

# Proyecto Fin de Carrera

## DISEÑO DE UN MODELO SEMIEMPÍRICO DE CODIGESTIÓN ANAEROBIA

### "ANEXOS"

Autor

CARLOS SANTOLARIA CAPDEVILA

Director y ponente

BORIS REBOLLEDO GAJARDO

ANTONIA GIL MARTINEZ

Escuela de Ingeniería y Arquitectura

2014

## Índice Anexos

<b>1. Historia de la tecnología</b> .....	3
<b>1.1. Situación de la generación de biogás en la Unión Europea y en España.</b> .....	4
<b>2. Modelos matemáticos</b> .....	6
<b>2.1. Modelos para calcular la producción de biogás</b> .....	7
<b>2.1.1. Buswell &amp; Mueller (1952)</b> .....	7
<b>2.1.2. Boyle (1976)</b> .....	8
<b>2.1.3. Baserga (1998)</b> .....	8
<b>2.1.4. Keymer &amp; Schilcher (2003)</b> .....	8
<b>2.1.5. Amon et al.(2007)</b> .....	8
<b>2.2. Modelos con reacciones cinéticas</b> .....	9
<b>2.2.2. Modelo Angelidaki (1992)</b> .....	12
<b>2.2.3. ADM-1 (Anaerobic Digestión Model)</b> .....	13
<b>2.3. Desarrollo de un modelo</b> .....	15
<b>3. Selección de sustratos</b> .....	16
<b>3.1. Purín Porcino</b> .....	17
<b>3.2. Alperujo</b> .....	20
<b>3.3. Cascarrilla de arroz</b> .....	23
<b>3.4. Residuos Frutícolas (PERA)</b> .....	25
<b>3.5. Paja de cereales ( trigo y cebada)</b> .....	27
<b>3.6. Residuos de las industrias cárnicas</b> .....	28
<b>3.7. Residuos de la Remolacha</b> .....	31
<b>3.8. Maíz</b> .....	32
<b>3.9. Lodos Residuales</b> .....	34
<b>3.10. Resumen</b> .....	36
<b>3.11. Conclusión</b> .....	38
<b>4. Modelo</b> .....	39
<b>4.1. Mezcla a codigerir</b> .....	45
<b>4.1.1. Conclusión de las mezclas</b> .....	48
<b>4.1. Validación modelo con datos científicos</b> .....	51
<b>5. Conclusiones generales</b> .....	56
<b>6. Referencia Bibliográfica</b> .....	58

## TERMINOLOGÍA

A continuación se incluye la definición de algunos términos utilizados.

- **Asociación Sintrófica:** Se refiere a la dependencia entre grupos de bacterias.
- **ATP:** El trifosfato de adenosina o adenosín trifosfato (ATP, del inglés *Adenosine TriPhosphate*) es un nucleótido fundamental en la obtención de energía celular.
- **Biogás agroindustrial:** Biogás obtenido a partir de subproductos/residuos orgánicos de origen ganadero, agrícola y de la industria alimentaria.
- **Digestión anaerobia:** Descomposición biológica anaerobia (sin oxígeno) de la materia orgánica, para obtener biogás (metano, dióxido de carbono y trazas de otros gases) y digestato.
- **Digestato (o digerido):** Material semilíquido obtenido tras la codigestión anaerobia de residuos orgánicos.
- **Digestato líquido:** Fracción líquida (generalmente con un contenido en sólidos totales inferior al 5%) obtenida del digestato bruto tras un proceso de separación sólido-líquido.
- **Digestato sólido:** Fracción sólida (generalmente con un contenido en sólidos totales superior al 20%) obtenida del digestato bruto tras un proceso de separación sólido-líquido.
- **Energía primaria:** Energía derivada de los recursos naturales antes de su conversión. Esta definición incluye tanto las energías fósiles como las renovables.
- **Estiércol:** Deyecciones generadas en las explotaciones intensivas de ganado vacuno. (bajo contenido en agua)
- **Exoenzima o una enzima extracelular:** Es una enzima que es secretada por una célula y que trabaja fuera de esa célula. Por lo general se utiliza para romper las moléculas grandes que no serían capaces de entrar en la célula de otra manera.
- **Gallinaza:** Deyecciones generadas en las explotaciones intensivas de gallinas ponedoras y pollos de carne o broilers. (bajo contenido en agua)
- **Purín:** Es el conjunto de heces y orina eliminados por los animales, a los que se añade: el agua del interior de las naves (desperdiciada por los bebedores automáticos, pérdida en las fugas de la canalización, agua de limpieza, el pienso desperdiciado en las tolvas y comederos) y agua procedente del exterior de las naves (lluvia sobre fosos y balsas descubiertas, escorrentía que por superficie, llega a los fosos exteriores) (Abaigar et al., 1999)
- **Sustrato:** Materia prima, influente o material orgánico que se introduce en la planta de biogás.
- **Tiempo retención hidráulico (TRH):** Cociente entre el volumen del digestor y el caudal, o volumen de carga diaria. La unidad en la que se expresa es “día”. Indica el tiempo que el sustrato permanece por término medio en el digestor. Esta definición es válida para digestores continuos y semicontinuos, que funcionan en condiciones estacionarias. El término en inglés es *Hydraulic Retention Time* (HRT).
- **Velocidad de carga orgánica (VCO):** Cantidad de materia orgánica introducida por unidad de volumen útil de digestor y tiempo. La unidad en la que se expresa es “kg SV/m<sup>3</sup> y día” o “DQO/m<sup>3</sup> y día”. Valores bajos implican baja concentración en el *input* y/o elevado tiempo de retención. El término en inglés es *Organic Loading Rate* (OLR).

## LISTA DE ACRÓNIMOS

- **AF:** Filtro anaerobio (*Anaerobic Filter*)
- **AGCL:** Ácidos grasos de cadena larga
- **AGV:** Ácidos grasos volátiles
- **BMP:** Potencial bioquímico de metano
- **CE:** Conductividad eléctrica
- **CSTR:** Reactor continuo de tanque agitado (*Continuous Stirred-Tank Reactor*)
- **DQO:** Demanda química de oxígeno
- **EDARI:** Estación Depuradora de Aguas Residuales Industriales
- **FORSU:** Fracción Orgánica de Residuos Sólidos Urbanos
- **MGRT:** Tiempo de residencia mínimo garantizado (*Minimum Guaranteed Retention Time*)
- **MO:** Materia orgánica
- **MS:** Materia seca
- **MCF:** Factor de conversión de metano
- **PFR:** Reactor de flujo pistón (*Plug Flow Reactor*)
- **RB:** Residuo Biodegradable
- **RSU:** Residuo sólido urbano
- **SPA:** Subproducto animal
- **SV:** Sólidos Volátiles
- **ST:** Sólidos Totales
- **Tep:** Toneladas equivalente de petróleo
- **TKN:** Nitrógeno total Kjeldahl
- **UASB:** Reactor de lecho de lodos (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*)
- **SANDACH:** Subproductos animales no destinados al consumo humano

## 1. Historia de la tecnología

El proceso anaerobio ocurre de forma espontánea en la naturaleza para degradar la materia orgánica, produciendo, por ejemplo, el gas de los pantanos, el gas natural de yacimientos subterráneos o incluso el gas metabólico producido en el estómago de los rumiantes.

Desde tiempos del imperio romano el hombre ha sentido interés sobre la descomposición de la materia orgánica y de los gases generados en el proceso. Sin embargo el primer estudio científico acerca de la digestión anaeróbica se realizó en el siglo XVIII por Volta, el cual investigó e identificó el gas de los pantanos. En el 1804, Dalton, estableció la composición química del metano (CH<sub>4</sub>). Hasta mediados del siglo XIX no se tuvo certeza de la participación de organismos vivos unicelulares en el proceso, siendo Beauchamp, en 1868, quién estableció la presencia de microorganismos en los procesos de producción de metano. Pasteur descubrió que mediante la temperatura se podía favorecer el desarrollo de los microorganismos más interesantes. Propoff, en 1875, descubrió que la formación de biogás sólo se producía en condiciones anaerobias. En 1884, Pasteur investigó sobre la producción de biogás a partir de residuos animales, proponiendo la utilización del biogás para la iluminación de las calles (Muñoz Valero et al., 1987).

En 1890 Donald Cameron diseñó una gran fosa séptica para la ciudad de Exeter, en Gran Bretaña, y con el gas obtenido alimentó la red de alumbrado público. Durante la Segunda Guerra Mundial, muchos granjeros de Inglaterra, Francia, e incluso Alemania, construyeron digestores para producir gas combustible y con él alimentar tractores y producir electricidad. Estas instalaciones cayeron en desuso a finales de los años 1950. (Flotats,X., Bonmatí, A., Campos, E., 1997)

La primera instalación de la que se tiene 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 de ganado vacuno, 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, con lo cual no se controla la estabilidad en la producción de gas. A su vez, el gas debe ser quemado en ambientes abiertos para evitar problemas de asfixia, por acumulación de óxidos de carbono o azufre.

En los países industrializados la historia de la tecnología de biometanización ha sido diferente y el desarrollo ha estado motivado más por motivaciones medio-ambientales que puramente energéticas, siendo un método clásico de estabilización de lodos activos residuales de estaciones depuradoras de aguas residuales urbanas. A partir de la crisis energética de 1973, y durante la década de los ochenta, volvió a adquirir cierta importancia como forma de recuperación energética en explotaciones agropecuarias y agroindustriales.

Con la bajada de los precios del petróleo, a finales de los años ochenta, el interés por la tecnología de digestión anaerobia volvió a decaer, aunque en algunos países industrializados se han desarrollado importantes programas de desarrollo de plantas anaerobias a escala industrial, teniendo como objetivos principales la gestión de residuos, principalmente

ganaderos, la estabilización e higienización de los mismos, y el fomento de las energías renovables, para disminuir la emisión neta de gases de efecto invernadero. El principal exponente es Dinamarca, donde, en 1985, comenzó un programa demostración, desarrollado conjuntamente por los ministerios de agricultura, energía y medio ambiente, en un esfuerzo por demostrar el potencial de grandes plantas de digestión anaerobia como productores de energía eléctrica. Así, en 1997 se contabilizaban 19 grandes plantas que tratan conjuntamente residuos de origen industrial, residuos urbanos, lodos de depuradora y residuos ganaderos (Angelidaki et al., 1997; Ahring y Angelidaki, 1997), aunque en el año 2000 los objetivos eran duplicar la producción, y continuar aumentando hasta el año 2030.

La digestión anaerobia de la fracción orgánica de residuos sólidos municipales (FORSM) ha sido estudiada en las últimas décadas, al intentar desarrollar una tecnología que ofrezca estabilización de residuos, recobro de energía y recursos (Nguyen et al., 2007). Anteriormente, la digestión anaerobia fue un tratamiento mono sustrato y de simple propósito. Por ejemplo el estiércol se digería para producir energía y las aguas residuales industriales debían ser pre-tratadas. En la actualidad la digestión anaerobia es más conocida y la confianza en esta tecnología se ha incrementado, siendo un proceso multipropósito sirviendo al mismo tiempo para la producción de energía, para la mejora de la calidad de fertilizantes de residuos (lodo residual), para la reducción en la contaminación de efluentes y para otros propósitos. (Álvarez, 2004).

### **1.1. Situación de la generación de biogás en la Unión Europea y en España.**

En las últimas décadas el uso de la tecnología de la digestión anaeróbica se ha difundido ampliamente en los países europeos debido a las herramientas legislativas desarrolladas para incrementar la producción de biogás en los sectores agropecuarios.

Hasta el año 2005, el país que se encontraba a la cabeza de la producción en Europa era Gran Bretaña, básicamente por la recuperación de biogás de vertederos, siendo el país más activo en este campo, debido al sistema de certificación de energía renovable: Renewable Obligation Certificate (ROC). A partir del año 2006, Alemania se ha puesto a la cabeza de Europa en la producción de energía vía biogás, básicamente por la gran actividad en la implantación de pequeñas plantas descentralizadas de tratamiento de residuos agropecuarios con producción de energía eléctrica y aprovechamiento de energía térmica mediante cogeneración (Flotats et al., 2011).

Respecto a la producción eléctrica Alemania y Reino Unido producen el 68 % de la energía eléctrica obtenida a partir de biogás, mientras que el resto de países europeos generan el 32 % ( Barometer on the estate of renewable energies in Europe, 2009)

También destacable es el caso de Dinamarca, donde la producción energética de biogás procede en su mayoría de plantas centralizadas. A pesar de que en términos absolutos de energía producida Dinamarca ocupa el décimo lugar en Europa, es el quinto en energía producida de biogás per cápita (Flotats et al., 2011).

En Dinamarca, la producción energética de biogás procede de plantas centralizadas de codigestión y pequeñas plantas descentralizadas en granjas (71 %), del aprovechamiento de biogás de vertederos (7 %) y de digestores tratando lodos de depuración (22 %). La gestión centralizada de residuos orgánicos y codigestión de residuos ganaderos e industriales ha sido una de las grandes aportaciones de Dinamarca en este sector, así como el desarrollo de la cogeneración con biogás y el máximo aprovechamiento de la electricidad y energía térmica producida (Flotats et al., 2011).

Otro país puntero en Europa es Suecia, ya que se ha convertido en el líder mundial en la utilización de biogás como energía renovable para aplicaciones de transporte. Según datos de 2004, aproximadamente 4500 vehículos funcionaban ya con combustible gas, incluyendo la mayoría de autobuses urbanos de sus principales ciudades. El 45 % de gas de estos vehículos procede de biogás, mientras que el resto 55 % procede del gas natural (Probiogas, 2009)

La actividad de las empresas y los marcos de actuación creados en países como Alemania, Dinamarca, Suecia o Austria ilustran el camino a seguir por el resto de países de la Unión Europea.

En España, a principios de la década de los 80, se favoreció la instalación de plantas de biogás en el sector ganadero, mediante una línea de subvenciones iniciada por la IRYDA durante 1981 y 1982 (Flotats y Gibert, 2002). Unos años más tarde, se llevó a cabo un seguimiento de las instalaciones y se pusieron de manifiesto deficiencias en algunas de estas plantas. Entre las principales causas de estas deficiencias, se encontraban diseños incompletos y no adaptados a las condiciones del campo español, así como diversos problemas de mantenimiento y operación no realizados de forma óptima (Rieradevall et al., 1985).

Esta situación, así como una baja retribución por la venta de energía eléctrica a partir de biogás, ocasionaron el estancamiento del biogás agroindustrial en España. La mayoría de plantas quedaron progresivamente fuera de servicio, y la producción de biogás agroindustrial ha sido prácticamente testimonial desde entonces.

En términos de energía primaria de biogás, España ocupaba en 2008 el séptimo lugar en la producción en Europa. Casi el 78 % del biogás procede de vertederos mientras que tan sólo el 13 % procede de unidades descentralizadas de digestión agrícola, unidades de metanización de desechos municipales sólidos o unidades centralizadas de codigestión (Flotats et al., 2011).

## 2. Modelos matemáticos

El aumento del coste de los combustibles convencionales ha acentuado el interés en el desarrollo de nuevas fuentes de energía renovable. La utilización del metano contenido en el biogás puede llegar a reemplazar gradualmente los combustibles fósiles, debido a la rentabilidad específica que genera la producción de este biocombustible y la característica del carbono neutro. A causa de la eficiencia del proceso bioquímico que depende de la cantidad de metano generado y del porcentaje de reducción de la demanda química de oxígeno durante la digestión anaeróbica, es necesario realizar la optimización operacional de las instalaciones. Esta optimización operacional hace algunas décadas era desarrollada a escala de plantas piloto, lo cual requería una gran cantidad de energía y largos periodos de operación. A partir de la década de 1970 surgió la necesidad de utilizar modelos matemáticos para:

- Comprender y reproducir los experimentos.
- Aplicar los resultados experimentales de plantas industriales y mejorar el diseño.
- Comprender las complejas interrelaciones de los diferentes parámetros del proceso y su influencia en la digestión, lo que da lugar a un proceso optimizado.
- Analizar la naturaleza biológica, química y física del proceso.

Inicialmente se desarrollaron modelos muy simples de carácter empírico. Estos modelos preliminares se basaban principalmente de un conjunto reducido de ecuaciones, las cuales permitían simular el comportamiento del consumo de un metabolito específico y paralelamente estimaban el comportamiento de la población microbiana de forma generalizada mediante tasas cinéticas sencillas. Posteriormente se han desarrollado modelos matemáticos más complejos como resultado del avance en el conocimiento de las etapas desde el punto de vista microbiológico y bioquímico; sumado al gran progreso tecnológico en la capacidad de cálculo computacional.

El modelamiento del proceso de digestión anaeróbica como un proceso de múltiples etapas, se enfoca en la descripción de las etapas limitantes del proceso y su influencia sobre la razón global del mismo, a pesar de que la etapa limitante del proceso puede variar de acuerdo a las condiciones de operación. La mayor parte de modelos para la producción de biogás incluyen todas las etapas, aunque sólo la etapa limitante es realmente importante para el modelado del proceso. Andrews (1969) basado en resultados experimentales considera la degradación del ácido acético a metano como la etapa limitante, mientras que Veeke y Hamelers (1999) consideran los procesos iniciales de hidrolización de la materia orgánica como la etapa limitante del proceso.

Algunos modelos consideran un determinado parámetro como la temperatura del proceso, el amoníaco, el hidrogeno o el tipo de sustrato como el principal modulador del proceso. Estos parámetros son particularmente interesantes para el diseño y funcionamiento de un sistema de gestión optimizado. (IGRC., 2008)

Los modelos que describen el proceso de producción de biogás son necesarios para:

- Facilitar la comprensión del proceso
- Nuevos diseños o mejorar viejas plantas de biogás.

- Comprender y seleccionar adecuadamente los sustratos y mezclas de sustratos.
- Comparar y seleccionar adecuadamente procesos y componentes.
- Optimizar las operaciones de una planta de biogás.
- Análisis ecológico y económico.

Los modelos se han vuelto cada vez más y más complejos, pero por más complejos no son necesariamente mejores. El nivel de complejidad necesario depende de la finalidad del modelo (Eva Ericson, 2010).

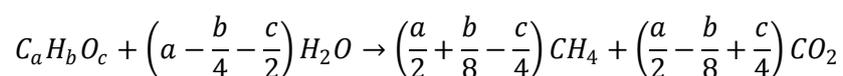
## 2.1. Modelos para calcular la producción de biogás

Los modelos sencillos predicen la producción de biogás mediante la resolución algebraica de ecuaciones empíricas sin tener en cuenta las reacciones bioquímicas fundamentales que intervienen en el proceso.

Además, debido a que los modelos no son de carácter general, estos modelos son solo buenos para sustancias de composición química conocida.

### 2.1.1. Buswell & Mueller (1952)

Buswell y Mueller realizaron una estequiometría química basada en la ecuación 2:

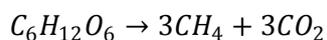


Ecuación 1

Con esta [ecuación 1](#) se puede calcular la producción de metano y dióxido de carbono, sabiendo solo la composición química de la materia orgánica, con una incertidumbre aproximadamente del 5%.

En esta ecuación no se tiene en cuenta la degradación de la materia orgánica, por lo que es un completo metabolismo que se tienen solo en cuenta las sustancias conocidas.

De acuerdo con esta relación, la degradación de glucosa proporciona la siguiente fracción de metano, por ejemplo el 50%.



La siguiente [tabla 1](#) muestra algunos ejemplos:

Sustancia	Composición	Producción de gas (l/kg*ST)	CH <sub>4</sub> (%)	CO <sub>2</sub> (%)
Glucosa	C <sub>6</sub> H <sub>12</sub> O <sub>6</sub>	747	50	50
Ácido Acético	C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> O <sub>2</sub>	772	38	62
Propiónico	C <sub>3</sub> H <sub>6</sub> O <sub>2</sub>	908	58	42
Butírico	C <sub>4</sub> H <sub>8</sub> O <sub>2</sub>	772	63	37
Ácido Láurico	C <sub>12</sub> H <sub>24</sub> O <sub>2</sub>	1344	71	29
Mirístico	C <sub>14</sub> H <sub>28</sub> O <sub>2</sub>	1375	71	29
Palmítico	C <sub>16</sub> H <sub>32</sub> O <sub>2</sub>	1400	72	28
Ácido Esteárico	C <sub>18</sub> H <sub>36</sub> O <sub>2</sub>	1420	72	28

Tabla 1. Rendimientos teóricos de gas para la ecuación de Buswell

Esta ecuación parece ser útil en el campo científico, por ejemplo para la evaluación de las pruebas de fermentación que utilizan sustancias puras.

### 2.1.2. Boyle (1976)

Boyle incluyó nitrógeno y azufre en la ecuación de Buswell y Mueller (1952) para obtener los rendimientos teóricos de biogás y metano, además de las concentraciones de amoníaco y sulfuro de hidrogeno.

$$C_a H_b O_c N_d S_e + \left( a - \frac{b}{4} - \frac{c}{2} + \frac{3 \cdot d}{4} + \frac{e}{2} \right) H_2O \\ \rightarrow \left( \frac{a}{2} + \frac{b}{8} - \frac{c}{4} - \frac{3 \cdot d}{8} - \frac{e}{4} \right) CH_4 + \left( \frac{a}{2} - \frac{b}{8} + \frac{c}{4} + \frac{3 \cdot d}{8} + \frac{e}{4} \right) CO_2 + dNH_3 + eH_2S$$

Ecuación 2

Tanto la ecuación 2 como la anterior (ecuación 1) pueden ser utilizadas para equilibrar el carbono convertido en metano durante la fermentación anaeróbica.

### 2.1.3. Baserga (1998)

Baserga clasifica la materia orgánica de los cosustratos (sustratos orgánicos que se utilizan además de los residuos animales) en carbohidratos, grasas y proteínas. De esta manera define la producción de gas y la fracción de metano de estos tres componentes por separado,

	PRODUCCIÓN DE GAS (L/Kg*S)	CH <sub>4</sub> (%)
<b>Carbohidratos</b>	790	50
<b>Grasas</b>	1250	68
<b>Proteínas</b>	700	71

Tabla 2. Producción de gas y fracción de metano para diferentes componentes orgánicos. (Baserga, 1998)

### 2.1.4. Keymer & Schilcher (2003)

Keymer y Schilcher desarrollaron un modelo computacional para la estimación de la producción de biogás a partir de sustratos agrícolas. El método se basaba en las siguientes suposiciones:

- Se determina el rendimiento del gas a partir de la degradación del contenido en proteínas, grasas y carbohidratos.
- La digestión de la materia orgánica es similar al proceso de digestión de los alimentos en el estomago de los rumiantes (ganado bovino, ovino y caprino).

Determinan empíricamente la producción de biogás a partir de las diferentes fracciones de nutrientes de un gran número de piensos.

### 2.1.5. Amon et al.(2007)

Dividió la materia orgánica en cuatro componentes básicos (proteína XP, grasa XL, fibra XF, extractos libres de Nitrógeno XX) para estimar los valores de energía del metano (MEV en l/kg de sólidos volátiles) de los cultivos energéticos como el maíz, los cereales o la hierba. Además

consideró un coeficiente de regresión ( $x_1-x_4$ ), el cual se determinó con pruebas de lotes de cultivos energéticos.

$$MEV = x_1 \cdot XP + x_2 \cdot XL + x_3 \cdot XF + x_4 \cdot XX$$

Ecuación 3

Para una máxima producción de biogás se tienen que tener en cuenta factores claves como son las especies y las variedades de los cultivos energéticos, el tiempo de cosecha, el modo de conservación y pretratamiento de la biomasa antes del proceso de digestión, además de la composición de nutrientes de los cultivos energéticos (Amón et al., 2007).

## 2.2. Modelos con reacciones cinéticas

Un modelo validado de digestión anaeróbica constituye una herramienta muy útil, tanto para la optimización del diseño, como para la operación de plantas de tratamiento, permitiendo determinar el efecto de las características del sustrato y la carga sobre el desarrollo del proceso de digestión anaerobia.

Un modelo puede ser de estado estacionario o dinámico. Los modelos estacionarios pueden ser útiles en la fase de diseño y dimensionamiento de digestores, en cambio los modelos dinámicos pueden predecir la evolución de los procesos de forma continua.

En la literatura se recogen gran variedad de modelos dinámicos estructurados, que aunque se basan en los mismos principios, dan un peso especial a un determinado parámetro, considerándolo como el principal modulador del proceso.

### 2.2.1. Modelos de crecimiento bacteriano

La base de la cinética del crecimiento bacteriano procede de los bioquímicos alemanes Michaelis y Menten, que publicaron su modelo en el 1913, describiendo la actividad de la enzima dependiendo de la concentración de sustrato. Pero fue en 1950 cuando se aceptó la cinética de Monod, que propuso una expresión similar a la ecuación de Michaelis-Menden.

$$\mu = \mu_{max} \frac{S}{K_s + S}$$

Donde:

SÍMBOLO	DEFINICIÓN
$\mu$	Tasa de crecimiento específica
$\mu_{max}$	Tasa máxima de crecimiento específica
$S$	Concentración de sustrato
$K_s$	Constante de saturación

Si la cantidad de sustrato es muy grande la tasa de crecimiento se aproxima al valor máximo y si la concentración de sustrato tiende a cero, se aproxima a cero, esto es debido a que la tasa de crecimiento bacteriano es proporcional al tamaño poblacional. Como se puede observar en la [ilustración 1](#), en condiciones óptimas, la tasa de crecimiento bacteriano sigue un crecimiento exponencial en el tiempo.

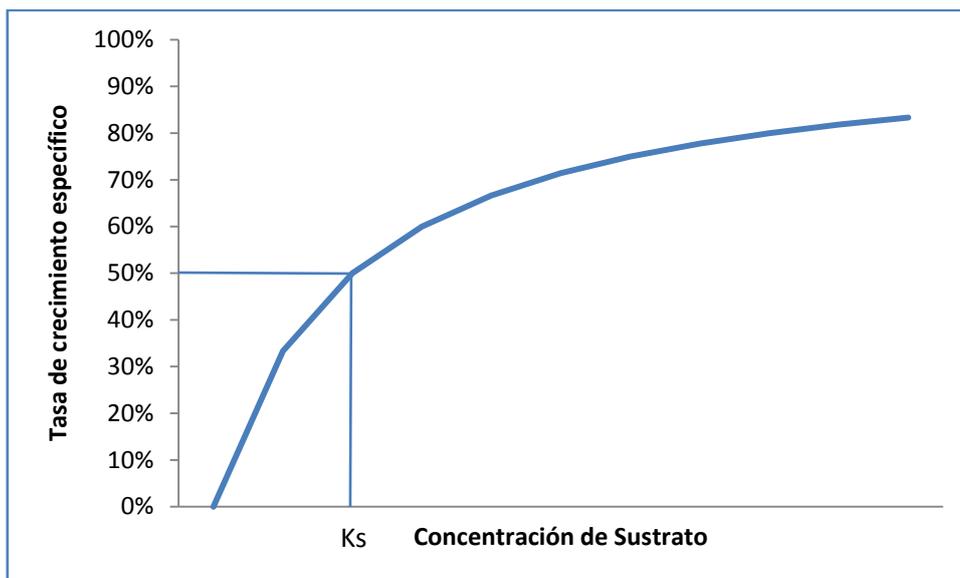


Ilustración 1. Cinética de crecimiento de Monod.

En la [tabla 3](#) se detallan las diferentes expresiones cinéticas que afectan a la velocidad de crecimiento específica.

TIPO DE CINÉTICA	MODELO
Primer orden	$\mu = \frac{kS}{S_0 - S}$
Monod (1950)	$\mu = \mu_{max} \frac{S}{K_s + S}$
Chen y Hashimoto (1978)	$\mu = \mu_{max} \frac{S/S_i}{K + \frac{S(1-K)}{S_i}}$
Haldane (1930)	$\mu = \mu_{max} \frac{S}{K_s + S} * \frac{K_i}{K_i + S}$
Andrews (1968)	$\mu = \mu_{max} \frac{1}{1 + \frac{K_s}{S} + \frac{S}{K_i}}$

Tabla 3. Expresiones matemáticas de la cinética

Cada modelo matemático considera una o varias fases del proceso de digestión anaerobia para describir su modelo y considera diferentes expresiones cinéticas para ello. A modo de resumen, en la siguiente [tabla 4](#) se anotan una serie de modelos con la cinética utilizada.

MODELOS	PROCESO			
	Hidrolítico	Acidogénico	Acetogénico	Metanogénico
Angelidaki et al, (1993, 1996, 1999)	PO, M, A, H	M, H	M	M
Costello et al, (1991)			M	
Hill (1982)	A, M		M	
Mosey (1983)			M	
Shin y Song (1995)	PO			
Siegrist et al, (1993)	PO, M	M	M	
Vavilian et al, (1994)	PO,M			

Tabla 4. Ecuación cinética utilizada por diferentes autores para simular el proceso.

Cinética (A - Andrews, CH - Chen y Hashimoto, H - Haldane, M - Monod, PO -Primer Orden,)

#### **Proceso Hidrolítico:**

La mayoría de estos modelos utilizan la cinética de primer orden para simular la fase de hidrólisis. Modelos como Hill (1982) y Siegrist et al, (1993) consideran un único proceso general de hidrólisis de la materia orgánica insoluble. Angelidaki et al, (1999), consideran la cinética de primer orden pero para cada uno de los tres grandes grupos de macromoléculas (carbohidratos, proteínas y lípidos).

#### **Proceso Acidogénico:**

La mayoría de los modelos simulan la velocidad de fermentación mediante la cinética de Monod, modificada por funciones de inhibición, sin embargo muchos autores no consideran la inhibición, a causa de la versatilidad de los microorganismos fermentativos. Siegrist et al, (1993) considera la cinética tipo Monod modificada por factores de inhibición para describir la degradación de los ácidos grasos de cadena larga. Angelidaki et al, (1999) simula la inhibición de AGCL considerando dos términos multiplicativos (la limitación de AGCL y la concentración de amonio). Siegrist et al, (1993) también tiene en cuenta como inhibidor de este proceso la concentración de ácido acético.

#### **Proceso Acetogénico:**

Hill (1982), Mosey (1983), Costello et al, (1991), Siegrist et al., (1993) y Angelidaki et al., (1999) aplican la cinética de Monod modificada por coeficientes de inhibición para la simulación matemática de la fase acetogénica.

#### **Proceso Metanogénico:**

Hay modelos que consideran separadamente la simulación de los organismos hidrogenotróficos de los acetoclásticos, pero otros como Angelidaki et al., (1993; 1999) los consideran inseparables.

Se puede decir que, a excepción de la fase hidrolítica, las demás fases pueden ser simuladas idóneamente bien utilizando la cinética de Monod.

### 2.2.2. Modelo Angelidaki (1992)

En el modelo Angelidaki et al.(1992) el sustrato se define por su composición orgánica e inorgánica. Los componentes orgánicos son:

- Carbohidratos
- Proteínas
- Lípidos
- Intermedios de degradación

Los componentes inorgánicos incluidos son:

- Amoníaco
- Fosfato
- Carbonato
- Sulfuro de Hidrógeno
- Aniones y cationes

Hay seis ecuaciones cinéticas utilizadas en el modelo, una para cada fase (Angelidaki et al., 1999). Las fases son:

1. Hidrólisis
2. Degradación de glucosa acidogenica
3. Lipolisis<sup>1</sup>
4. Ácidos Grasos de Cadena Larga – degradación acetogénica
5. Ácidos Grasos Volátiles – degradación acetogénica
6. Paso metogénico acetoclastico

El modelo de Angelidaki, es bueno para describir el comportamiento de los digestores alimentados de estiércol. Los modelos alimentados con estiércol exhiben una auto-regulación del pH, atribuido al amoníaco generado. El modelo de Angelidaki et al., (1993) considera la hidrólisis, la acidogénesis, la acetogénesis y la metanogénesis.

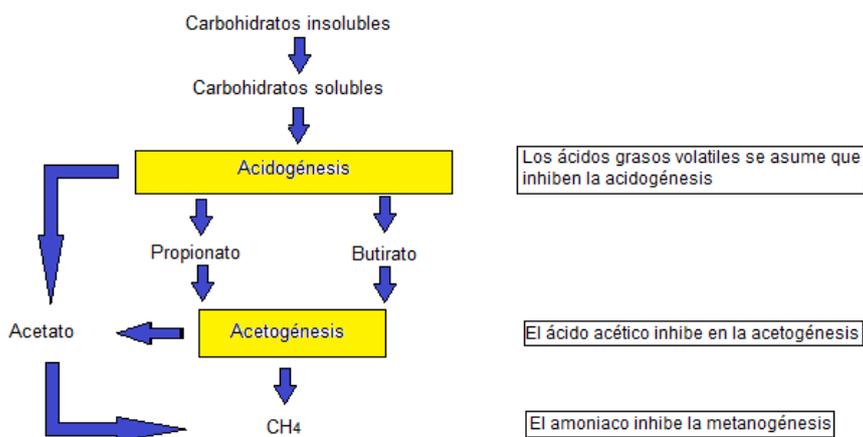


Ilustración 2. Diagrama de flujo del modelo Angelidaki et al. (1993)

<sup>1</sup> Proceso metabólico mediante el cual los lípidos son transformados para producir ácidos grasos y glicerol.

La tasa máxima de crecimiento específico de la bacteria y el grado de ionización del amoníaco se supone que depende de la temperatura y del pH. En la digestión anaerobia termofílica de residuos ganaderos, y especialmente purines de cerdo, el principal modulador del sistema es el amoníaco libre (Angelidaki y Ahring, 1993b), cuya concentración es función del pH y temperatura, aumentando con estas variables.

Proceso de autorregulación del pH:

- Cuando el amoníaco libre (alto pH) inhibe la metanogénesis, especialmente la acetoclástica, se acumula ácido acético (Koster y Lettinga, 1988; Angelidali y Ahring, 1993b; Hansen et al., 1998). Esto provoca la inhibición de la acetogénesis y en consecuencia la acumulación del ácido propiónico, butírico y valérico (Ahring y Westermann, 1988; Fukuzaki et al., 1990) que conduce a la inhibición de la acidificación.
- La acumulación de ácidos grasos volátiles reduce el pH, causando un descenso de la concentración de amoníaco libre y por lo tanto el descenso de la inhibición de la metanogénesis y la reactivación del proceso, aunque con una tasa de producción de metano menor (Angelidali y Ahring, 1993b)

Es un proceso de autorregulación, a menos que la magnitud de las perturbaciones sea mayor que la máxima perturbación que puede soportar el sistema. Cuando esto ocurre el pH desciende significativamente, causando insuficiencia en el digestor.

El pH tiene un importante efecto sobre la tasa de crecimiento de los microorganismos anaerobios, hidrolíticos, acidogénicos, acetogénicos y metanogénicos (Clark y Speece, 1989), que alcanzan un óptimo para un pH en torno a la neutralidad. En general, se considera que el pH del medio afecta a la velocidad máxima de crecimiento de los microorganismos, siguiendo una función de Michaelis normalizada (Angelidali et al., 1993; Kalyuzhnyi, 1997) o similar (Siegrist et al., 1993; Vavilin et al., 1995).

### **2.2.3. ADM-1 (Anaerobic Digestión Model)**

En el 1998 la Asociación Internacional del Agua (IWA, siglas en inglés) formó un grupo de trabajo sobre el modelamiento matemático de la digestión anaeróbica creado para formar una plataforma común sobre el modelado de procesos anaeróbicos y su simulación. El modelo fue presentado por primera vez en 2001 y se denominó Modelo de Digestión Anaerobia Nº 1 (ADM-1). El grupo de trabajo incluye investigadores de la talla de Angelidaki y Siegrist (responsables de dos de los modelos más modernos).

Las motivaciones principales para el desarrollo de un modelo genérico fueron la necesidad de implementación de un modelo en las etapas de diseño, operación y optimización de los procesos anaeróbicos, estableciendo una base común para adicionales desarrollos en materias de modelamiento y la posibilidad de validación de los resultados mediante mediciones sobre sistemas experimentales.

Además el ADM-1 es un modelo cinético de aplicación universal que permite la descripción matemática de la digestión anaeróbica de diferentes tipos de sustratos orgánicos, tales como los materiales celulósicos, compuestos fenólicos y residuos agropecuarios, entre otros.

Este modelo considera tanto los procesos bioquímicos (incluye organismos vivos), así como procesos físico-químicos (no incluyen organismos vivos) (Batstone et al., 2002).

Los procesos bioquímicos descritos son:

- Desintegración
- Hidrólisis
- Acidogénesis
- Acetogénesis
- Metanogénesis

En cuanto a los procesos físico-químicos:

- Proceso líquido-gas
- Proceso líquido-líquido

El modelo ADM-1 puede predecir la dinámica de 24 especies (variables de estado) que interactúan en 19 procesos de bioconversión incluidos en el proceso global de digestión anaeróbica, con el requerimiento de la estimación de un gran número de parámetros, constantes y coeficientes que describen el desarrollo del proceso.

Ya que es un modelo general del proceso de digestión anaeróbica, el modelo ADM-1 desprecia algunos procesos y especies para evitar el incremento en la complejidad del modelo. No obstante, el alto número de parámetros y las dificultades numéricas que genera el amplio número de ecuaciones dinámicas sobre el sistema de cálculo computacional, así como algunos errores identificados desde el punto de vista estructural, han sido cuestionadas (Daels et al., 2009; Kleerebezem y Van Loosdrecht, 2006a).

Una desventaja del ADM-1 (y probablemente la principal) es que, debido a su complejidad, la reducción de sulfato y por tanto la formación de  $H_2S$  no se incluye, por lo que es incapaz de modelar sistemas con bajas o medianas cantidades de sulfuro (Galí et al., 2009)

Otras debilidades señaladas por Kleerebezem & Loosdrecht del modelo ADM-1:

- Errores en la estequiometría
- Problemas con el tiempo de retención de sólidos
- Falta de restricciones de los límites termodinámicos

Zaher et al. también creó un procedimiento para caracterizar los residuos con el fin de generar variables de entrada para ADM-1.

### 2.3. Desarrollo de un modelo

A causa de la complejidad del proceso de degradación anaeróbica es difícil desarrollar un modelo matemático que refleje la “realidad biológica”. Por lo que se ha diseñado un modelo semiempírico basado principalmente de un conjunto reducido de ecuaciones, las cuales permitan simular el comportamiento del consumo de un metabolito específico y paralelamente estimar la producción de biogás y su contenido en metano.

Pasos a seguir para desarrollar el modelo:

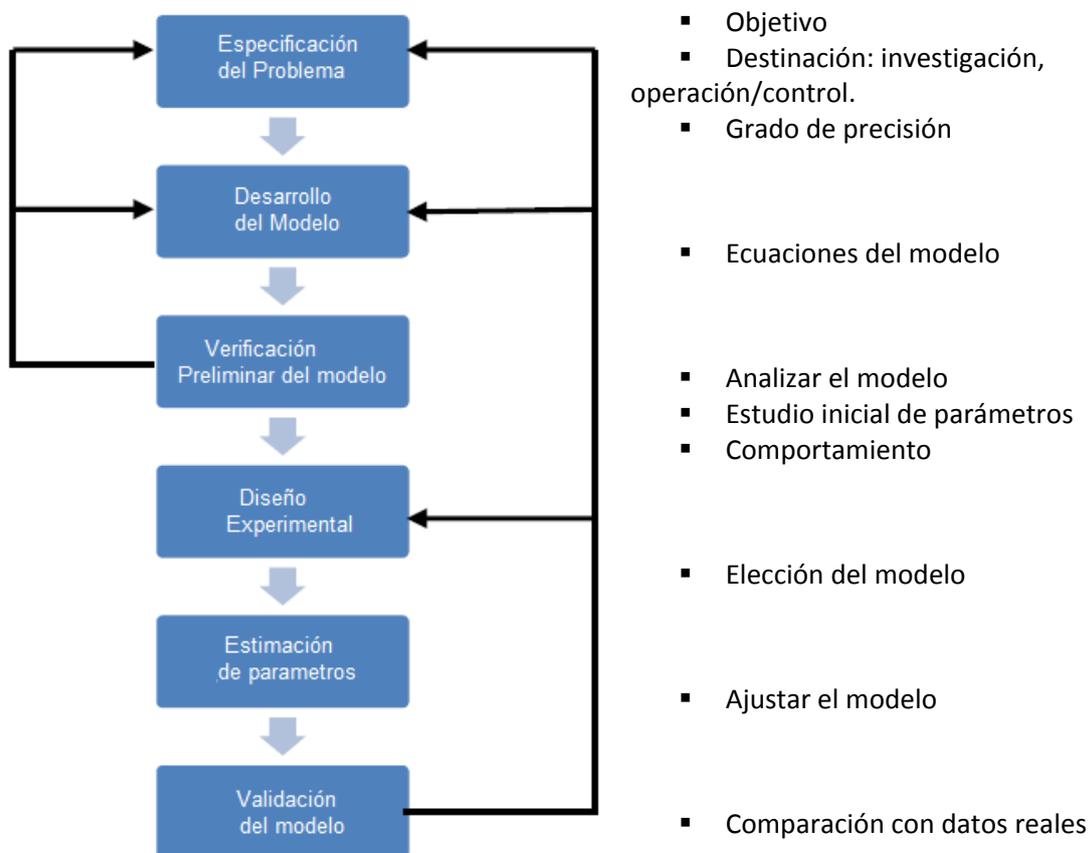


Ilustración 3. Etapas del desarrollo de un modelo dinámico de digestión anaerobia. (Sanders et al., 2003)

### 3. Selección de sustratos

El sustrato es el material orgánico con el cual se alimenta a un digestor para su descomposición anaeróbica, es por ello que existe una gran cantidad y variedad de sustratos animales y vegetales que son posibles de emplear. Sin embargo, para que esta tecnología sea rentable económicamente y una excelente fuente de energía, se priorizará emplear desechos orgánicos, es decir materiales que no tengan otra aplicación y que son contaminantes orgánicos, para dar valor agregado al convertirlos en materia prima.

La calidad del sustrato es un factor que tiene una importante influencia en la producción de biogás, ya que depende de la cantidad de grasas, proteínas, hidratos de carbono y nutrientes que tenga la biomasa.

#### Objetivo:

Los residuos ganaderos, y en concreto el purín de cerdo, pueden ser una buena base para la codigestión porque, generalmente, presentan un contenido de agua más alto que la mayoría de residuos industriales, una mayor capacidad tampón y aportan una amplia variedad de nutrientes necesarios para el crecimiento de los microorganismos anaerobios (Angelidaki y Ahring, 1997a).

Además del purín de cerdo se han seleccionado diferentes residuos orgánicos agroindustriales (agrícolas o de la producción y distribución de alimentos) como posibles cosustratos para la digestión con purín porcino. Los residuos seleccionados para codigerir con el purín porcino son los siguientes:

- Alperujo
- Cascarilla de arroz
- Residuos Frutícolas (Pera)
- Paja de cereal (trigo y cebada)
- Residuos de las industrias cárnicas
- Residuos de la Remolacha
- Ensilado de maíz
- Lodos Residuales

Esta alternativa de valorización de los residuos presenta un futuro prometedor por sus grandes ventajas inherentes de la codigestión anaerobia. Estas ventajas se resumen a continuación:

#### Ventajas:

- Reciclaje de residuos agroindustriales transformándolos en fertilizantes para uso agrícola.
- Permite aprovechar la complementariedad de la composición de los residuos para hacer procesos más eficientes.
- Mayores ingresos, por el incremento de la producción de biogás.
- Compartir instalaciones de tratamiento, reduciendo costes de inversión y operación.
- Amortiguar las variaciones temporales en composición y producción de cada residuo por separado.

### **3.1. Purín Porcino**

Denominamos purín porcino a la mezcla de las deyecciones del ganado porcino, líquidas, como resultado del tipo de alimentación (con contenidos proteicos y energéticos elevados) y del manejo actual del lecho (o cama) del ganado que consiste en que no haya ( el suelo es de plástico o de hormigón, normalmente en configuración de slat), la comida que no se aprovecha (cae, los animales juegan, etc.), el agua de bebida que se puede derramar, y el agua de limpieza y/o de refrigeración. A veces también incluye el agua de la lluvia o de escorrentía superficial del área de la explotación. Su contenido de agua es pues, elevado (habitualmente supera el 90%), y por lo tanto los purines son de consistencia líquida (M. Rosa Teira et al., 2008)

#### **3.1.1. Ventajas de su utilización**

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 operación:

- Grandes instalaciones de gestión centralizada (DEA, 1995)
- Plantas en granjas individuales (Flotats, 2001)
- Instalaciones sencillas de recuperación de gas en balsas cubiertas (Dupas, 2000)
- Procesando la fracción líquida (Esteban, 1999) o la fracción sólida (Martínez-Almela et al., 2001)

Las ventajas genéricas del proceso de digestión anaerobia con purín de cerdo son bien conocidas ( Flotats, 2002), y las líneas de investigación y desarrollo se dirigen a conocer mejor el proceso a nivel microbiológico, a aumentar la velocidad de proceso, a incrementar la capacidad de control, a aumentar el potencial de producción de biogás, a mejorar el balance energético, a integrar el proceso en un tratamiento completo y, concluyendo, a mejorar el balance económico.

#### **3.1.2. Factores**

No es fácil tipificar la composición de los purines de cerdo. Ya que existe una alta variabilidad en la composición del purín dependiendo del tipo de explotación, la edad del animal, la dieta y el manejo de la explotación (tipo de bebederos, manejo del agua, etc.). También podemos encontrar variabilidad en la composición en una misma granja según la estación del año y el momento de vaciado de la fosa, ya que se produce una estratificación (M. Yagüe et al., 2008).

Según Leirós et al., 1983 la diferencia entre materia seca y materia orgánica puede explicarse por las lluvias recibidas durante el almacenamiento en las fosas a cielo abierto, y en las fosas cerradas puede deberse a las diferentes cantidades de agua de limpieza utilizadas en las granjas. Además en las fosa se produce estratificación.

##### **3.1.2.1. Fosa**

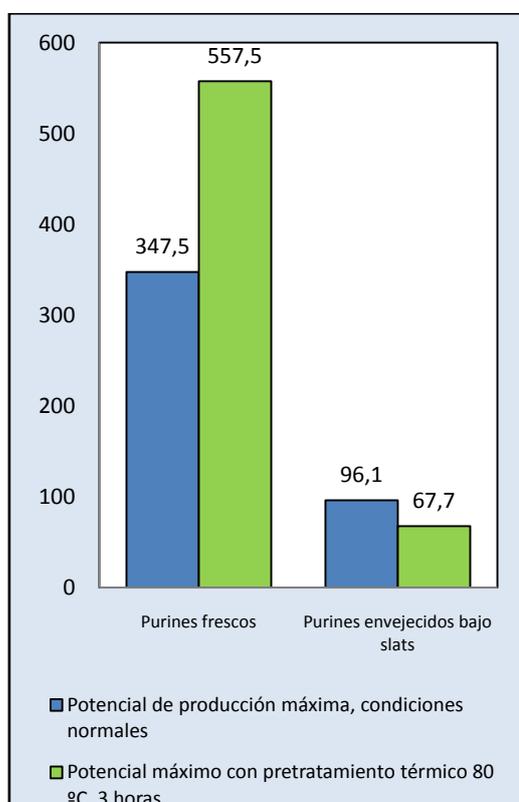
Cuando el purín se encuentra almacenado en la fosa tiene lugar un proceso de sedimentación, que afecta a la distribución de nutrientes en las diferentes profundidades o niveles de la fosa.

En la estratificación de los nutrientes en la fosa se puede diferenciar tres capas:

- Una de material sedimentado en la parte inferior de la fosa, densa, rica en elementos minerales principalmente fósforo y nitrógeno orgánico.
- Una fracción líquida que contiene los elementos solubles como el nitrógeno amoniacal y potasio.
- Y una costra superficial formada por materiales celulósicos, con parte del nitrógeno orgánico.

### 3.1.2.2. Tiempo de almacenaje

Es una variable importante en el sector ganadero, el cual ocasiona una reducción del potencial de producción de biogás. Bonmatí et al. (2001) comprobaron este fenómeno en estudios sobre la variación de la productividad en el metano de purines de cerdo cuando eran sometidos a un pretratamiento térmico a 80 °C durante 3 horas. Mientras que purines frescos, acabados de generar, permitían incrementos del 60%, los purines envejecidos presentaban un potencial de producción de metano del 72% inferior a los frescos, y como se puede observar en la ilustración 4, el pretratamiento térmico no presentaba ninguna ventaja.



Utilizar como sustrato purines que han estado almacenados bajo slats varios meses puede ser contraproducente, ya que durante este tiempo los purines ya han desprendido biogás y amoníaco, que habrán respirado los animales, lo que obliga a altas tasas de renovación de aire y ocasiona problemas respiratorios, así como emite  $\text{CH}_4$ , gas de efecto invernadero (GEI). Vanotti et al. (2009) observaron que cambios en el manejo de las deyecciones en una granja, con tratamiento de éstas, se traducían en una mejora de la calidad del aire de las naves, una reducción de la mortalidad en un 57%, un incremento del engorde diario en un 11%, unas tasas de conversión incrementadas en un 5,4% y un aumento de las ventas de peso vivo en un 5,6%.

**Ilustración 4. Variación de potencial de producción de metano de purines de cerdo fresco o envejecido y efecto de un pretratamiento térmico a 80 °C durante 3 horas (Bonmatí et al., 2001)**

### 3.1.3. Composición

Como aproximación, los datos bibliográficos pueden ayudar a estimar el contenido de nutrientes de un purín determinado teniendo en cuenta el tipo de explotación. En la siguiente tabla 5 se recogen las conclusiones, referentes a la composición de los purines, de los estudios disponibles más recientes y relevantes.

	Engorde		Maternidad		Ciclo cerrado	
	Yagüe	Corominas	Yagüe	Corominas	Yagüe	Corominas
<b>Humedad (%)</b>	92,60	92,59	95,26	93,96	94,35	91,07
<b>PH</b>	8,39	8,03	8,29	7,82	7,21	6,88
<b>Conductividad eléctrica (mS/cm)</b>	30,59	30,99	21,61	22,87	22,84	26,64
<b>Sólidos Totales (kg/m<sup>3</sup>)</b>	73,97	74,09	47,37	60,40	56,55	89,29
<b>Sólidos Volátiles (kg/m<sup>3</sup>)</b>	49,61	48,79	31,09	38,26	39,10	62,79
<b>Nitrógeno Total (kg/m<sup>3</sup>)</b>	6,22	5,99	3,97	4,29	4,48	6,34
<b>Nitrógeno Amoniacal (kg/m<sup>3</sup>)</b>	4,20	4,05	2,81	2,85	2,69	3,40
<b>Nitrógeno Orgánico (kg/m<sup>3</sup>)</b>	2,03	1,94	1,16	1,44	1,78	2,94
<b>Fosforo total (kg/m<sup>3</sup>)</b>	1,68	1,31	1,05	1,05	1,29	2,38
<b>Potasio total (kg/m<sup>3</sup>)</b>	5,35	3,79	3,12	2,56	3,16	3,32

Tabla 5. Composición del purín según el tipo de explotación. Fuente: Corominas, 2002 y Yagüe et al., 2011.

Se observa una gran variabilidad según el tipo de explotación. Como nota, la mayoría de muestras de purín de cerdo tiene una concentración de fosforo total por debajo de 2 kg/m<sup>3</sup>. Debido a que la mayoría de las muestras están recogidas de la parte líquida de la fosa y no de la fracción sólida donde se encuentra la mayor concentración de fosforo (Yagüe et al., 2011).

### 3.1.4. Limitaciones

A pesar de las ventajas inherentes de la utilización de purines de cerdo para la digestión anaerobia, hay limitaciones que frenan su implantación en el sector porcino (Bonmatí, 2001). Sin mencionar los aspectos económicos, a continuación se resumen estas limitaciones.

Limitaciones debidas a la composición de los purines:

- Gran variabilidad en la composición, sobre todo de N, P y K.
- Baja concentración de materia orgánica, y mayormente en forma de partículas. El valor medio de SV/ST es un 65% bajo, si se compara, por ejemplo, con los fiemos de los terneros, los purines bovinos o la gallinaza, que se encuentran normalmente por encima del 80%.
- Presencia de metales pesados (Cu y Zn). La presencia de metales pesados como son el cobre y el zinc (procedentes de la formulación de los piensos), pueden llegar a provocar fenómenos de inhibición o toxicidad en los sistemas de tratamiento biológico.
- Concentración de nitrógeno amoniacal (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) pueden provocar fenómenos de inhibición en el proceso de digestión anaerobia (Angelidaki y Ahring, 1994)

- Elevada capacidad tampón (resistencia a la modificación del pH básico) causada por carbonatos, amoníaco y ácidos grasos volátiles.
- Tiene una conductividad eléctrica (CE) elevada.
- Contenido elevado de agua, superando fácilmente el 90%. Este hecho es el factor más limitante para el transporte del purín, ya que el coste de transporte y aplicación es elevado en relación a su contenido en nutrientes.
- Uso eficiente de la energía térmica.

### 3.1.5. Efectos después de un proceso de digestión anaerobia

La aplicación del proceso de digestión anaerobia a los purines de cerdo tiene grandes ventajas, no tan sólo como proceso individual sino como un proceso a incluir en una estrategia global de tratamiento. Los principales efectos más relevantes se pueden resumir en (Flotats, 2010):

- Reducción de malos olores. Esta reducción es debida a la descomposición de compuestos orgánicos volátiles a  $\text{CH}_4$  y  $\text{CO}_2$  durante la digestión anaerobia controlada.
- Reducción del contenido de huevos y larvas de insectos, semillas de malas hierbas y patógenos, la cual es muy significativa si la digestión se opera en régimen termofílico. En régimen mesofílico es menor, pero suficiente para observar una disminución de proliferación de malas hierbas después de la aplicación agrícola de digestatos (Jeyanayagam y Collins, 1940).
- Aumento de la concentración de nitrógeno amoniacal por mineralización del nitrógeno orgánico. Esta mineralización presenta la desventaja de mayores pérdidas de amoníaco a la atmosfera durante el almacenaje posterior, por lo cual se recomienda que las balsas posdigestión sean cubiertas.
- Disminución de la viscosidad y tamaño de partícula. Este efecto tiene una incidencia positiva en la infiltración en el suelo de los digestatos que reduce la pérdida por volatilización de nitrógeno amoniacal durante la aplicación agrícola, la cual se valora para el caso de purines en un 30% menos que para los no digeridos (Kaiser, 2010).

Las ventajas anteriores junto con la reducción del contenido de materia orgánica fácilmente biodegradable y el mantenimiento del contenido de nutrientes y macronutrientes, configuran un conjunto de características de las deyecciones digeridas que las hacen mejores para fertilización que las deyecciones originales.

### 3.2. Alperujo

En los sistemas de extracción de aceite de oliva mediante centrífugas horizontales de dos fases se obtiene la fase oleosa y un subproducto orgánico de difícil manejo con algo de aceite denominado alperujo. Es una mezcla de alpechines (fase líquida), restos de aceituna (hueso, mesocarpo y piel) y restos grasos. El alperujo es producido en la proporción de 0,8 kg de orujos húmedos por kg de aceitunas.

### 3.2.1. Ventajas de su utilización

La principal ventaja de la codigestión es el aprovechamiento de la sinergia de la mezcla, y compensar las debilidades de cada uno de los sustratos por separado.

Se ha comprobado que la codigestión 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).

En estudios realizados en Dinamarca y España se han obtenido buenos resultados en la codigestión de residuos de las industrias aceiteras y estiércol, aumentando la producción de metano respecto a los sólidos volátiles añadidos, debido al alto contenido en lípidos de estos residuos, que proporcionan un alto potencial de producción de biogás, de 0,2 a 0,23 L de CH<sub>4</sub>/gSV (Ahring et al., 1992). Una hipótesis planteada para explicar la mejora en la producción de metano es la disminución de problemas de inhibición por amonio, debido a la capacidad de adsorción superficial de este material.

La mezcla de alperujo y purín de cerdo ha mostrado buenos resultados en otros estudios, alcanzando niveles de degradación de DQO del orden del 65% ( Schmidt et al., 1999)

### 3.2.2. Factores

El alperujo posee una composición variable, dependiendo de la variedad de aceitunas, del tiempo de cosecha y de los métodos de procesamiento ( Karapiar y Worgan, 1983).

### 3.2.3. Composición

En la [tabla 6](#) se muestra las características físico-químicas del alperujo. De su observación se destaca que es un residuo con alta humedad (55-65%), pero que disminuye drásticamente (15%) después del extracto y secado, un pH ligeramente ácido y elevada conductividad eléctrica.

PARÁMETRO	UNIDAD	CONTENIDO
Humedad	%	55,8
pH		5,38
Sólidos Totales	g/kg	442
Sólidos Volátiles	g/kg	401,34
Sólidos Volátiles	% sb MS	90,8
Conductividad Eléctrica	dS/m	4,64
Relación C/N		36,3
Nitrógeno Kjeldahl (N-N <sub>K</sub> )	g/kg	7,072
Nitrogeno total	g/kg	13,4
Nitrogeno Amoniaco (N-NH <sub>3</sub> )	g/kg	0,016
Amonio (N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )	g/kg	0,063
Carbón Orgánico	g/kg	214,812

**Tabla 6. Características físico químicas del alperujo. Fuente: Tortosa et al., 2012**

El alperujo contiene una elevada cantidad de materia orgánica (90,8%) del casi el 40% son ligninas y 10% grasas ([Tabla 7](#)). Además, el alperujo contiene carga contaminante como los polifenoles (Cabrera et al., 2002).

PARÁMETROS	CONTENIDO (% SB ST)
Celulosa	17,9
Hemicelulosa	35
Lignina	34,5
Total Fibra	87,4
Contenido Graso	9,9
Carbohidratos hidrosolubles	2
Polifenoles hidrosolubles	0,9

Tabla 7. Principales componentes orgánicos del alperujo. Fuente: Tortosa et al., 2012

Las grasas son muy escasas en el alperujo seco y extractado pero presentes en los alperujos no extractados (húmedos) y los carbohidratos hidrosolubles entre los que destacan el manitol y en menor cantidad sacarosa y fructosa constituyen una buena fuente como sustrato de crecimiento de microorganismos (Guillén et al., 1992; Albuquerque et al., 2004). Junto con la composición orgánica de este residuo, aparecen restos de pared celular de aceituna con una cantidad considerable de polisacáridos pécticos y polímeros de hemicelulosas ricos en xilano y xiloglucanos (Jiménez et al., 2001).

A continuación se detalla el análisis elemental del alperujo.

PARÁMETRO	CONTENIDO (% SB ST)
Carbono	51,03
Hidrógeno	5,88
Nitrógeno	1,4
Azufre	0,13
Otros	5,097

Tabla 8. Análisis elemental del alperujo. Fuente: ANEO

Con respecto al contenido de nutrientes, se puede observar en la siguiente tabla 9 como el alperujo es especialmente rico en potasio, lo cual es una característica común de subproductos vegetales. Sin embargo, el alperujo es pobre en P, Ca y Mg. El micronutriente principal que presenta el alperujo es el Fe, con un valor medio de 614 mg/kg; micronutrientes como el Cu, Mn y Zn se encuentran en valores mucho más bajos.

METAL	UNIDAD	CONTENIDO	% SB ST
Fosforo (P)	g/kg	0,8	0,18
Potasio (K)	g/kg	10,4	2,35
Calcio (Ca)	g/kg	8	1,8
Magnesio (Mg)	g/kg	3,1	0,7
Sodio (Na)	g/kg	0,3	0,067
Hierro (Fe)	mg/kg	614	
Cobre (Cu)	mg/kg	22	
Manganeso (Mn)	mg/kg	56	
Zinc (Zn)	mg/kg	17	
Plomo (Pb)	mg/kg	4	
Cromo (Cr)	mg/kg	19	
Níquel (Ni)	mg/kg	55	

Tabla 9. Principales nutrientes y micronutrientes del alperujo. Fuente: Tortosa et al., 2012

### 3.2.4. Limitaciones

A continuación se nombran las limitaciones de utilizar el alperujo como sustrato para el proceso de digestión anaerobia debido a la complejidad del residuo.

- Alto contenido en lípidos que puede causar la inhibición del proceso (Hanaki et al., 1981)
- Necesidad de un tiempo largo de inicio y estabilización del reactor (Rubio J.A. et al., 2011)
- Inestable debido al bajo contenido en nitrógeno y a las altas concentraciones de compuestos aromáticos presentes (polifenoles) (Probiogas, 2009)
- Baja alcalinidad (Probiogas, 2009)

### 3.2.5. Efectos después de la codigestión

En estudios realizados se observó que la degradación de compuestos orgánicos presentes en el residuo, como taninos y polifenoles, no fue completa, quedando concentraciones importantes de productos de la degradación, como el metilfenol o etilfenol. (Angelidaki et al., 2002)

## 3.3. Cascarilla de arroz

En la industria arrocera el principal desecho que se genera es la cascarilla que recubre el grano de arroz. La cascarilla de arroz, compuesta fundamentalmente por fibras, celulosa y minerales, tiene una utilización restringida en el campo, debido a su alto contenido de sílice ( $\text{SiO}_2$ ) elemento que disminuye notablemente la digestibilidad de los alimentos producidos en el campo. Debido a su construcción físico-química, la cascarilla es además un desecho de muy difícil biodegradación, esto sumado al hecho de que en las plantas procesadoras de arroz la cantidad de cascarilla generada oscila en cifras cercanas al 20% en peso de la producción total, y considerando el muy bajo peso específico de la cascarilla a granel ( $100 \text{ kg/m}^3$ ) ocasiona que la evacuación y el transporte de la cascarilla representa un problema considerable que implica unos costes elevados y un impacto perjudicial para el medio ambiente al contaminar las fuentes de agua (Rodríguez, J.E. et al., 2006)

### 3.3.1. Descripción

Es una fibra corta que recubre naturalmente el grano para protegerlo del ambiente. Su longitud varía entre 5 y 11 mm según la especie considerada, es de estructura ondulada y apariencia superficial irregular. Tiene propiedades altamente abrasivas, 6 en la escala Mohs en estado natural. Su estructura presenta un volumen poroso del 54%, cavidades que permanecerán cerradas en tanto no se someta a un proceso de combustión, su coeficiente de conductividad térmica permite presumir su utilidad como componente principal de sistemas de aislamiento térmico, tal y como se puede apreciar en la siguiente (tabla 10) donde se hace una comparación de la conductividad térmica de la cascarilla de arroz y algunos aislantes comerciales:

<b>MATERIAL</b>	<b>K(W/M °C)</b>
Lana mineral	0,0303
Poliestireno	0,0330
Poliuretano expandido	0,039
Cascarilla de arroz	0,036
Fibra de vidrio	0,038
Corcho	0,045

**Tabla 10. Comparación de la conductividad térmica de la cascarilla de arroz y algunos aislantes comerciales. Fuente: Ingeniería y Desarrollo. Universidad del Norte**

Esta fibra presenta un comportamiento ignífugo, es decir que no inicia fácilmente la combustión y no produce llama mientras se quema. Es probable que este aspecto, así como su alta estabilidad bioquímica, se deba a que es la fibra vegetal con mayor contenido de minerales, así como también a su alta concentración de silicio (90 al 97% SiO). La transformación de las propiedades físico-químicas de la cáscara comienza por encima de los 750°C, lo cual le garantiza un amplio rango de estabilidad térmica.

### 3.3.2. Composición

La cascarilla de arroz es un tejido vegetal constituido por Celulosa y Silíce. En la siguiente [tabla 11](#) se muestra el análisis próximo de la cascarilla de arroz.

<b>PARÁMETROS</b>	<b>CONTENIDO (% SB ST)</b>
SV	80,4
Cenizas	19,6

**Tabla 11. Análisis próximo de la cascarilla de arroz. Fuente: Rice Knowledge Bank.**

El contenido de humedad de la cascarilla de arroz cuando sale del descascarador varía entre 5 y 40 %, luego de estar expuesta a la intemperie, en época no lluviosa, la humedad promedio de la cascarilla está aproximadamente entre el 8 y 15 %. A continuación se detalla el análisis elemental de la cascarilla de arroz.

<b>PARÁMETROS</b>	<b>CONTENIDO (%)</b>
Carbono (C)	38,7
Hidrogeno (H)	5
Oxígeno (O)	36
Nitrógeno (N)	0,5
Azufre (S)	0,1
Cloruro	0,1
Cenizas	19,6
Total	100

**Tabla 12. Análisis elemental de la Cascarilla de arroz. Fuente: Rice Knowledge Bank**

En la siguiente [tabla 13](#) podemos observar el alto contenido en lignina. Esta lignina cuando es sometida a altas temperaturas desarrolla una propiedad aglomerante en la cascarilla de arroz, transformándola en una pasta sólida difícil de romper.

PARÁMETRO	CONTENIDO (% SB ST)
Celulosa	35
Hemicelulosa	25
Lignina	20
Total de Fibra	80

**Tabla 13. Composición porcentual de la cascarilla de arroz sobre la base de materia seca (Chávez et al., 2006)**

### 3.3.3. Limitaciones

La combustión directa de la cascarilla de arroz tiene sus limitaciones debido al bajo poder calorífico del material de partida (entorno a 13000 kJ/kg), su carácter abrasivo y su inherente resistencia a la combustión.

Los resultados obtenidos hasta ahora indican que la producción de metano es baja debido al alto contenido en lignina.

Estudios realizados con estiércol de vaca y cascarilla de arroz muestran una baja producción de metano debido al alto contenido de lignina de la cascarilla de arroz. La estructura de la lignina es resistente a los ataques de los microorganismos anaerobios. (Yanfeg, Hc. et al. 2009)

## 3.4. Residuos Frutícolas (PERA)

El residuo de fruta es el residuo sólido resultante de la extracción del zumo, y está compuesto fundamentalmente por la pulpa. El residuo está formado por la piel, el mesocarpio del fruto exprimido, las semillas y los rabos del fruto. Se calcula que se obtiene unos 20 kg de subproducto por cada 100 kg de pera que entra en el proceso, aunque la cifra pueden ser variable.

### 3.4.1. Descripción y uso

Las frutas son muy ricas en carbohidratos y en azúcares, sustratos fácilmente degradables por los microorganismos acidogénicos, de rápido crecimiento y poca sensibilidad a tóxicos e inhibidores, por lo que se generan muy rápidamente ácidos que hacen bajar el pH a un nivel al que los microorganismos anaerobios no pueden sobrevivir, sobre los organismos metanogénicos. Para la estabilización de la digestión anaeróbica puede ser interesante la utilización de residuos de frutas, sobre todo en caso de épocas excedentes.

Se han obtenido buenos resultados en el proceso de codigestión anaerobia de purines y residuos de pera, obteniendo, para unas proporciones determinadas, producciones de biogás superiores a las obtenidas solo con purín (Flotats, X., et al., 2001)

### 3.4.2. Composición

Se trata de un residuo de aspecto sólido con un alto contenido en humedad (alrededor del 65%) y un alto contenido en sólidos volátiles, del orden de un 98% de los sólidos totales. El residuo de pera está compuesto básicamente por carbohidratos, un 79% sobre la materia seca, y un 80,9% sobre SV, con una alta proporción de lignina.

PARÁMETRO	CONTENIDO
DQO (g/kg)	453
Sólidos Totales (g/kg)	354
Sólidos Volátiles (g/kg)	346,5
Sólidos Volátiles (% sb ST)	97,88
PH	3,45
Alcalinidad total (gCaCO <sub>3</sub> /L)	0

Tabla 14. Composición de los residuos de pera. Fuente: Dinsdale et al, 2000

La composición elemental de la pulpa de residuos de pera, tiene un alto contenido de carbono, debido a que está compuesto de tejido vegetal.

PARÁMETRO	CONTENIDO (% SB ST)
Carbono	47,1
Hidrógeno	5,7
Nitrógeno	0,93
Azufre	0,07
Fósforo	0,15
Potasio	0,73
Otros	2,118

Tabla 15. Composición elemental (% sb MS) del residuo de pera. Fuente: FEDNA

La pulpa de los residuos de fruta presenta un alto contenido en compuestos lignocelulósicos.

PARÁMETRO	CONTENIDO (% SB ST)
Celulosa	29
Hemicelulosa	18
Lignina	10
Total Fibra	57

Tabla 16. Composición porcentual del residuos de pera sobre la base de materia seca (Campos. E., 2001) y FEDNA

### 3.4.3. Limitaciones

El proceso de digestión anaerobia con residuos de fruta puede presentar graves problemas:

- Baja alcalinidad que provoca un pH ácido e impide desarrollarse el proceso.
- Deficiencia de determinados nutrientes.
- Acumulación de ácidos grasos volátiles, por demasiada sobrecarga orgánica.

Presenta varias limitaciones a pesar de presentar un alto potencial de producción de biogás debido al alto contenido en materia orgánica. (Campos, E., 2001)

### 3.5. Paja de cereales ( trigo y cebada)

La paja de cereal es un subproducto fibroso altamente disponible. Las pajas más abundantes en España por la extensión de su área de cultivo y su facilidad de recolección son las de trigo y cebada. Ambas tienen una composición similar, siendo el valor energético algo superior en la cebada.

#### 3.5.1. Composición

La composición de la paja depende de la proporción de hoja/tallos, el diámetro del tallo y la altura de la planta, de modo que se presentan variaciones ligadas a la especie y a la climatología.

Como se observa en la siguiente [tabla 17](#), la paja tiene un bajo contenido en proteína bruta (3,4%) que, además, es casi totalmente indigestible. Esto es debido a que en su mayor parte (75%) se encuentra ligada a la pared celular. El resto está constituido por nitrógeno no proteico fácilmente soluble.

PARÁMETRO	CONTENIDO (% SB S.T)
Humedad	10 - 30
Nitrógeno (N)	0,69 – 0,77
Fósforo (P)	0,08
Carbono (C)	41,4 – 42,7
Hidrogeno (H)	6,1 - 7
Azufre (S)	0,08 – 0,1
Cloro (Cl)	0,41 – 0,48
Cenizas	7,2
Proteínas	3,7
Grasas	1,6

**Tabla 17. Composición química de la paja de cereal. Fuente: Adaptado de Collins et al. 1990<sup>a</sup> y Kumar y Goh 2000**

La mayor parte de los componentes de las pajas de cereales (incluyendo proteína y minerales), están asociados a la pared celular. Como medida, contienen un 72% de fibra distribuida en un 38% de celulosa, un 25% de hemicelulosa, un 8% de lignina y un 0,2% de cutina.

PARÁMETRO	CONTENIDO (% SB S.T.)
Celulosa	33 – 38
Hemicelulosa	25 – 30
Lignina	8 - 17

**Tabla 18. Composición de fibra de la paja. Fuente: Graminha et al., 2008**

Evidentemente celulosa, hemicelulosa y lignina son los principales constituyentes de la pared celular de fibras de plantas. La morfología de fibras depende principalmente de la composición y la organización estructural de estos constituyentes (Flaig et al., 1977).

En la siguiente [tabla 19](#), se detallan las características y producción de biogás de la paja.

PARÁMETRO	CONTENIDO
pH	6,46
Sólidos Totales (%)	86
Sólidos Volátiles (% de ST)	90
Relación C/N	60
Producción de Biogás (m <sup>3</sup> /kg de SV)	0,35 – 0,45

**Tabla 19. Composición de la paja. Fuente: Adaptado de Steffen, R., et al. 1998**

### 6.5.3 Limitaciones

Su utilización está limitada debido a:

- Su bajo valor nutritivo
- Estructura cristalina de la celulosa y existencia de enlaces covalentes con la lignina que hacen limitar la degradación de la fibra.
- Baja capacidad tampón

A causa de estas limitaciones la velocidad de degradación es muy lenta y los niveles finales de digestión son bajos.

### 3.6. Residuos de las industrias cárnicas

Se define subproducto animal (SPA) como “todo producto de origen animal no destinado al consumo humano por motivos sanitarios”. Dentro de esta definición, están incluidos algunos residuos de la industria agroalimentaria, decomisos y residuos de sector cárnico.

En general en los mataderos se destina al consumo humano entre un 32 % y 68% (en peso) de los animales sacrificados y el resto a subproductos. Estos subproductos generan una enorme cantidad de residuos sólidos (estómagos, grasas, vísceras e intestinos) así como residuos líquidos (purines, sangre y aguas de lavado), estos residuos producen una gran carga contaminante, lo que puede provocar graves problemas ambientales.

En la [tabla 20](#) se puede comprobar los repartos de peso de los diferentes subproductos generados en un matadero.

	Peso total (kg)	Peso abierto canal (kg)	Peso subproductos (kg)				
			Total	Sangre	Grasa	Intestinos	Otros subproductos
Bovino	540	300	240	39,4	32,6	26,6	141,4
Porcino	160	115	45	11,2	1,7	1,3	30,8
Ovino	20	11	9	1,4	0,5	1,9	5,2
Caprino	12	6	6	0,8	0,3	1	3,9

**Tabla 20. Peso medio de las distintas fracciones de los subproductos generados durante el sacrificio del ganado para la producción de carne. Fuente: Junta de Extremadura. Consejería de agricultura y medio ambiente**

### 3.6.1. Descripción y uso

Una buena opción para la gestión y valorización de los residuos de matadero es el proceso de digestión anaerobia, y más teniendo en cuenta la alta producción de metano de estos residuos, como consecuencia de su alto contenido en lípidos.

La codigestión de estos residuos junto con un cosustrato, que diluya el contenido de nitrógeno y mejore su biodegradabilidad, puede disminuir los problemas de inhibición y sobrecarga orgánica en la biometanización (Cuetos, M.J., 2007)

### 3.6.2. Composición

Los residuos de matadero pueden caracterizarse por un elevado contenido en materia orgánica, principalmente compuesta por proteínas y grasas.

En la [tabla 21](#) se resumen la caracterización de diferentes tipos de residuos de las industrias cárnicas analizados mediante la cuantificación de contenido en: sólidos totales (ST), sólidos volátiles (SV), contenidos en grasa (Soxhlet) y contenidos proteínico.

SUSTRATO	SÓLIDOS TOTALES (G/KG)	SÓLIDOS VOLÁTILES (% ST)	PROTEÍNA (G/KG)	GRASA (G/KG)
Grasa Porcina	500 - 550	95 - 98	75 - 95	400 - 450
Grasa Bovina	800 - 850	95 - 98	20 - 40	820 - 850
Decomisos (Vísceras)	230 - 250	85 - 95	150 - 170	40 - 60
Tripería	180 - 190	95 - 98	70 - 80	85 - 90
Sangre	150 - 200	92 - 95	145 - 200	Nd
Contenido ruminal	115 - 120	90 - 95	70 - 80	85 - 90
Residuo avícola	307 - 310	86 - 88	150 - 155	75 - 80
Lodos concentrados	77,95	79,3	20,4	Nd

Tabla 21. Composición de algunos residuos de mataderos. Fuente: Giro centro tecnológico

Se puede observar un elevado contenido en materia orgánica, con diferentes proporciones lípido/proteína, en función del sustrato considerado.

Hejnftelt et al., 2009 realizaron diferentes estudios para determinar el potencial de producción de metano de los residuos cárnicos. En la siguiente [tabla 22](#), se muestra las características iniciales de una mezcla de residuos cárnicos producidos en mataderos de bovino –porcino.

PARÁMETROS	UNIDAD	CONTENIDO
Humedad	%	46,76
Sólidos totales	g/kg	532,4
Sólidos Volátiles	g/kg	388,23
pH		7,67
Conductividad Eléctrica	mS/cm	6,23
Nitrógeno Kjeldahl	g/kg	39
Relación C/N		7,02
Amonio (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )	g/kg	4,68
Fosforo (P)	mg/kg	18,1
Potasio (K)	mg/kg	83,6
Grasas	g/kg	34,65

Tabla 22. Características de la mezcla de residuos cárnicos. Fuente: Hejnftelt A., y Angelidaki I. 2009

PARÁMETROS	UNIDAD	CONTENIDO
Sólidos Volátiles	sb S.T.	72,92
Nitrógeno Kjeldahl	% sb S.T.	7,33
Amonio (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )	% sb S.T.	0,88
Grasas	% sb S.T.	6,51

Tabla 23. Porcentajes sobre los Sólidos Totales. Fuente: Hejnftelt A., y Angelidaki I. 2009

Los datos bibliográficos encontrados sobre el potencial de producción de metano son los siguientes:

PARÁMETRO	UNIDAD	POTENCIAL DE PRODUCCIÓN CH <sub>4</sub>
Sangre	m <sup>3</sup> /kg <sub>SV</sub>	0,5
Harina de carne	m <sup>3</sup> /kg <sub>SV</sub>	0,6 – 0,7
Despojos	m <sup>3</sup> /kg <sub>SV</sub>	0,8
Mezcla de los 3	m <sup>3</sup> /kg <sub>SV</sub>	0,6

Tabla 24. Potenciales de producción de metano de diferentes residuos cárnicos. Fuente: Vavilin et al., 2008

### 3.6.3. Limitaciones

A pesar de la elevada biodegradabilidad anaerobia de estos residuos (puede ser superior al 90%), su transformación en biogás se ve limitada por fenómenos de inhibición que ralentizan y hasta pueden hacer inviable el proceso. Estos fenómenos son debidos a inhibición por nitrógeno amoniacal y por ácidos grasos de cadena larga (AGCL), ambos productos intermedios de la descomposición anaerobia de las proteínas y los lípidos presentes en los residuos cárnicos (Henjfeld y Angelidaki., 2009; Luste, et al., 2008).

Para aplicar la digestión anaerobia como método de valorización de los residuos de las industrias cárnicas es necesario un pretratamiento, según los Reglamentos de la Comisión Europea. Según estos, están permitidas la pasteurización, la esterilización, la hidrólisis alcalina, la hidrólisis a alta presión y temperatura y la hidrólisis a alta presión.

Los pretratamientos pueden afectar a la relación entre la DQO soluble y total, posibilitando que el material orgánico sea más accesible a los microorganismos. En algunos casos, el pretratamiento también afecta a la velocidad de descomposición, mejorando la tasa de producción de metano, o mejorando el índice de metanización (Palatsi, J. et al., 2011).

Edström y col. (2003) obtuvieron incrementos del rendimiento en biogás, pasando de 0,31 m<sup>3</sup><sub>biogas</sub>/kg<sub>SV</sub> con el residuo sin pre-tratar a 1,14 m<sup>3</sup><sub>biogas</sub>/kg<sub>SV</sub> con el residuo pasteurizado, mientras que Henjfelt y Angelidaki (2009), no detectaron aumentos en la biodegradabilidad destacables al digerir diferentes mezclas de residuos cárnicos de cerdo.

### 3.7. Residuos de la Remolacha

Del cultivo de la remolacha queda un residuo compuesto por las hojas y coronas, las cuales se separan mecánicamente de la raíz durante su cosecha. En general, por cada tonelada de remolacha cosechada, se produce entre 60 y 90% de residuo, dependiendo esta cantidad de la variedad, densidad del cultivo, fertilización y otros

#### 3.7.1. Descripción y uso

Los resultados obtenidos para la digestión anaerobia de residuos vegetales y agroindustriales como la pulpa de remolacha, pueden considerarse interesantes, siempre que su contenido en lignina no sea demasiado elevado, habiéndose demostrado que contenidos superiores al 15% en peso de lignina inhiben el proceso (Pfeffer, J.T., y Khan, K.A., 1976).

Residuo	Temperatura (°C)	Reactor laboratorio	Rendimiento en CH <sub>4</sub> (m <sup>3</sup> kg <sup>-1</sup> SV)
Pulpa de remolacha	35	Discontinuo	0,360 – 0,382

Tabla 25. Rendimiento en metano de la pulpa de remolacha. Fuente: Vereda Alonso, C., et al (2007)

La relación carbón nitrógeno de los residuos vegetales resulta equilibrada (DQO/N ~25), por lo que no resulta necesario añadir nitrógeno a los reactores. De hecho, la relación óptima C/N para la actividad microbiana implicada en la conversión de biomasa vegetal a metano se encuentra entre los valores 25 y 32 (Kivaisi, A.K. y Mtila, M., 1998)

#### 3.7.2. Composición

El valor nutritivo de este residuo se caracteriza por un contenido intermedio de proteína (10 – 14%), que se concentra en las hojas y tallos; la energía es alta debido a la cantidad de azúcares presentes (10 – 12%) y la fibra es baja (5 – 10%). La digestibilidad de los residuos de la remolacha es muy alta, alcanzando valores de 75%. En cuanto al contenido mineral, este residuo presenta niveles medianos a altos de calcio (0,6 – 0,8%) y bajos en fósforo (0,2 – 0,3%). El contenido de tierra por contaminación es un factor importante a considerar ya que varía entre 10 y 30 % de la materia seca, según las condiciones climáticas y el manejo de cosecha y post cosecha (FEDNA)

En la [tabla 26](#) se detalla la composición química (%ST) del residuo de remolacha.

PARÁMETRO	CONTENIDO (%ST)
Humedad	82
Proteínas	10,4
Fibra total	58
Grasas	0,69
Cenizas	8

Tabla 26. Composición química del residuo de remolacha. Fuente: FEDNA

La composición de la fracción de fibra de la pulpa de remolacha deshidratada se puede observar en la siguiente [tabla 27](#):

PARÁMETRO	CONTENIDO (%)
Celulosa	22 – 30
Hemicelulosa	24 – 32
Sustancias Pectinas	24 – 32
Lignina	3 – 4

Tabla 27. Composición de la fracción de fibra de la pulpa de remolacha deshidratada. Fuente: Spagnuolo et al (1997)

En la siguiente tabla 28 se detallan las características de la pulpa de remolacha.

PARÁMETRO	UNIDAD	CONTENIDO
pH		3,9 – 4
Sólidos Totales	g/kg	150 – 180
Sólidos Volátiles	%ST	90 – 95
DQO	g/l	180 – 220
Carbón Total	% ST	40 – 41
Nitrógeno total Kjeldahl (TKN)	%ST	1,1
Relación C/N	kg/kg	35 – 40
Amonio (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )	mg/l	70,3
Hidrogeno (H)	%ST	5,4
Azufre (S)	%ST	0,3
Fosfato (P)	%ST	0,12
Potasio (K)	% ST	0,96

Tabla 28. Características de la pulpa de remolacha como monosustrato. Fuente: Weiland. et al., 1993

### 3.7.3. Limitaciones

Es un sustrato pobre en términos de Nitrógeno (N), Fosforo (P), y capacidad tampón. Por lo que se tiene que añadir otros componentes como el bicarbonato de amonio (NH<sub>4</sub>HCO<sub>3</sub>), cloruro de amonio (NH<sub>4</sub>CL), bicarbonato de potasio (KHCO<sub>3</sub>, etc. con el fin de lograr una estabilidad y un proceso eficiente (Ghanem, K.M., et al., 1992)

Además al ser un residuo vegetal debe ser sometido a algunos pretratamientos antes de su procesamiento en el reactor. El tamaño de partícula del residuo tiene una fuerte influencia sobre el proceso metanogénico, tanto en lo que se refiere a rendimiento en metano, como en la disminución de contenido en sólidos volátiles, sobre todo si el residuo se utiliza tal cual (Sharma, S.K. et al., 1988)

## 3.8. Maíz

EL maíz (*Zea mays*) es una planta perteneciente a la familia de las gramíneas, catalogada dentro del grupo de los cereales. El maíz es un forraje de verano que en pocos meses proporciona una elevada cantidad de materia seca, siempre que no le falte agua.

### Ensilado de maíz:

El ensilaje es un método de conservación de forrajes en el que se inhibe el crecimiento de microorganismos degradadores de la materia orgánica, preservados con ácidos, sean estos

agregados o producidos en un proceso de fermentación natural, llevado a un depósito de dimensiones y forma variable denominado silo, en el que se dispone en capas uniformes eliminando el aire mediante compresión y cubriéndolo finalmente (Cañete, 1998).

El momento óptimo de corte del maíz para su ensilaje, se sitúa entre el 30 y el 35% de contenido de materia seca. Es un factor importante para el éxito de la fermentación, así la degradación del ácido láctico y la producción de amoníaco por bacterias butíricas se ven considerablemente atenuados (Ashbell y Weinberg, 2001).

### 3.8.1. Descripción y uso

Existe un número elevado de plantas de codigestión anaeróbica que utilizan los residuos ganaderos y maíz para producir biogás. La proporción residuo ganadero/maíz es variable, así como la producción de biogás, aunque la concentración de metano en el biogás obtenido se mantiene en valores entre 51-55%. (Probiogas, 2009)

### 3.8.2. Composición

El ensilado de maíz posee un pH bajo, cercano o por debajo de 4 y los contenidos en nitrógeno amoniacal y en nitrógeno soluble deben ser inferiores al 10% y al 50% del nitrógeno total, respectivamente.

La composición química del ensilado de maíz se muestra en la siguiente [tabla 29](#).

PARÁMETROS	UNIDAD	MEDIA	MÁXIMO	MÍNIMO
Humedad	%	67	77,7	52
pH		3,79	4,70	3,40
Sólidos Totales	%	33,31	48,62	22,33
Sólidos Volátiles	% MS	96,59	98,38	94,39
Proteína Bruta	% MS	6,71	10	3,89
Fibra Neutra (FND)	% MS	44,14	64,73	35,69
Lignina	% MS	2,29	3,53	1,02
Celulosa	% MS	22,80	33,72	17,91
Hemicelulosa	% MS	19,05	27,48	16,76
Almidón	% MS	26,21	37,5	0
Cenizas	% MS	3,92	8,54	2,91
Nitrógeno amoniacal	% MS	0,05	0,1	0

**Tabla 29. Composición química (% sb M.S.) de ensilado de maíz. (Fuente: Mahanna, 1998)**

Desde el punto de vista nutritivo el ensilado de maíz tiene un elevado valor energético, bajo valor proteico y bajo contenido en minerales. El contenido en almidón es elevado, no siendo un forraje que aporte un alto contenido en carbohidratos estructurales. (Calsamiglia, S. et al., 2004).

El ensilado de maíz presenta un bajo contenido de minerales, el porcentaje de minerales disminuye como consecuencia de las heladas. El mismo factor climático aminora la presencia de caroteno.

PARÁMETROS	UNIDAD	CONTENIDO
Calcio (Ca)	% MS	0,30
Fósforo (P)	% MS	0,28
Magnesio (Mg)	% MS	0,18

Tabla 30. Principales macrominerales de ensilado de maíz. Fuente: FEDNA

A continuación se detalla el análisis elemental del maíz.

PARÁMETRO	CONTENIDO (% SB MS)
Carbono (C)	46
Hidrógeno (H)	7,68
Nitrógeno (N)	0,65
Azufre (S)	0,96
Otros (Cenizas)	4

Tabla 31. Análisis elemental (% sb M.S) del maíz. Fuente: FEDNA

El ABP que corresponde a la cantidad de biogás que se produce por un sustrato y el BMP que es la fracción de biometano que se produce por el sustrato, tienen los siguientes valores para el ensilado de maíz.

Parámetro	Unidad	Valor
ABP	mL Biogas/g	488 - 595
BMP	mL CH <sub>4</sub> /g	283 - 323

Tabla 32. Valores de BMP y ABP. Fuente: Frédéric Mayer 2013

### 3.8.3. Limitaciones

La celulosa de las plantas está presente como lignocelulosa. La fracción lignocelulosa degradable anaeróbicamente es inferior a la de celulosa pura, ello es debido a la presencia de lignina. La biodegradabilidad de la celulosa aumenta a medida que la lignina es eliminada o modificada químicamente. Por eso, la hidrólisis de la lignocelulosa es el proceso limitante en la digestión anaerobia; ello es debido al difícil acceso de las enzimas hidrolíticas hasta las células (Field, J. 1987)

## 3.9. Lodos Residuales

Los lodos son residuos semisólidos provenientes de un sistema de tratamiento de aguas. Los lodos de depuradora denominados también fango o biosólido se definen como lodo, tratado o no, procedente de una estación depuradora de aguas residuales urbanas (E.D.A.R.), siendo estas aguas de origen doméstico o mezclas de aguas residuales domésticas con aguas residuales industriales y/o agua de corriente pluvial.

### 3.9.1. Descripción y uso

El origen de los lodos es debido a la composición de subproductos recogidos en las diferentes etapas de descontaminación de las aguas residuales. Resulta de un proceso de acumulación

consecutiva de tres fenómenos combinados como son la producción de microorganismos, la acumulación de materias en suspensión y la acumulación de materias orgánicas no biodegradables. Estos subproductos recogidos precisan de una estabilización de la materia orgánica y de un posterior tratamiento para su uso. Una de las principales instalaciones de pretratamiento son el compostaje y la digestión anaeróbica.

Los residuos urbanos, en general, presentan altas concentraciones de materia orgánica fácilmente degradable (lípidos, carbohidratos y proteínas), por lo que presentan un mayor potencial de producción de biogás que los residuos ganaderos, por lo tanto son buenos cosustratos de ser usados en procesos de codigestión anaerobia.

La mezcla de purines de cerdo y fangos de depuradora, tanto en régimen termofílico como mesofílico, ha proporcionado resultados positivos (Wong, 1990; Flotats et al. 1999), mejorando la producción tanto de los lodos como de los purines por separado.

En ensayos de codigestión de purines de cerdo con lodos residuales se obtuvieron valores superiores de índices de producción de biogás que con purín solo y además disminuye los efectos de la inhibición del proceso por elevada concentración de nitrógeno amoniacal (Flotats, X., 1999)

### 3.9.2. Composición

Los lodos se caracterizan por ser un residuo extremadamente líquido (más de un 95% de agua). Su composición es variable y depende de la carga de contaminación del agua residual inicial. Los tratamientos del agua concentran la contaminación presente en el agua, y por tanto, los lodos contienen amplia diversidad de materias suspendidas o disueltas. Algunas de ellas con valor agronómico (materia orgánica, nitrógeno(N), fósforo (P) y potasio (K)) y otras con potencial contaminante como los metales pesados, entre ellos cadmio (Cd), cromo(Cr), cobre(Cu), mercurio(Hg), plomo(Pb) y zinc(Zn), los patógenos, y los contaminantes orgánicos.

En la siguiente [tabla 33](#) se detallan las características más representativas de los lodos residuales, procedentes de una estación depuradora biológica de agua residual. El punto de muestreo fue el colector de fangos procedente de los separadores, antes de que éstos entraran al digester anaerobio mesofílico.

PARÁMETROS	UNIDADES	LODOS RESIDUALES
Sólidos Totales	g/L	94,5
Sólidos Volátiles	g/L	59,5
Sólidos Volátiles	% sb S.T.	63,01
Nitrógeno Kjeldahl (NK)	mg/L	3333
Amonio (N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )	mg/L	586,3
Nitrógeno amoniacal (N-NH <sub>3</sub> )	mg/L	16,7
DQO	g/L	114,7
DQO soluble	g/L	10
pH		6,5

Tabla 33. Características de los lodos residuales. Fuente: Flotats, X. (1999)

Los lodos de depuradoras contienen los nutrientes necesarios para el desarrollo de los microorganismos anaerobios así como la presencia de un alto contenido de nitrógeno, estando

las relaciones de C/N entre 6:1 y 16:1 (Stroot et al., 2001), pero mayoritariamente en forma orgánica por lo que no resulta tan problemático para el proceso de digestión anaerobia.

En la siguiente [tabla 34](#), se detallan los gases que componen el biogás generado en un reactor anaerobio y la cantidad de estos gases.

PARÁMETRO	CONTENIDO (%)
CH <sub>4</sub>	60 – 80
CO <sub>2</sub>	20 – 40
H <sub>2</sub>	1 – 3
O <sub>2</sub>	0,1 – 1
CO	0 – 0,1
N <sub>2</sub>	0,5 – 3
Otros (H <sub>2</sub> S, NH <sub>3</sub> ,...)	0,5 – 1

**Tabla 34. Composición media del biogás generado en un reactor anaerobio. Fuente: Cabbai, V. et al., (2013)**

### 3.9.3. Limitaciones

La baja biodegradabilidad de los lodos residuales hace que la hidrólisis de las partículas sólidas sea, en ausencia de tóxicos o inhibidores, la etapa limitante del proceso. La hidrólisis de los compuestos sólidos puede ser mejorada mediante pretatamientos térmicos, adición de enzimas, ozonización, solubilización química por acidificación o hidrólisis alcalina, desintegración mecánica y uso de ultrasonidos de baja frecuencia (Tiehm et al., 1997). Se han identificado problemas causados por la acumulación de espumas a lo largo del proceso de operación (Yoda y Nishimura, 1997).

### 3.10. Resumen

En la siguiente [tabla 31](#) se detallan las principales características técnicas a tener en cuenta en un residuo o mezcla de residuos para su valorización energética en forma de biogás.

SUSTRATOS	HUMEDAD %	PH	RELACIÓN C/N	SÓLIDOS TOTALES %	SÓLIDOS VOLÁTILES %	SÓLIDOS VOLÁTILES % sb S.T.
Purín Porcino	92,6	8,39	5,36	7,4	4,96	67
Alperujo	55,8	5,38	31,89	44,2	40,13	90,8
Cascarilla de Arroz	12	6,5	77,4	88	80,4	91,36
Pulpa de Pera	64,6	3,45	50,64	35,4	34,65	97,88
Paja de Cereal	14	6,46	60	86	77,40	90
Res. Ind. Cárnicos	46,76	7,67	7,02	53,24	38,82	72,9
Pulpa de Remolacha	82,5	3,9	37,27	17,5	16,23	92,74
Maíz ensilado	67	3,8	70,77	33	31,68	96
Lodo Residuales	90,55	6,5	14,6	9,45	5,95	63

**Tabla 35. Características de los residuos orgánicos agroindustriales seleccionados. Fuente: Yagüe et al., (2011), Tortosa et al., (2012), Rice Knowledge Bank, Dinsdale et al., (2000), Hejnftelt, A. y Angelidaki, I. (2009), Weiland et al., (1993), Mahanna, (1998), Flotats, X. et al., (1999).**

#### - **Sólidos Totales / Humedad**

Los residuos de origen animal, especialmente el purín porcino, tiene un contenido inferior al 10% de ST mientras que otros residuos superan 20%. El agua contenida en los residuos no produce biogás y por tanto ocupa un volumen no aprovechado en el digestor. Sin embargo, resulta imprescindible para que el proceso fermentativo se desarrolle adecuadamente a nivel microbiológico. Así pues, debe alcanzar un equilibrio entre la producción de biogás asociada al aporte de sólidos y la humedad necesaria para la digestión.

#### - **Sólidos Volátiles / Biodegradabilidad**

El porcentaje de sólidos volátiles respecto al de sólidos totales (% sb S.T.) de los residuos orgánicos agroindustriales suele variar entre el 70 – 95% sb S.T. Residuos con porcentaje inferior al 60% sb S.T. no suelen considerarse buenos sustratos para la digestión anaerobia (Flotats y Sarquella, 2008). Una buena digestión es clave para obtener un alto rendimiento de metano.

#### - **Balance C/N**

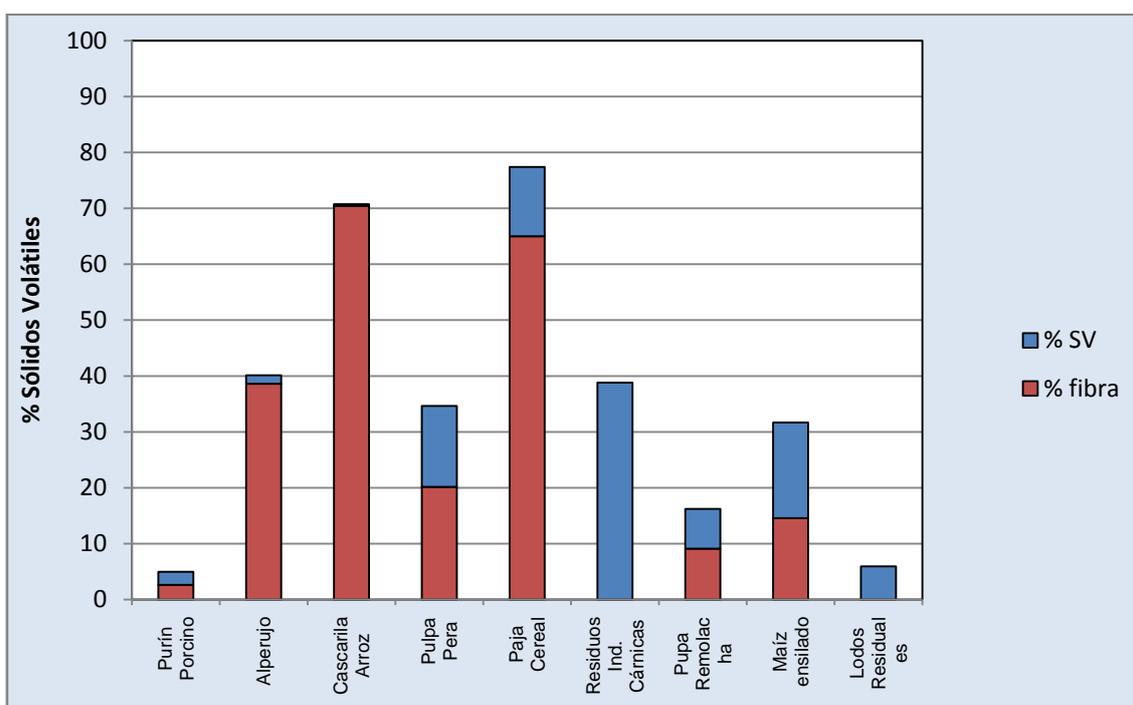
La relación Carbono/Nitrógeno (C/N) de un residuo, o mezcla de residuos, tiene una gran importancia para el proceso fermentativo. Para una degradación óptima se recomienda un ratio 20 – 30. Valores inferiores implican un exceso de nitrógeno y posibles problemas de inhibición por amoníaco, no obstante, valores superiores, hasta 70 no crean problemas importantes debido a la tasa de transformación celular de los microorganismos anaerobios (Flotats, 2008).

#### - **PH y alcalinidad**

Los microorganismos anaerobios necesitan un pH en torno a la neutralidad, entre 6,5 y 8, para que el proceso se desarrolle satisfactoriamente y no se disminuya la producción de metano. El principal problema de los residuos orgánicos agroindustriales, en especial los residuos lignocelulósicos, es la caída del pH, a causa de la acumulación de ácidos grasos volátiles (AGV). Por lo tanto, estos residuos pueden ser una buena opción mezclados con purín porcino debido al alto contenido de nitrógeno presente en el purín, que puede neutralizar la acumulación de AGV y mantener el pH estable (Banks et al. 1998).

La mayor parte de los componentes de los residuos orgánicos agroindustriales (incluyendo proteína y minerales), están asociados a la pared celular o fibra. Evidentemente la celulosa, hemicelulosa y lignina son los principales constituyentes de la pared celular, cuya interrelación es compleja y tiene variaciones de acuerdo con el recurso lignocelulósico de que se trate. (Flaig et al., 1977). Los residuos lignocelulósicos son resistentes a la digestión anaeróbica a causa de estar compuestos por una compleja y rígida matriz, muy resistente a la hidrólisis. Celulosa y hemicelulosa pueden ser degradadas en el proceso de digestión anaeróbica, no así la lignina (Zhong, 2011).

El primer paso en la degradación anaeróbica de residuos orgánicos y generalmente la etapa limitante del proceso es la hidrólisis, etapa donde la materia orgánica polimérica se hidroliza en compuestos solubles (Chen F. et al., 2007). Para mejorar el grado de hidrólisis y la velocidad del proceso es favorable someter a los residuos orgánicos a tratamientos previos (Blanch, 2011). El ensilaje de maíz resulta ser un método útil de pretratamiento para facilitar la acción enzimática y aumentar la producción de metano (Pakarinen, 2011).



**Ilustración 5.** Contenido de fibra o pared celular en los sólidos volátiles de los residuos orgánicos agroindustriales seleccionados.

Un alto contenido en fibra se traduce a un escaso nivel de proteínas y una alta relación C/N que da lugar a bajas producciones de biogás.

### 3.11. Conclusión

En la [ilustración 5](#), se puede apreciar cómo los residuos orgánicos agroindustriales tienen mayor contenido de sólidos volátiles que el purín, sin embargo, presentan un alto contenido de fibra, predominando los residuos lignocelulósicos como el alperujo, la cascarilla de arroz y la paja de cereal.

Los residuos cárnicos se ven limitados por fenómenos de inhibición que ralentizan y hasta pueden hacer inviable el proceso. Estos fenómenos son debidos a inhibición por nitrógeno amoniacal y por ácidos grasos de cadena larga (AGCL), ambos productos intermedios de la descomposición anaerobia de las proteínas y los lípidos presentes en los residuos cárnicos (Henjfeld y Angelidaki (2009), Luste et al., (2008)).

#### 4. Modelo

Basándose en que se parte de datos obtenidos de estudios experimentales y de artículos científicos, se ha desarrollado un modelo para poder estimar el potencial de producción de metano y la producción máxima teórica de metano a partir de la mezcla óptima de cosustratos.

Para la confección del modelo semiempírico de codigestión anaerobia se han utilizado ecuaciones empíricas. Gracias a estas ecuaciones empíricas se ha podido resolver algebraicamente la predicción de la producción de biogás. A partir de la **ecuación de Buswell y Boyle** creadas en 1952 y 1976, se ha calculado la producción de metano y dióxido de carbono partiendo del análisis elemental de los sustratos.

$$C_a H_b O_c N_d S_e + \left( a - \frac{b}{4} - \frac{c}{2} + \frac{3 \cdot d}{4} + \frac{e}{2} \right) H_2O$$

$$\rightarrow \left( \frac{a}{2} + \frac{b}{8} - \frac{c}{4} - \frac{3 \cdot d}{8} - \frac{e}{4} \right) CH_4 + \left( \frac{a}{2} - \frac{b}{8} + \frac{c}{4} + \frac{3 \cdot d}{8} + \frac{e}{4} \right) CO_2 + dNH_3 + eH_2S$$

Ecuación 4

A partir de la [ecuación 4](#) se obtienen los porcentajes de la fracción de metano y dióxido de carbono de los sustratos analizados, detallados en la siguiente [tabla 36](#).

SUSTRATO	% CH <sub>4</sub>	% CO <sub>2</sub>
Purín	65,9	30,4
Cascarilla de Arroz	51,5	47,9
Alperujo	53	45,9
Pulpa de Pera	50,3	48,8
Paja de Cereal	54	45,5
Pulpa de Remolacha	49,1	49,7
Maíz ensilado	57,8	41,4
Residuos Cárnicos	67,1	29,2
Lodos Residuales	60,6	36,8

Tabla 36. Porcentajes de Metano y Dióxido de Carbono de los diferentes sustratos.

Partiendo de la composición teórica de biogás, se es capaz de conocer el potencial de producción de metano combinándolo con el contenido de carbono del sustrato, pero para ello es necesario saber el porcentaje de degradación anaeróbica del sustrato. Una buena biodegradabilidad es clave para obtener un alto rendimiento de biogás.

Este porcentaje de biodegradabilidad se ha calculado a partir del **Modelo de Chandler y de Kayhanian y Tchobanoglous** creado en 1980 y 1992 respectivamente, que nos permite determinar la degradabilidad máxima de la materia orgánica.

Se ha optado por utilizar esta [ecuación 5](#) partiendo de que la mayoría de los residuos orgánicos agroindustriales utilizados contienen cierta fracción de material lignocelulósico.

$$Degradabilidad M.O = 100 - 5,41 * (\%lignina)^{0,76}$$

$$\% \text{ lignina} = \left( \frac{\text{lignina (\% sb ST)}}{\text{Total Fibra(\% sb ST)}/100} \right)$$

Ecuación 5

El componente de la materia orgánica más íntimamente relacionado con la fracción absolutamente indigestible es la lignina. Esta restringe la degradabilidad máxima de la materia orgánica. Dada la estrecha relación mencionada entre la lignina y la fracción indegradable del residuo (y por lo tanto con la potencialmente degradable), se utiliza a la lignina como medida indirecta de la degradabilidad máxima (Chandler et al., 1980) (ecuación 5).

El porcentaje máximo de descomposición de la materia orgánica es del 83 % sb M.O., el restante 17 % sb M.O., es utilizado para el crecimiento de las células bacterianas y de los productos metabólicos.

En la [tabla 37](#) se detallan los porcentajes obtenidos con la [ecuación 5](#). Estos resultados tienen en cuenta la fracción de lignina de cada uno de los residuos.

SUSTRATO	DEGRADABILIDAD (% sb M.O)	DEGRADABILIDAD (% sb M.S)
Purín	49,483	33,17
Cascarilla de Arroz	37,536	30,18
Alperujo	11,612	10,54
Pulpa de Pera	52,276	51,17
Paja de Cereal	50,275	45,25
Pulpa de Remolacha	79,505	73,74
Maíz ensilado	74,53	71,55

**Tabla 37. Valores de degradación de la materia orgánica (M.O.) y de la materia seca (S.T.).**

La velocidad de degradación de los materiales lignocelulosicos, compuestos principalmente por lignina, celulosa y hemicelulosa, es tan lenta que suele ser la etapa limitante del proceso de hidrólisis y por tanto, de la degradación anaerobia de determinados sustratos. Esto es debido a que la lignina es muy resistente a la degradación por parte de los microorganismos anaerobios, afectando también a la biodegradabilidad de la celulosa, de la hemicelulosa y de otros hidratos de carbono (Speece, 1987).

En la [ilustración 5](#) se observa el porcentaje de sólidos totales (S.T.) de los residuos lignocelulósicos, destacando la aportación de los tres polímeros (hemicelulosa, celulosa y lignina) y el efecto de la lignina restringiendo la degradabilidad del residuo, predominando el alperujo.

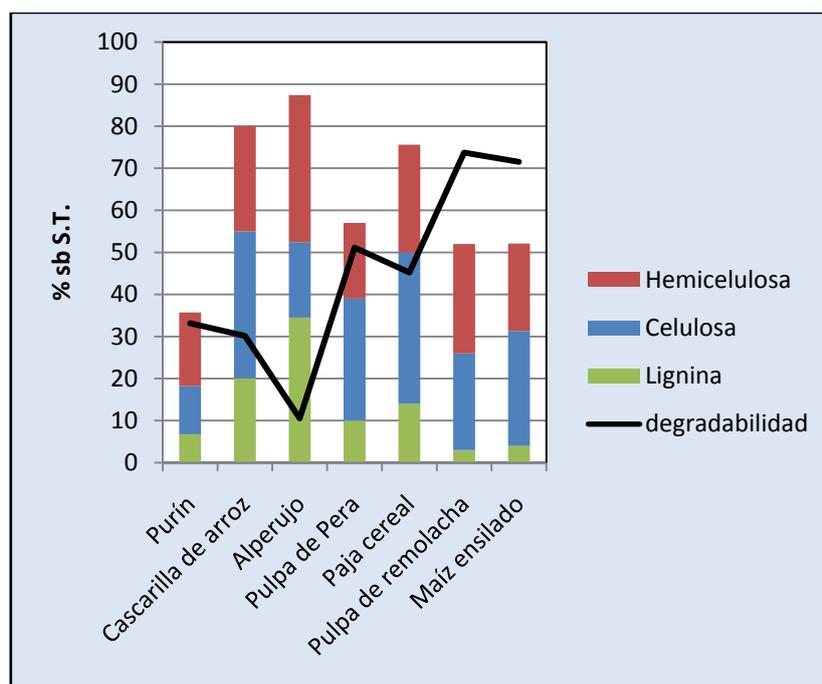


Ilustración 6. Composición de la fibra o pared celular y degradabilidad en % sb S.T. de cada residuo.

Como se puede apreciar estos sustratos tienen un alto contenido de fibra dado por los componentes lignocelulósicos que forman su estructura (celulosa, hemicelulosa y lignina), lo que afecta la biodegradabilidad de estos residuos.

Los azúcares, almidones, lípidos y proteínas son la parte de más fácil biodegradación por parte de los microorganismos, mientras que la lignocelulosa y la queratina son más difíciles de degradar. Pretratamientos tales como la solubilización y la biodegradación de la hemicelulosa y la lignina son necesarios para mejorar la producción de biogás facilitando la hidrólisis (Zhong et al. 2011).

La degradación de la materia orgánica de los residuos cárnicos y de los lodos residuales, se han obtenido a partir de datos bibliográficos:

SUSTRATOS	DEGRADABILIDAD (%)	REFERENCIA
Residuos Cárnicos	65	Hejnfelt y Angelidaki (2009)
Lodos Residuales	35	Suzuki et al., 2006

Tabla 38. Degradabilidad de los residuos cárnicos y de los lodos residuales.

Los subproductos animales (SPA) se caracterizan por un elevado contenido en materia orgánica, principalmente compuesta por proteínas y grasas. Por lo que pueden resultar diferentes índices de degradabilidad en función del sustrato considerado, ya que sustratos con mayor contenido de proteínas resultan ser menos degradables, a causa de proteínas estructurales tipo colágeno o queratina, consideradas de elevada resistencia a la degradación anaerobia y sustratos con mayor contenido en grasas presentan menor velocidad inicial de producción de metano, posiblemente debido a la inhibición causada por la cantidad de lípidos y ácidos grasos de cadena larga (AGCL) (Palatsi et al., 2007).

Sabiendo el contenido de carbono y la degradabilidad de los sustratos, obtenemos los gramos de carbono degradables sobre los sólidos totales y los sólidos volátiles de cada sustrato.

SUSTRATOS	CARBONO DEGRADABLE	
	gC/gST	gC/gSV
Purín	0,188	0,280
Cascarilla de Arroz	0,045	0,056
Alperujo	0,059	0,065
Pulpa de Pera	0,246	0,252
Paja	0,215	0,239
Pulpa de remolacha	0,326	0,351
Maíz ensilado	0,343	0,357
Residuos Cárnicos	0,335	0,459
Lodos Residuales	0,180	0,285

Tabla 39. Gramos de Carbono degradado de la materia Seca y Orgánica

Una vez obtenidos los gramos de Carbono degradado, se han multiplicado por la fracción de residuo convertido en metano obtenida a partir de la ecuación 4.

SUSTRATO	CARBONO	
	% CH <sub>4</sub>	gC/gSV
Purín	65,9	0,184
Cascarilla de Arroz	51,5	0,028
Alperujo	53	0,034
Pulpa de Pera	50,3	0,127
Paja de Cereal	54	0,129
Pulpa de Remolacha	49,1	0,172
Maíz ensilado	57,8	0,206
Residuos Cárnicos	67,1	0,308
Lodos Residuales	60,5	0,172

Tabla 40. Carbono convertido en metano

Se ha asumido que 1 mol de Carbono es aproximadamente 1 mol de Metano, de esta manera el potencial de producción de Metano a partir de la composición elemental del residuo orgánico es el siguiente.

SUSTRATO	METANO	
	mol CH <sub>4</sub> /gSV	m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /kgSV
Purín	0,015	0,345
Cascarilla de Arroz	0,002	0,054
Alperujo	0,003	0,065
Pulpa de Pera	0,011	0,236
Paja de Cereal	0,011	0,240
Pulpa de Remolacha	0,014	0,322
Maíz ensilado	0,017	0,385
Residuos Cárnicos	0,026	0,574
Lodos Residuales	0,014	0,322

Tabla 41. Potencial de producción de metano (BMP)

La medición del potencial de biometanización se realiza mediante una prueba respirométrica o ensayo de laboratorio en la cual se desarrolla la medición del biogás o metano producido por una cantidad conocida de residuo orgánico biodegradable bajo condiciones anaeróbicas desarrollando este proceso en un ensayo por tandas (Hansen, T, et al., 2004). Existen diferentes metodologías para realizar la medición del gas generado (biogás, gas metano o dióxido de carbono), las cuales se diferencian en la forma en la cual se establece el volumen de gas generado a partir de la digestión anaeróbica del residuo orgánico bajo estudio. Dentro de estas técnicas se encuentra la medición de gas mediante el desplazamiento de soda (método volumétrico), la medición de la cantidad de gas respecto a la presión interna del reactor (método manométrico) y el análisis de la composición sobre una muestra de biogás mediante cromatografía de gases. (Diaz Baez, M, et al., 2002).

El valor de BMP puede ser utilizado como un índice del potencial de biodegradabilidad anaerobia y es un valor experimental de la cantidad máxima de producción de metano por gramo de sólidos volátiles (SV). Estos datos son utilizados actualmente para diseñar y operar digestores anaerobios.

El potencial teórico de metano (ecuación 6) se obtiene a partir del carbono contenido en el sustrato, la degradación de la materia orgánica y el rendimiento teórico de metano.

$$BMP_{calculado} \left[ \frac{m^3 \cdot CH_4}{kg \cdot SV} \right] = \left( \left( \frac{C_{\%ST}}{100} \right) * \left( \frac{Degradabilidad_{\%}}{100} \right) * \left( \frac{CH_4_{\%}}{100} \right) * \left( \frac{ST}{SV} \right) \right) * 1,867$$

Ecuación 6

En la siguiente tabla 42 se realiza una comparativa entre los valores obtenidos con la ecuación 6 y los datos bibliográficos de artículos científicos obtenidos a partir ensayos en laboratorio.

SUSTRATO	POTENCIAL DE METANO $\left( \frac{m^3 CH_4}{kg SV} \right)$		REFERENCIA
	BMP <sub>calculado</sub>	BMP <sub>bibliográfico</sub>	
Purín	0,345	0,347	Flotats y Sarquella, (2008)
Cascarilla de Arroz	0,054	0,043	Contreras-Vazquez, L.M, et al., (2012)
Alperujo	0,065	0,089	Cebrián, M., (2013)
Pulpa de Pera	0,236	0,250	Steffan, R., et al., (1998)
Paja de Cereal	0,240	0,243	Moller, H., Sommer S., Ahring, B., (2004)
Pulpa de Remolacha	0,322	0,360	Vereda Alonso, C., et al., (2007)
Maíz ensilado	0,385	0,323	Frédéric Mayer, (2013)
Residuos Cárnicos	0,574	0,600	Vavilin, et al., (2008)
Lodos Residuales	0,322	0,33	Palatsi et al., (2006)

Tabla 42. Comparativa BMP calculados vs BMP bibliográficos.

Los potenciales de metano de los residuos orgánicos agroindustriales manifestaron una correlación acorde con sus características químicas, siendo apropiados para la producción de metano como mono-sustrato, siempre y cuando en pruebas experimentales no se produzca inhibición.

Como se observa los mayores rendimientos de metano se obtuvieron para los residuos cárnicos, seguidos del maíz ensilado, mientras la cascarilla de arroz y el alperujo mostraron muy bajo rendimiento. Este bajo potencial se corresponde con el contenido de lignina que presentan estos residuos, con efecto negativo en la biodegradabilidad del residuo (Chandler et al., 1980).

Analizando los potenciales obtenidos a partir de ensayos experimentales y los obtenidos en el presente estudio, se perciben diferencias a causa de la variabilidad de los residuos y la simplificación del modelo (ilustración 7). Es muy difícil ajustar un modelo para distintos residuos, ya que cada residuo tiene unas características diferentes.

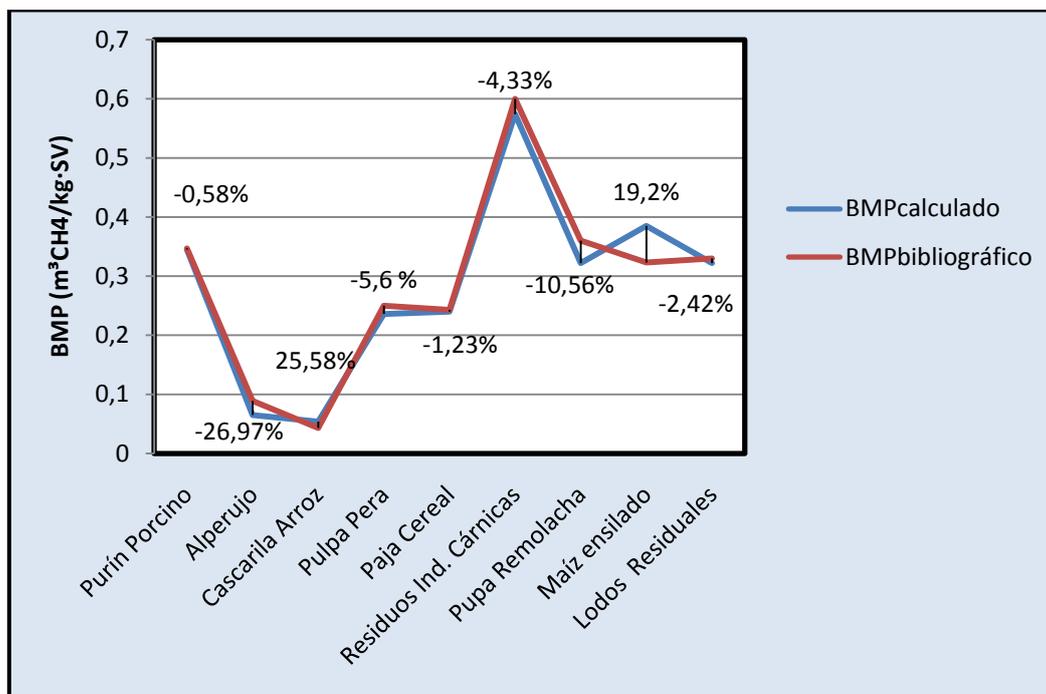


Ilustración 7. Contrastación gráfica del potencial teórico y experimental de los distintos residuos.

Como se observa los mayores rendimientos de metano se han obtenido para los residuos cárnicos, seguidos del maíz y sutilmente por el purín y la pulpa de remolacha, mientras la cascarilla de arroz y el alperujo mostraron muy bajo rendimiento. Este comportamiento se corresponde con el contenido de lignina que presenta estos residuos, con efecto negativo en la biodegradabilidad de estos materiales (Chandler et al., 1980). A causa de la baja producción de metano, y la alta relación C/N, tanto la cascarilla de arroz como el alperujo no resultan ser buenos sustratos para el proceso de digestión anaerobia.

El principal problema de los residuos orgánicos agroindustriales, en especial los residuos lignocelulósicos, a pesar de presentar un alto potencial de producción de metano debido al

alto contenido en materia orgánica, es el mantenimiento de un pH estable, a causa de la baja capacidad tampón y la rápida producción de ácidos. Por lo tanto, estos residuos pueden ser una buena opción mezclados con purín porcino debido a su alta capacidad tapón.

El potencial bioquímico de metano en ensayos de laboratorio tiene diferencias respecto al obtenido en el presente estudio a causa de que tienen en cuenta factores como la temperatura, el tiempo de retención, la carga orgánica, etc. que influyen en el proceso de digestión anaerobia. Estos factores son de gran interés en el análisis del proceso de digestión anaerobia así como para un adecuado diseño de los digestores.

#### 4.1. Mezcla a codigerir

Se ha realizado un estudio para seleccionar la mejor mezcla de codigestión, evaluando distintas mezclas con purín porcino teniendo en cuenta el rendimiento o producción de metano por unidad de SV. Se ha optado por codigerir purín porcino con residuos orgánicos agroindustriales debido a la complementariedad de las composiciones, aumentando la concentración de materia orgánica y la relación C/N del purín solo. Además la codigestión proporciona una estabilidad al proceso de digestión e incrementa considerablemente la producción de metano.

Este estudio hace una evaluación indicativa sobre la posible mezcla de cosustratos, para permitir dar una orden de magnitud y mostrar el modelo a partir de las hipótesis elegidas. Para una evaluación detallada hacen falta los estudios de las condiciones particulares de cada mezcla y de la producción específica de metano de cada residuo a codigerir.

El valor así obtenido será el potencial máximo que se verá limitado a escala piloto o industrial en función del control que se mantenga de los parámetros ambientales y operacionales del proceso.

MEZCLA	DATOS DEL RESIDUO		DATOS MEZCLA A CODIGERIR		
	SV (g/kg)	Producción de Metano ( $\text{m}^3\text{CH}_4/\text{kg SV}$ )	Proporción de la mezcla (%)	SV aportados	Metano aportado ( $\text{m}^3\text{CH}_4/\text{t residuo}$ )
Purín	49,610	0,345	100	49,610	17,094
Total			100	49,610	17,094

Tabla 43. Estimación de la producción máx. de metano digiriendo purín porcino.

Diferentes estudios sobre la producción de metano con purín de cerdo, han concluido que a causa de tener una reducida concentración de materia orgánica y una baja relación C/N, la producción de metano es reducida entre 10 – 20  $\text{m}^3\text{CH}_4/\text{t residuo}$ . Este valor de la producción depende del tipo de purín porcino, ya que el purín procedente de granjas de engorde contiene mayor cantidad de sólidos volátiles que los procedentes de granjas de ciclo cerrado. Y también depende si el purín es fresco o está envejecido por estar mucho tiempo en la fosa de purín. (Angelidaki y Ahring, 1997a).

MEZCLA 1	DATOS DEL RESIDUO		DATOS MEZCLA A CODIGERIR		
	SV (g/kg)	Producción de Metano (m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /kg SV)	Proporción de la mezcla (%)	SV aportados	Metano aportado (m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /t residuo)
Purín	49,610	0,345	95	47,130	16,239
Alperujo	401,34	0,065	5	20,067	1,294
Total			100	67,197	17,534

Tabla 44. Estimación de la producción máx. de metano codigiendo purín con alperujo.

La codigestión con residuos de la extracción de aceite de oliva ha proporcionado muy buenos resultados tanto en experimentos de laboratorio como en plantas de gestión centralizada en Dinamarca (Ahring et al., 1992; Angelidaki y Ahring, 1997a). Todo y ser un buen cosustrato para el proceso de codigestión se tiene que tener cuidado ya que el aceite de oliva tiene entre 65 - 80 % de riqueza de ácido oleico, el cual es un importante inhibidor de los microorganismos anaerobios (Galbraith et al., 1971; Hanaki et al., 1981; Koster y Cramer., 1987; Angelidaki y Ahring, 1992; Hwu et al., 1997).

MEZCLA 2	DATOS DEL RESIDUO		DATOS MEZCLA A CODIGERIR		
	SV (g/kg)	Producción de Metano (m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /kg SV)	Proporción de la mezcla (%)	SV aportados	Metano aportado (m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /t residuo)
Purín	49,610	0,345	70	34,727	11,966
Cascarilla de Arroz	707,52	0,054	30	212,256	11,398
Total			100	246,983	23,364

Tabla 45. Estimación de la producción máx. de metano codigiendo purín con cascarilla de arroz.

El inconveniente que presenta la utilización de cascarilla de arroz como cosustrato para la codigestión anaerobia es la presencia de lignina siendo el 25% de las fibras de este producto. La lignina no es digerible por las bacterias (Kollmann, 1951) ya que es un heteropolímero amorfo formado por cadenas de átomos de carbono, hidrógeno y oxígeno.

MEZCLA 3	DATOS DEL RESIDUO		DATOS MEZCLA A CODIGERIR		
	SV (g/kg)	Producción de Metano (m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /kg SV)	Proporción de la mezcla (%)	SV aportados	Metano aportado (m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /t residuo)
Purín	49,610	0,345	87,5	43,409	14,957
Pulpa de Pera	346,5	0,236	12,5	43,313	10,225
Total			100	86,721	25,182

Tabla 46. Estimación de la producción máx. de metano codigiendo purín con pulpa de pera.

La codigestión anaerobia con residuos de frutas, puede ser interesante para la estabilización del proceso, ya que es un sustrato rico en carbohidratos y en azúcares, sustratos fácilmente degradables por los microorganismos acidogénicos, de rápido crecimiento y poca sensibilidad

a tóxicos e inhibidores. Pero presenta problemas graves, sobre todo debido a que genera rápidamente ácidos que hacen bajar el pH (baja alcalinidad) a un nivel al que los microorganismos anaerobios no pueden sobrevivir, sobre todo los organismos metanogénicos. (Flotats, et al., 2001)

MEZCLA 4	DATOS DEL RESIDUO		DATOS MEZCLA A CODIGERIR		
	SV (g/kg)	Producción de Metano ( $m^3CH_4/kg$ SV)	Proporción de la mezcla (%)	SV aportados	Metano aportado ( $m^3CH_4/t$ residuo)
Purín	49,610	0,345	93	46,137	15,897
Paja de Cereal	774,0	0,240	7	54,180	12,986
Total			100	100,317	28,883

Tabla 47. Estimación de la producción máx. de metano codigiriendo purín con paja de cereal.

La paja de cereal se ha considerado como un residuo prometedor para aumentar la productividad de metano de las plantas de biogás que están basadas principalmente en el estiércol de cerdo, debido al bajo coste de la paja y la gran disponibilidad.

MEZCLA 5	DATOS DEL RESIDUO		DATOS MEZCLA A CODIGERIR		
	SV (g/kg)	Producción de Metano ( $m^3CH_4/kg$ SV)	Proporción de la mezcla (%)	SV aportados	Metano aportado ( $m^3CH_4/t$ residuo)
Purín	49,610	0,345	85	42,169	14,53
Pulpa de remolacha	162,3	0,322	15	24,345	7,833
Total			100	66,514	22,363

Tabla 48. Estimación de la producción máx. de metano codigiriendo purín con pulpa de remolacha.

Tanto la pulpa como los restos de remolacha son un buen cosustrato para el proceso de codigestión anaerobia ya que incrementan la producción de metano con respecto a la obtenida cuando sólo se trata purín. Sin embargo, un exceso de remolacha puede producir la inhibición del proceso de digestión anaerobia debido al alto contenido de azúcares y bajo pH.

MEZCLA 6	DATOS DEL RESIDUO		DATOS MEZCLA A CODIGERIR		
	SV (g/kg)	Producción de Metano ( $m^3CH_4/kg$ SV)	Proporción de la mezcla (%)	SV aportados	Metano aportado ( $m^3CH_4/t$ residuo)
Purín	49,610	0,345	60	29,766	10,256
Maíz ensilado	316,80	0,385	40	126,720	48,799
Total			100	156,486	59,055

Tabla 49. Estimación de la producción máx. de metano codigiriendo purín con maíz ensilado.

Existen un número elevado de plantas de codigestión anaerobia que utilizan maíz como cosustrato debido al elevado valor energético, bajo valor proteico y bajo contenido en minerales, no obstante no se ha establecido una proporción residuo ganadero/cultivo.

En la planta de Eissen (Holanda) se han alcanzado producciones de hasta 200 m<sup>3</sup> de biogás/t mezcla alimentada (44% de residuo ganadero y 56% de silo de maíz) con un contenido en metano del 54%.

MEZCLA 7	DATOS DEL RESIDUO		DATOS MEZCLA A CODIGERIR		
	SV (g/kg)	Producción de Metano (m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /kg SV)	Proporción de la mezcla (%)	SV aportados	Metano aportado (m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /t residuo)
Purín	49,610	0,345	93	46,137	15,897
Residuos Cárnicos	388,23	0,574	7	27,176	15,610
Total			100	73,313	31,507

Tabla 50. Estimación de la producción máx. de metano codigiendo purín con residuos cárnicos.

Los residuos de la industria cárnica, con un alto contenido en grasas y proteínas, presentan un elevado potencial de producción energética mediante codigestión anaerobia, pero los fenómenos de inhibición por ácidos grasos de cadena larga (AGCL) y amoníaco limitan su tratamiento a elevadas cargas.

MEZCLA 8	DATOS DEL RESIDUO		DATOS MEZCLA A CODIGERIR		
	SV (g/kg)	Producción de Metano (m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /kg SV)	Proporción de la mezcla (%)	SV aportados	Metano aportado (m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /t residuo)
Purín	49,610	0,345	80	39,688	13,675
Lodos Residuales	59,54	0,322	20	11,908	3,835
Total			100	51,596	17,510

Tabla 51. Estimación de la producción máx. de metano codigiendo purín con lodos residuales.

Se ha estudiado que los lodos de depuradora mezclados con purín porcino mejoran la producción de metano a causa de que superan el problema de inhibición por amoníaco producido en la digestión anaerobia solo de purines.

#### 4.1.1. Conclusión de las mezclas

Podemos concluir que se ha aprovechado la complementariedad de la composición de los residuos mezclados debido a que el purín porcino tiene una reducida concentración de materia orgánica y al ser mezclado con sustrato con alto contenido en materia orgánica biodegradable da lugar a un proceso más estable y con un incremento considerable de la producción de metano respecto a la producción solo con purín porcino (Tabla 52).

MEZCLA	PROPORCIÓN		POTENCIAL DE METANO ( $\text{m}^3\text{CH}_4/\text{kgSV}$ )	SV APORTADOS ( $\text{gSV}/\text{kg}$ )	PRODUCCION METANO ( $\text{m}^3/\text{t.residuo}$ )	% DE AUMENTO DE METANO
	Purín (%)	Cosustrato (%)				
M1	95	5	0,261	67,197	17,534	2,5
M2	70	30	0,094	246,983	23,364	36,68
M3	87,5	12,5	0,290	86,721	25,182	47,31
M4	93	7	0,2879	100,317	28,883	68,96
M5	85	15	0,3362	66,514	22,363	30,82
M6	60	40	0,377	156,486	59,055	245,47
M7	93	7	0,429	73,313	31,507	84,3
M8	80	20	0,339	51,596	17,51	2,43

Tabla 52. Tabla resumen de la producción estimada de metano aportada por las mezclas.

Los resultados han mostrado que la producción teórica de metano de las mezclas evaluadas ha sido superior a la digestión anaerobia cuando solo se ha utilizado purín como sustrato. El mejor valor se ha obtenido a partir de la codigestión con maíz ensilado aumentado la producción hasta un 245 % respecto la digestión mono-sustrato con purín porcino.

En la siguiente ilustración 8 se visualiza el potencial obtenido en el modelo y el contenido de sólidos volátiles aportados en la mezcla para codigerir según proporciones realizadas en estudios experimentales o en plantas industriales.

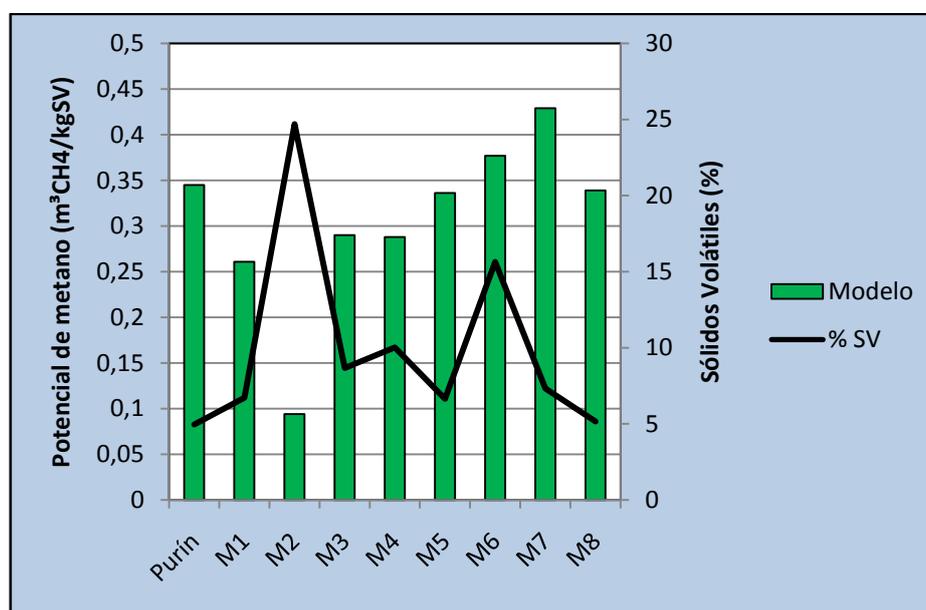


Ilustración 8. Potencial de metano logrado con el modelo y contrastación del aporte de sólidos volátiles del purín con los aportados por los residuos orgánicos seleccionados.

A partir de la ilustración anterior se deduce que aunque en el proceso de codigestión de purín con cascarilla de arroz (M2), se ha aportado la mayor cantidad de sólidos volátiles, el potencial teórico de metano es bajo, a causa del bajo potencial de la cascarilla de arroz.

Es un buen recurso utilizar purín porcino que tiene un bajo contenido en materia orgánica para mezclar con residuos orgánicos agroindustriales y así incrementar el contenido de materia orgánica.

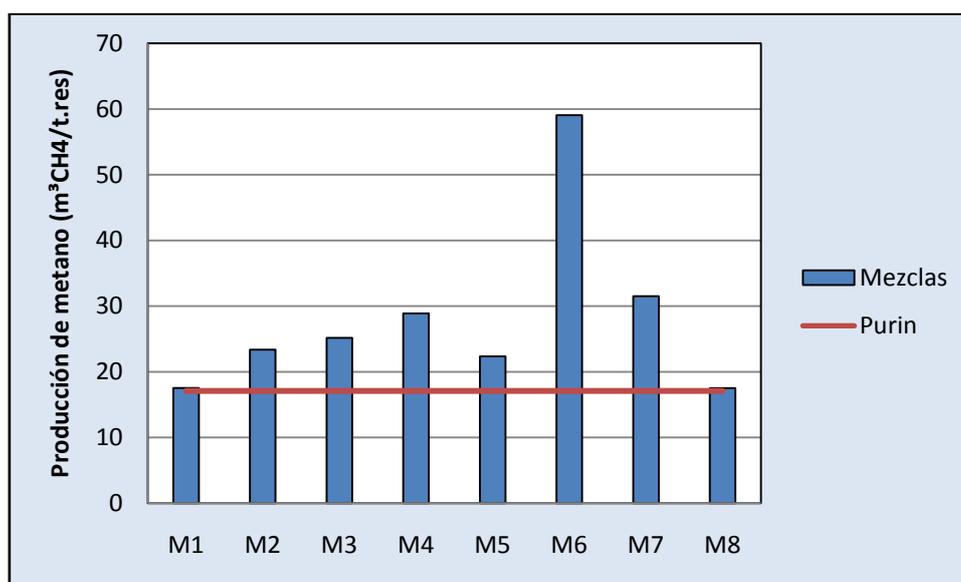
Pero hay que tener en cuenta que uno de los principales componentes de la materia orgánica, sobretudo en residuos agrícolas y agroindustriales, son los materiales lignocelulósicos, compuestos principalmente por lignina, celulosa y hemicelulosa. La lignina es un material altamente reflectario a la degradación anaeróbica, limitando la degradación de la fibra (celulosa, hemicelulosa y de otros polímeros).

$$CH_4 \left[ \frac{m^3 CH_4}{t.resid.} \right] = S.V._1 \left[ \frac{kg * SV}{t.resid.} \right] * BMP_1 \left[ \frac{m^3 CH_4}{kg * SV} \right] + S.V._2 \left[ \frac{kg * SV}{t.resid.} \right] * BMP_2 \left[ \frac{m^3 CH_4}{kg * SV} \right]$$

#### Ecuación 7

Según la [ecuación 7](#), para alcanzar una buena producción de metano es necesario tener un alto potencial de metano (BMP) y aportar el máximo número de sólidos volátiles a la mezcla.

En base a los resultados ([ilustración 9](#)) el proceso de codigestión anaeróbica resulta un proceso más estable y con un incremento considerable de la producción de metano, llegando a ser 4 veces mayor al purín sólo. Esto se debe al mayor aporte de sólidos volátiles fácilmente degradables.



**Ilustración 9.** Comparación de las mezclas codigeridas respecto al purín como mono-sustrato.

La codigestión de purín con paja de cereal (M4), maíz ensilado (M6) y residuos cárnicos (M7) han resultado ser las mezclas con mayor producción de metano ([ilustración 9](#)). Con base a los resultados obtenidos el tratamiento conjunto de residuos ganaderos y de la industria alimentaria aporta beneficios para los dos sectores, y contribuye a la gestión integral de éstos.

No obstante la codigestión con lodos residuales no mostró un resultado satisfactorio, a causa de la baja producción de metano, posiblemente causada por la baja concentración de materia orgánica de los lodos residuales.

#### 4.1. Validación modelo con datos científicos

En este capítulo se han contrastado los resultados aportados por el modelo con datos adquiridos en estudios experimentales o plantas piloto.

		MODELO	AUTOR	
			Alvarez et al., (2009)	Flotats y Sarquella (2008)
Residuo		Purín porcino	Purín porcino	Purín porcino
Proporción de la mezcla (%)		100	100	100
Sólidos Volátiles (%ST)		7,4	5	4,8
Potencial de CH <sub>4</sub>	(m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /kg SV)	0,345	0,36	0,347

Tabla 53. Verificación del potencial máx. de metano digiriendo purín porcino.

Si confrontamos el resultado obtenido en el estudio con estudios experimentales observamos que tanto Alvarez et al., (2009) como Flotats y Sarquella (2008) obtuvieron un potencial de metano de 0,36 y 0,347 m<sup>3</sup>CH<sub>4</sub>/kg·SV respectivamente, valores parejos con un escaso error causado por la alta variabilidad en la composición del purín.

		MODELO M1		AUTOR			
				Flotats et al. (2001)		Cebrián, M (2013)	
Residuo		Purín porcino	Alperujo	Purín porcino	TDO	Purín porcino	Alperujo
Proporción de la mezcla (%)		95	5	95	5	20	80
Sólidos Volátiles (%ST)		6,7197		7,54		-	
Potencial de CH <sub>4</sub>	(m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /kg SV)	0,261		0,343		0,219	

Tabla 54. Verificación del potencial máx. de metano codigiriendo purín con alperujo.

Flotats, X., (2001) realizó un diseño experimental de codigestion anaerobia de purines porcinos y TDO en un reactor continuo a 35 °C y TRH de 75 días. La producción acumulada de metano para la mezcla con un 5 % de TDO fue de 0,3439 m<sup>3</sup>CH<sub>4</sub>/kgSV. Ligeramente superior al resultado obtenido en el estudio realizado, debido a que el Alperujo es un residuo más húmedo proporcionando menor cantidad en sólidos volátiles que las TDO (Tierras decolorantes de aceite de oliva).

Cebrián, M., (2013) realizó una prueba piloto con Alperujo y purín de cerdo en un reactor semicontinuo con temperatura mesófila a 37 °C y agitación. Realizo la prueba con un 80% Alperujo / 20 % Purín porcino alcanzando un potencial de metano de 0,219 m<sup>3</sup>CH<sub>4</sub>/kgSV con un TRH de 24 días y una carga orgánica de 3,43 gSV/L·día.

La fermentación del alperujo solo presenta problemas, a causa de la alta concentración de compuestos tóxicos (polifenoles), o baja concentración de nutrientes esenciales (N) y baja alcalinidad.

Residuo		MODELO M2	
		Purín porcino	Cascarilla arroz
Proporción de la mezcla (%)		70	30
Sólidos Volátiles (%ST)		20,55	
Potencial de CH4	(m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /kg SV)	0,114	

Tabla 55. Estimación del potencial de metano codigiriendo purín con cascarilla de arroz.

A causa de la baja producción de metano de la cascarilla de arroz, no se han encontrado estudios sobre esta codigestión a parte de Vivekanandan, S. y Kamaraj, G., (2011), que realizaron un experimento con 70% estiércol de vaca y 30% cascarilla de arroz obteniendo un bajísimo rendimiento de metano seguramente provocado por fenómenos de sobrecarga orgánica.

El principal motivo de no utilizar cascarilla de arroz como cosustrato es su baja producción de metano y porque se utiliza para otras aplicaciones, por ejemplo como combustible para calderas, para la formación de carbón activo, como fuente de silicio, para yacija en explotaciones avícolas, como aislante...

Residuo		MODELO M3		AUTOR					
		Purín porcino	Pulpa de Pera	Flotats et al., (2001)		Alvarez et al., (2008)			
		Purín porcino	Pulpa de Pera	Purín porcino	Pulpa de Pera	Purín porcino	Pulpa de Pera		
Proporción de la mezcla (%)		87,5	12,5	95	5	87,5	12,5	-	-
Sólidos Volátiles (%ST)		8,67		7,29		9,45		-	
Potencial de CH4	(m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /kg SV)	0,29		0,141		0,1716		0,270 – 0,350	

Tabla 56. Estimación del potencial máx. de metano codigiriendo purín con pulpa de pera.

El potencial de metano alcanzado es muy semejante a la experimentación por Alvarez et al., (2008), que obtuvo una producción de metano para la codigestión de purín porcino y fruta de (0,270 – 0,350 m<sup>3</sup>CH<sub>4</sub>/kgSV).

Flotats, X. et al., (2001), realizó un estudio sobre la codigestión de mezclas de purines de cerdo con pulpa de pera en reactores anaerobios que consistían en viales de vidrio de 120 mL de capacidad, con 50 g de muestra y 5 g de inóculo. Estos reactores anaerobios se pusieron en incubación a 35 °C y un TRH de 75 días. Los datos obtenidos por Flotats, X., et al., para la mezcla 87,5/12,5 son ligeramente inferiores a los obtenidos en nuestro modelo semiempírico, a causa que las composiciones tanto del purín porcino como de la pulpa de pera son distintas.

		MODELO M4		AUTOR					
				Moller et al. (2006)		Llabres et al. (1988)			
Residuo		Purín porcino	Paja cereal	Purín porcino	Paja trigo	Purín porcino	Paja cereal	Purín porcino	Paja cereal
Proporción de la mezcla (%)		93	7	70	30	60	40	60	40
Potencial de CH4	(m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /kg SV)	0,288		0,38		0,26		0,36	

Tabla 57. Estimación del potencial máx. de metano codigiriendo purín con paja de cereal.

Babae, A., et al. (2013) realizaron el diseño de una mezcla de gallinaza con paja de trigo, en un digestor de 70 L a 35 °C con diferentes velocidades de carga orgánica y con un tiempo de retención hidráulico de 15 días. La codigestión anaerobia fue factible con una tasa de carga orgánica de 3 kg·SV/m<sup>3</sup>·día en rango mesofílico, obteniendo una producción de metano de 0,12 m<sup>3</sup>/kg·SV. Si la carga orgánica disminuía de 1 kg·SV/m<sup>3</sup>·día o aumentaba de 4 kg·SV/m<sup>3</sup>·día el proceso era inhibido o sobrecargado respectivamente, produciéndose una acumulación de ácidos grasos volátiles o disminución del pH y una respectiva disminución del rendimiento de metano.

En otro estudio Moeller et al. (2006) realizó un estudio con una mezcla de 70% de purín porcino y 30% de paja de trigo, en un digestor continuo, cuya carga orgánica previamente fue triturada y mezclada. Según datos bibliográficos obtuvieron una producción de metano de 0,38 m<sup>3</sup>/kg·SV superior a los 0,288 m<sup>3</sup>/kg·SV alcanzados en el modelo teórico. Otros autores anteriores también habían experimentado con el purín porcino y la paja de cereal, como Llabres – Luengo et al. (1988) donde en un ensaño de lotes de 50 g/l SV, con mezcla de purín porcino y 40% paja de cereal, con un TRH de 90 días a 23 y 35 °C lograron una producción de metano de 0,26 y 0,36 m<sup>3</sup>/kg·SV respectivamente.

		MODELO M5		AUTORES			
				Ron Fleming y Malcom MacApline (2008)		Ferreira et al., (2007)	
Residuo		Purín porcino	Pulpa de remolacha	Purín porcino	Remolacha	Purín porcino	Pulpa de remolacha
Proporción de la mezcla (%)		85	15	85	15	85	15
Potencial de CH4	(m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /kg SV)	0,33		0,224		0,323	

Tabla 58. Estimación del potencial máx. de metano codigiriendo purín con pulpa de remolacha.

Ron Fleming y Malcolm MacApline en 2008 realizaron un estudio con un digestor anaerobio móvil de 2,2 m<sup>3</sup> en el cual pusieron un 85% de purín porcino y un 15% de remolacha triturada a una temperatura de 37 °C y un TRH de 18 días. La carga orgánica por día fue de 1,84 kg de SV, obteniendo una producción de metano de 0,413 m<sup>3</sup>·CH<sub>4</sub>/día, con una producción de 0,224 m<sup>3</sup>·CH<sub>4</sub>/kg·SV inferior a los 0,33 m<sup>3</sup>·CH<sub>4</sub>/kg·SV logrados en el modelo teórico propuesto. Esta diferencia de producción posiblemente es causada por el contenido de humedad de la pulpa de remolacha calculada en el modelo, que facilita la digestión del cosustrato.

Ferreira et al., 2007 realizó un estudio a escala laboratorio en reactores de mezcla completa de 11 L, en rango mesofílico (37°C) y con un tiempo de retención hidráulico de 16 días. Los resultados muestran que las producciones más elevadas de biogás se alcanzaron cuando se emplearon mezclas con un contenido en residuos entre el 10 y el 15%, lo que corresponde a una VCO de 1,50 y 2,95 kg·SV/m<sup>3</sup>\*día. Cuando el contenido en residuo de remolacha fue de 10%, la producción de biogás resultó menor (12,11 m<sup>3</sup>Biogas/t.residuo) pero el contenido en metano del mismo fue muy alto (69%). Con mezclas con un 15% d residuo de remolacha, la producción de biogás aumentó (22,79 m<sup>3</sup>Biogas/t.residuo) pero el contenido en metano resultó más bajo (58%).

		MODELO M6		AUTOR					
				Adebayo et al. (2012)				Fleming et al. (2008)	
Residuo		Purín porcino	maíz ensilado	Purín vacuno	maíz	Purín vacuno	maíz	Purín porcino	maíz ensilado
Proporción de la mezcla (%)		60	40	70	30	50	50	95	5
Producción de CH4	(m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /kg SV)	0,4		0,334		0,323		0,581	

Tabla 59. Estimación del potencial máx. de metano codigiendo purín con maíz ensilado.

Hay diferentes estudios sobre el proceso de codigestión de residuos ganaderos y maíz, aunque la proporción ganado/cultivo es variable, así como la producción de biogás. Un experimento realizado por Adebayo et al. (2012) con purín vacuno y maíz en un digestor discontinuo a 37°C. Resulto que para la proporción 3:1 purín/maíz alcanzó 0,334 m<sup>3</sup>CH<sub>4</sub>/kgSV, y para la proporción 1:1 obtuvo 0,323 m<sup>3</sup>CH<sub>4</sub>/kgSV, valores inferiores al logrado en el modelo semiempírico, a causa de que en este experimento se utilizo mazorcas de maíz triturado, lo que resulta un cosustrato mas seco que el maíz ensilado y con menor valor energético, por lo que su digestibilidad fue menor y por lo tanto la producción de metano también.

Fleming et al. (2008) realizaron un estudio en un digestor continuo con una mezcla liquida de purín porcino con ensilado de maíz. Era una mezcla totalmente liquida ya que el digestor anaerobio se alimentaba a través de una bomba. El estudio fue con una mezcla de un 5% de maíz ensilado y un 95% de purín porcino en un rango mesofílico (37°C) ,con un TRH de 39 días y una carga orgánica de 5,28 kg·SV/día. El metano producido fue de 3,07 m<sup>3</sup>·CH<sub>4</sub>/dia con una producción de 0,581 m<sup>3</sup>·CH<sub>4</sub>/kg·SV superior a los 0,4 m<sup>3</sup>·CH<sub>4</sub>/kg·SV que se alcanzaron con el modelo semiempírico.

		MODELO M7		AUTOR					
				Palatsi, J. et al. (2012)					
Residuo		Purín porcino	Residuos cárnicos	Purín porcino	Residuos cárnicos	Purín porcino	Residuos cárnicos	Purín porcino	Residuos cárnicos
Proporción de la mezcla (%)		93	7	93	7	64	36	40	60
Producción de CH4	(m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /kg SV)	0,429		0,472		0,392		0,294	

Tabla 60. Estimación del potencial máx. de metano codigiendo purín con residuos cárnicos

Palatsi, J. et al., (2010) realizaron un estudio a escala laboratorio con un digestor continuo de mezcla completa, operando con un tiempo de residencia hidráulico (TRH) de 20-30 días y una velocidad de carga orgánica (VCO) de 2-3 kg<sub>DDO</sub> m<sup>-3</sup>d<sup>-1</sup>, donde realizaron tres mezclas una con 7, 36 y 60 % de SPA pasteurizado ( subproductos animales) i purín porcino logrando un rendimiento de 0,472 - 0,392 - 0,294 m<sup>3</sup>CH<sub>4</sub>/kgSV respectivamente, disminuyendo el rendimiento en las mezclas de más proporción de residuos cárnicos.

Se ha obtenido una producción similar a los datos experimentales, pero ligeramente inferior a cauda de que los residuos cárnicos del estudio experimental presenta un pretratamiento térmico ayudando a aumentar la velocidad de descomposición, mejorando la tasa de producción de metano, o mejorando el índice de metanización.

Residuo		MODELO		AUTOR			
		M8		Flotats et al. (1999)			
		Purín porcino	Lodos Residuales	Purín porcino	Lodos Residuales	Purín porcino	Lodos Residuales
Proporción de la mezcla (%)		80	20	80	20	60	40
Producción de CH <sub>4</sub>	(m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /kg SV)	0,296		0,152		0,161	

Tabla 61. Estimación del potencial máx. de metano codigiriendo purín con lodos residuales.

Flotats et al., (1999), realizaron un ensaño mediante una batería de reactores discontinuos en rango termofílico (49 °C) y para dos niveles de mezcla purines/lodos (80/20 y 60/20) aportando una producción de metano de 0,152 m<sup>3</sup>CH<sub>4</sub>/kgSV y 0,161 m<sup>3</sup>CH<sub>4</sub>/kgSV respectivamente. La producción de metano es inferior a la alcanzada en el modelo semiempirico, posiblemente a causa de la composición del purín o de los lodos de depuradora que varían mucho en función del proceso al que haya sido sometido.

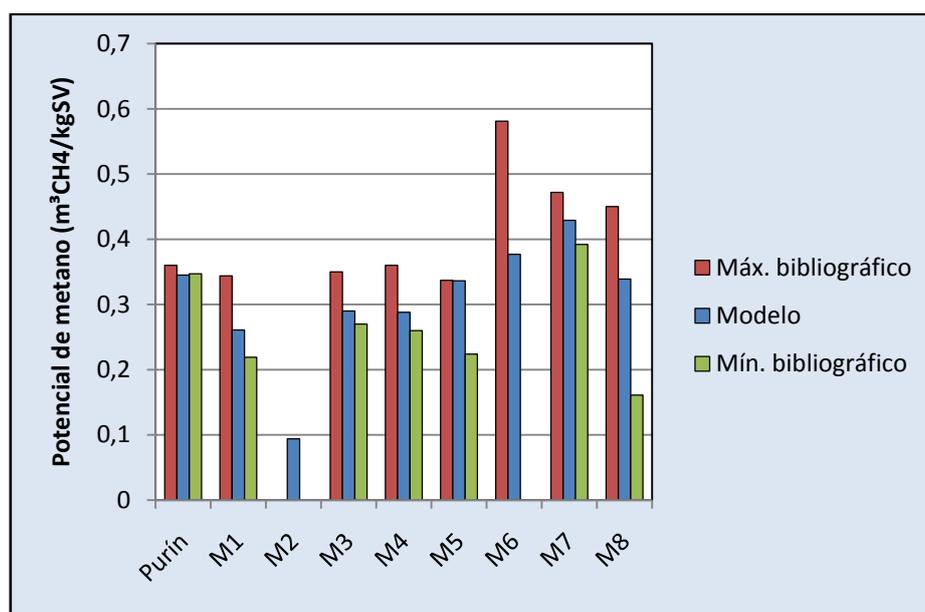
La mezcla de purines de cerdo y fangos de depuradora, tanto en régimen termofílico como mesofílico, ha proporcionado resultados positivos (Wong, (1990) y Flotats et al., (1999)), mejorando la producción tanto de los lodos como de los purines por separado.

#### Datos a tener en cuenta:

- Las características de los purines depende de muchos factores: alimentación, edad, explotación (engorde, maternidad, ciclo cerrado), etc. por lo que no es fácil tipificar la composición. Además es importante no almacenarlo demasiado tiempo, ya que decae muy deprisa la productividad de biogás, al producirse fermentaciones espontáneas.
- En el modelo se estima la viabilidad de los sustratos fibrosos para ser dirigido anaeróbicamente, basándose en su contenido de lignina.
- En este modelo no se tiene en cuenta el efecto de inhibición por amoníaco, por fenómenos de sobrecarga orgánica o por acumulación de ácidos grasos.
- Las proporciones de las mezclas han sido extraídas de datos bibliográficos, pudiendo resultar no ser exactamente la óptima de la mezcla.
- Puede haber desviaciones en la producción de metano causadas por fenómenos o factores que el modelo semiempírico no tiene en cuenta, dada la gran complejidad de los residuos y del proceso de digestión anaerobia.

- A causa de no encontrar estudios sobre la codigestión de purín con cascarilla de arroz ([ilustración 10](#)), no se puede validar la mezcla, por lo que se deduce que no es un buen sustrato para utilizar en el proceso de digestión anaerobia. A razón de que su principal uso mundial es para la conversión en energía mediante procesos termo-químicos debido a su alto contenido en componentes inorgánicos (De Sousa-Santos, 1994; Brigwater, 1995; Yin et al., 2002).

En la siguiente [ilustración 10](#) se realiza una comparativa de los potenciales máximos y mínimos bibliográficos con el potencial obtenido en el estudio realizado.



**Ilustración 10.** Comparación entre el potencial alcanzado con el modelo y los potenciales máximos y mínimos obtenidos en estudios experimentales.

## 5. Conclusiones generales

En la actualidad existen muchos residuos orgánicos biodegradables, sobre los cuales no se realiza un tratamiento eficiente y terminan dispuestos en rellenos sanitarios o en las vertientes hídricas.

Con base en los resultados obtenidos en este estudio, se puede inferir que, es factible la producción de biogás con un alto contenido de metano, a partir de la codigestión anaeróbica de los residuos orgánicos agroindustriales seleccionados. Y la codigestión anaeróbica de purín con otros sustratos es buena opción para aumentar la producción de metano.

A pesar del incremento en la producción de metano, al mezclar diferentes tipos de residuos se corre el riesgo de introducir sustancias tóxicas o inhibitoras para el proceso anaerobio, siendo preciso determinar la viabilidad de la mezcla, así como la proporción adecuada de cada sustrato, y la optimización de otros parámetros del proceso, como la temperatura, velocidad de carga, etc. Por otro lado, la introducción de sustratos altamente degradables, característica valorada para mejorar la producción de gas, puede provocar problemas de sobrecarga orgánica en el reactor, y liberar compuestos inhibitorios del crecimiento de los

microorganismos. Por ejemplo, el alto contenido en lípidos de algunos residuos industriales proporciona altos potenciales teóricos de producción de biogás, pero, en función de la concentración y composición de ácidos grasos, puede resultar altamente tóxico para el crecimiento microbiano (Galbraith et al., 1971; Hanki et al. 1981; Koster y Cramer, 1987; Angelidaki y Ahring, 1992; Hwu et al., 1997). Es, por tanto, necesario realizar estudios de viabilidad de las mezclas, determinando la presencia de tóxicos o inhibidores que puedan invalidar el nuevo residuo como cosustrato.

Hay un conjunto de modelos que han sido publicados para el modelamiento del proceso de digestión anaeróbica como el modelo de Angelidaki et al., (1992) o el Modelo de Digestión Anaerobia Nº 1 (ADM-1) (2001), demostrando ser herramientas eficaces para la simulación del proceso de digestión anaeróbica, estableciendo un balance positivo entre la complejidad y la aplicabilidad. No obstante la implementación de estos modelos requiere la determinación de varias decenas de parámetros específicos y la composición química del sustrato bajo análisis.

En este modelo se presentó un ajuste cercano entre los datos obtenidos teóricamente y los datos bibliográficos obtenidos a través de estudios experimentales. El modelo parte de la composición química y elemental obtenida de artículos científicos, debido a la complejidad de las técnicas de medición necesarias para establecer la composición química y elemental del residuo.

A partir de los resultados logrados con el modelo semiempírico, se concluye que el modelo intenta reproducir el proceso teórico de la digestión anaeróbica, basándose principalmente en la producción de metano (ecuación 4), pero presenta importantes simplificaciones del proceso, como parámetros ambientales y de control. Por consiguiente es importante establecer la necesidad de realizar una mayor caracterización del sustrato y una serie de ensayos experimentales con el fin de calibrar el modelo y obtener una mayor precisión en los resultados para un sustrato específico.

La razón de este estudio se ha basado en la determinación de un modelo teórico, sencillo y con información de fácil acceso, con el cual se comprueba la viabilidad de la codigestión anaerobia de purines con residuos orgánicos agroindustriales permitiendo mejorar la producción de metano de los purines y posibilitar una vía de estabilización y producción energética de los residuos orgánicos agroindustriales. Este estudio es una primera aproximación al desarrollo de una estrategia óptima para el tratamiento de residuos orgánicos biodegradables de origen agroindustriales y ganaderos.

#### **Consideraciones de futuro:**

Queda pendiente para nuevos estudios analizar en profundidad qué ocurre con la gallinaza, o con deyecciones ganaderas de otros animales, como ganado bovino o caprino, de los que no se han encontrado suficientes datos bibliográficos para su estudio.

El modelo no tiene en cuenta o no depende de la temperatura, carga orgánica, tiempo de retención hidráulica etc., debido a que no se ha podido realizar un estudio experimental de cada mezcla. Es por tanto una línea de investigación abierta, en la que sería interesante introducir los procesos necesarios, para modelar y calibrar el modelo.

## 6. Referencia Bibliográfica

- Adebayo, A., Jekayinfa, S., y Linke, B. (2012). Effect of co-digestion on biogas production. A case study of cow slurry with maize cob. American Society of Agricultural and Biological Engineers, full-text
- Ahring, B.K. (1995). Methanogenesis in thermophilic biogas reactors. Antonie van Leeuwenhoek International Journal of General and Molecular Microbiology, Vol. 67(1), pag. 91-102
- Ahring, B.K., Westermann, P. (1988). Product Inhibition of butyrate metabolism by acetate and hydrogen in a thermophilic coculture. Applied and environmental microbiology. Vol. 54(10), pag. 2393-2397
- Ahring, B.K.; García, H., Mathrani, I., Angelidaki, I. (1996). Co-digestion of manure with organic toxic waste in biogas reactors. Pag. 125-132
- Ahumada, L.M. y J.E. Rodríguez-Páez (2006): Uso del SiO<sub>2</sub> obtenido de la cascarilla de arroz en la síntesis de silicatos de calcio. Rev. Acad. Colomb. Cienc. 30 (117): 581-594
- Ainia (2011). Valorización energética: producción de biogás mediante codigestión anaerobia de residuos/subproductos orgánicos agroindustriales. Dept. Calidad y Medio Ambiente
- Alvarez, R., Liden, G., (2008). Semi-continuos co-digestion of solid slaughterhouse waste, manure, fruit and vegetable waste. Renew. Energy, 33, 726 – 734.
- Andrews, J.F., Graef, S.P. (1971). Dynamic Modeling and simulation of the anaerobic digestion process. En Anaerobic biological treatment processes. Advances in chemistry series, 105. American Chemical Society. Washington D.C.
- Angelidaki, I., Ahring, B.K. (1992). Effects of free long fatty acids on thermophilic anaerobic digestion. Applied Microbiology and Biotechnology. Vol. 37(6), pag. 808-812
- Angelidaki, I., Ahring, B.K. (1993a). Effect of the clay mineral bentonite on ammonia inhibition of anaerobic thermophilic reactor degrading animal waste. Biodegradation. Vol. 3(1), pag. 409-414
- Angelidaki, I., Ahring, B.K. (1993b). Thermophilic anaerobic digestion of livestock waste: the effect of ammonia. Applied Microbiology and Biotechnology. Vol. 38(1), pag. 560-564
- Angelidaki, I., Ahring, B.K. (1997a). Anaerobic digestion in Denmark. Past, present and future. III curso de Ingeniería Ambiental, pag. 336-342. Lleida, octubre de 1997.
- Angelidaki, I., Ahring, B.K. (1997b). Monitoring and controlling the biogas process. III curso de Ingeniería Ambiental, pag. 270-282. Lleida, octubre de 1997
- Angelidaki, I., Ellegaard, L., Ahring, B.K. (1993). A mathematical model for dynamic simulation of anaerobic digestion of complex substrates: focusing on ammonia inhibition. Biotechnology and Bioengineering, Vol. 42, pag 159-166
- Angelidaki, I., Ellegaard, L., Ahring, B.K. (1999). A comprehensive model of anaerobic bioconversion of complex substrates to biogas. Biotechnology and Bioengineering. Vol. 63(3), pag. 363-372
- Angelidaki, I., Ahring, B.K., Deng, H. y Schmidt, J.E. (2002): Anaerobic digestion of olive oil mill effluents together with swine manure in UASB reactors. Water Science and Technology 45(10), 213-218.

- Ashbell, G. y Weinberg, Z.G., (2001): Ensilaje de cereales y cultivos forrajeros en el trópico. Memorias de la conferencia electrónica de la FAO sobre el ensilaje en los trópicos. Estudio FAO producción y protección vegetal 161, p. 111-119.
- Babae, A., Shayegan, J., y Roshani, A., (2013). Anaerobic slurry co-digestion of poultry manure and straw: effect of organic loading and temperature. *Journal of Environmental Health Science and Engineering* 2013 pag. 3360 – 3375
- Batstone, D.J., Keller, J., Angelidaki, I., Kalyuzhnyi, S.V., Rozzi, A., Sanders, W.T.M., Siegrist, H., Vavilin, V.A. (2002). *Anaerobic Digestion Model No.1 (ADM1)*. IWA Scientific and Technical Report Series. Cornwall: International Water Association
- 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.
- Brigwater, A.V. (1995): "The technical and economic feasibility of biomass gasification for power generation". *Fuel*. 1995 Vol, 74 No 5, p. 631-653.
- Bryant, M.P., Tzeng, S.F., Robinson, I.M., Joyner, A.E. (1971). Nutrient requirements of methanogenic bacteria. *Anaerobic biological treatment processes*. Advances in chemistry series, 105. American Chemical Society. Washington D.C.
- Burton, C.H. y Turner, C. (2003). "Manure management. Treatment strategies for sustainable agriculture" Silsoe Research Institute. 2nd Edition. Bedford, UK., pag. 181.
- Buswell, A.M., Mueller, H.F. (1952). Mechanism of Methane fermentation. *Industrial and Engineering Chemistry*, Vol. 44(3), pag. 550-552
- Cabbai, V., Ballico, M., aneggi, E., Goi, D. (2013): BMP test of source selected OFMSW to evaluate anaerobic codigestion with sewage sludge. Department of Chemistry, Physics and Environment, University of Udine. N°7, págs. 1626 – 1632.
- Cabrera, F., Madejón, E., Romero, S.A., López, R., (2002): Diagnóstico y estudio de alpechines, orujos y alpeorujos. Jornadas de investigación y transferencia tecnológica del sector oleícola. Córdoba. Pp. 195-199.
- Calsamiglia, S., Ferret, A., Bach, A., (2004): FEDNA de valor nutritivo de Forrajes y Subproductos fibrosos húmedos. Fundación para el Desarrollo de la Nutrición Animal. Madrid, 70 pp.
- Campos, E., (2001): Optimización de la digestión anaerobia de purines de cerdo mediante codigestión con residuos orgánicos de la industria agroalimentaria. Universitat de Lleida. 2001.
- Cañete, M., y Sacha, J., (1998): Ensilado de forrajes y su empleo en la alimentación de rumiantes, p. 1-260.
- Cebrián, M., (2013). Producción de biogas a partir de subproductos vegetales. Unidad alimentaria de AZTI-TECNALIA.
- Chandler, J.A.; Jewell, W.J.; Gossett, J.M.; Van Soest, P.J. y Robertson, J.B., (1980). Predicting methane fermentation biodegradability. *Biotechnol. Bioeng. Symp.* 10: 93 - 107.
- Chávez, G., Alvarez, T. y Jiménez, A. (2006): Precipitación de metales pesados con sulfuro de hidrogeno biogénico producido a partir de la degradación anaeróbica de material celulósico y xilanósico. Tesis de Maestría, IIFB, UMSA, La Paz-Bolivia.
- Chen, Y.R., Hashimoto, A.G. (1978). Kinetics of methane fermentation. *Biotechnology and Bioengineering Symp.* Vol. 8(1), pag. 269-282

- Chen F. y Dixon R.A. (2007). Lignin modification improves fermentables sugar yields for biofuel production. *Nature Biotechnology*, 25, 759 – 761.
- Clark, R.H., Speece, R.E. (1989). The pH tolerance of anaerobic digestion. *Advanced water pollution research. Int. Conf. 5th* , pag. 1-27
- Collins, H., Elliot, L., Papendick, R. (1990a): Descomposición and interactions among wheat residue components. *Soil Science Society of American Journal*. 54: 780-785.
- Coombs, J. (1990). "The present and future of anaerobic digestion", en *Anaerobic digestion: a waste treatment technology*. Editado por Wheatley, A. *Critical reports on applied chemistry*. Vol 31, pag. 93-138.
- Costello, D.J., Greenfield, P.F., Lee, P.L. (1991). Dynamic modelling of a single-stage high-rate anaerobic reactor-1. Model derivation. *Water Research*. Vol. 25(7), pag. 847-858.
- Cuetos, M.J. (2007): Digestión y codigestión anaerobia de residuos de matadero avícola: control del proceso y evaluación del grado de estabilización. Tesis 2007
- Daels, T., Willems, B., Vervaeren, H., Dejans, P., Maes, G., Dumoulin, A., Van Hulle, S.W.H. (2009). Calibration and statistical analysis of a simplified model for the anaerobic digestion of solid waste. *Environmental technology*, Vol. 30, pag. 1575-1584
- Demirel, B., Scherer, P. (2007): Production of methane from sugar beet silage without manure addition by a single-stage anaerobic digestion process.
- De Sousa-Santos M.L. (1994): Application of comprehensive simulation to pressurize fluidized bed hydrorectorting of shale. *Fuel* 1994 Vol. 199 No. 8 p. 1459 – 1465.
- Diaz Baez, M., Espitia, S., Molina, F.: Digestión anaerobia –Una aproximación a la tecnología. Bogotá: Universidad Nacional de Colombia, Instituto de biotecnología. Colciencias. Unibiblos, 2002.
- 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*. Vol. 72, pag. 159-168
- Dueblein, D., Steinhauser, A. (2008). *Biogas from Waster and Renewable Resources - An Introduction*, Weinheim, Wiley-VCH Verlag GmbH and Co. KGaA.
- Ferguson, T., Mah, R. (1987). "Methanogenic bacteria", en *Anaerobic digestion of biomass*. Editado por Chynoweth, D.Y y Issacson, R. Elsevier applied science LTD.
- Field, J.A. y Lettinga, G. (1987): The methanogenic toxicity of phenolic coal conversion wastewater in semicontinuous cultures. *Wat. Res*. 20: 113-122
- Flaig, W., Nagar, B., Söchting, H. y Tietjen, C., (1977): Organic materials and soil productivity. *Food and Agriculture Organization of the United States*. Roma, Italia. Bull 35. 119p.
- Fleming, R., y MacAlpine, M. (2008). Possibilities for Anaerobic Digestion on Ontario Swine Farms. University of Guelph, Ridgetown Campus. pp 1-15
- Flotats, X., (2000). Perspectivas de futuro desarrollos e iniciativas en la gestión y tratamiento de purines. *RETEMA*, Marzo-Abril, pag. 37-47
- Flotats, X., Campos, E., Bonmatí, A. (1998). Banc d'assaig de digestió anàerobia de residus orgànics. *II Jornades sobre Energia*, pag. 21-27.
- Flotats, X., Bonmatí, A., Campos, E. y Antunez, M., (1999): Ensayos en discontinuo de codigestión anaerobia termofílica de purines de cerdo y lodos residuales. Efecto del Amonio. Universidad de Lleida, Depto. De Medio Ambiente y Ciencias de la Tierra.

- 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, Vol. 65, pag. 51-65
- Flotats, X., Fernández, B., Pascual, A., Ruiz, B., Gómez, P., (2011). Situación y potencial de generación de biogás. Estudio Técnico PER 2011-2020, pag. 5-54
- Flotats, X., Sarquella, L. (2008). Producció de biogás per codigestió anaerobia. Institut català d'Energia. Generalitat de Catalunya.
- Fukuzaki, S., Nishio, N., Shobayashi, M., Nagai, S. (1990). Inhibition of fermentation of propionate to methane by hydrogen, acetate, and propionate. Applied and Environmental Microbiology, Vol. 56(3), pag. 719-723
- Galbraith, H., Miller, T.B., Paton, A.M., Thompson, J.K. (1971). Antibacterial activity of long chain fatty acids and the reversal with Calcium, Magnesium, Ergocalciferol y Colesterol. Journal of applied Bacteriology. Vol. 34(4), pag. 803 – 813.
- Galí, A., Benabdallah, T., Astals, s., Mata-Álvarez J., (2009): Modified versión of ADM1 model for agro-waste application. Bioresource Technology 100(11): 2783-2790.
- Ghanem, K.M., El-Refai, A.H. y El-Gazaerly, M. A. (1992): Methane production from beet pulp. Resource Conservation and Recycling 6, 267-275.
- Guillen, R., Heredia, A., Felizón, B., Jiménez, A., Montano, A., Fernández Bolaños, J., (1992): Fiber fraction carbohydrates in Olea-Europaea (Gordal and Manzanilla Var). Food Chem. 44: 173-178.
- Hansen, K., Angelidaki, I., Ahring, B.K. (1998). Anaerobic digestion of swine manure: inhibition by ammonia. Water Research. Vol. 32(1), pag. 5-12.
- Hansen, T., Schmidt, J., Angelidaki, I., Jensen, J., Mosebaek, H.: Method for determination of methane potentials of solid organic waste. En: Waste Manage 24 (2004), p. 393-400
- Hanaki, K., Matsuo, T., Nagase, M. (1981). Mechanism of inhibition caused by long-chain fatty acids in anaerobic digestion process. Biotechnology and bioengineering. Vol 23, pag. 1591-1610.
- Hayes, T.D., Theis, T.L. (1978). The distribution of heavy metals in anaerobic digestion. Journal water pollution control federation. Vol. 50 (1) pag. 31-72
- Hejnfelt, A., Angelidaki, I. (2009). Anaerobic digestion of slaughterhouse by-products. Biomass and Bioenergy, 33, 1046 – 1054.
- Hill D.T., Holmberg, R.D. (1988). Long chain volatile fatty acid relationship in anaerobic digestion of swine waste. Biological wastes. Vol. 23, pag. 195-214
- Hill, D.T., Cobb, S.A., Bolte, J.P. (1987). Using Volatile fatty acid relationships to predict anaerobic digester failure. Transactions of the ASAE. Vol. 30 (2), pag. 496-501
- Hills, D.J., Nakano, K. (1984). Effects of particle size on anaerobic digestion of tomato solid wastes. Agricultural Wastes. Vol. 10, pag. 285-295
- Hobson, P.N., (1990). "The treatment of agricultural wastes", En Anaerobic digestion: a waste treatment technology. Editado por Wheatley, A. Critical reports on applied chemistry. Vol. 31, pag. 93-138. Elsevier applied science LTD
- Hwu, C.-S., Donlon, B., Lettinga, G.(1997). Acute toxicity of oleate to acetate-utilizing methanogens in mesophilic and thermophilic anaerobic sludges. Enzyme and Microbial Technology. Vol.21, pag. 207 – 301.

- IDEA-RESA (2011). Situación y potencial de valorización energética directa de residuos. Estudio Técnico PER 2011-2020
- IGRC, (2008). An Analysis of Available Mathematical Models for Anaerobic Digestion of Organic Substances for Production of Biogas ,pag. 5-7
- Ingeniería y desarrollo: Universidad del Norte.12: 8-9, 2002
- Iza, J. (1995). Control del proceso anaerobio. I Curs d'enginyeria ambiental. Universitat de Lleida. Lleida, abril de 1995.
- Jiménez, A., Rodríguez, R., Fernández-Caro, I., Guillern, R., Fernández-Bolaños, J., Heredia, A., (2001): Olive fruit cell wall: Degradation of pectic polysaccharides during ripening. J. Agric. Food Chem. 49: 409-415.
- Kalyuzhnyi, S.V. (1997). Batch anaerobic digestion of glucose and its mathematical modeling. II description, verification and application of model. Bioresource technology. Vol. 59, pag. 249-258
- Karapiar, M., Worgan, M.J.T. (1983): Bioprotein production from the waste products of olive oil extraction. J. Chem. Technol. Biotech 33: 185-188.
- Kivaisi, A.K., y Mtila, M. (1998): Production of biogás from wáter hyacinth in a two-stage bioreactor. World J. Microbiol. Biotechnol., 14, 125-131.
- Kleerebezem, R., Van Loosdrecht, M. (2006a). Critical analysis of some concepts proposed in ADM1. Water Science and Technology, Vol. 54, pag. 51-57
- Kleerebezem, R., Van Loosdrecht, M.C.M. (2006b). Waste characterization for implementabon in ADM1. Water Science and Technology, Vol. 54, pag. 167-174
- Kollmann, F. (1953). Technologie des Holzes und der Holzwerkstoffe, Springer Verlag. Berlin, pp 168 – 205.
- Koster, I., Cramer, A. (1987). Inhibition of methanogenesis from acetate in granular sludge by long chain fatty acids. Applied and Environmental Microbiology. Vol. 53 (2), pag. 403 – 409.
- Koster, I.W., Lettinga, G. (1988). Anaerobic digestion at extreme ammonia concentrations. Biological Wastes. Vol. 25(1), pag. 51-59
- Krugel, S., Nemeth, L., Peddie, C. (1998). Extending thermophilic anaerobic digestion for producing class a biosolods at the greater Vancouver regional districts annacis isalnd wastewater treatment plant. Water Science and Technology. Vol. 38(8-9), pag. 409-416
- Kumar, K y Goh, M. (2000): Crop residues and management practices: Effects on soil quality, soil nitrogen dynamics, crop yield, and nitrogen recovery. Advances in agronomy. 68: 197-319.
- Llabres-Luengo, P., y Mata-Alvarez, J. (1988). "Influence of Temperature, Buffer, composition and Straw Particle length on the Anaerobic Digestion of Wheat Straw-Pig Manure Mixtures" Resources, conservation and Recycling, 27 – 37.
- Luste, S., Loustarinen S., Sillanpää, M., (2008): Effect of pre-treatments on hydrolysis and methane production potentials of by-products from meat-processing industry. Journal of Hazardous Materials. 164, 247-255.
- Madigan, M.T., Martinko, J.M., Parker, J. (1998). Brock Biología de los microorganismos. Edit. Prentice Hall International (UK) Ltd. 8th ed.
- Mahanna, B., (1998): Appropriato management del silomais e delle granelle umide insilate. En: Speciale Silomais. Numero special di Farmer News-estate 1998. 33-40.

- Mayer, F. (2013): Prediction of biochemical methane potential (BMP) of maize silages reduced to a powder using NIR spectra from wet and dried samples
- Metzler, D.E. (1981). Catabolismo de los azúcares. Bioquímica: Las reacciones químicas en las células vivas. Ed. Omega, S.A. Barcelona. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación - MAPA (1994). Métodos oficiales de análisis de alimentos. Mundi-Prensa. Madrid.
- Moeller, H.B. and Andersen, G. (2006). How to double the gas production through the addition of solid biomass. Bioenergy research no 13. April 2006 pp 6 – 7.
- Moeller, H.B. and Nielsen, A., M. (2006b). Straw and energy crops in biogas plants. Bioenergy research no 14. June 2006 pp 4 – 5.
- Monnet, F. (2004). An introduction to anaerobic digestion of organic waste. Final Report, Remade Scotland, November 2004.
- Monod, J. (1950). La technique de culture continue. Théorie et applications. Annals Institute Pasteur. Vol. 79(1), pag. 390-410
- Mosey, F.E. (1983). Mathematical modelling of the anaerobic digestion process: regulatory mechanisms for the formation of short-chain volatile acid from glucose. Water Science and Technology. Vol. 15, pag. 209-232
- Muñoz Valero, J.A., Ortiz Cañavate, J., Vázquez Minguela, J. (1987). Técnica y aplicaciones agrícolas de la biometanización. Serie Técnica - Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación. Madrid
- Palatsi J., Fernández, B., Vavilin, V.A., Flotats, X. (2007). Anaerobic biodegradabilidad of fresh slaughterhouse waste: interpretation of results by simplified model. 11<sup>th</sup> World Confress on Anaerobic Digestion (AD11). Bioenergy for our future. Brisbane (Australia), 23-27 septiembre 2007.
- Palatsi, J., Rodríguez-Abalde, A., Fernandez, B., Flotats, X. (2011). Digestión anaerobia de subproductos de la industria cárnica. 58-63
- Pavlostathis, S.G., Giraldo-Gómez, E. (1991). Kinetics of anaerobic treatment: a critical review. Critical reviews in environmental control. Vol. 21 (5,6), pag. 411-490
- Pfeffer, J.T. & Khan, K.A., (1976): Microbial production of methane from municipal refuse. Biotechnol. Bioeng. 18, 1179-1191.
- Pompaes, F. (1998). Los residuos orgánicos utilizables en la agricultura: origen, composición y características. 4º Curso de Ing. Ambiental. Lleida
- Probiogas, (2009). Manual de Estado del Arte de la Codigestión Anaerobia de Residuos Ganaderos y Agroindustriales. Vol. 2, pag. 1-54
- Ratledge, C. (1992). Microbial Oxidations of fatty alcohols and fatty acids, en Mini-review compilation: Biodegradation and Biotransformations of oils and fats. Journal of Chemical Technology and Biotechnology. Vol. 55, pag. 397-414
- Rice Knowledge Bank. [www.knowledgebank.irri.org/rkb/rice-milling](http://www.knowledgebank.irri.org/rkb/rice-milling).
- Rubio, J., Romero, L., García-Morales, J. (2011): Biomethanization of “ALPERUJO” (Two phase olive mill waste) with cattle manure: inoculum adaptation.
- Salminen, E., Einola, J., Rintala, J. (2003): The methane production of poultry slaughtering residues and effects of pretreatments on the methane production of poultry feather. Environ. Technol. 24, 1079 – 1086.
- Sharma, S.K., Mishra, I.M., Shrama, M.P. y Saini, J.S. (1988): Effect of particle size on biogas generation from biomass residues. Biomass, 17, 251 – 263

- Shin, H., Song, Y. (1995). A model for evaluation of anaerobic degradation characteristics of organic waste: focusing on kinetics, rate-limiting step. *Environmental technology*. Vol. 16, pag. 775-784
- Siegrist, H., Renggli, D, Gujer, W. (1993). Mathematical modelling of anaerobic mesophilic sewage sludge treatment. *Water Science and Technology*. Vol. 27(2), pag. 25-36
- Speece, R.E. (1987). "Nutrient Requirements", en *Anaerobic Digestion of biomass*. Editado por Chynoweth D.Y. y Isaacson, R. Elsevier applied science LTD.
- Stams, A.J.M. (1994). Metabolic interactions between anaerobic bacteria in methanogenic environments. *Antonie van Leeuwenhoek*. Vol. 66, pag. 271-294.
- Suzuki, Y., Tsujimoto, Y., Matsui, H., Watanabe, K. (2006): Decomposition of extremely hard-to-degrade animal proteins by thermophilic bacteria. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 102(2), 77-81
- Tiehm, A., Nickel, K., Neis, U. (1997): The use of ultrasound to accelerate the anaerobic digestion of sewage sludge. *Water Science and Technology*. Vol. 36(11), pag. 121-128
- Tortosa, G., Aburquerqur, J.A., Ait-Baddi, G., Cegarra, J. (2012). The production of commercial organic amendments and fertilisers by composting of two-phase olive mill waste ("alperujo"). *Journal of Cleaner Production* 26: 48-55.
- Universidad de Córdoba. <http://www.uco.es/servicios/nirs/fedna/tablas/cerealVAL.pdf>
- Van Lier, J.B., Hulsbeek, J., Stams, A.J., Lettinga, G. (1993). Temperature susceptibility of thermophilic methanogenic sludge: implication for reactor start-up and operation. *Bioresource technology*. Vol. 43, pag. 227-235
- Vavilin, V.A., Vasiliev, V.B., Rytov, S.V., Ponomarev, A.V. (1995). Modeling ammonia and hydrogen sulfide inhibition in anaerobic digestion. *Water Research*. Vol. 29(3), pag. 827-835
- Vavilin V. A. Fernandez, B., Palatsi, J., Flotats, X., (2008): Hydrolysis kinetics in anaerobic degradation of particulate organic material: an overview. *Waste Management*, 28(6), 939-951
- Veeken, A., Hamelers, B. (1999) Effect of temperature on hydrolysis rates of selected biowaste components. *Bioresource technology*. Vol. 29, pag. 249-254
- Weiland, P., (1993): One and two-step anaerobic digestion of solid agroindustrial residues. *Water Sci. Technol.* 27(2), 145 – 151.
- Wong, M.H. (1990). Anaerobic digestion of pig manure mixed with sewage sludge. *Biological wastes*. Vol. 31, pag 223-230
- Yanfeng Hc, Yunzhi Pang, Xiujin Li, Yanping Liu, Rangping Li, Mingxia Zheng (2009): Investigation on the changes of main compositions and extractives of rice straw pretreated with sodium hydroxide for biogas production, *Energy and Fuels*.23: 2220-2224
- Yin L.X. et al., (2002): Design and operation of a CFB gasification and power generation system for rice husk. *Biomass and Bioenergy* 2002. Vol.23 p. 181-187.
- Yoda, M. y Nishimura, S. (1997): Controlling granular sludge floatation in UASB reactors. *Wat. Sci. Tech.* Vol 36 ppl 65-173
- Zeeman, G., Wiegant, W.M., Koster-Treffers, M.E., Lettinga, G. (1985). The influence of total ammonia concentration on the thermophilic digestion of cow manure. *Agricultural Wastes*. Vol. 14, pag. 19-35

- 
- Zhong Weizhang, Zhang Zhongzhi, Luo Yijing, Sun Shanshan, Qiao Wei y Xiao Meng (20011). Effect of biological pretreatments in enhancing corn Straw biogás production. *Bioresource Technology*, 102, 11177 – 11182.