

El biogás. Actualidad y perspectivas de un gas renovable

Xavier Flotats Ripoll – Profesor Emérito de Ingeniería Ambiental, del Departamento de Ingeniería Agroalimentaria y Biotecnología de la Universidad Politécnica de Cataluña – UPC BarcelonaTECH. Su trayectoria académica y profesional se ha centrado en la gestión de residuos orgánicos, especialmente deyecciones ganaderas, y en procesos de transformación de estos, especialmente digestión anaerobia. Ya en 1981 diseñó una planta de biogás en una granja de cerdos que estuvo operativa hasta 2003.

RESUMEN

La digestión anaeróbica es un proceso clave en cualquier estrategia de gestión sostenible de residuos orgánicos y de tratamiento de aguas residuales. Ha demostrado ser uno de los métodos más efectivos para la reducción de emisiones de gases de efecto invernadero, contribuyendo a la producción de energía renovable y favoreciendo la aplicación de procesos de recuperación de nutrientes. El biogás producido, con un potencial disponible estimado de energía primaria en España de 2,3 millones de toneladas equivalentes de petróleo al año, es un combustible renovable y flexible, capaz de cubrir demandas de calor, electricidad y combustible vehicular. Su enriquecimiento (*upgrading*) a biometano e inyección a la red de gas natural favorece su uso donde y cuando la eficiencia de transformación sea más elevada, incluso como recurso para la industria química, integrando la producción y el consumo distribuidos geográficamente. A pesar de las múltiples ventajas, su economía actual depende en gran medida de los precios de la energía y de las políticas gubernamentales en ámbitos como el desarrollo regional, la gestión de residuos, la energía renovable o el cambio climático, que permitan valorar económicamente los múltiples beneficios ambientales y favorezcan el desarrollo de esta nueva industria. En el contexto de una economía circular, la digestión anaeróbica también puede contribuir a la producción de compuestos intermedios que pueden recuperarse para la síntesis de productos químicos más complejos y con valor añadido, manteniendo la idoneidad del proceso para la recuperación de nutrientes y el potencial energético remanente. Esta flexibilidad confiere al proceso de digestión anaerobia un amplio abanico de aplicaciones y a la industria del biogás un largo camino por recorrer.

1. INTRODUCCIÓN

Los gases renovables son los gases combustibles obtenidos de materias primas o fuentes renovables. Agrupa tres tipos de gases:

- **Biogás**, obtenido mediante el proceso de digestión anaerobia de materiales orgánicos biodegradables, principalmente residuos orgánicos domésticos o industriales, aguas residuales, lodos de depuradora y deyecciones ganaderas, así como cultivos energéticos.
- **Gas de síntesis (*syngas*)**, obtenido mediante el proceso de gasificación térmica de materiales orgánicos, principalmente lignocelulósicos (residuos forestales y agrícolas). Eventualmente también de CDR, combustible derivado de residuos, aunque debido a su alto

contenido en plásticos no debería considerarse renovable, pero puede presentar expectativas como tecnología de transición para estos materiales.

- **Hidrógeno (H_2)**, obtenido por electrólisis del agua mediante el uso de excedentes temporales de energía eléctrica renovable de origen solar o eólico (*power-to-gas*).

Los tres tipos de gases renovables pueden transformarse a un gas rico en metano, biometano del biogás y metano o gas natural sintético a partir de los otros dos gases, con características similares al gas natural (GN), pudiéndose inyectar en la red de GN. Esto permite aprovechar la red de GN para el transporte, almacenaje y distribución de estos gases, posibilitando su uso donde su eficiencia energética sea máxima, facilitando un esquema de producción distribuida (ver Figura 1). También, permite la distribución en forma de gas de la energía eléctrica renovable excedentaria.

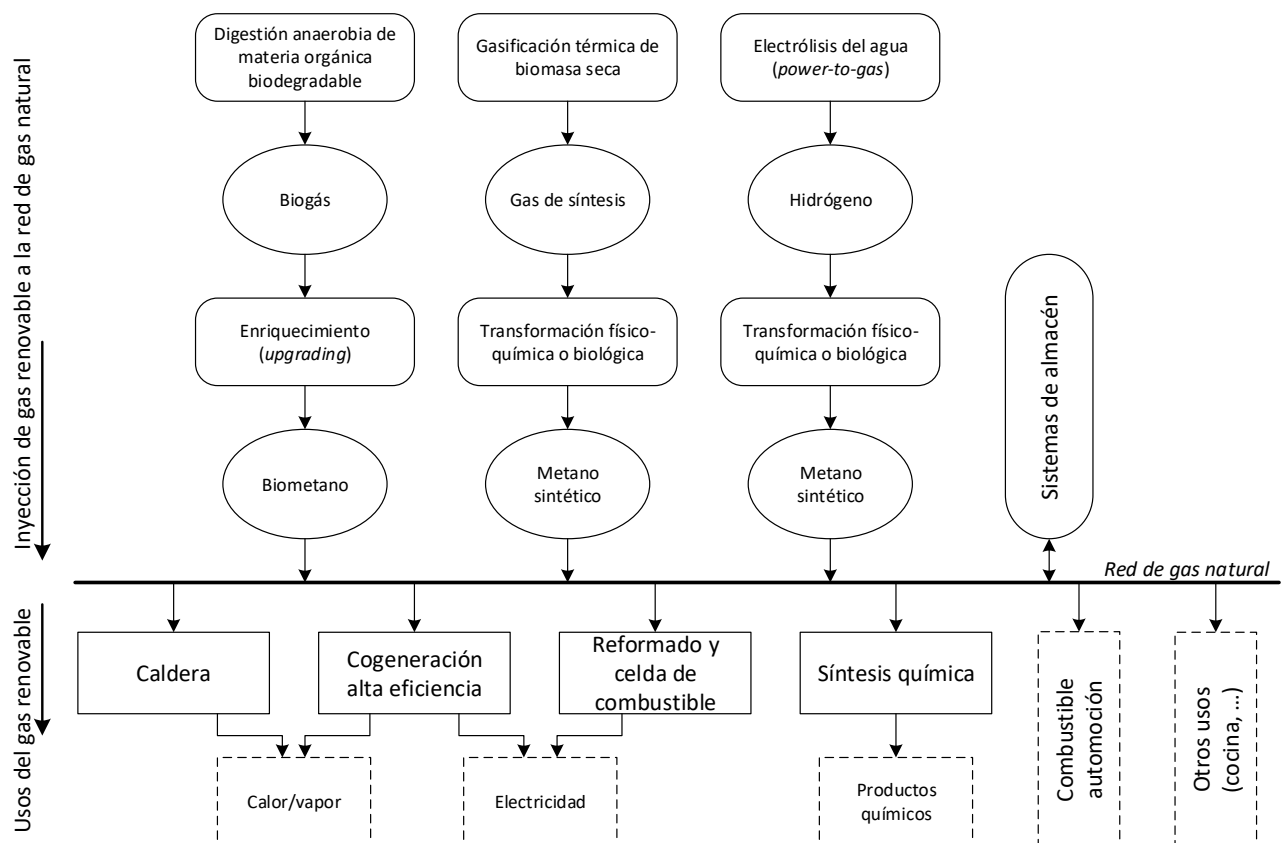


Figura 1. Uso de la red de gas natural para el transporte y distribución de gas renovable. Fuente: elaboración propia.

En el presente artículo se expondrán los fundamentos de la producción de biogás, que son los más implantados en la actualidad, las tecnologías disponibles, su grado de aplicación, los beneficios ambientales que comporta, los costes asociados y las políticas gubernamentales con capacidad de incidir en su desarrollo.

Las otras dos fuentes de gas renovable no son objeto de estudio en el presente artículo, aunque en los siguientes párrafos se expone un pequeño apunte sobre ellas.

El proceso de gasificación de biomasa es conocido y aplicado desde inicios del siglo XIX para el alumbrado y calefacción, con primeras patentes que datan de finales del siglo XVIII (NETL, 2018). Consiste en la oxidación parcial mediante oxígeno, aire y/o vapor alrededor de 800°C, produciendo un gas (gas de síntesis o syngas) compuesto principalmente por H₂ (18–20%), CO (18–20%), CO₂ (8–10%), CH₄ (2–3%), trazas de hidrocarburos, agua, nitrógeno, si se ha utilizado aire como agente oxidante, y diversos contaminantes (EUBIA, 2018), con poder calorífico inferior (PCI) entre 4 MJ/Nm³ y 7 MJ/Nm³. El rendimiento del proceso se encuentra alrededor del 70% y los usos de este gas pueden ser varios, desde la producción de energía eléctrica o térmica, la más habitual (EUBIA, 2018), hasta el de materia prima para la obtención de diferentes productos químicos (Dahmen *et al.*, 2017). La transformación a gas natural sintético puede realizarse mediante procesos físico-químicos, o biológicos utilizando la digestión anaerobia (Guiot *et al.*, 2013).

La energía eléctrica renovable excedentaria, producida en periodos con baja demanda, presenta el limitante de su acumulación. Su transformación en H₂ mediante electrólisis del agua es una alternativa que permite o bien el uso directo de este gas, o bien su transformación a CH₄ para su inyección a la red de GN, con las ventajas consiguientes. Esta transformación requiere una fuente de CO₂ y sigue la reacción $4\text{H}_2 + \text{CO}_2 \rightarrow \text{CH}_4 + 2\text{H}_2\text{O}$, que ya tiene lugar en los digestores anaerobios (ver Figura 2), por lo cual un método para producir el CH₄ es la inyección de H₂ en reactores anaerobios existentes, o nuevos y dedicados a este objetivo (BioCatProject, 2018). La reacción anterior también puede realizarse mediante métodos catalíticos (Bacariza *et al.*, 2018; Veselovskaya *et al.*, 2018), y la fuente de CO₂ puede ser el contenido en el biogás de la digestión anaerobia de residuos biodegradables, el producido y capturado de procesos de combustión o el recuperado de procesos de fermentación. El H₂ renovable también puede utilizarse para obtener amoníaco (Sánchez y Martín, 2018), materia prima de una extensa industria química, especialmente de la de los fertilizantes nitrogenados.

2. EL PROCESO DE DIGESTIÓN ANAEROBIA

La digestión anaerobia consiste en un conjunto de procesos microbiológicos, en ausencia de oxígeno, mediante los cuales se descompone la materia orgánica biodegradable para dar lugar a biogás, un gas combustible constituido principalmente por CH₄ y CO₂, con un contenido en CH₄ entre el 55% y el 75% en volumen, y pequeñas concentraciones de otros gases. La Figura 2 muestra un esquema de las principales reacciones que tienen lugar durante la digestión anaerobia, los microorganismos que las catalizan y una aproximación a la distribución de la DQO (demanda química de oxígeno) a lo largo del proceso.

Dado que el proceso tiene lugar en ausencia de oxígeno, la DQO es conservativa, esto es, la DQO del sustrato inicial es la suma de la DQO de los productos, biogás y digerido (o digestato). Esta propiedad permite el balance de DQO de digestores a cualquier escala para caracterizar la eficiencia en la producción de CH₄. La biodegradabilidad anaerobia se define como la fracción de la DQO de un sustrato que se transforma en CH₄ (0,35 Nm³ CH₄/kg DQO), ácidos grasos volátiles (AGV) y microorganismos, en condiciones ideales de laboratorio (Holliger *et al.*, 2016).

Los equilibrios químicos relevantes que afectan a la dinámica de la digestión anaerobia también se muestran en la Figura 2. El equilibrio dinámico entre aniones y cationes afecta a la dinámica del pH

y, por tanto, al desarrollo del proceso, debido a que el crecimiento óptimo de los microorganismos se encuentra alrededor de pH neutro.

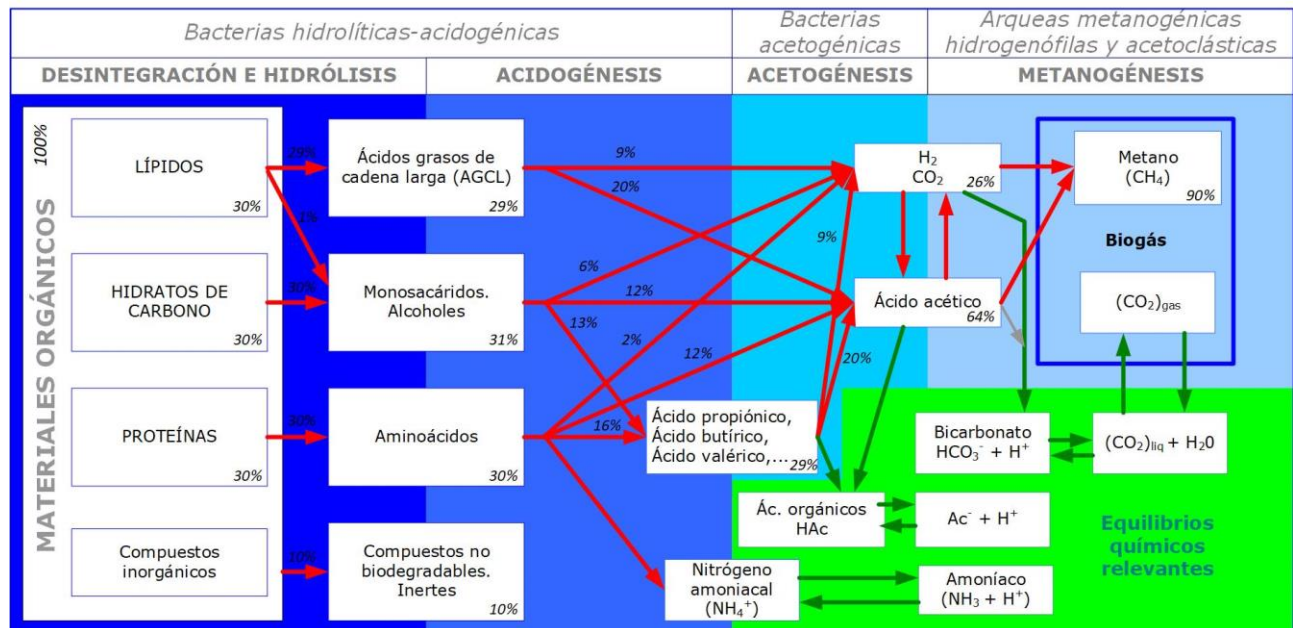


Figura 2. Fases de la digestión anaerobia y poblaciones de microorganismos implicadas. Los porcentajes indican la distribución del flujo de DQO de la digestión de materia orgánica, si está formada por un 10% de compuestos no biodegradables y un 90% de hidratos de carbono, proteínas y lípidos, a partes iguales. Fuente: elaboración propia.

Para hacer posible algunas reacciones es necesaria la asociación entre arqueas metanogénicas hidrogenófilas, responsables del paso de H₂ a CH₄, y acetogénicas, responsables del paso de ácidos propiónico, butírico o valérico a ácido acético y H₂, ya que estas últimas requieren una muy baja presión parcial de hidrógeno. A diferencia de los microorganismos aerobios, los anaerobios utilizan poca energía de la que tienen disponible, tienen una baja velocidad de crecimiento y utilizan poco material orgánico para construir su masa celular. Esto presenta la ventaja de dejar la energía disponible del sustrato en forma de CH₄ y que los microorganismos representen una fracción muy pequeña de la materia orgánica residual. En el caso de la depuración anaerobia de aguas residuales, esto significa que se produce menor lodo residual que en plantas depuradoras aerobias.

Para residuos con alto contenido en proteína, susceptibles de producir una elevada concentración de NH₃, inhibidor de los microorganismos acetoclásticos, responsables del paso de ácido acético a CH₄, es relevante la asociación entre arqueas hidrogenófilas y microorganismos capaces de oxidar el acético a H₂ y CO₂ (microorganismos SAO, *syntrophic acetate oxidizers*), cuyo crecimiento es menos sensible al NH₃. Estas últimas bacterias presentan un tiempo de duplicación muy alto (Schnürer *et al.*, 1994) y, por tanto, los digestores capaces de favorecer su presencia deben tener un elevado tiempo de retención de biomasa celular, usualmente más de 50 días. En general, la velocidad del proceso está limitada por la velocidad de la etapa más lenta, la cual depende de la composición de cada residuo. Para sustratos solubles, la fase limitante suele ser la metanogénesis, y la estrategia para aumentar la velocidad consiste en adoptar diseños que permitan una elevada concentración de microorganismos acetogénicos y metanogénicos en el reactor, para conseguir elevados tiempos de retención celular o de sólidos (TRS) y bajos tiempos de retención hidráulica.

(TRH), del orden de horas o unos pocos días. Para residuos en los que la materia orgánica está en forma de partículas, las etapas limitantes son la desintegración y la hidrólisis, procesos enzimáticos cuya velocidad depende de la superficie de las partículas. Usualmente, esta limitación hace que los tiempos de proceso sean del orden de semanas.

Todas las reacciones y equilibrios químicos indicados en la Figura 2 están incluidos en el modelo ADM1 – *Anaerobic Digestion Model N° 1*- ([Batstone et al., 2002](#)), que es el actual modelo de referencia y la base de desarrollos de mejora. Una exposición de estas reacciones y equilibrios químicos, la transferencia líquido-gas y la simulación por ordenador del sistema utilizando el ADM1 puede encontrarse en [Solera et al. \(2014\)](#).

3. SUSTRATOS PARA LA PRODUCCIÓN DE BIOGÁS

Casi todos los compuestos orgánicos biodegradables pueden transformarse en biogás, y la biodegradabilidad anaerobia es la característica que indica hasta qué punto esto es posible. Los materiales orgánicos susceptibles de producir biogás son:

- Deyecciones ganaderas
- Fracción orgánica de residuos municipales, incluyendo residuos de alimentos de catering, restaurantes y mercados
- Residuos orgánicos de la industria alimentaria
- Aguas residuales biodegradables y lodos de plantas depuradoras biológicas
- Cultivos energéticos y cultivos intermedios (*catch crops*)

Los cultivos intermedios crecen entre dos cultivos alimentarios estacionales consecutivos, con el objetivo de asimilar nutrientes residuales del suelo, especialmente nitratos, a fin de evitar su lixiviación. Son susceptibles de producir biogás sin interferir con la producción de alimentos ([Molinuevo-Salces et al., 2015](#); [Flotats et al., 2016](#)).

A pesar de que ya se dispone de método para la determinación fiable de la DQO de materiales sólidos heterogéneos ([Noguero et al., 2012](#)), su dificultad hasta el presente ha llevado a expresar usualmente el potencial de producción de CH₄ de un sustrato por unidad de sólido volátil (SV) de este. En la Tabla 1 se indican los potenciales de producción de CH₄ por unidad de materia orgánica (SV) para algunos sustratos habituales. Para un tipo determinado de sustrato, la relación entre carbohidratos, proteínas y lípidos puede ser diferente, y también su biodegradabilidad, dependiendo de muchos factores. Por tanto, los valores publicados de este potencial pueden ayudar al diseño de instalaciones, pero deben disponerse de determinaciones analíticas actualizadas para optimizar la operación de los digestores. Por ejemplo:

- Baja producción de CH₄ a partir de purines de cerdo si estos han estado almacenados durante un largo periodo de tiempo antes de la digestión ([Bonmatí et al., 2001](#)), variando la relación DQO/SV.
- Diferentes producciones de CH₄ de la fracción orgánica de residuos municipales dependiendo del método de separación y recogida ([Bolzonella et al., 2006](#)).

- Diferentes producciones de CH₄ de residuos de mercado central de frutas y verduras a lo largo del año debido a variaciones estacionales en su composición ([Edwiges et al., \(2018\)](#)).

Tabla 1. Potencial de producción de metano para diferentes sustratos orgánicos. Otros valores, relativos a la masa del sustrato, pueden encontrarse en [Chiva et al. \(2018\)](#).

Sustrato orgánico	Potencial de producción (Nm ³ CH ₄ /kg SV)	Referencia
Fracción orgánica de residuos municipales		
Separada mecánicamente	0,160 – 0,370	Mata-Álvarez (2002)
Recogida selectiva	0,450 – 0,490	Mata-Álvarez (2002)
Residuos de fruta y verdura	0,288 – 0,516	Edwiges et al. (2018)
Deyecciones ganaderas		
Purines de cerdo	0,067 – 0,557	Bonmatí et al. (2001)
Purines o estiércol de bovino	0,280 – 0,540	Hashimoto (1986)
Estiércol avícola	0,228 – 0,390	Al Seadi (2001)
Fracción sólida de purines de cerdo	0,178 – 0,496	Jurado et al. (2013)
Residuos orgánicos industriales		
Contenido intestinal	0,400 – 0,460	Angelidaki y Ellegaard (2003)
Residuos de matadero (cerdo)	0,580 – 0,960	Rodríguez-Abalde et al. (2011)
Residuos de matadero (aves)	0,460 – 0,480	Rodríguez-Abalde et al. (2011)
Residuos de café	0,240 – 0,280	Neves et al. (2006)
Residuos de cítricos	0,314 – 0,548	Ruiz et al. (2016)
Residuos de pescado	0,398 – 0,573	Kafle et al. (2013)
Glicerol (producción de biodiesel)	0,780 – 0,826	Baba et al. (2013)
Tratamiento de aguas residuales		
Lodo primario (urbano)	0,307 – 0,489	Gavala et al. (2003)
Lodo secundario (urbano)	0,191 – 0,244	Gavala et al. (2003)
Grasas (urbano)	0,405 – 0,540	Silvestre et al. (2011)
Lodo de matadero con grasa	0,845 – 0,928	Luostarinen et al. (2009)
Cultivos energéticos		
Maíz (toda la planta)	0,204 – 0,450	Murphy et al. (2011)
Cebada	0,353 – 0,658	Murphy et al. (2011)
Hierba	0,298 – 0,467	Murphy et al. (2011)
Alfalfa	0,340 – 0,500	Murphy et al. (2011)
<i>Miscanthus</i>	0,179 – 0,218	Murphy et al. (2011)
Remolacha forrajera	0,420 – 0,500	Murphy et al. (2011)
Micro-algas	0,106 – 0,209	Passos et al. (2015)
Cultivos intermedios (Catch crops)		
<i>Raplanus sativus</i>	0,274 – 0,474	Molinuevo-Salces et al. (2014)
<i>Brassica napus</i>	0,334 – 0,448	Molinuevo-Salces et al. (2014)
<i>Avena sativa</i>	0,250 – 0,527	Molinuevo-Salces et al. (2014)

Teniendo en cuenta la multitud de factores que afectan a la composición de la materia orgánica, así como su concentración, es conveniente que los inventarios de potenciales de producción de biogás

por áreas geográficas se caractericen con su grado de incertidumbre, o por intervalos, tal como hicieron Lorenz et al. (2013) en un análisis de potencial energético del biogás en Europa, o Vilamajó y Flotats (2011) en un estudio del potencial energético de residuos industriales biodegradables en Cataluña.

Las diferencias en la composición y en los potenciales de producción de biogás justifican la necesidad de la codigestión anaerobia, esto es, la digestión anaerobia conjunta de sustratos de diferentes orígenes, con los objetivos de: 1) complementariedad en la composición, para obtener perfiles del proceso más eficaces; 2) unificar metodologías de gestión; 3) amortiguar variaciones temporales en composición y producción; 4) reducir costes de inversión y explotación (Campos, 2001; Rodríguez-Abalde, 2013).

En algunas de las referencias de la Tabla 1 el valor máximo del intervalo fue obtenido mediante pretratamiento. Los pretratamientos consisten en diferentes métodos (físicos, químicos o biológicos) para reducir el tamaño de las partículas o romper la estructura de estas a fin de aumentar la biodegradabilidad o la velocidad de desintegración e hidrólisis del sustrato considerado (Flotats et al., 2016). Este es el caso de materiales constituidos por células (lodos secundarios, por ejemplo), para los cuales es necesario romper la membrana celular para aumentar la biodisponibilidad, o las fibras en las que la lignina (no biodegradable por vía anaerobia) protege a la hemicelulosa y la celulosa contra el ataque bacteriano. Un mismo pretratamiento puede tener diferentes efectos en función de la composición del sustrato. Así, una pasteurización antes de la digestión anaerobia, pretratamiento obligatorio para residuos cárnicos, puede aumentar significativamente la producción de metano si la relación carbohidratos/proteínas es baja, y lo contrario si es alta (Rodríguez-Abalde et al., 2011; 2013).

4. TECNOLOGÍAS DE DIGESTIÓN ANAEROBIA

Un reactor anaerobio, o digestor, es un volumen cerrado donde las reacciones de la Figura 2 tienen lugar de forma controlada para conseguir uno o varios objetivos: producción de biogás, eliminación de materia orgánica, higienización o recuperación de compuestos intermedios. Los digestores pueden operarse a diferentes rangos de temperatura: psicrófilico (<25°C), mesófilico (25°C – 43°C) o termófilico (>43°C), que corresponden a tres grupos diferentes de microorganismos, con temperaturas óptimas de 37°C y 55°C para el rango mesófilico y termófilico, respectivamente. En el rango termófilico el grado de higienización, la velocidad de crecimiento de los microorganismos y la tasa de hidrólisis son superiores, pero también la concentración de algunos inhibidores, como las formas no ionizadas de los AGV o el NH₃, y la sensibilidad a pequeños cambios de la temperatura, factores que comportan inestabilidades (Van Lier et al., 1993). Existen instalaciones exitosas en ambos casos, aunque el mesófilico es el más utilizado.

Además del régimen de temperatura, los reactores anaerobios se pueden clasificar según el tipo de crecimiento de los microorganismos (suspendido, granular o formando biopelículas), según el mecanismo utilizado para retener la biomasa activa y según el modelo de flujo (completamente mezclado, flujo pistón, discontinuo o continuo). En las Figuras 3 a 11 se muestran algunos esquemas simplificados de diferentes diseños e imágenes ilustrativas.

Un primer grupo de bioreactores son los de bajo coste, con modelo de flujo variable o indefinido, como el diseño rural chino, digestores tubulares de plástico o lagunas anaerobias cubiertas, aplicados en áreas rurales (Figura 3). La producción de biogás óptima no se puede asegurar, ya que los parámetros de operación son difíciles de controlar, pero han demostrado un amplio abanico de beneficios ambientales, sociales y económicos ([Gosens et al., 2013](#); [Garfí et al., 2016](#)).

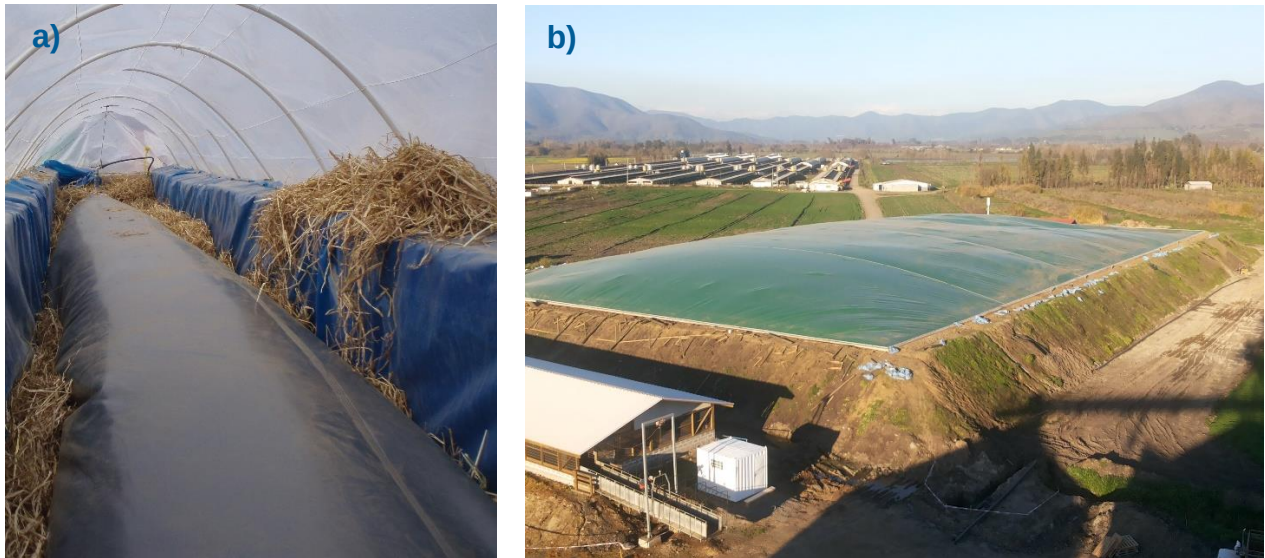


Figura 3. a) Digestor tubular de membrana de PVC en Baños de Inca (Cajamarca, Perú), en invernadero, cortesía de M. Garfí (Universidad Politécnica de Cataluña). b) Laguna anaerobia cubierta con recuperación de biogás en granja de cerdos en Chile, cortesía de A. Gebauer (Agrícola AASA).

Los reactores de mezcla completa (CSTR – *continuous stirred tank reactor*) son los más utilizados para sustratos con menos de un 15% de sólidos totales (ST), por su simplicidad conceptual y facilidad de control (Figura 4). La homogeneización se mantiene mediante un sistema de agitación, con unas potencias que pueden ir de 1,3 W/m³ para bajo contenido en sólidos (1 - 3% ST) hasta 18,8 W/m³ para alto contenido (13 - 15% ST), aunque los valores exactos dependen de la sedimentabilidad de los sólidos y factores de forma del reactor. Los TRH usuales van de 15 a 30 días y velocidades de carga orgánica (VCO) hasta 4 kg DQO/m³·d. Si el CSTR se utiliza para digerir sustratos para los que la desintegración e hidrólisis son la etapa limitante, es usual combinar dos o tres reactores en serie, con un TRH superior a 50 días, lo que favorece el crecimiento de microorganismos SAO si la concentración de amonio es elevada.

Para concentraciones superiores al 20% ST es recomendable el bioreactor continuo de flujo pistón (FP). Este puede ser vertical (Figura 5), o horizontal (Figura 6), aunque estos últimos también son aplicables a sustratos con menor concentración de ST, con recirculación de parte del digerido para asegurar una concentración elevada de biomasa activa a la entrada del reactor. Para la fracción orgánica de residuos municipales se han desarrollado diferentes diseños FP ([Mata-Álvarez, 2002](#)).

Un método para aumentar la actividad microbiológica en reactores anaerobios es aumentar el TRS, por encima del TRH. Esto puede conseguirse en reactores CSTR desgasificando el digerido, separando la fracción sólida y recirculando una parte de esta a la entrada. Esta configuración, conocida como de contacto anaerobio, es aplicable a aguas residuales de alta carga orgánica de la

industria alimentaria, con TRH del orden de horas o pocos días. Debido a su flexibilidad, Chang et al. (2011) propusieron este sistema para la producción de biohidrógeno.

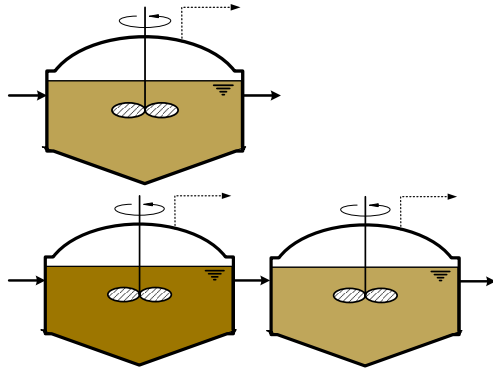


Figura 4. Esquemas (elaboración propia) de reactores CSTR y planta de codigestión anaerobia, con dos reactores CSTR en serie, en una granja de cerdos en Vilasana (Lleida), cortesía de ECOBIOGAS.

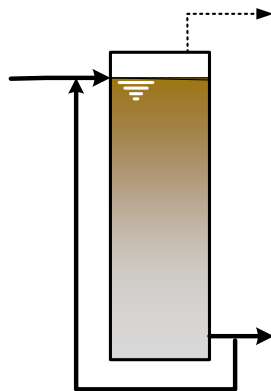


Figura 5. Esquema (elaboración propia) e imagen de reactor FP vertical en la planta de tratamiento de la fracción orgánica de residuos municipales de Terrassa. Cortesía del Consorcio para la Gestión de Residuos del Vallés Occidental.

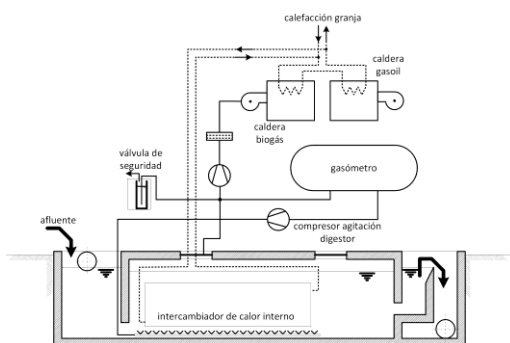


Figura 6. Esquema e imagen de planta de biogás de FP horizontal en granja de cerdos en Santa Pau (Gerona), diseñada por el autor y operativa de 1983 a 2003 (Flotats y Gibert, 2002).

Una mejora del reactor de contacto es el bioreactor anaerobio de membrana, AnMBR (*anaerobic membrane bioreactor*), donde la fracción líquida del digerido es extraída del sistema a través de una membrana polimérica, cerámica o metálica, por micro o ultrafiltración, y la fracción sólida es reintroducida en el sistema (Figura 7). Aunque al principio fueron aplicados sólo a aguas residuales industriales, con TRS de hasta 175 días y eliminaciones de DQO del 98% en aguas de la industria petroquímica, como ejemplo ([Lin et al., 2013](#)), sus propiedades lo hacen aplicable a aguas residuales domésticas, incluso a temperatura ambiente ([Ozgun et al., 2013](#)).

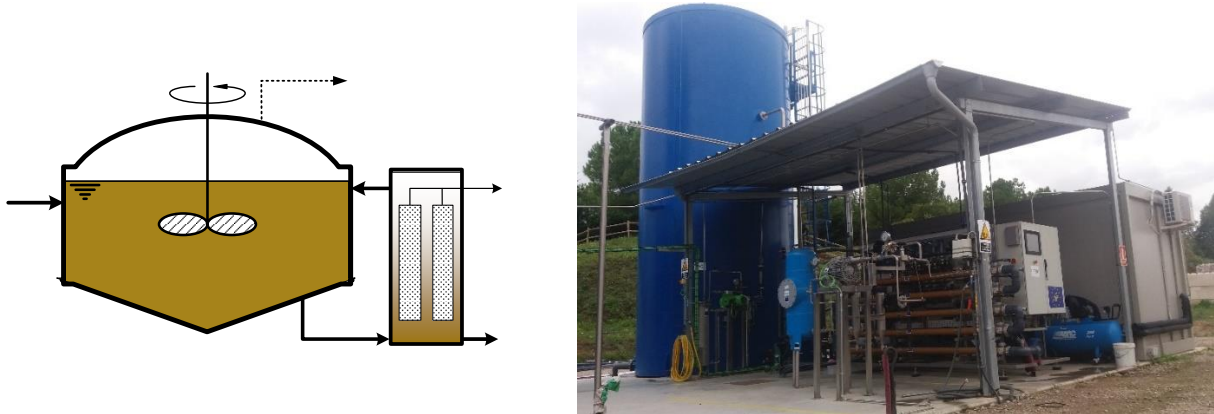


Figura 7. Esquema (elaboración propia) de reactor AnMBR e imagen de planta piloto de reactor AnMBR del proyecto [LIFE-METHANORPHOSIS](#), cortesía de [Aqualia](#).

Un alto TRS también puede conseguirse mediante sedimentación interna en un AnSBR (*anaerobic sequencing batch reactor*), un reactor discontinuo operado siguiendo la siguiente secuencia temporal: llenado, reacción, sedimentación de biomasa y extracción del sobrenadante, con la purga apropiada de la biomasa decantada para mantener el TRS deseado, y nuevo llenado. Los ciclos sucesivos favorecen el enriquecimiento de los microorganismos mejor adaptados al sustrato y un proceso estable ([Angenent et al., 2002](#)), sólo limitado por la sedimentabilidad del lodo. Esta flexibilidad lo hace adaptable a diferentes sustratos, desde la fracción líquida de purines de cerdo ([Massé et al., 2003](#)) a aguas residuales de bodegas ([Donoso-Bravo et al., 2009](#)), en cuyo caso [Ortiz-Cabrera et al. \(2018\)](#) consiguieron una eliminación del 95% de polifenoles.

Los principales reactores basados en el crecimiento de biopelículas son el filtro anaerobio (FA), el DSFF (*downflow stationary fixed film*) y el LF (lecho fluidizado o expandido). El FA es un reactor de flujo ascendente donde los microorganismos se encuentran fijados a un soporte fijo, o atrapados en los espacios intersticiales (Figura 8). Los problemas usuales de obturación del FA se superan en el DSFF, donde el relleno está orientado verticalmente, permitiendo concentraciones en el influente de hasta el 4% ST ([Kennedy y Droste, 1991](#)) y VCO de hasta 12 kg DQO/m³·d ([Tauseef et al., 2013](#)). En el LF, la biopelícula crece alrededor de pequeñas partículas (arena, carbón, resinas, etc.) que son expandidas o fluidizadas mediante el flujo ascendente del sustrato. Aunque el LF puede admitir VCO elevadas, hasta 30 kg DQO/m³·d, este sistema está en desuso debido a problemas operacionales ([Tauseef et al., 2013](#)).

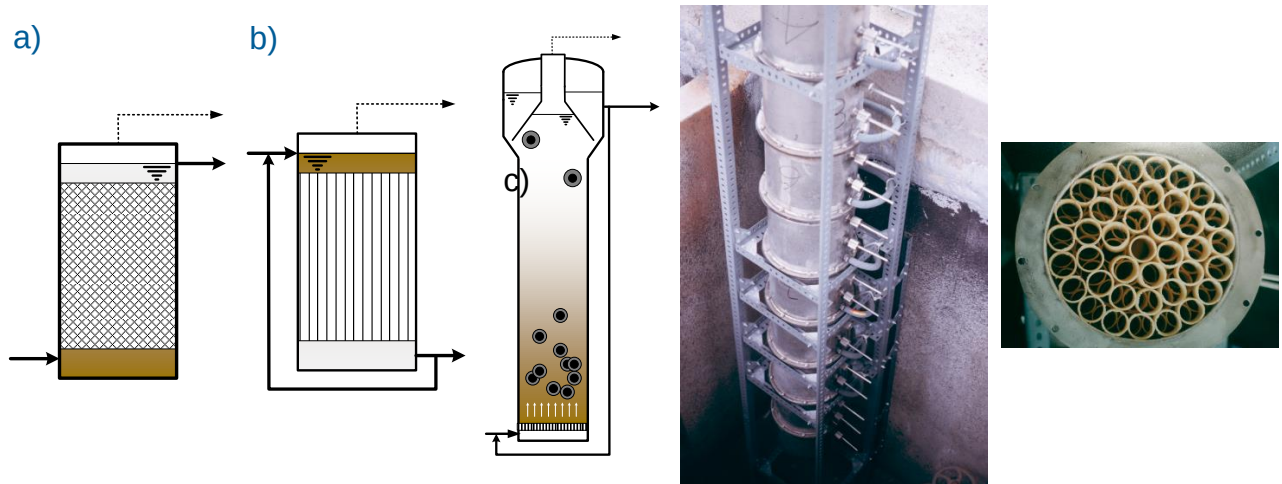


Figura 8. Esquemas (elaboración propia) de: a) filtro anaerobio (FA), b) lecho fijo (DSFF), c) lecho fluidizado o expandido (LF), e imagen de planta piloto de lecho fijo de flujo ascendente y detalle del empacado del relleno orientado (Flotats y Puigjaner, 1994).

Un gran progreso en el desarrollo de reactores anaerobios de alta eficiencia se produjo con el bioreactor UASB (*upflow anaerobic sludge blanket*), donde gránulos densos y compactos de microorganismos son retenidos en el reactor mediante sedimentación o mediante un separador trifásico (sólido – líquido – gas) localizado en la parte superior (Figura 9). Este sistema fue desarrollado por el profesor Lettinga y colaboradores (Lettinga *et al.*, 1980), basado en la observación de la formación de gránulos, para la cual hay diferentes teorías relacionadas con factores físicos, químicos y biológicos (Hulshoff Pot *et al.*, 2004), y en los que se favorece la transferencia de H_2 entre microorganismos productores y consumidores. Los TRH usuales son del orden de horas y las VCO comprendidas en el rango 4 – 12 kg DQO/m³·d. Mejoras del sistema UASB llevaron al desarrollo del reactor EGSB (*expanded granular sludge blanket*), donde el lecho de gránulos es expandido por el fluido ascendente (Figura 10), y al reactor IC (*internal circulation*), con dos compartimentos donde gránulos y lodos que podrían salir del sistema son recirculados a la base del reactor (Figura 11), permitiendo en ambos casos una retención casi completa de biomasa. Valores usuales de la VCO se encuentran en el rango 15-35 kg DQO/m³·d (Tauseef *et al.*, 2013), con valores máximos que pueden llegar a 45 kg DQO/m³·d (Van Lier, 2008).

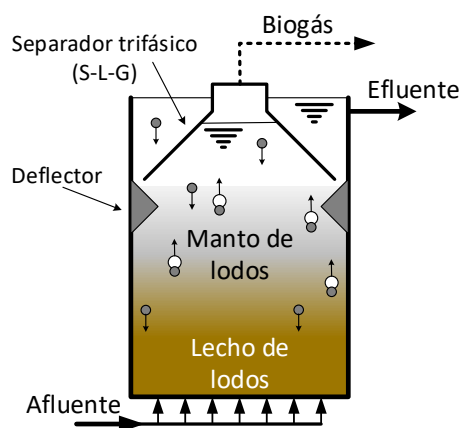


Figura 9. Esquema (elaboración propia) de reactor UASB e imagen de reactores UASB en la Quesería Gaugry (Brochon, Francia), cortesía de Valbio SAS.

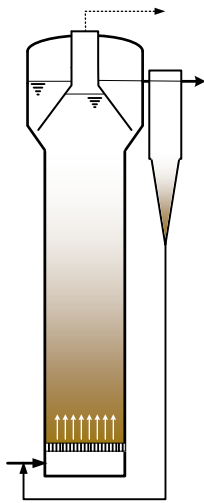


Figura 10. Esquema (elaboración propia) de reactor EGSB e imagen de instalación EGSB - Biothane en la planta de tratamiento de aguas residuales industriales de Borregaard (Noruega), cortesía de [Biothane](#).

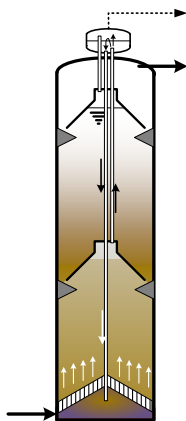


Figura 11. Esquema (elaboración propia) e imagen de reactor IC en una industria papelera en Holanda, cortesía de Jules van Lier (Universidad de Delft) y [PAQUES](#).

Existen combinaciones y variantes de los principales diseños descritos anteriormente, adaptadas a diferentes residuos orgánicos y aguas residuales, con diferentes condiciones operacionales ([Tauseef et al., 2013](#)). El desarrollo tecnológico desde el CSTR hasta los de alto rendimiento (EGSB o IC) ha representado incrementar en unas 75 veces la eficiencia del proceso por unidad de volumen del reactor ([Van Lier, 2008](#)), lo cual significa menor espacio ocupado, mayor eficiencia energética y más alto grado de mitigación de gases de efecto invernadero (GEI) que cualquier proceso biológico aerobio. Esto convierte las plantas depuradoras en potenciales productoras de energía.

5. PRODUCCIÓN DE ENERGÍA RENOVABLE

Un biogás del proceso de digestión anaerobia con un 65% de CH_4 y 35% de CO_2 tiene un PCI de $6,5 \text{ kWh/m}^3$ y un PCS de $7,2 \text{ kWh/m}^3$. Un método simple para aprovechar este contenido energético es producir calor o vapor mediante una caldera, con una eficiencia térmica entorno al 85% - 90%,

como en el caso de la instalación de la Figura 6. La cogeneración eléctrica y térmica es el método más aplicado, aunque con la necesidad de consumo in-situ de calor a fin de máximo aprovechamiento energético. Eficiencias eléctricas usuales de las unidades de cogeneración se mueven entre un valor medio del 31% para potencias hasta 50 kW_e hasta valores medios del 41% para potencias en el rango 1 – 2,4 MW_e ([Walla y Schneeberger, 2008](#)). Para estos usos energéticos el biogás debe ser limpiado, reduciendo los contenidos en humedad, polvo, H₂S, siloxanos y compuestos halogenados por debajo de ciertos valores ([Bailón y Hinge, 2012](#)).

Aparte de los usos clásicos del biogás para la producción de calor y/o electricidad, están ganando importancia en todo el mundo los usos como combustible para vehículos o como sustituto del gas natural, después de un proceso de enriquecimiento (*upgrading*) del biogás en metano (biometano). La inyección a la red de gas natural permite al biometano ser almacenado y distribuido afín de ser utilizado allí donde es posible la máxima eficiencia energética en su transformación, en lugar de producir electricidad en la planta de biogás sin un uso útil y eficiente de la energía térmica de la cogeneración. El *upgrading*, o enriquecimiento, consiste en eliminar impurezas y CO₂ del biogás a fin de obtener un gas de calidad equivalente al del gas natural, y para el que existen diferentes tecnologías que operan a escala industrial ([Beil y Beyrich, 2013](#)).

La energía primaria de las aproximadamente 18.000 plantas de biogás en Europa fue de 16,1 Mtep (millones de toneladas equivalentes de petróleo) en 2016, un aumento de 7,4 veces respecto al año 2000. La producción estimada de energía eléctrica fue de 62,5 TWh, de los cuales el 63,7% fue producida en unidades de cogeneración con un aprovechamiento de la energía térmica de 3,6 Mtep. Durante el mismo año, 497 plantas de *upgrading* ([EBA, 2018](#)) inyectaron 15,6 TWh de biometano a la red de gas natural, con 483 plantas y 15,3 TWh en 9 países ([EurObserv'ER, 2017](#)). En 2015, 697 estaciones de servicio facilitaron el uso de 160 millones de m³ de biometano como combustible vehicular ([Scarlat et al., 2018](#)). Alemania es el país líder en Europa en este campo, con más de 9.300 plantas de biogás, una producción primaria del orden de 8 Mtep, producción eléctrica de 33,7 TWh (73% en unidades de cogeneración), y 201 plantas de *upgrading* que inyectaron 9,4 TWh de biometano a la red de gas natural en 2016 ([EurObserv'ER, 2017](#)). En China, 41,8 millones de digestores domésticos en zonas rurales produjeron 6,6 Mtep de energía primaria en 2014, principalmente para calefacción, alumbrado y cocina, y alrededor de 31.700 plantas de mayor escala produjeron 0,75 Mtep en el mismo año ([Chen y Liu, 2017](#)).

La producción estimada de energía primaria del biogás en España en 2016 fue de 230,8 ktep y la producción eléctrica de 893 GWh, sin ventas declaradas de energía térmica ([EurObserv'ER, 2017](#)). En la actualidad, en España sólo existe una planta de *upgrading* e inyección de biometano a la red de gas natural, localizada en la planta de tratamiento de residuos municipales en Valdemingómez de Madrid, que inyectó 91,8 GWh de biometano en 2017 ([Baquedano, 2018](#)).

Estudios de potencial energético del biogás en Europa indican un valor alrededor de 67 Mtep/año, con un 75,5% del sector agropecuario (34,9% de cultivos energéticos) y el resto del procesado de residuos ([Scarlat et al., 2018](#)). En China, el potencial energético de deyecciones ganaderas y residuos agrícolas se evaluó en 27,6 Mtep/año, siendo la realización de este potencial de sólo el 1,9% en el año 2010 ([Chen et al., 2012](#)). En USA, donde operan actualmente unas 2.100 plantas de biogás, se identificaron 13.000 potenciales nuevas plantas con un total de 10 Mtep/año, utilizando deyecciones ganaderas, recuperación de gases de vertedero y plantas de tratamiento de aguas residuales ([EPA 2014; 2018](#)), aunque estudios recientes indican que este potencial podría ser mayor

si se tratan residuos orgánicos industriales (Wang et al., 2018). Para España, el estudio de Pascual et al. (2011) indica un potencial total de 4,6 Mtep/año, un potencial accesible de 2,3 Mtep/año y un potencial disponible de 1,7 Mtep/año, sin tener en cuenta posibles producciones de biogás de plantas depuradoras anaerobias y cultivos energéticos o intermedios. Estos valores indican que la industria del biogás tiene un amplio camino por recorrer.

6. LA DIGESTIÓN ANAEROBIA EN EL CONTEXTO DE LA ECONOMÍA CIRCULAR

6.1. Del tratamiento de residuos al procesado de recursos

Mediante el proceso de fotosíntesis, los vegetales y otros organismos fotosintéticos fijan nutrientes, agua, carbono inorgánico (CO₂) y energía en forma de moléculas orgánicas que son la base de la producción de biomasa y de toda la cadena trófica. Los residuos sólidos, líquidos o gaseosos de la cadena trófica proceden de esta energía y de los compuestos iniciales y, por tanto, son recursos.

Hasta principios del siglo XX la producción agraria dependía exclusivamente de la fertilidad natural de los suelos y de su mejora mediante la aplicación de las deyecciones de los animales de granja, el uso de guano o de nitratos de origen mineral. Con el desarrollo del proceso Haber-Bosch para la producción de amoníaco a partir de N₂ atmosférico y H₂ obtenido del gas natural se posibilitó la producción sintética de fertilizantes nitrogenados, la revolución verde desde los años 60 y multiplicar la productividad de los cultivos por 4 entre los años 1900 y 2000 (Smil, 2011). En 2010, Smil (2011) estimaba una producción mundial alrededor de 100 MTm/año de N para fertilizantes nitrogenados mediante el proceso Haber-Bosch, más del 99% de la producción total de nitrógeno mineral.

Las pérdidas de fertilizantes nitrogenados por volatilización, lixiviación, escorrentía o erosión del suelo pueden bajar su eficiencia al 38-45% (Oenema et al., 2009). En países con un importante peso de la proteína animal en la dieta alimentaria, la eficiencia en la transformación de nitrógeno vegetal en proteína animal puede hacer bajar la eficiencia global del N en el sistema alimentario por debajo del 15% (Smil, 2011), siendo la producción animal responsable del 68% de las emisiones de amoníaco a la atmosfera (Steinfeld et al., 2006). Todas estas ineficiencias se traducen en una importante liberación de diferentes formas de nitrógeno a la atmosfera y a las aguas continentales, así como a las deyecciones ganaderas y a los efluentes residuales líquidos y sólidos municipales y de la industria de transformación alimentaria.

Otro nutriente básico para la producción de alimentos es el fósforo. Este es un mineral no renovable con una producción anual del orden de 15-20 MTm P/año en el periodo 2000-2010, con las principales reservas, limitadas, localizadas en Marruecos. Al ritmo actual de consumo se estima una bajada en la tasa de producción hacia los años 2030-2040, con aumento del coste de producción y un agotamiento en 100-150 años (Foged et al., 2012a). Aparte del problema geopolítico que pueda representar depender de unas reservas muy localizadas, este nutriente también está caracterizado por ineficiencias en su uso como fertilizante y pérdidas a lo largo de la cadena alimentaria.

En un contexto de economía circular se debe tender a maximizar las eficiencias de todo el complejo alimentario y a recuperar los nutrientes y micronutrientes de todos los efluentes residuales, así como energía de estos. En este contexto, el sector del tratamiento de efluentes residuales aparece como estratégico para la sostenibilidad del sistema. Sector en el que debería modificarse la nomenclatura

y objetivos, pasando del concepto “tratamiento”, que se identifica como método para reducir el impacto ambiental, al concepto de “procesado”, que se identifica como método para producir un producto final con utilidad y valor económico, adoptando la estrategia tecnológica apropiada ([Flotats et al., 2012](#)). En definitiva, un nuevo sector productivo con los objetivos de producir energía, recuperar macro y micronutrientes y reducir la dependencia de los recursos fósiles.

Durante años, la digestión anaerobia se concibió como un método de tratamiento para reducir el volumen de algunos residuos, y eventualmente aprovechar la energía producida. La producción de biogás fue ganando prioridad, provocada por las políticas energéticas en algunos países, o porque era el único método de obtener energía en áreas rurales de países en desarrollo. La digestión anaerobia puede contribuir a muchos otros objetivos, aparte del energético, y es una pieza clave en cualquier estrategia sostenible de gestión de residuos orgánicos.

6.2. Reducción de gases de efecto invernadero (GEI)

[Poeschl et al. \(2010a\)](#) referencian valores de emisión de GEI para la producción de electricidad de diferentes fuentes, indicando -414 g CO₂ eq/kWh para el biogás seguido de +23 g CO₂ eq/kWh para la energía eólica. Este llamativo valor negativo para el biogás es muy dependiente de muchos factores, y muy sensible al tipo de gestión del digerido ([Pardo et al., 2017](#)), el cual debe ser almacenado en tanques cubiertos y sellados afín de evitar emisiones de CH₄ residual y N₂O. Esto se ilustra en la Figura 12 con datos calculados de [Giuntoli et al. \(2015\)](#), para la digestión anaerobia de deyecciones ganaderas, ensilado de maíz y residuos orgánicos, para dos opciones: producción de electricidad (eficiencia eléctrica de la cogeneración del 25%; la cogeneración suministra energía eléctrica y térmica a la planta), o *upgrading* de biogás e inyección a la red de gas natural (la red eléctrica suministra electricidad y la energía térmica se obtiene de una caldera de biogás).

El balance de energía es muy sensible al coste energético del transporte del digerido después del almacenaje, no incluido por [Giuntoli et al. \(2015\)](#), obteniendo un balance negativo para una planta de biogás procesando estiércol de bovino si la distancia es superior a 22 km ([Poeschl et al., 2010b](#)), como ejemplo. Ahorros de emisiones GEI superiores al 100% para deyecciones ganaderas húmedas se explican por las emisiones evitadas durante el almacén previo al uso de purines brutos como fertilizante, lo cual sugiere la necesidad de que las balsas de purines estén cubiertas siempre.

Los diferentes métodos posibles de gestión de los sustratos y de los digeridos, y las correspondientes emisiones GEI producidas o evitadas, no permiten una evaluación inmediata de estas emisiones para cualquier proyecto, ya que depende a menudo de condiciones locales. Para realizar esta evaluación de varias instalaciones de procesamiento de deyecciones en Europa, [Foged et al. \(2012\)](#) y [Bernal et al. \(2015\)](#) definieron previamente las emisiones equivalentes producidas por el modelo de gestión que se pretendía mejorar con las plantas de tratamiento, siguiendo [IPPC \(2006\)](#), teniendo así referencias con las que comparar y estimar emisiones evitadas con cada proyecto. Las menores emisiones equivalentes, negativas, las estimaron para las plantas que incorporaban digestión anaerobia.

Aunque las producciones de CH₄ del ensilado de maíz sean muy superiores a las de las deyecciones ganaderas, los relativamente bajos ahorros de emisiones GEI se deben a las emisiones equivalentes durante el cultivo, cosecha y transporte, siendo aún peor el balance para otros cultivos energéticos ([Poeschl et al., 2012a; 2012b](#)).

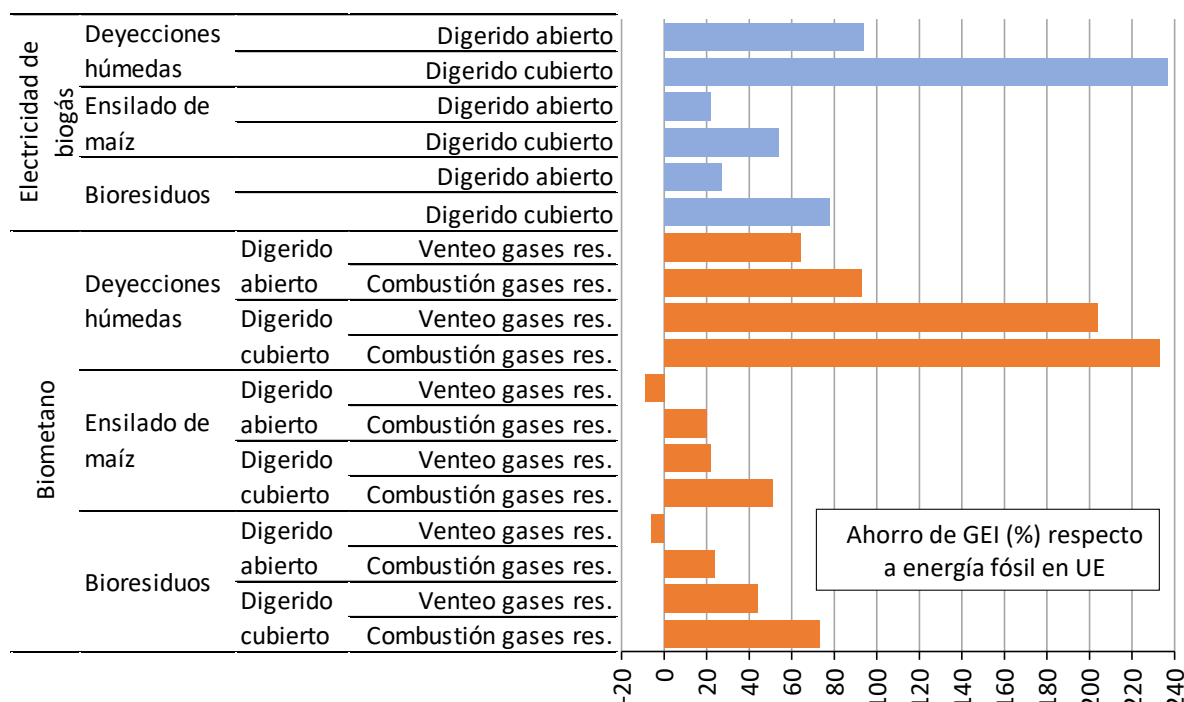


Figura 12. Ahorro en emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) para diferentes usos del biogás, relativo a la electricidad media europea (186 g CO₂ eq/MJ_{el}) o gas natural (72 g CO₂ eq/MJ_{GN}). Valores negativos indican sistemas de biogás que emiten más GEI que la energía fósil que se compara. Fuente: elaboración propia a partir de datos de [Giuntoli et al. \(2015\)](#).

Los controvertidos valores de bajo ahorro en emisiones GEI de los cultivos energéticos, además de otros factores como el uso del suelo, reducción de la biodiversidad, competencia con cultivos alimentarios, etc., explican los límites impuestos a esta fuente de biogás, como en Francia donde el máximo permitido es del 15% ([ADEME, 2018](#)).

6.3. Mejora del valor fertilizante del digerido, reducción de malos olores e higienización

La digestión anaerobia mejora la calidad fertilizante de las deyecciones y otros residuos orgánicos: estabilización parcial o completa de la materia orgánica, menor demanda química de oxígeno, que evita la anoxia del suelo, mineralización, homogeneización, y reducción del tamaño de partícula y viscosidad, que mejora la infiltración en el suelo ([Al Seadi et al., 2008](#)). La concentración de nitrógeno amoniacal después de la digestión puede aumentar respecto al influente, lo que favorece la asimilación por las plantas si el digerido se incorpora al suelo para evitar su volatilización ([Möller y Müller, 2012](#)). También, se produce una significativa reducción de sustancias odoríficas (ácidos orgánicos, compuestos fenólicos y otros compuestos orgánicos volátiles), lo cual evita molestias y contaminación durante su uso agrícola ([Lukehurst et al., 2010](#); [Powers et al., 1999](#)). El control de calidad del digerido ha de ser un objetivo de cualquier planta de biogás ([Al Seadi y Lukehurst, 2012](#)).

El hecho de mantener el sustrato a una temperatura controlada (mesofílica o termofílica), durante un cierto tiempo, produce una higienización debido a la reducción de organismos patógenos termo-sensibles y parásitos animales, así como una inactivación de huevos y larvas de insectos o semillas de malas hierbas ([Johansen et al., 2013](#)). [Lukehurst et al. \(2010\)](#) referencia estudios que concluyen que las infecciones fúngicas usuales en plantas quedan irreversiblemente inactivadas durante la digestión mesofílica con 25-30 días de TRH. En el caso de microorganismos patógenos, las

condiciones de inactivación pueden ser posibles en régimen mesofílico ([Lukehurst et al., 2010](#)), pero sólo se aseguran completamente en régimen termofílico, con un compostaje posterior del digerido o con un pre o post-tratamiento térmico. Los virus son más persistentes y requieren de tratamiento adicional ([Turner y Burton, 1997](#)).

6.4. Mejora de los procesos de recuperación de nutrientes

Las estrategias tecnológicas conducentes a la recuperación de nitrógeno y fósforo, concentrándolos para su posterior transporte a largas distancias o su venta como fertilizantes minerales, se ven favorecidas por la digestión anaerobia previa debido a la mineralización. La clave de estas estrategias es conseguir un producto de las deyecciones que permita su valorización económica ([Foged et al., 2012b](#)).

6.4.1. Recuperación de fósforo como estruvita

La precipitación de estruvita ($\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) es un proceso natural que tiene lugar en digestores anaerobios cuando las concentraciones de los iones Mg^{2+} , NH_4^+ y PO_4^{3-} exceden el producto de solubilidad, ocasionando obstrucciones, reducción de volumen útil de digestión y problemas hidráulicos, si no se prevé esta circunstancia. La estruvita es poco soluble en agua y es considerada un fertilizante mineral de liberación lenta, con valor económico en el mercado de los fertilizantes. La digestión anaerobia previa presenta las ventajas de mineralización, aumentando la concentración de iones amonio y fosfato, y de reducción del contenido de materia orgánica, posibilitando la obtención de cristales de estruvita más grandes ([Cerrillo et al., 2015](#)). El magnesio se encuentra usualmente en bajas concentraciones, de forma que es necesaria la adición de $\text{Mg}(\text{OH})_2$ o MgO . Para reducir el coste de estos reactivos, se ha experimentado con resultados muy favorables con la adición de óxido de magnesio de bajo contenido, subproducto de la calcinación de magnesita (MgCO_3), con resultados muy satisfactorios ([Romero-Güiza et al., 2015](#)).

6.4.2. Recuperación de amonio mediante stripping y absorción

El objetivo del proceso es la desorción y arrastre de amoníaco en una columna mediante una contracorriente de aire o vapor (columna de stripping) y su recuperación posterior en una columna con una corriente de ácido absorbente (columna de absorción). En medio líquido, el ion amonio se encuentra en equilibrio con el amoníaco, que es el gas que es arrastrado en el proceso. Este equilibrio se desplaza hacia el amoníaco con un aumento de la temperatura y/o el pH. Un objetivo del proceso es obtener un producto de calidad susceptible de ser valorizado en la industria de los fertilizantes minerales, u otros usos industriales. La contaminación por materia orgánica, volatilizada y arrastrada junto con el amoníaco, es el principal limitante. [Bonmatí y Flotats \(2003a\)](#) comprobaron que mientras el contenido de materia orgánica del producto de purines frescos no permitió la cristalización, los cristales obtenidos de purines digeridos no se diferenciaban visualmente de los de sulfato amónico. [Laureni et al. \(2013\)](#) corroboraron la necesidad de la digestión anaerobia previa para obtener un producto de calidad aceptable.

6.4.3. Recuperación de amonio mediante membranas hidrofóbicas

Las membranas hidrofóbicas permeables a gases permiten la transferencia de amoníaco de un medio rico en amonio (digerido) a una solución ácida absorbente ([Lauterböck et al., 2012](#)). Este

método se ha utilizado tanto para recuperar amonio de purines de cerdo ([García-González y Vanotti, 2015](#)) como de digeridos de plantas de biogás ([Wäeger-Baumann y Fucks, 2012](#)). También puede utilizarse para la extracción en continuo durante la digestión anaerobia, con la ventaja de reducir el efecto inhibitorio del amonio, un proceso más estable y mayores producciones de biogás. Se han obtenido buenos resultados durante la digestión anaerobia de residuos de matadero ([Lauterböck et al., 2014](#)), gelatina ([Ruiz-Sánchez et al., 2017](#)) o deyecciones avícolas ([Bayrakdar et al., 2018](#)).

6.4.4. Concentración térmica por evaporación al vacío

El objetivo de la concentración térmica es la separación del contenido de agua por evaporación, para obtener un producto concentrado que mantenga la carga inicial de nutrientes para su posterior transporte y valorización. Los procesos térmicos aplicados a la concentración son, de forma genérica, la evaporación (aplicable a líquidos para concentrar hasta el 20 – 30% en ST) y el secado (aplicable a sólidos para concentrar hasta más del 90% en ST). Con el fin de que los vapores no causen problemas de contaminación atmosférica, la evaporación se realiza en depresión, a temperaturas moderadas (50-70 °C) y con condensación de los vapores. Para concentrar el amonio y evitar la contaminación de los condensados con compuestos orgánicos, o con amonio, la evaporación se opera a pH ácido y se elimina previamente la materia orgánica volátil. El proceso de tratamiento previo de la materia orgánica o el amonio caracteriza a cada tecnología desarrollada para la concentración térmica de las deyecciones ganaderas ([Flotats et al., 2004](#)).

[Bonmatí y Flotats \(2003b\)](#) comprobaron que la eliminación de materia orgánica mediante un proceso previo de digestión anaerobia, y un ajuste a pH ácido de la fracción líquida del digerido, permitía una reducción de los requerimientos de ácido para reducir el pH y una reducción muy significativa de la contaminación de los condensados de la evaporación, obteniendo parte de la energía para cubrir la demanda térmica y unos menores costes de operación. En [Foged et al. \(2012c\)](#) puede encontrarse la descripción de detalle, con su balance de masas, energía, ambiental y económico, de una instalación que combina digestión anaerobia, evaporación al vacío y secado.

6.4.5. Optimización de la producción y recuperación de ácidos grasos volátiles (AGV)

Los AGV, intermediarios de la digestión anaerobia (ver Figura 2), son compuestos valiosos que pueden ser utilizados para la síntesis de ácidos grasos de cadena media o larga, alcoholes y [polyhidroxialcanoatos \(PHA\)](#), entre otros ([Bastidas-Oyanedel et al., 2015](#)). Su recuperación puede ser económicamente más rentable que la producción de CH₄ ([Bastinas-Oyanedel et al., 2018](#)).

Un método propuesto por [Acosta y De Vrieze \(2018\)](#) para la optimización de la producción de AGV, y recuperación del potencial de producción de metano remanente, es el sistema TPAD (*temperature-phased anaerobic digestion*). Está constituido por dos reactores CSTR en serie (ver Figura 4), donde el primero se opera en condiciones termofílicas, bajo TRH (2 – 5 días) y elevada VCO (10 – 15 kg DQO/m³·d). En contraste, el segundo reactor se opera en régimen mesofílico, alto TRH (>10 días) y baja VCO (0,5 – 5 kg DQO/m³·d). En el primer reactor se favorece la hidrólisis y la acidogénesis, y con un TRH bajo se evita el crecimiento de arqueas metanogénicas, provocando la acumulación de AGV. La etapa termofílica también se puede operar para optimizar la producción de ácido láctico a partir de carbohidratos, con interés en la producción de plásticos biodegradables ([Ahring et al., 2016](#)). El reactor mesofílico se opera como un digestor anaerobio típico, con los objetivos de optimizar la producción de CH₄ y la estabilización de la materia orgánica. La

optimización de la producción de AGV ([Nzeteu et al., 2018](#)) o de ácido láctico ([Yousuf et al., 2018](#)) también ha sido estudiada en condiciones mesofílicas con diferentes configuraciones de reactor. La recuperación de AGV se pueden utilizar diferentes técnicas, desde extracción líquido-líquido con solventes orgánicos ([Jimker et al., 2014](#)) hasta membranas hidrofóbicas ([Aydin et al., 2018](#)).

7. COSTES ECONÓMICOS DE LA PRODUCCIÓN DE BIOMETANO

Teniendo en cuenta las amplias ventajas ambientales de la digestión anaerobia, abordar el estudio de rentabilidad de un sistema con solo precios de mercado de la energía limita el análisis general y la toma de decisiones. Por este motivo, son importantes las políticas de apoyo al gas renovable que permitan, además, valorar económicamente los otros impactos positivos que ofrece el proceso.

Los costes de inversión específicos, por unidad de potencia instalada, dependen principalmente de la escala de la planta o de la capacidad de producción y, en segundo lugar, del potencial de producción de metano del sustrato, además de las condiciones específicas de la implantación, como la resistencia del terreno para la construcción, la longitud de la línea eléctrica para evacuar la electricidad producida o los costes correspondientes a la red de gas natural si se pretende la inyección de biometano. Valores de costes de inversión, en función de la escala, pueden encontrarse en [Flotats et al. \(2016\)](#) para instalaciones de producción de energía eléctrica y para instalaciones de *upgrading* de biogás a biometano según diferentes tecnologías, a partir de datos de [Flotats y Sarquella \(2008\)](#), [Hartmann et al. \(2012\)](#) y [Beil y Beyrich \(2013\)](#). La dependencia de los costes con el rendimiento en biogás del sustrato se ilustra con el siguiente ejemplo:

Dos instalaciones procesan cada una 50.000 Tm/año de un residuo que produce biogás con un 65% de CH₄ y tiene la posibilidad de producir energía eléctrica con un rendimiento eléctrico $\eta_e=40\%$, o de enriquecer a biometano para su inyección a la red de gas natural.

La primera instalación procesa purines de cerdo, con un contenido en ST=5% y SV=70% (SV/ST), con un rendimiento en la digestión de 0,28 Nm³ CH₄/kg SV. Con estos datos se obtiene una producción de 86 m³ biogás/hora, susceptible de *upgrading*, o una potencia eléctrica de 0,22 MW_e.

La segunda instalación procesa la fracción orgánica de residuos municipales, con un contenido en ST=32,5% y SV=94% (SV/ST), con un rendimiento en la digestión de 0,3 Nm³ CH₄/kg SV. Con estos datos se obtiene una producción de 805 m³ biogás/hora, susceptible de *upgrading*, o una potencia eléctrica de 2 MW_e.

Se infiere con estos datos que para una misma capacidad de procesado, los costes de producción por unidad de energía producida, o por unidad de masa procesada, serán inferiores conforme aumenta el potencial de producción del sustrato, aparte de otros factores como el coste del suministro del sustrato.

En la Figura 13 se muestran intervalos de costes para diferentes capacidades de producción de biogás y tipo de sustrato, estimados a partir de datos de diferentes autores. Las líneas horizontales indican los precios medios, sin impuestos, del gas natural en EU-28 para consumo doméstico o industrial. Las tres áreas sombreadas de cada intervalo se distribuyen proporcionalmente a la

fracción de los costes correspondientes a producción de biogás, enriquecimiento/*upgrading* e inyección/distribución de biometano para el coste medio del intervalo. Afín de uniformizar unidades de los diferentes autores, se ha adoptado un PCS del metano de 11,056 kWh/Nm³ y 0,87 €/US\$.

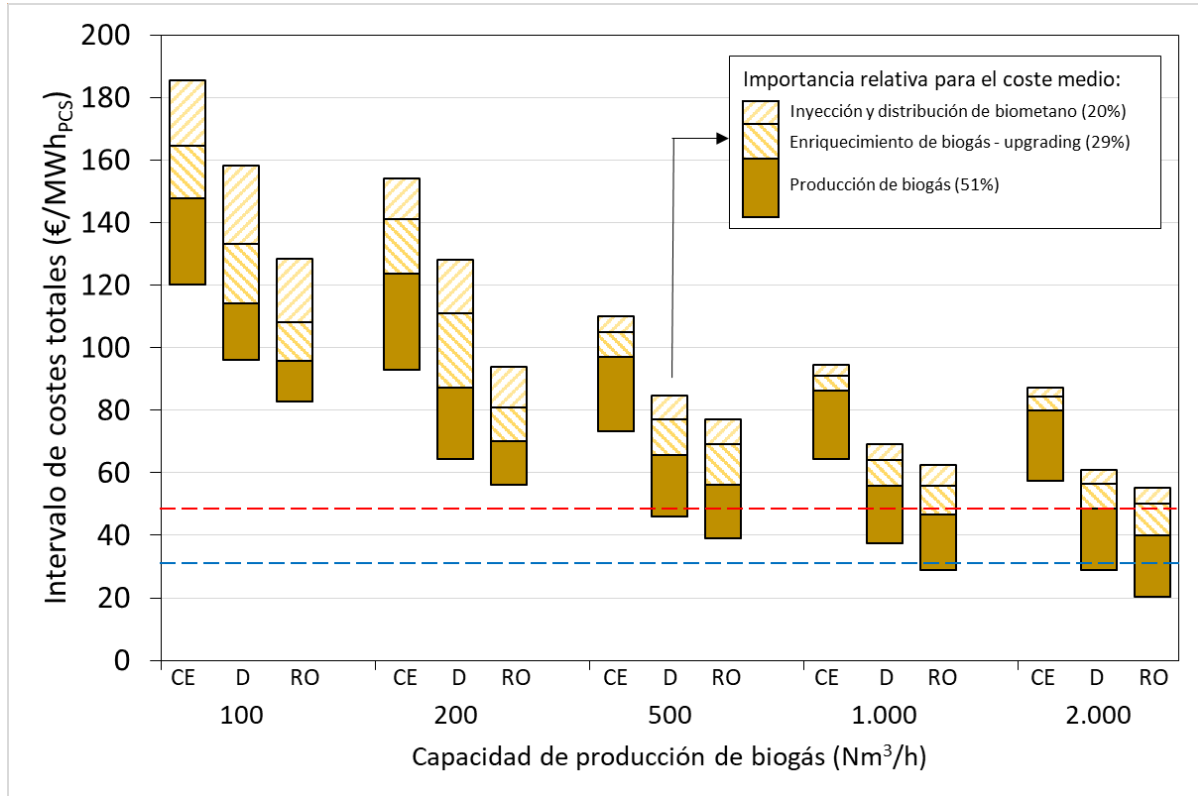


Figura 13. Intervalos (mínimo y máximo) de costes totales de abastecimiento de biometano mediante la red de gas natural para cultivos energéticos (CE), deyecciones ganaderas (D) y residuo orgánico (RO) para los valores indicados de producción o tratamiento de biogás. Las áreas sombreadas indican la fracción de los costes totales correspondientes a costes de producción de biogás, upgrading e inyección/distribución para el valor medio del correspondiente intervalo (ejemplo numérico para D y 500 m³ biogás/h de capacidad). Las líneas horizontales son el precio medio del gas natural en EU-28 en el periodo 2013-2017, sin impuestos: línea roja, consumidores domésticos; línea azul: consumidores no domésticos. Fuente: elaboración propia a partir de datos de [Thrän et al. \(2014\)](#), [Adler et al. \(2014\)](#), [IRENA \(2018\)](#) y [EUROSTAT \(2018\)](#).

Los costes de producción del biogás incluyen costes de inversión, operacionales, de aprovisionamiento del sustrato y consumo de energía auxiliar. Los costes del sustrato son usualmente más altos para cultivos energéticos que para deyecciones o residuos orgánicos, industriales o municipales ([IRENA, 2018](#)). En el rango 100 – 2000 m³ biogás/h, los costes de producción están en el rango 42-75% para cultivos energéticos, 29-60% para deyecciones y 28%-56% para residuos orgánicos. En el caso de residuos orgánicos, su uso puede ser un ingreso para la planta, pagado por el productor del residuo, pero la correspondiente gestión del digerido como fertilizante puede conllevar un apreciable coste si no hay suficiente demanda en el sector agrícola cercano. Consideraciones similares pueden darse para el digerido de deyecciones en áreas excedentarias en nutrientes, haciendo necesario caracterizar los datos de la Figura 13 con un grado elevado de incertidumbre para capacidades de producción superiores a 500 m³/h. En estas circunstancias debe evaluarse la conveniencia de adoptar alguna de las tecnologías de recuperación de nutrientes (sección 6.4) para facilitar su exportación como producto de calidad, con los correspondientes costes de inversión, de operación y de consumo de energía.

Los costes de *upgrading* son relativamente independientes del tipo de sustrato utilizado, estando alrededor de 38 €/MWh (28% de los costes totales) para 100 m³/h y 10 €/MWh (15% de los costes totales) para 2000 m³/h para los costes medios de los intervalos. IRENA (2018) referencia valores de 83 €/MWh para una capacidad de 20 m³ biogás/h. Maniatis et al. (2017) concluyen que los costes de referencia de la producción de biogás y enriquecimiento a CH₄ se mueven entre 40 y 120 €/MWh, utilizando residuos y cultivos energéticos producidos en terrenos abandonados, lo cual es consistente con los intervalos estimados en la Figura 13.

Los costes de inyección de la Figura 13 incluyen medidas de control, odorización, compresión, inyección y costes de gestión de la red. Estos costes se mueven entre un mínimo de 4,5 €/MWh para 2000 m³ biogás/h hasta un máximo de 60 €/MWh para 100 m³ biogás/h, con un porcentaje medio de los costes totales del 13% y el 39%, respectivamente, según los autores referenciados.

Para fines comparativos con posibles plantas de biogás produciendo energía eléctrica, 100 m³ biogás/h se correspondería con una potencia eléctrica de 231 kWe, y 500 m³ biogás/h se correspondería con 1,3 MWe, para un contenido del biogás del 65% de CH₄ y teniendo en cuenta las eficiencias eléctricas de equipos de cogeneración indicados por Walla y Schneeberger (2008).

8. POLÍTICAS CON CAPACIDAD PARA PROMOVER EL BIOGÁS

La comparación de los costes de producción y distribución de biometano con los precios de venta sin impuestos del gas natural en Europa, en la Figura 13, lleva a la conclusión de la necesidad de cuotas, certificados verdes, “feed-in-tariffs”, exención de impuestos, u otros mecanismos de apoyo económico, así como políticas gubernamentales para superar las barreras y explotar los beneficios de la digestión anaerobia. Resultados similares se encuentran para la producción y distribución de energía eléctrica. La sustitución de gas natural por biometano tan sólo puede ser competitiva en algunos casos, para deyecciones ganaderas y residuos orgánicos, para capacidades superiores a 500 m³ biogás/h, situaciones para las cuales los costes están caracterizados por un grado elevado de incertidumbre debido al previsible coste de gestión del digerido (IRENA, 2018).

Las percepciones en el sector de la gestión de las deyecciones ganaderas, y específicamente sobre la digestión anaerobia, difieren según los países, con visiones que dependen de las políticas aplicadas y sus resultados. Este es el caso de España, donde las políticas de promoción del biogás agroindustrial han sido escasas y sin continuidad, y donde los ganaderos consideran la digestión anaerobia menos interesante que en otros países (Hou et al., 2018).

Las políticas gubernamentales que favorecen la implantación de plantas de biogás son clave para el éxito de esta industria, teniendo en cuenta los costes referenciados. En un análisis sobre las políticas con capacidad de promover el biogás, Edwards et al. (2015) encontraron que estas son las relativas a: 1) mitigación del cambio climático, 2) seguridad en el suministro de energía, 3) gestión de residuos, y 4) desarrollo regional. Estas políticas deben trasladarse al establecimiento de incentivos económicos y/o planes de acción estables a medio y largo plazo, afín de dotar de seguridad a las inversiones. Actuar de forma coordinada y armonizada para la promoción del suministro de energía renovable, para el procesamiento de los residuos y subproductos orgánicos con el objetivo de recuperar recursos y para promover el desarrollo económico de zonas rurales,

evitando su despoblación y migración a grandes ciudades, son acciones que afectan directamente a la mitigación de GEI ([Edenhofer et al., 2014](#)).

Analizando la evolución de las plantas de biogás en diferentes países de Europa, la Asociación Europea del Biogás ([EBA, 2016](#)) concluyó que los esquemas de apoyo financiero y los marcos legales favorables juegan un papel determinante para el desarrollo del sector. [Edwards et al. \(2015\)](#) concluyeron que los incentivos económicos a plantas de biogás de pequeña escala, de menos de 500 kWe, presentan una correlación positiva estadísticamente significativa con el crecimiento de la industria del biogás y el número de plantas en Alemania, a partir del análisis de datos del periodo 2005-2013. En la misma línea, [Walla y Schneeberger \(2008\)](#) encontraron que el tamaño de planta óptima era de 250 kWe, considerando los incentivos en Austria, y [Zema \(2017\)](#) determinó que este óptimo era de 300 kWe teniendo en cuenta los incentivos en Italia. De la misma manera, el objetivo de gas 100% renovable en 2050 ([ADEME, 2018](#)) y los incentivos para hacerlo posible ([Rabetsimamanga, 2018](#)) explican la elevada actividad constructiva actual de plantas de biometano en Francia.

Para plantas de gran escala en el sector agrícola, los principales limitantes son los relativos a la logística para el suministro de los sustratos, o la posterior gestión del digerido, y los aspectos sociales relativos a valores de cooperación ([Flotats et al., 2009](#)), que son muy específicos de la historia y desarrollo local. Actualmente, en la China, la política de subvenciones promueve las grandes plantas de biogás, motivada por la industrialización de la agricultura ([Chen y Liu, 2017](#)).

[Foged et al. \(2012b\)](#) identificaron diferentes subproductos del procesamiento de deyecciones en Europa, principalmente digeridos y sus derivados de concentrados de nutrientes, líquidos o sólidos, que consideraron como nuevos productos en el mercado de los fertilizantes, con problemas de comercialización por falta de estandarización y reconocimiento legal. Las nuevas regulaciones de la Unión Europea, relativas a economía circular y producción de fertilizantes a partir de residuos, con intención de crear un sistema eficiente de control, etiquetado y trazabilidad ([EP, 2017](#)), puede ser una herramienta necesaria para valorizar económicamente los subproductos obtenidos del procesamiento de los digeridos.

Probablemente la evolución de los precios de los combustibles fósiles y de productos derivados, como el amoníaco, impulsará la industria de la digestión anaerobia en el futuro. Mientras, esta industria depende de la visión y políticas gubernamentales, las cuales deben preparar la transición hacia un nuevo paradigma energético y económico. Tal como se ha visto en el presente artículo, la digestión anaerobia es una tecnología clave en este nuevo paradigma.

IN MEMORIAM

El autor dedica este artículo a la memoria de Pere Gelada Mitjà, fallecido el 24 de noviembre de 2018, quien construyó las instalaciones de la planta de biogás de la Figura 6, la planta piloto de la Figura 8 y reactores CSTR de laboratorio, con los cuales se realizaron algunos de los trabajos de investigación que se citan. Sus habilidades manuales y buen hacer contribuyeron a hacer realidad muchos sueños.

Lleida
Diciembre 2018