcelona, 15-15 June 1999. Volume II, 180-183.
- Trujillo, D., Pérez, J.F., Cebreros, F.J. (1993). Energy recovery from wastes. Anaerobic digestion of tomato plant mixed with rabbit wastes. *Bioresource Technology*, 45, 81-83.