

TRATAMIENTO ANAEROBIO DE RESIDUOS DE LA INDUSTRIA ALIMENTARIA

Xavier Flotats* y Belén Fernández

GIRO Centro Tecnológico
Rambla Pompeu Fabra 1, E-08100 Mollet del Vallès
*email: xavier.flotats@giroct.irta.cat, web: <http://www.giroct.net>

Palabras clave: alimentos, agua residual, digestión anaerobia.

Resumen: Las corrientes residuales de la industria agroalimentaria presentan un elevado contenido de materia orgánica biodegradable. El tratamiento clásico ha sido la aplicación de procesos físico-químicos y biológicos aerobios, cuyas ventajas son la rapidez y la facilidad de control, pero tienen la desventaja de un elevado consumo energético y alta producción de lodos. Por el contrario, los sistemas anaerobios presentan la ventaja de producción de energía y baja tasa de producción de lodos.

Para el tratamiento anaerobio de aguas residuales, se dispone de sistemas con retención de biomasa activa que permiten tiempos de retención del orden de horas. Para el tratamiento de residuos sólidos, la digestión anaerobia permite la valorización energética y, mediante la codigestión, se posibilita la implantación de plantas de tratamiento centralizado de residuos orgánicos por zonas geográficas.

1.- INTRODUCCIÓN

La descomposición microbiológica anaerobia de la materia orgánica produce un gas combustible, biogás, con una proporción en metano (CH₄) del orden del 60 -70 %. El proceso controlado de digestión anaerobia se configura como uno de los más idóneos para la reducción de emisiones de efecto invernadero, el aprovechamiento energético de los residuos orgánicos y el mantenimiento y mejora del valor fertilizante de los productos tratados. Puede aplicarse a deyecciones ganaderas, fracción orgánica de residuos municipales, lodos de estaciones depuradoras, residuos orgánicos industriales. También es un proceso muy adecuado para el tratamiento de aguas residuales de alta carga orgánica, como las producidas en muchas industrias alimentarias. Los beneficios asociados son: reducción significativa de malos olores, mineralización, producción de energía renovable, reducción de emisiones de CO₂ y reducción de la producción de lodos, en comparación a sistemas biológicos aerobios.

La promoción e implantación de sistemas de producción de biogás colectivos y de codigestión (tratamiento conjunto de residuos orgánicos de diferentes orígenes, usualmente agropecuarios e industriales) permite, además, la implantación de sistemas de gestión integral de residuos orgánicos por zonas geográficas, con beneficios sociales, económicos y ambientales.

La digestión anaerobia está caracterizada por la existencia de varias fases consecutivas diferenciadas en el proceso de degradación del sustrato (Figura 1). Las poblaciones microbianas que intervienen se caracterizan por diferentes velocidades de crecimiento y diferente sensibilidad a cada compuesto intermedio como inhibidor. Esto implica que cada etapa presentará diferentes velocidades de reacción según la composición del sustrato y que el desarrollo estable del proceso global requerirá de un equilibrio que evite la acumulación de compuestos intermedios inhibidores o la acumulación de ácidos grasos volátiles (AGV), que podría producir una bajada del pH. Para la estabilidad del pH es importante el equilibrio CO_2 -bicarbonato. Para hacer posible algunas reacciones es necesaria la asociación sintrófica entre las diferentes poblaciones microbianas, creando agregados de bacterias. La tendencia a la agregación de estos microorganismos, formando agregados densos o biopelículas, permite altas concentraciones de biomasa activa en reactores tratando aguas, lo cual permite cargas orgánicas de hasta $35 \text{ kg DQO/m}^3 \cdot \text{día}$, superiores a muchos sistemas aerobios [1].

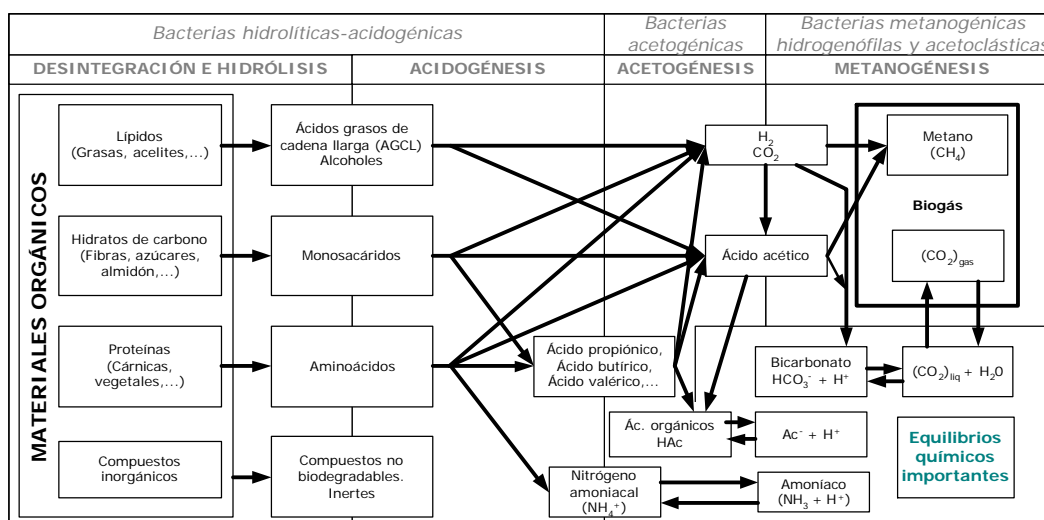


Figura 1. Fases de la digestión anaerobia y equilibrios químicos relevantes

A diferencia de los microorganismos aerobios, los anaerobios utilizan poca energía de la total disponible, presentan una baja velocidad de crecimiento y utilizan poco material orgánico para construir su masa celular. Esto presenta la ventaja de liberar mucha energía de la disponible, en forma de CH_4 , y que la transformación final en lodo biológico residual sea baja, lo cual es un factor favorable para sistemas de tratamiento de aguas (ver Figura 2). La menor eficiencia de los sistemas anaerobios a muy bajas concentraciones de sustrato obliga a un post-

tratamiento aerobio finalista.

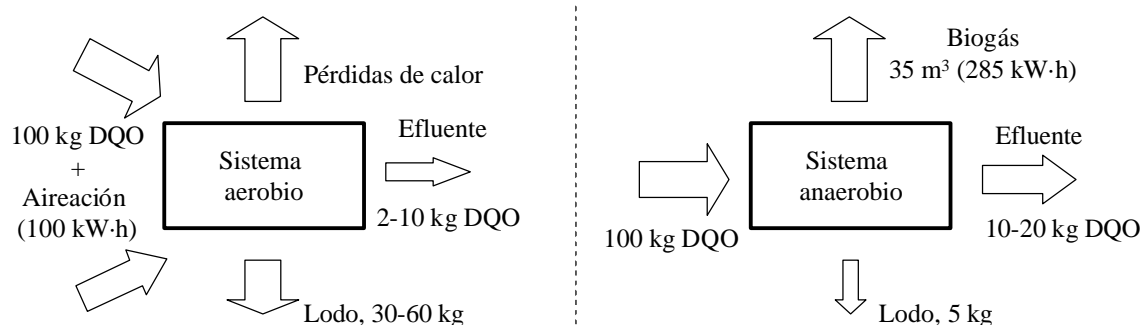


Figura 2. Balance genérico de DQO y energía en sistemas aerobios y anaerobios [1].

En general, la velocidad global del proceso está limitada por la velocidad de la etapa más lenta, la cual depende de la composición de cada residuo. Para substratos solubles, aguas residuales, la fase limitante suele ser la metanogénesis, y para aumentar la velocidad la estrategia consiste en adoptar diseños que permitan una elevada concentración de microorganismos en el reactor, con tiempos de proceso del orden de horas. Para residuos en los que la materia orgánica esté en forma de partículas, la fase limitante es usualmente la hidrólisis, requiriendo tiempos de proceso del orden de semanas. Para aumentar las tasas de hidrólisis y reducir tiempos de retención, una de las estrategias es el pretratamiento para disminuir el tamaño de partículas y ayudar a la solubilización (maceración, ultrasonidos, tratamiento químico o térmico, alta presión, o combinación de los anteriores)

La relación entre producción de metano y eliminación de DQO (Demanda Química de Oxígeno) es de $0,35 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg DQO}_{\text{elim}}$, en condiciones normales de presión y temperatura, con un equivalente energético del orden de $14 \text{ MJ/kg DQO}_{\text{elim}}$.

La digestión anaerobia puede combinarse con sistemas de postratamiento para constituir sistemas completos de recuperación de energía y de compuestos valorizables. Por sus características, la digestión anaerobia es una pieza clave en un esquema de gestión sostenible de materiales residuales orgánicos [2][3].

2.- APLICACIÓN A RESIDUOS SÓLIDOS Y LODOS

La configuración usual de reactor para residuos sólidos es el de mezcla completa (CSTR) o el de flujo pistón, con velocidades de carga orgánica (VCO) aplicadas de hasta $3,5 \text{ kg}_{\text{DQO}}/\text{m}^3 \cdot \text{día}$. Los potenciales de producción de biogás de residuos de la industria alimentaria suelen ser altos (Tabla 1), pero algunos de ellos presentan una composición deficiente en nutrientes o con baja capacidad tampón. En algunos casos se requiere la dilución para evitar sobrecargas orgánicas. La mezcla con otros residuos, como las deyecciones ganaderas, puede permitir superar estas limitaciones.

Esta práctica, la codigestión en plantas centralizadas de gestión y tratamiento de residuos orgánicos tiene por objetivo [5]: 1) Aprovechar la complementariedad de las composiciones para permitir perfiles de proceso más eficaces; 2) Compartir instalaciones de tratamiento; 3) Unificar metodologías de gestión; 4) Amortiguar las variaciones temporales en composición y producción de cada residuo por separado; 5) Reducir costes de inversión y explotación.

Tabla 1. Potenciales de producción de biogás de algunos residuos orgánicos de la industria alimentaria [4]

Tipo	Contenido orgánico	Sólidos volátiles (%)	Producción de biogás (m ³ /tonelada)
Intestinos + contenidos	Hid. carbono, proteínas, lípidos	15-20	50-70
Lodos de flotación	65-70% prot., 30-35% lípidos	13-18	90-130
Tierras filtrantes de aceites	80% lípidos, 20% otros org.	40-45	350-450
Aceites de pescado	30-50% lípidos	80-85	350-600
Suero	75-80% lactosa, 20-25% prot.	7-10	40-55
Suero concentrado	75-80% lactosa, 20-25% prot.	18-22	100-130
Hidrolizado de carne y huesos	70% proteínas, 30% lípidos	10-15	70-100
Mermeladas	90% azúcares, ácidos orgánicos	50	300
Aceite soja/ margarinas	90% aceites vegetales	90	800-1000
Bebidas alcohólicas	40% alcohol	40	240
Lodos residuales	Hid. carbono, lípidos, proteínas	3-4	17-22
Lodo residual concentrado	Hid. carbono, lípidos, proteínas	15-20	85-110

La codigestión de residuos agropecuarios y de la industria alimentaria es en la actualidad el método en el que se basan las plantas que presentan balances económicos equilibrados o favorables en los países de la UE [6], lo cual permite abordar la gestión posterior del material digerido con menores costes que la vía usual de compostaje aerobio. Esto es posible por las primas a la producción eléctrica a partir del biogás que la mayoría de países tiene aprobadas. En España, estas primas se rigen por el Real Decreto 661/2007.

3.- APLICACIÓN AL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

Para el tratamiento de aguas residuales, los sistemas utilizados se basan en diseños que permiten maximizar la concentración de microorganismos en el reactor. Las configuraciones utilizadas son las siguientes:

Reactor de contacto anaerobio. Esta configuración consta de un reactor de mezcla completa y un sedimentador externo desde el que se recircula la fracción decantada hacia el reactor. Este sistema es competitivo sólo con aguas con alto contenido en sólidos o altas concentraciones de grasa y/o proteína. La VCO suele estar comprendida entre 1-4 kg_{DQO}/m³·d [7], aunque se encuentran referencias con valores de hasta 12 kg_{DQO}/m³·d [8].

Upflow anaerobic sludge blanket (UASB). Es un reactor en el que la biomasa se encuentra en forma granular, retenida mediante sedimentación. En la parte superior, un separador trifásico agua – sólido – gas, asegura el confinamiento de los gránulos y un tiempo de retención celular

elevado, permitiendo VCO medias de 10 kg DQO/m³·día. Su desarrollo y aplicación por G. Lettinga a inicios de la década de los 80s permitió la generalización de los sistemas de biomasa granular.

Filtro anaerobio o lecho fijo (FA). Se basa en la inmovilización de la biomasa en un soporte fijo (relleno) en forma de biopelícula. En reactores de flujo ascendente el relleno suele ser desordenado y la biomasa se encuentra fijada y atrapada en los intersticios; en reactores de flujo descendente el relleno se encuentra de forma ordenada y la biomasa sólo fijada, constituyendo los filtros de lecho fijo. La VCO habitual está comprendida entre 5 y 7 kg_{DQO}/m³·d [7].

Lecho fluidizado (LF). Se basa en la inmovilización de la biomasa sobre partículas (biopartículas), las cuales son fluidizadas mediante la corriente ascendente del agua a tratar. Es el sistema que permite la mayor concentración de microorganismos, pero actualmente está en desuso debido al crecimiento desigual de las biopelículas, debido al rozamiento, y a las dificultades de operación. Se encuentran referencias con VCO de hasta cargas orgánicas

Sistemas híbridos (FH). En esta configuración se combina en la parte inferior un lecho granular o UASB con un filtro anaerobio (zona de biopelículas) en la parte superior.

Expanded Granular Sludge Bed (EGSB). La última generación de reactores anaerobios son los lechos granulares expandidos (EGSB), consistentes en el mantenimiento de biomasa granular, como en un UASB, pero expandiendo el lecho como un LF mediante el flujo de gas o agua. Aunque la configuración más frecuente es la de reactores granulares en reactores tipo UASB, poco a poco la tendencia es la sustitución de estos sistemas por EGSB (Figura 3) Esta tendencia se debe a la mayor efectividad y viabilidad económica de los lechos expandidos, ya que las VCO habituales en estos sistemas están entre 15 y 30 kg_{DQO}/m³·d [7], superiores a las habituales en los demás reactores (Figura 4).

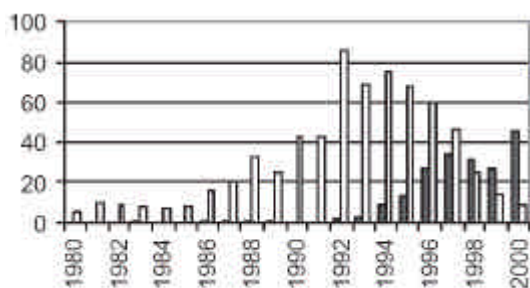


Figura 3. Plantas de tratamiento con digestión anaerobia cuyos reactores son UASB (barras blancas) y EGSB (barras negras) [9].

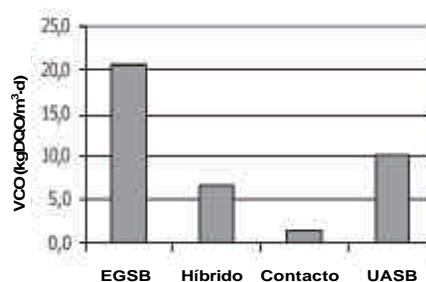


Figura 4. Velocidad de carga orgánica media de diseño (kg_{DQO}/m³·d) de distintos tipos de reactores anaerobios [9].

La digestión anaerobia tiene un amplio campo de aplicación en prácticamente todos los tipos de aguas residuales, incluso aquellas con una baja concentración de materia orgánica, y a

cualquier escala [10], y sus ventajas (Tabla 2) hacen competitiva su implantación respecto a los sistemas aerobios. Se estima la existencia de más de 2000 plantas anaerobias de alta carga, de las que se encuentran inventariadas unas 1400, con un 76% en el sector de la industria alimentaria [9]. Las plantas inventariadas se distribuyen un 27% en el sector de la producción de cerveza y bebidas, un 17% en el de destilerías y fermentaciones, un 5% en la industria química, un 11% en la industria de la pulpa y papel, un 32% en conserveras y producción de alimentos en general, un 2% en el tratamiento de lixiviados de vertedero y un 6% en otros sectores [9].

Tabla 2. Ventajas de los sistemas anaerobios de alta carga comparados con los sistemas aerobios

-
- Menor coste de inversión y menores necesidades de terreno
 - Aplicable tanto a pequeña como gran escala
 - Menor producción, y en general estabilizado, de lodos
 - Menor necesidad de nutrientes
 - Menor demanda energética
 - Biomasa viable o activa tras períodos de baja alimentación
 - Producción de energía en forma de metano
 - Alta capacidad de carga, casi 5-10 veces mayor que en los sistemas aerobios
 - Alta eficiencia de degradación de contaminantes orgánicos
 - Capacidad de aplicación in-situ tanto en áreas industriales o urbanas
 - Potencial uso de efluentes para el reaprovechamiento en el circuito de agua
 - Valor agronómico o fertilizante de los efluentes, en la mayoría de los casos
-

Las primeras plantas fueron construidas entre las décadas de los 60s y 80s, dedicándose al tratamiento de aguas de industrias de bebidas (cerveza y destilerías) y procesado de alimentos, mientras que a partir de la década de los 90s también se implementaron para el tratamiento de aguas de la industria del papel. Los países con más implantación fueron India, Japón, EEUU, Holanda, Alemania y Brasil [9]. El ritmo de construcción de plantas anaerobias fue elevado en esta década, con del orden de nuevas 100 plantas/año. Actualmente, este ritmo ha disminuido estimándose que se construyen entre 40 y 50 plantas al año en el mundo [9]. Los retos actuales para los sistemas anaerobios son las aguas procedentes de petroquímicas, los efluentes textiles, los lixiviados de vertedero, las aguas con grasas, sulfatos o metales [11][12] y en general la eliminación de contaminantes orgánicos específicos [13].

Los parámetros más importantes para el diseño son la velocidad de carga orgánica (VCO), especialmente en el caso de efluentes de baja carga orgánica [14], y el tiempo de retención hidráulico (TRH). El intervalo de temperaturas de operación es amplio (de 5 a 75°C), pero la mayoría de los sistemas son operados entre 25 y 40°C (régimen mesofílico). En aquellos casos en los que el agua residual se produce en el rango termofílico, y se desea operar a estas temperaturas, son posibles altas VCO pero debe adoptarse un diseño de reactor adecuado [15][16]. La Tabla 3 muestra algunas referencias de reactores de alta carga.

La estrategia de operación más usual se basa en el control del tiempo de retención celular o de sólidos (TRS), para mantener una concentración de biomasa elevada y asegurar una estabilización suficiente de la materia en suspensión. Se necesitan TRS altos, siendo el valor mínimo de 10-15 días cuando la digestión es mesofílica [21]. Los reactores más empleados bajo esta estrategia son los UASB y los EGSB [9].

Tabla 3. Algunas referencias de sistemas anaerobios de alta carga de tratamiento de aguas residuales

Agua residual/ Reactor	Tª (°C)	Carga (kg _{DQO} /m ³ ·d)	Degradación DQO (%DQO in)	TRH (h)	Ref.
Ác. Grasos Vol. / EGSB	10-12	10-12	90	1,6-2,5	[15]
Maltería / EGSB	16	4,4-8,8	56	2,4	[15]
Agua Res. Mun. / EGSB	6-20	5-6	50-95	1-3	[15]
Frigorífico carne / FA	---	4,2	80-85	12,5	[15]
Conservas / UASB	---	0,5-1,2	80	12-18	[14]
Aceite palma / FH	38	3-23	89-97	1,5-3	[17]
Destilería whisky / UASB	35	30-39	90-96	20	[18]
Lácteas / UASB	35	4-20	72-90	2	[19]
Patata / UASB	35	2,5-10	85-95	0,75	[12]
Papel / UASB	40	17-20	60-80	6-24	[20]

4.- SÍNTESIS

El proceso de digestión anaerobia es una pieza clave para la gestión sostenible de residuos orgánicos, sólidos y líquidos. Contribuye a la producción de energía renovable, a la reducción de emisiones de gases de efecto invernadero y a la reducción de la carga contaminante.

El sector agroalimentario es uno de los principales productores de materiales orgánicos residuales. La adopción de sistemas anaerobios de tratamiento le ha de permitir ser, también, un sector que contribuya a la producción de energía y al reciclaje de nutrientes.

5.- REFERENCIAS

- [1] Van Lier, J.B., Huibers, F. y Zeeman, G. (2002). Anaerobic treatment for the recovery of resources from waste streams. In S. Kalyuzhnyi (Ed.), *Proceedings of the 7th FAO/SREN workshop on "Anaerobic digestion for sustainability in waste (water) treatment and re-use"*. Moscow State University. Vol. 1, pp 13-22.
- [2] Lettinga G., Van Lier J., Van Buuren J. y Zeeman G (2001). Sustainable development in pollution control and the role of anaerobic treatment. *Wat.Sci.Technol.* 44(6):181-188.
- [3] Lema J. y Omil F. (2001). Anaerobic treatment: a key technology for a sustainable management of wastes in Europe. *Wat.Sci.Technol.*44(8):133-140.
- [4] Angelidaki, I., Ahring, B.K. (1997). Anaerobic digestion in Denmark. Past, present and future. X. Flotats, ed., *III curso de Ingeniería Ambiental*, Univ. de Lleida, octubre de 1997, pp 336-342.

- [5] Flotats, X. y Campos, E. (2005). Procesos biológicos: digestión anaerobia y compostaje, Cap. 9. X. Elias ed. *Tratamiento y valorización energética de residuos*. Ed. Díaz de Santos, Barcelona (2005), pp 617-686.
- [6] EurObserv'ER (2007). European Union Biogas Barometer. URL: http://www.energies-renouvelables.org/observ-er/stat_baro/observ/baro179_a.pdf
- [7] Kassam Z., Yerushalmi L. y Guiot S. (2003). A market study on the anaerobic wastewater treatment systems. *Wat. Air Soil Pollut.* 143:179-192.
- [8] Nahle, C. (1991). The contact process for the anaerobic treatment of waste-water - technology, design and experiences. *Wat.Sci.Technol.* 24(8): 179-191.
- [9] Frankin R. (2001). Full-scale experiences with anaerobic treatment of industrial wastewater. *Wat.Sci.Technol.* 44(8):1-6.
- [10] Lettinga G., (1996). Sustainable integrated biological wastewater treatment. *Wat.Sci.Technol.* 33(3):85-98.
- [11] Field J., Habets L., Lettinga G., Leyendeckers M. y Sierra-Alvarez R. (1988). The methanogenic toxicity of bark tannins and the anaerobic biodegradability of water soluble bark matter. *Wat.Sci.Technol.* 20(1):219-240.
- [12] Gohil A. y Nakhla G. (2006). Treatment of tomato processing wastewater by an upflow sludge blanket-anaoxic-aerobic system. *Biores.Technol.* 97:2141-2152.
- [13] McCarty P. (2001). The development of anaerobic treatment and its future. *Wat.Sci.Technol.* 44(8):149-157.
- [14] Oliva L., Zaiat M. y Foresti E. (1995). Anaerobic reactors for food processing wastewater treatment: established technology and new developments. *Wat.Sci.Technol.* 32(12):157-163.
- [15] Van Lier J., Rebac S. y Lettinga G. (1997). High-rate anaerobic wastewater treatment under psychrophilic and thermophilic conditions. *Wat.Sci.Technol.* 35 (10):199-206.
- [16] Van Lier J., Van del Zee F., Tan N., Rebac S. y Kleerebezem R. (2001). Advances in high-rate anaerobic treatment: staging of reactor systems. *Wat.Sci.Technol.* 44(8):15-25.
- [17] Oliva L., Zaiat M. y Foresti E. (1995). Anaerobic reactors for food processing wastewater treatment: established technology and new developments. *Wat.Sci.Technol.* 32(12):157-163.
- [18] Uzal N., Gökçay C. y Demirer G. (2003). Sequential (anaerobic/aerobic) biological treatment of malt whisky wastewater. *Proc.Biochem.* 39:279-286.
- [19] Gannoun H., Khelifi E., Bouallagui H., Touhami Y. y Hamdi M. (2008). Ecological clarification of cheese whey prior to anaerobic digestion in upflow anaerobic filter. *Biores.Technol.* 99:6105-6111.
- [20] Kim Y., Han K. y Lee W. (2003). Removal of organics and calcium hardness in liner paper wastewater using UASB and CO₂ stripping system. *Proc.Biochem.* 38:925-931.
- [21] Zeeman G. y Sanders W. (2001). Potential of anaerobic digestion of complex waste(water). *Wat.Sci.Technol.* 44(8):115-122.