

Energías renovables

Energía de la biomasa (volumen II)

Fernando Sebastián Nogués,
Daniel García Galindo y Adeline Rezeau
(coordinadores)



ENERGÍAS RENOVABLES

ENERGÍA DE LA BIOMASA (VOLUMEN II)

*Fernando Sebastián Nogués, Daniel García Galindo
y Adeline Rezeau
(coordinadores)*

*María Abián Vicén, Andrés Agudelo Santamaría, José Aracil Mira,
Mercedes Ballesteros Perdices, Juan E. Carrasco García,
Nely Carreras Arroyo, Israel Díaz Villalobos,
Miguel Ángel Domínguez Sierra,
María Fernández-Polanco Íñiguez de la Torre,
Daniel Gacía Galindo, Xavier de Gea Rodríguez,
Maidier Gómez Palmero, Francisco Iguácel Soteras,
Daniel Maraver de Lemus, Mercedes Martínez Rodríguez,
Sara Isabel Pérez Elvira, Adeline Rezeau, Javier Royo Herrero,
Judith Sarasa Alonso, Fernando Sebastián Nogués,
María Uxue Alzueta Anía, Fernando Villa Gil
y David Villén Domingo*



Prensas Universitarias de Zaragoza

ENERGÍA de la biomasa / Fernando Sebastián Nogués, Daniel García Galindo y Adeline Rezeau (coordinadores). — Zaragoza : Prensas Universitarias de Zaragoza, 2010

v. <2>, 652 p. ; 23 cm. — (Textos docentes ; 182. Energías renovables)

ISBN 978-84-15031-29-1 (o.c.). — ISBN 978-84-15031-01-7 (v. 2)

Energía de la biomasa

SEBASTIÁN NOGUÉS, Fernando

620-95

Cualquier forma de reproducción, distribución, comunicación pública o transformación de esta obra solo puede ser realizada con la autorización de sus titulares, salvo excepción prevista por la ley. Diríjase a CEDRO (Centro Español de Derechos Reprográficos, www.cedro.org) si necesita fotocopiar o escanear algún fragmento de esta obra.

© Los autores

© De la presente edición, Prensas Universitarias de Zaragoza

1.ª edición, 2010

Coordinación técnica de la serie: Área de Formación y Transferencia de CIRCE

Colección de Textos Docentes, n.º 182. Serie Energías renovables

Prensas Universitarias de Zaragoza. Edificio de Ciencias Geológicas, c/ Pedro Cerbuna, 12, 50009 Zaragoza, España. Tel.: 976 761 330. Fax: 976 761 063

puz@unizar.es <http://puz.unizar.es>

Prensas Universitarias de Zaragoza es la editorial de la Universidad de Zaragoza, que edita e imprime libros desde su fundación en 1542.

Impreso en España

Imprime: Servicio de Publicaciones. Universidad de Zaragoza

D.L.: Z-1681/2010

5. Tipos de biodigestores, selección en función del residuo

5.0. Introducción

5.0.1. Conceptos generales

La digestión anaerobia es un proceso biológico mediante el cual la materia orgánica, en ausencia de oxígeno y por medio de un grupo de bacterias específicas, se degrada en una serie de compuestos gaseosos, conocidos como *biogás*, y un subproducto rico en nutrientes. Este subproducto, o digestato, que contiene la mayor parte de los elementos minerales de la materia orgánica original, productos intermedios de reacciones precedentes, como ácidos orgánicos, y sustancias de difícil degradación, puede ser empleado como abono sustituyendo a los fertilizantes inorgánicos. El biogás tiene un importante valor energético al contener un elevado porcentaje de metano (50-70%).

La transformación en energía de los residuos orgánicos mediante la fermentación anaerobia es un proceso que se viene practicando desde hace más de cien años en países, como China o India, donde hay instalados millones de digestores familiares (véase el capítulo 8). La tecnología utilizada en aquellos años era muy primitiva, tenía bajos rendimientos y no se llevaban a cabo las impermeabilizaciones adecuadas por no existir la concienciación medioambiental que hay actualmente; sin embargo, cumplía una función energética muy importante. Con el paso de los años la tecnología ha ido evolucionando gracias a los avances en la investigación, llegando a un conocimiento más profundo del proceso, tanto a nivel microbiológico como de los parámetros que regulan esta fermentación, lo que ha permitido progresar notablemente en aspectos tecnológicos y mejorar considerablemente su eficacia. Existe en la actualidad un gran número de tecnologías adaptadas al tratamiento de residuos por digestión anaerobia, la selección de una u otra depende, principalmente, de las características del vertido a tratar.

En el presente capítulo se describen los parámetros a tener en cuenta en la selección de la tecnología y se presentan todas aquellas que se han desarrollado hasta la fecha así como las aplicaciones principales que tienen. Finalmente, se lleva a cabo una detallada comparación entre estas tecnologías, subrayando sus respectivas ventajas e inconvenientes.

5.0.2. Reseña histórica: del descubrimiento de la digestión anaerobia hasta los sistemas actuales

La digestión anaerobia es uno de los procesos más comunes utilizado por la naturaleza para degradar la materia orgánica.

Ya en 1682 Boyle predijo la posibilidad de obtener gas a partir de residuos animales y vegetales en descomposición (Pine, 1971; Stafford, 1974). El interés científico del proceso con fines energéticos data del año 1776, cuando Volta identifica la relación que tiene la descomposición de la materia orgánica en un medio en ausencia de oxígeno con la presencia de gas combustible, el cual había sido definido años antes como *gas de los pantanos* por su descubridor, Shirley, en 1667.

En 1804, Dalton descubrió la presencia de metano en el gas. Fue Humphry Davy quien, en 1808, generó metano en recipientes cerrados de laboratorio; se toma este acontecimiento como el inicio de la investigación sobre biogás. Posteriormente, Pasteur fue el primero en descubrir los microorganismos anaerobios (tipo *Clostridium*) al realizar un estudio sobre la fermentación butírica. Además, llegó a comprobar que pequeñas cantidades de oxígeno eran tóxicas para estos microorganismos y propuso la posibilidad de obtener metano a partir de estiércol. En 1884, cuantificó el metano producido y sugirió utilizarlo para calefacción y alumbrado. Van Senus, en 1890, estudió las relaciones existentes entre las actividades de varios microorganismos. Fue por primera vez en Gran Bretaña, en 1896, donde el biogás obtenido a partir de lodos de depuradora introducidos en un digestor cerrado fue utilizado para el alumbrado de la calle.

Ya en el siglo XX aparecieron los primeros progresos en investigación y tecnología. En la India, ya en 1900, se construyeron los primeros digestores para la producción de biogás a partir de residuos orgánicos. En Europa, en 1906, Soehngen realizó su tesis doctoral sobre *El proceso microbiológico de la digestión anaerobia*, llevando a cabo la demostración de la formación de metano a partir de la reacción entre el hidrógeno y el dióxido de carbono y en Gran Bretaña se comenzaron a operar digestores en 1911.

Durante la década de los años veinte y treinta se realizaron muchas experiencias a escala de laboratorio y de planta piloto. En muchos casos ya se utilizaban los lodos de aguas residuales como alimento de los digestores (Acharia, 1958; Summers y Bousfield, 1976). En 1927, Castellini fue uno de los investigadores que estudiaron las relaciones simbióticas entre los diversos microorganismos que intervienen en el proceso de producción de metano.

Entre los años 1927 y 1950 se realizaron diversos trabajos experimentales sobre la producción de gas a partir de residuos ganaderos y fue, a partir de los años cua-

renta, cuando se produce un mayor interés por la digestión anaerobia en Europa cuando, a raíz de la II Guerra Mundial, las fuentes de energía escaseaban.

Por este motivo se desarrolló en Alemania un gran número de instalaciones de digestión anaerobia con objeto de potenciar nuevas fuentes de energía renovable. En Alemania, en 1951, se construyó un digestor que generó más de 16 millones de metros cúbicos de biogás a partir de lodos de depuradora, que fueron empleados para diferentes usos como: producción de energía para consumo interno de la planta (3,4%), calefacción del digestor (16,7%), inclusión en el sistema suministrador de gas municipal (28,5%) y conversión en combustible para vehículos a motor (51,4%). Aunque la tecnología se extendió a otros países de Europa Occidental, este interés fue decayendo por el consumo creciente de los combustibles fósiles. Cuando cesaron las condiciones de escasez solo quedaron funcionando algunos digestores en Alemania y Francia. Fue a partir de la crisis del petróleo de 1973 cuando resurgió el interés por esta tecnología en los países europeos: se impulsaron programas de investigación y desarrollo, y se construyeron plantas industriales. Hasta que se produjo la crisis del petróleo, el proceso anaerobio se había considerado en países industrializados como Estados Unidos, Canadá y parte de Europa como un tratamiento para reducir las altas cargas orgánicas de algunos residuos, sin aprovechar los lodos como fertilizante o el metano como combustible (Vallés, 1980).

Entre 1950 y 1970 la digestión anaerobia se desarrolló en gran medida en China e India. En ambos países las materias primas eran los excrementos animales (800 millones de toneladas al año de excremento de ganado vacuno en India) y humanos, desperdicios domésticos y algunos residuos agrícolas (Merryl y Fry, 1973). En 1977 había en China unos cinco millones de digestores en funcionamiento debido, al parecer, a la mayor economía de los materiales usados lo que reducía los costes de inversión (Pfeffer, 1974; Smill, 1977).

La madurez que va adquiriendo la tecnología queda de manifiesto en los siguientes puntos:

- Reconocimiento de los microorganismos metanogénicos como un conjunto.
- Desarrollo del diseño de diversos digestores.
- Ejecución de digestores en granjas e industrias.
- Comienzo de la explotación del biogás en vertederos (véase el capítulo 7).

En el campo de la investigación básica se encuentran a la cabeza de la misma Estados Unidos, China, India y diversos países europeos con investigadores dedicados a estudiar muchos aspectos de la compleja fermentación anaerobia en sus fases ácida y metanogénica, con objeto de poder optimizar los procesos de producción de biogás. Estos países, a su vez, desarrollan investigaciones aplicadas con di-

gestores y vertederos de gran tamaño, equipados con sistemas de control automático, purificación y almacenamiento de biogás, y producción de energía, lo que les permite obtener elevadas eficiencias en los mismos.

Si bien en los últimos años el objetivo energético inicial que impulsó el desarrollo de la digestión anaerobia se había ido transformando en un objetivo de depuración, en la actualidad vuelve a adquirir importancia el aspecto energético del proceso. La evolución de la digestión anaerobia en Europa se puede seguir a través de los informes que ha publicado la *Comisión de las Comunidades Europeas*, recogiendo la experiencia de los distintos países. El aumento del precio de los combustibles fósiles ha hecho del biogás una de las aplicaciones más atractivas. Estas, que antes se limitaban a la valorización energética de residuos, se han ampliado con el uso de la codigestión con cultivos energéticos. Esto ha estimulado la producción europea, que en 2007 ha alcanzado los 5,9 Mtep, lo que representa un aumento del 20,5% en relación con el año 2006.

Actualmente, Alemania con más de 4.000 plantas de digestión anaerobia es el país europeo con mayor producción de biogás. El gobierno alemán ha contribuido en gran medida a este desarrollo, y alrededor del biogás hay más de 50.000 puestos de trabajo. La figura 5.1 muestra la evolución de las plantas de digestión anaerobia en Alemania.

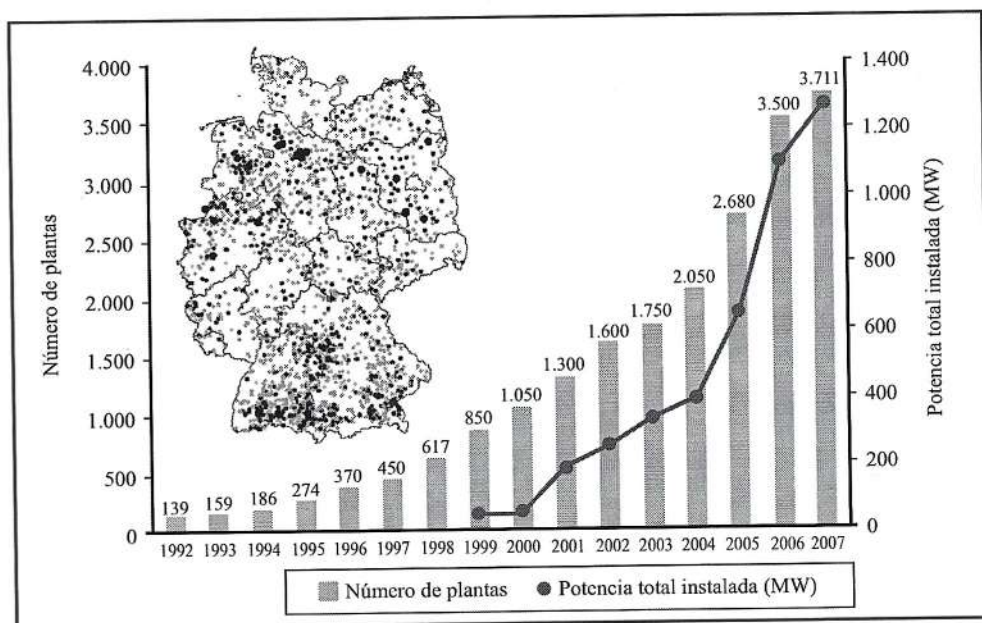


FIGURA 5.1. Evolución de las plantas de digestión anaerobia en Alemania, 1992-2007 (adaptado de Fachverband Biogas e.V.).

En Estados Unidos, excepto los digestores construidos en las plantas de aguas residuales urbanas, no existe realmente una fuerte demanda de plantas de biogás comparable a la europea. Sin embargo, sí se está impulsando el biogás de vertedero a través de la construcción de vertederos biorreactores.

Con respecto a los «países en vías de desarrollo», China tiene el mayor número de digestores, estimados en varios millones. En general, son digestores de tecnología sencilla implantados en zonas rurales; su capacidad media es de 10 m³ y suministran la energía que se emplea para fines domésticos y el efluente se utiliza en agricultura. En el capítulo 8 se describen con mayor detalle esas tecnologías y aplicaciones.

5.1. Parámetros a tener en cuenta en la selección de la tecnología

5.1.1. Características del sustrato de entrada

Todo proyecto requiere una fase inicial de caracterización del residuo a tratar, que debe plantearse con una campaña exhaustiva de análisis y de recopilación de toda aquella información sobre los factores que afectan a las características del mismo. Un residuo se caracteriza mediante un conjunto de parámetros físico-químicos que determinan el tipo de proceso que se debe seguir para su tratamiento. Entre los parámetros más importantes a la hora de seleccionar la tecnología más adecuada para tratar un residuo, se pueden destacar aquellos que indican la contaminación orgánica y el contenido y características de los sólidos. Así, se tienen:

- *Demanda Química de Oxígeno (DQO)*: es una medida del contenido total de materia orgánica en el residuo sin distinguir entre la materia asimilable por los microorganismos y la no asimilable.
- *Demanda Biológica de Oxígeno (DBO₅)*: es la cantidad de oxígeno consumido por los microorganismos para asimilar la materia orgánica presente en el residuo. La DBO informa, por tanto, del contenido de sustancias asimilables bioquímicamente.
- *Sólidos Totales (ST)*: su naturaleza y contenido definen físicamente un residuo e influyen en gran medida en la selección del proceso de tratamiento y de los equipos. Los sólidos totales se dividen en sólidos suspendidos y sólidos filtrables. El primer grupo está constituido por sólidos sedimentables y no sedimentables y el segundo por sólidos coloidales y disueltos, según se muestra en la figura 5.2. Merece la pena destacar que el conte-

- nido en sólidos suspendidos, su tamaño, dureza y composición química, afectan a la biodegradabilidad, abrasividad y fluidez del residuo.
- *Sólidos Disueltos (SD)*: se encuentran mezclados íntimamente con el agua, siendo únicas las propiedades de la mezcla y distintas las de los componentes por separado. No se pueden separar por decantación.
 - *Sólidos Suspensión (SS)*: no existe mezcla íntima sólidos-agua, conservando tanto unos como otros sus propias características. Son fácilmente separables por decantación.
 - *Sólidos Coloidales (SC)*: se encuentran en una situación intermedia entre los dos anteriores, su pequeño tamaño unido al hecho de estar dotados de carga eléctrica del mismo signo impide su decantación y su posibilidad de unión en forma de flóculos, sin embargo, no forman mezcla íntima con el agua.
 - *Sólidos Minerales (SM)*: son los sólidos que permanecen después de la calcinación de la muestra a $550 \pm 50 \text{ }^\circ\text{C}$ hasta peso constante y se determinan por pesada directa.
 - *Sólidos Volátiles (SV)*: son aquellos que se volatilizan durante la calcinación a $550 \pm 50 \text{ }^\circ\text{C}$ y se determinan por diferencia de peso con los sólidos minerales.

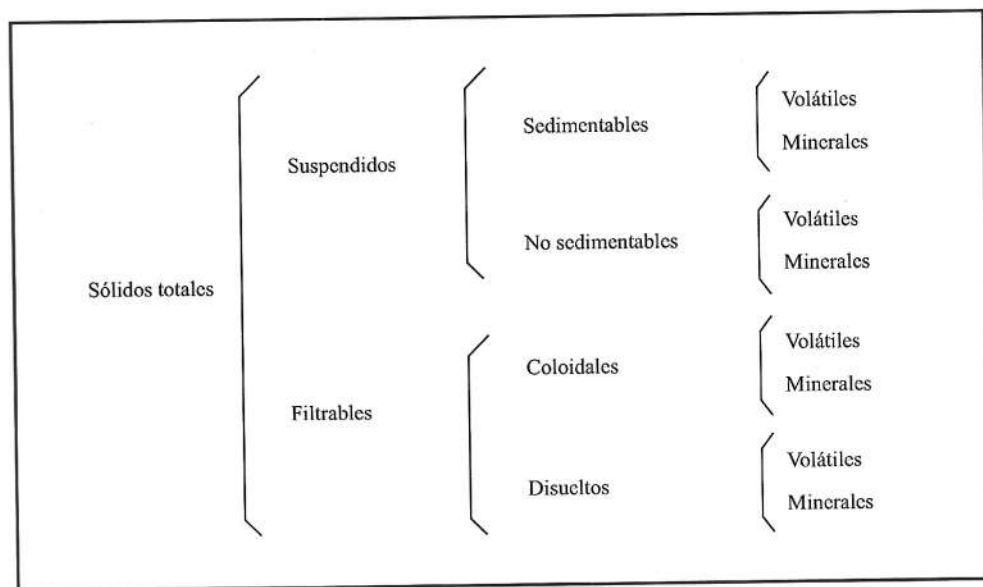


FIGURA 5.2. Esquema de la clasificación de sólidos totales para selección de tecnología

- *Contenido de Humedad (H)*: es la medida de la cantidad de agua que contiene la muestra del residuo en el momento de ser extraída. Para determinar este parámetro se pesa la muestra cuando se acaba de extraer, se mantiene durante 24 horas en un horno a una temperatura de 110 °C y se vuelve a pesar. El porcentaje de humedad se calcula sustituyendo los valores en la fórmula siguiente: $H (\%) = (m_1 - m_2) / m_2 \cdot 100$, siendo m_1 la masa de la muestra recién extraída y m_2 la masa de la muestra después de estar en el horno. El porcentaje de humedad se determina también para conocer el contenido en sólidos totales de un residuos ya que: $H (\%) = 100 - ST$.

Como se ha podido comprobar en las aplicaciones de las distintas tecnologías, los digestores anaerobios se utilizan para tratar una gran diversidad de residuos orgánicos que se pueden agrupar en tres grandes grupos:

- Residuos ganaderos.
- Aguas residuales industriales con carga orgánica.
- Residuos urbanos: lodos de depuradora y materia orgánica contenida en los RSU.

La figura 5.3 recoge un esquema de las aplicaciones y los productos que se pueden obtener en un proceso de digestión anaerobia.

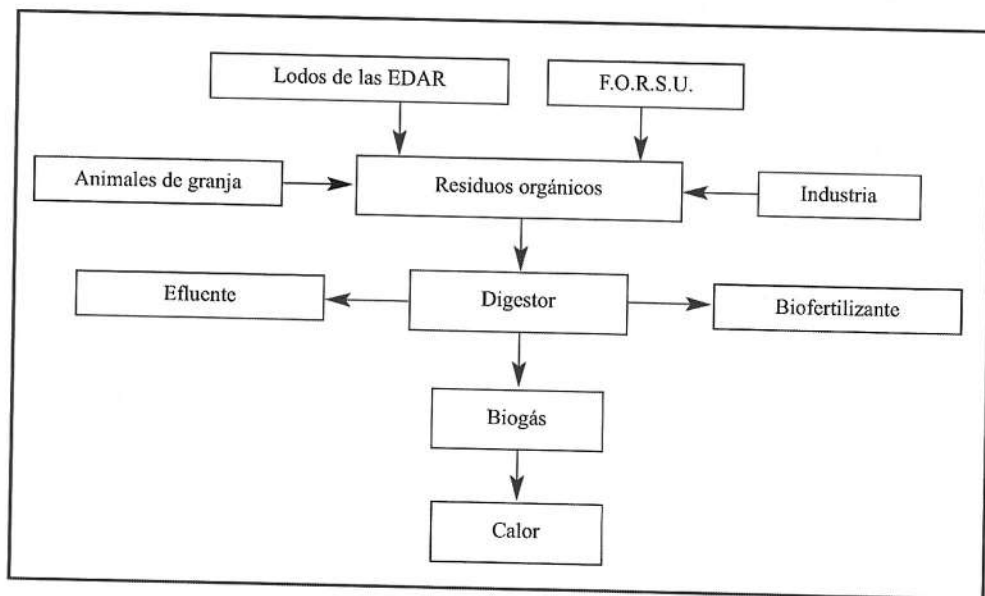


FIGURA 5.3. Aplicaciones y productos del proceso de digestión anaerobia.

Es importante destacar que las características de las aguas residuales varían en función del producto que se elabore o procese, del proceso industrial, del efluente que se analice, del automatismo de la planta y de otros muchos factores. En una industria se producen distintos efluentes con características muy distintas, así, por ejemplo, en la industria conservera de pescado, el efluente procedente de la cocción del pescado tiene una contaminación orgánica muy superior al resto de efluentes que se producen como las aguas de lavado, etc. Otro ejemplo es el caso de aguas residuales de matadero ya que estas dependerán de la especie animal, del procedimiento que se utilice y del origen del efluente analizado. La tabla 5.1 muestra valores orientativos de parámetros de distintas aguas residuales.

<i>Procedencia</i>	<i>DQO</i> (g O ₂ /l)	<i>DBO₅</i> (g O ₂ /l)	<i>ST</i> (g/l)	<i>SV</i> (g/l)	<i>SST</i> (g/l)
Aguas residuales urbanas	0,2-1	0,1-0,4	0,2-1	0,1-0,7	0,1-0,5
Industrias lácteas (suero de queso)	0,50-17 (30-80)	0,2-12 (25-70)	0,5-13	0,3-9	0,1-10
Fábrica de galletas	7-8	3-4	3-4	---	2-3
Aguas residuales de matadero	2,5-12	1-7	3-5	1-3	0,3-3
Vinazas de destilería de alcohol	40-80	30-60	40-70	30-50	1-18
Purines porcinos	50-80	10-30	50-60	30-40	30-50
Alpechín	80-100	50-70	110-150	60-90	50-80
Papel Kraft	4-22	2-8	5,5-33	---	4,5-23
Cervecera	2-5	2-15	---	---	4-16
Levaduras	7-20	6-13	10-20	7-15	1-1,5
Azucarera	6-9	3-5	5-8	4-7	2-4
Conservas vegetales	---	0,2-7	2-7	---	0,05-2
Procesado de pescado-marisco	0,3-50	---	0,7-28	---	0,06-8

TABLA 5.1. Valores orientativos de parámetros de distintas aguas residuales.

5.1.2. Interacción entre sustrato, nutrientes y microorganismos

Dada la complejidad que presentan muchas aguas residuales por su composición química y por la presencia de organismos diversos en la mayor parte de los casos, es conveniente para el estudio racional del tratamiento considerar varios aspectos fundamentales entre los que cabe destacar las interacciones microbianas. El objetivo primario del tratamiento de un agua residual es eliminar la materia orgánica presente y esto se logra facilitando el desarrollo, en condiciones naturales, de poblaciones microbianas y no de un microorganismo en especial.

Aunque existe la posibilidad de una siembra seleccionada para ciertos casos de tratamientos, se debe considerar casi siempre que existen poblaciones microbianas heterogéneas. Estas son normalmente una mezcla muy compleja de diferentes gé-

neros y especies de bacterias. La concentración de los componentes biológicos de estas poblaciones no es constante, ya que hay fluctuaciones en el tiempo que pueden ser muy drásticas. Aunque los procesos de tratamiento biológicos pueden tolerar ciertas variaciones existen límites a las mismas que, cuando son excedidas, producen fracasos en el proceso.

Las tecnologías de los digestores anaerobios varían mucho en relación a su complejidad y diseño, y se ha demostrado que un solo diseño no es adecuado para distintos efluentes. La velocidad de carga orgánica máxima de un proceso anaerobio está limitada por el tiempo de retención y por la actividad de los microorganismos implicados en los mecanismos bioquímicos de degradación de la materia orgánica. Puesto que las bacterias formadoras de metano tienen una velocidad de crecimiento baja, la retención de los microorganismos es la clave de la operación de los digestores anaerobios avanzados, que permiten operar con bajos tiempos de retención hidráulicos (TRH) y elevados tiempos de retención de sólidos (TRS). Las técnicas actualmente utilizadas se basan en la propiedad de las bacterias de formar flóculos por unión con otras bacterias, o de adherirse sobre superficies sólidas.

Por otra parte, en lo referente a la interrelación entre sustratos, se está desarrollando en gran medida la codigestión de residuos orgánicos, lo que permite el tratamiento de mezclas con otros residuos para optimizar la producción energética, facilitando además la gestión integral de residuos orgánicos en la zona de aplicación. La principal ventaja de la codigestión radica en aprovechar la sinergia de las mezclas, y compensar carencias de cada uno de los sustratos por separado.

Se han llevado a cabo muchas experiencias de codigestión mezclando diferentes tipos de residuos, tanto a escala de laboratorio como a escala industrial, corroborando casi siempre las expectativas de un mayor potencial de biogás. Los efectos beneficiosos de las mezclas de residuos ganaderos con residuos agroindustriales se han puesto de manifiesto en las plantas a escala industrial en Dinamarca y Alemania. En España se están llevando a cabo distintos estudios de codigestión de residuos ganaderos con residuos agroalimentarios nacionales a través del Proyecto Singular Estratégico *Probiogás*, subvencionado por el Ministerio de Ciencia e Innovación y en el que participan 31 socios (15 centros de I+D y 16 empresas/instituciones) de 9 Comunidades Autónomas. Este proyecto, que tiene como objetivo el *Desarrollo de modelos sostenibles de producción y uso de biogás en entornos agroindustriales, así como la demostración de su viabilidad y difusión en España*, está constituido por 14 subproyectos o actuaciones, siendo uno de ellos específico sobre la codigestión de residuos españoles.

En los últimos años se ha avanzado notablemente en el conocimiento del proceso, tanto a nivel microbiológico como de los parámetros que regulan la degradación, lo que ha producido considerables avances en la mejora de la eficacia del

proceso. Existe en la actualidad un gran número de tecnologías adaptadas al tratamiento de los residuos por digestión anaerobia. La elección de una u otra depende sobre todo de las características del vertido a tratar.

En general, la tecnología de los digestores anaerobios se puede clasificar según el sistema de carga y por el estado de la biomasa bacteriana dentro del digestor, tal y como se muestra en la figura 5.4. Así, en función de cómo se lleve a cabo la carga del influente en el digestor, se puede hacer una primera división en sistemas discontinuos y continuos. En estos últimos, la carga y descarga se realizan de forma continua y, al no existir paradas, tienen un rendimiento mucho mayor que el obtenido en los digestores en discontinuo. Estos sistemas han sido los que más se han estudiado en los últimos años, desarrollándose nuevas tecnologías.

En este sentido, atendiendo al mecanismo de retención de la biomasa bacteriana en los digestores, estos, a su vez, se pueden clasificar en:

- Sistemas con microorganismos en suspensión.
 - Sistemas con microorganismos adheridos a superficies fijas o móviles.
- Siendo estos los últimos que se han desarrollado.

Todas estas tecnologías son descritas con detalle en los apartados 5.2 y 5.3.

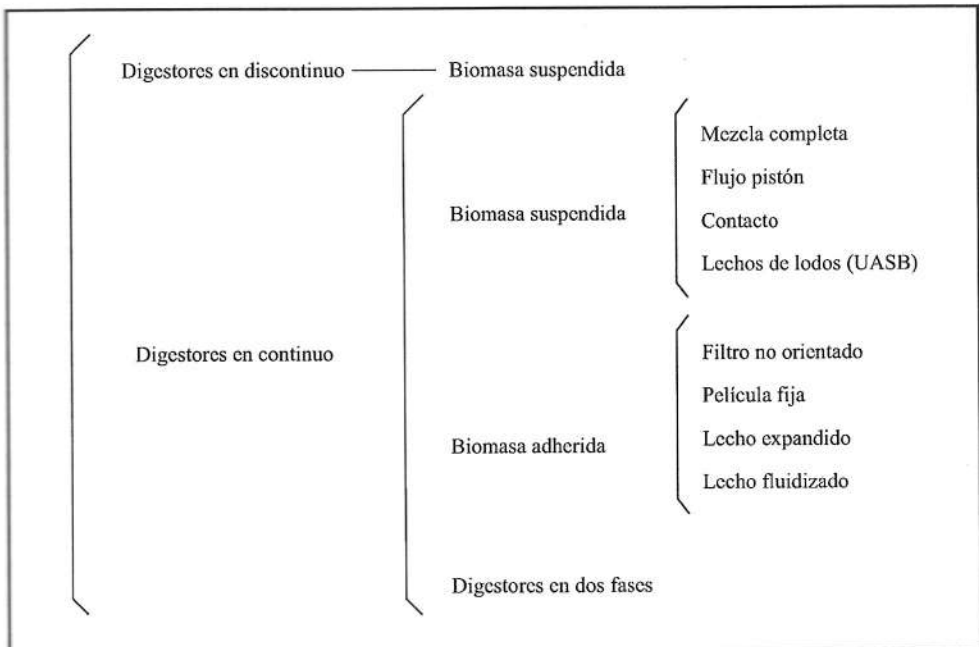


FIGURA 5.4. Clasificación de las tecnologías de los digestores anaerobios en función del tipo de carga y estado de la biomasa bacteriana.

5.1.3. Factores influyentes, operación y control de los procesos anaerobios

La selección de las condiciones ambientales que se deben mantener en el interior de un digestor se realiza en función del conocimiento básico sobre la microbiología, la cinética y la energía del proceso.

El objetivo básico del digestor es mantener la mayor actividad bacteriana posible. La cantidad de microorganismos retenidos depende, en gran medida, de la configuración y diseño del digestor; el estado en que se encuentren y lograr una flora equilibrada es función de los parámetros de operación.

Para que el proceso tenga lugar con la máxima eficacia se debe conseguir:

1.- Mantener la máxima actividad de los microorganismos

Para ello es necesario controlar tanto el tiempo de retención de lodos, ya que si los digestores operan con concentraciones muy elevadas de biomasa bacteriana activa se consiguen mejores condiciones de estabilidad, como los parámetros físico-químicos, tales como pH, potencial redox, temperatura, nutrientes y toxicidad. Las condiciones más adecuadas de estos parámetros en los procesos anaerobios son:

- *pH*: los diferentes grupos bacterianos presentes en el proceso de digestión anaerobia presentan unos niveles de actividad óptimos en torno a la neutralidad entre los siguientes valores:
 - Bacterias fermentativas: entre 7,2 y 7,4.
 - Bacterias acetogénicas: entre 7,0 y 7,2.
 - Bacterias metanogénicas: entre 6,5 y 7,5.

Para que el proceso se desarrolle satisfactoriamente, el pH no debe bajar de 6 ni subir de 8. El valor del pH en el digestor no solo determina la producción de biogás sino también su composición. Una de las consecuencias de que se produzca un descenso del pH a valores inferiores a 6 es que el biogás generado es muy pobre en metano y, por tanto, tiene menos cualidades energéticas.

- *Alcalinidad*: es una medida de la capacidad tampón del medio. En el rango de pH del proceso de digestión anaerobia, el principal equilibrio que controla la alcalinidad es el dióxido de carbono/bicarbonato. Estudios previos han demostrado que valores de la alcalinidad del bicarbonato por encima de 2.500 mg/l, aseguran un buen control del pH y una adecuada estabilidad del sistema.
- *Potencial redox*: al ser anaerobias estrictas, la tolerancia de las bacterias metanogénicas a los cambios en el potencial redox es menor que la de

otras especies implicadas. En cultivos puros las bacterias metanogénicas requieren unas potencias redox entre -300 mV y -320 mV para asegurar el ambiente fuertemente reductor que estas bacterias necesitan para su óptima actividad.

- **Temperatura:** los microorganismos metanogénicos son extremadamente sensibles a la temperatura. Existen tres rangos de temperatura: psicrófilo ($5-25$ °C), mesófilo ($25-45$ °C, siendo el óptimo de $35-37$ °C) y termófilo ($45-65$ °C, siendo el óptimo de $50-60$ °C). Este se divide a su vez en termotolerantes (alrededor de 50 °C pero también pueden vivir a 35 °C) y estrictos (superior a 45 °C). La eficacia del proceso está directamente ligada a la temperatura. Hasta el momento el rango psicrófilo ha sido poco estudiado y, en general, se plantea como poco viable debido al gran tamaño de digestor que sería necesario. No obstante, presenta menos problemas de estabilidad que los otros rangos de temperatura. El rango más empleado es el mesófilo, aunque en la actualidad se está empleando cada vez más el rango termófilo para conseguir una mayor velocidad del proceso y una mejor eliminación de organismos patógenos. Sin embargo, el rango termófilo suele ser más inestable a cualquier cambio de las condiciones de operación y presenta además mayores problemas de inhibición del proceso por la mayor toxicidad de determinados compuestos a elevadas temperaturas, como el nitrógeno amoniacal o los ácidos grasos de cadena larga.
- **Nutrientes:** una de las ventajas inherentes al proceso de digestión anaerobia, frente a los procesos aerobios, es su baja necesidad de nutrientes, derivada de los bajos índices de producción de biomasa que presentan los microorganismos anaerobios. Los principales nutrientes necesarios para el crecimiento de los microorganismos son el carbono, el nitrógeno y el fósforo, y una serie de elementos minerales como azufre, potasio, sodio, calcio, magnesio y hierro que deben de estar presentes a nivel de trazas. La evaluación de los nutrientes mayoritarios resulta posible si se conoce la producción celular por unidad de sustrato utilizado y la composición celular. Una fórmula empírica frecuentemente aceptada para expresar la composición de estas bacterias es $C_5H_9O_3N$. La relación DQO/N es de 11,4 y la relación masa celular/N es de 9,4. Diversos autores han estudiado la relación necesaria entre los nutrientes mayoritarios considerando una relación C:N entre 15-30:1, y C:P de 75-113:1. Para el fósforo se admite una relación respecto al nitrógeno de 1:5 a 1:7.

- *Toxicidad e inhibición:* el proceso de digestión anaerobia es inhibido por la presencia de tóxicos en el sistema. Estas sustancias pueden ser subproductos de la propia actividad metabólica de los microorganismos anaerobios o pueden formar parte del influente. Las formas no ionizadas de los ácidos grasos volátiles, así como el amoníaco libre o el ácido sulfhídrico son importantes inhibidores de las bacterias metanogénicas. Estos compuestos presentan una inhibición de tipo reversible. En cuanto a los cationes, su toxicidad aumenta con el peso molecular, por lo que los metales pesados son los que provocan mayor toxicidad a menor concentración. El orden de toxicidad de los metales pesados es: níquel > cobre > cromo IV > cromo III > plomo > zinc.

2.- Mantener una concentración mínima de productos intermedios

La concentración de productos intermediarios es un indicador del equilibrio existente entre los microorganismos implicados en las diferentes fases del proceso. Para mantener baja la concentración de estos compuestos intermediarios se deben de tener en cuenta los siguientes factores:

- *Homogeneización:* con ella se consigue un desarrollo uniforme de las diferentes poblaciones bacterianas, así como el mantenimiento del pH en el digestor, ya que el bicarbonato formado actúa como tampón.
- *Tiempo de residencia hidráulico:* es el tiempo que el influente permanece en el digestor sometido a la acción de los microorganismos. Es el parámetro que nos permite controlar el caudal del efluente tratado. Es fundamental determinar el tiempo óptimo. Si hay acumulación de productos intermedios, por ser mayor la alimentación de sustrato que la de su degradación, es conveniente disminuir el tiempo de residencia apropiadamente.
- *Carga orgánica:* es la cantidad de materia orgánica introducida diariamente en el digestor por unidad de volumen. Depende de la composición del residuo y del tiempo de residencia.

3.- Conseguir aumentar la velocidad de aquella etapa que limite globalmente el proceso

La etapa controlante en la degradación anaerobia corresponde a las bacterias metanogénicas.

5.2. Tecnologías de los digestores anaerobios de biomasa suspendida

5.2.1. Digestores en discontinuo

En estos digestores la carga se realiza de forma discontinua, es decir, una vez finalizada la fermentación es preciso descargar el digestor y volverlo a cargar nuevamente con residuo fresco. Es, sin duda, el más simple y el más antiguo de todos los procesos de digestión. Este digestor es un tanque de almacenamiento, donde no existe ningún elemento capaz de acelerar el proceso, ya que es un digestor sin calentamiento ni mezcla forzada. La mezcla o agitación en el interior del digestor la llevan a cabo las propias burbujas de biogás producido en el proceso en su camino ascendente hacia la superficie. Esta pequeña agitación da lugar a una estratificación en el interior del digestor.

El esquema del proceso queda recogido en la figura 5.5.

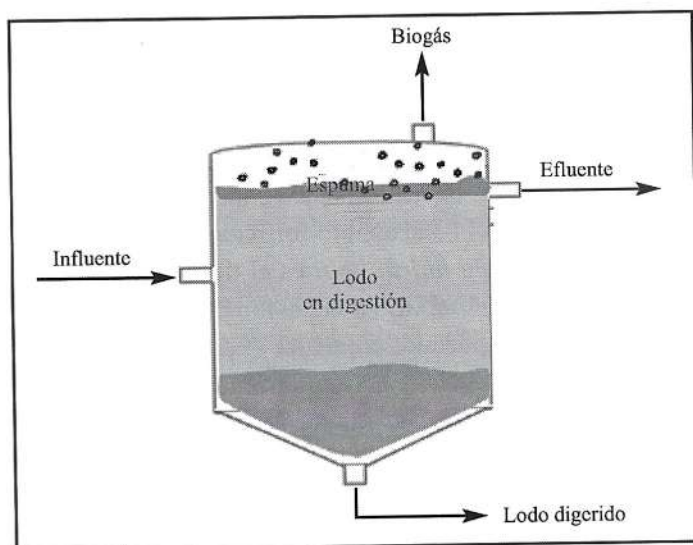


FIGURA 5.5. Esquema de un digestor discontinuo.

Como el tiempo de residencia hidráulica (TRH) es elevado (50-70 días) en esta tecnología, la eficacia del proceso es baja y el biogás se produce de forma intermitente lo que también dificulta su aprovechamiento. Suele emplearse prácticamente solo para residuos sólidos y lo utilizan más en «países en vías de desarrollo» como se verá en el capítulo 8. Estos digestores se suelen utilizar en la digestión de vertidos que contienen estiércoles, y son típicos en el sector rural.

5.2.2. Digestores en continuo

De los digestores en continuo, los de biomasa suspendida son los que primero se desarrollaron. En ellos los microorganismos (la biomasa microbiana) se encuentran «flotando», es decir, no están fijos a ninguna superficie. A su vez se pueden clasificar, de menor a mayor grado de complejidad técnica, en digestores de: mezcla completa, flujo pistón, contacto anaerobio, lecho expandido o varias fases. A continuación, se describe cada uno de ellos.

5.2.2.1. Mezcla completa

Los digestores de mezcla completa son técnicamente sencillos. No hay retención de la biomasa suspendida ni recirculación de lodos, lo que supone que sus tiempos de retención de sólidos (TRS), o tiempo que permanecen los sólidos dentro del digestor, sean iguales a sus tiempos de residencia hidráulica (TRH) y, por tanto, ambos han de ser altos (15-30 días). El tiempo de arranque oscila entre 30 y 90 días.

En la superficie suele formarse una capa de espuma favorecida por el biogás que asciende arrastrando lodo y flotantes. Normalmente, para mezclar el contenido del digestor y romper o evitar las costras que pueden formarse se utilizan agitadores mecánicos y/o una recirculación de biogás. Los segundos tienen la ventaja de que no necesitan abrir el digestor para el mantenimiento. También suelen contar con calefacción para mantener la temperatura del lodo en digestión en el rango mesófilo (35-37 °C). Periódicamente se purgan sobrenadante y lodo digerido.

Un esquema de un digestor de estas características se recoge en la figura 5.6.

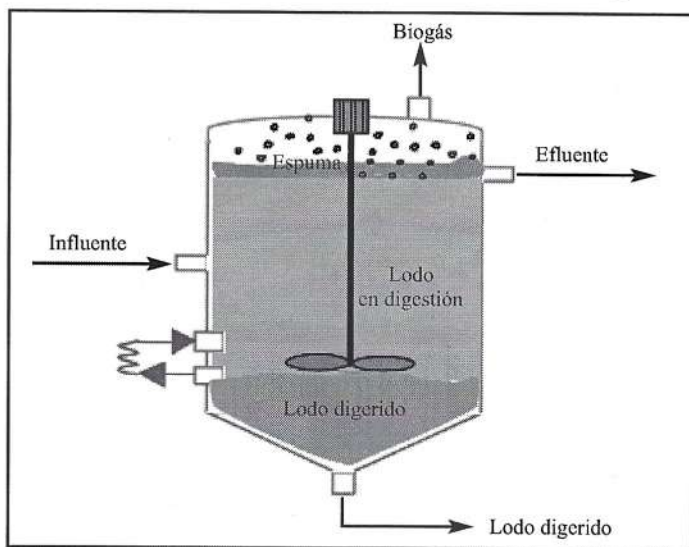


FIGURA 5.6. Esquema de un digestor de mezcla completa.

Las concentraciones de biomasa activa (anaerobia) que se pueden conseguir son limitadas, lo que supone que las cargas volumétricas y las producciones de gas en estos digestores sean bajas. Se consiguen cargas volumétricas en el proceso de 1-6 kg DQO/m³ · d. En cuanto a concentración de sólidos, esta oscila entre 2-5 g SSV/l en el interior y 25-100 g SS/l en el efluente. Se emplean principalmente para vertidos con alta concentración de sólidos en suspensión (2-8%) como, por ejemplo, residuos ganaderos y lodos de depuradoras

5.2.2.2. Flujo pistón

Los digestores de flujo pistón están constituidos por canales excavados en el terreno y cubiertos generalmente con plástico, que sirve a la vez como depósito del biogás y como aislamiento térmico (véase la figura 5.7).

Técnicamente son parecidos a los de mezcla completa y sus parámetros de operación son similares a estos. Son digestores sencillos que no tienen retención de biomasa suspendida ni recirculación de lodos, lo que supone que los tiempos de residencia hidráulica son altos (20-30 días) e iguales a los tiempos de retención de sólidos.

En estos digestores existe un flujo horizontal de las sustancias dentro del digestor mediante agitación mecánica lateral o de inyección, debido a la entrada del influente, bien pulsante o bien continua. Cuentan con calefacción, serpentín interior, para mantener la biomasa a 35-37 °C. Un problema típico de estos digestores es la formación de espumas y costras que dificultan el desprendimiento del biogás y la degradación de los sólidos en suspensión. Este tipo de digestor se emplea para el tratamiento de residuos ganaderos, es decir, residuos que ya contienen un inóculo de microorganismos anaerobios.

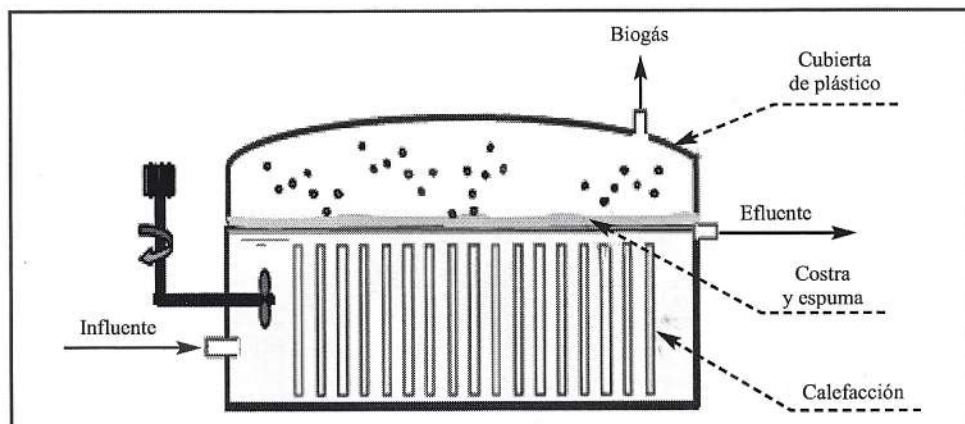


FIGURA 5.7. Esquema de un digestor de flujo pistón.

5.2.2.3. Contacto

En los digestores de contacto existe una separación y recirculación de lodos en el efluente por medio de un decantador, con ello se consigue aumentar la concentración de biomasa residual húmeda (sólidos) en el digestor y disminuir, por tanto, el tiempo de residencia hidráulica (véase el capítulo 4). En consecuencia, como el tiempo de residencia del sólido es superior al hidráulico, aumenta la eficacia del proceso (ver la figura 5.8).

Periódicamente es necesario purgar el digestor para evitar la acumulación de sólidos no biodegradables.

Tienen tiempos de residencia hidráulica de 2 a 6 días. Pueden trabajar con cargas más altas y obtener, a su vez, producciones más altas de biogás. Se pueden conseguir cargas volumétricas en el proceso de 1 a 7 kg DQO/m³ · d. El tiempo de arranque oscila entre 20 y 60 días y, respecto a la concentración de sólidos, esta es de 5 a 10 g SSV/l en el interior y 0,5 a 20 g SS/l en el efluente.

Se emplean principalmente para el tratamiento de aguas residuales procedentes de industrias agrícolas (azucareras, papeleras, etc.).

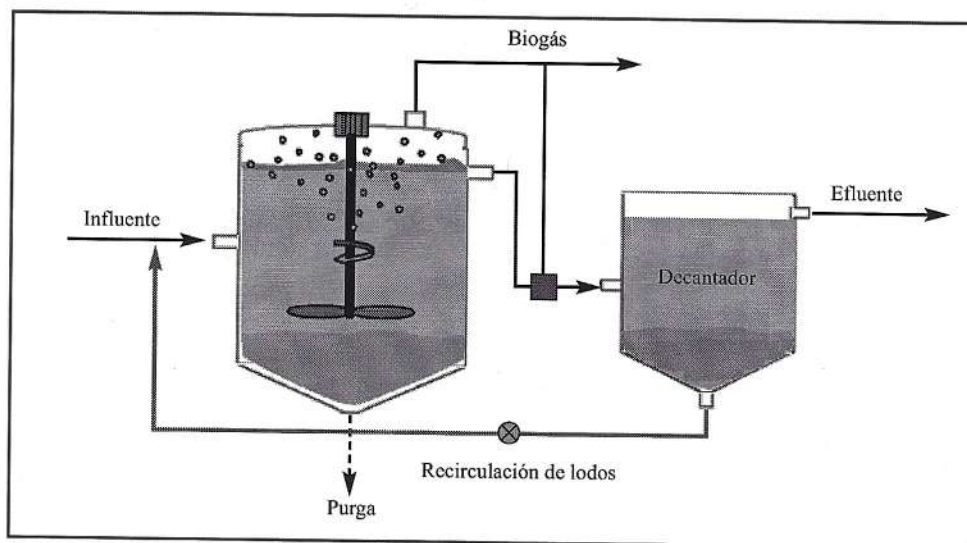


FIGURA 5.8. Esquema de un digestor de contacto.

5.2.2.4. Lecho expandido de lodos o UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*)

La tecnología de lecho expandido de lodos está basada en la acumulación de microorganismos en un digestor con decantación interna. La inmovilización de los microorganismos ocurre por autoespesamiento (formación de flóculos o grá-

nulos densos suspendidos que se disponen en capas de lodo a partir del fondo del digestor).

El agua a tratar entra repartida por toda la superficie inferior del digestor y atraviesa en flujo ascendente un lecho de partículas bacterianas agregadas mantenidas en expansión por el gas producido (figura 5.9).

En la zona superior hay separadores gas-líquido-sólido, que ayudan a retener el sólido dentro del digestor, evitando la salida de partículas de lodo con el efluente. Sobre el separador se ubica el sedimentador donde el lodo sedimenta y vuelve a la zona de digestión.

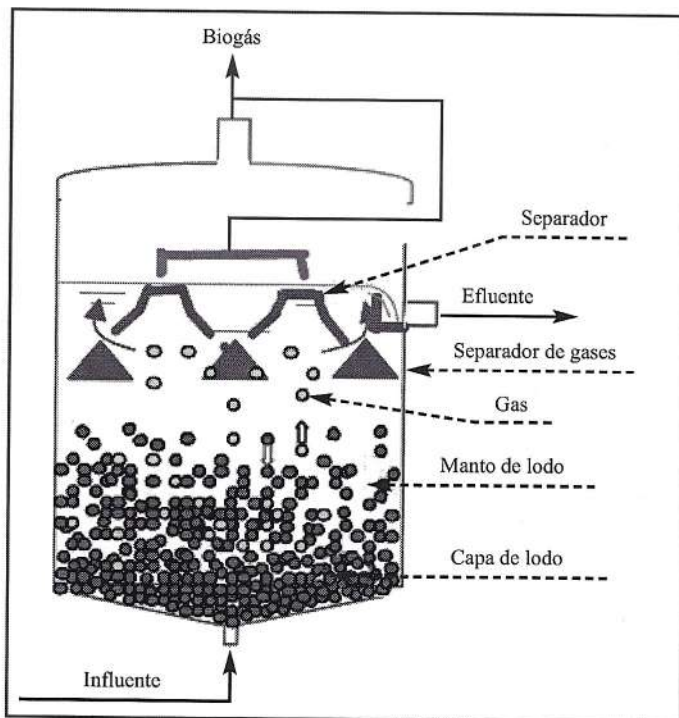


FIGURA 5.9. Esquema de un digestor UASB.

Los principales requisitos que debe reunir este tipo de digestor son: lodos con buenas características de sedimentabilidad, dispositivos de separación gas-líquido-sólido y un sistema que uniformice la entrada del influente en la base del digestor.

Los mecanismos de formación de gránulos de alta densidad que se encuentran en los digestores UASB pueden ser biológicos o físico-químicos. En el primer caso se seleccionan bacterias que granulan y en el segundo se utilizan precipitantes (sulfuros, o carbonatos) para arrastrar las bacterias.

En la zona inferior se desarrolla una capa de lodo concentrado (4-10%) con buenas características de sedimentación. En efecto, una de las características del proceso UASB es la posibilidad de desarrollar unos lodos con actividad específica y mejores condiciones de decantabilidad. Ello se debe a que una parte importante del lodo anaerobio se produce en forma granular. La decantación del lodo granular es mejor que la del lodo floculado. Las bacterias se aglomeran formando gránulos, favoreciendo de esta manera la retención de las mismas y mejorando el rendimiento del proceso y disminuyendo, a su vez, el tiempo de residencia hidráulica. Sobre esa capa se desarrolla una capa de crecimiento bacteriano más disperso (manto de lodos) en el que los sólidos presentan velocidades de sedimentación más bajas. La concentración de lodos en esa zona es de 1,5 a 3%. El sistema de agitación es por auto-mezclado debido al movimiento ascendente de las burbujas de gas y del flujo del influente a través del digestor. La velocidad ascensional del influente es de 0,05 a 3 m/h.

El tiempo de residencia hidráulica para estos digestores es de 1 a 2 días. Se pueden conseguir cargas volumétricas mayores que en el proceso de contacto (del orden de 10-25 kg DQO/m³ · d). El tiempo de arranque oscila entre 30 y 60 días y la concentración de sólidos es de 20 a 40 g SSV/l en el interior y 0 a 5 g SS/l en el efluente.

Se emplean para aguas residuales agroindustriales (patatera, azucarera, pasta de papel, etc.).

5.2.2.5. Digestores de varias fases

El proceso de digestión anaerobia tiene lugar en varias etapas. En cada una de ellas intervienen distintos tipos de microorganismos con características metabólicas diferentes.

El digestor en *Dos Fases* está constituido por dos digestores en cada uno de los cuales se realiza una parte del proceso fermentativo (ver la figura 5.10). Esta separación de fases es muy interesante cuando las condiciones ambientales óptimas de las diferentes poblaciones bacterianas que intervienen en el proceso no son las mismas, de esta forma se pueden favorecer ambas por separado.

Se han realizado experiencias separando la fase acidogénica y la metanogénica y también realizando la hidrólisis en un digestor, y la acidogénesis y metanogénesis en el otro.

Sin embargo, estas ventajas de los sistemas de dos fases son parcialmente compensadas por una mayor complicación de la planta. Además, las interrelaciones que existen entre los microorganismos de las diferentes fases acidogénicas y metanogénicas hacen que el hecho de que estén separadas pueda producir situaciones desfavorables en el sistema. No obstante, el interés que suscitan las mejoras que pueden generar, está motivando su desarrollo en la actualidad.

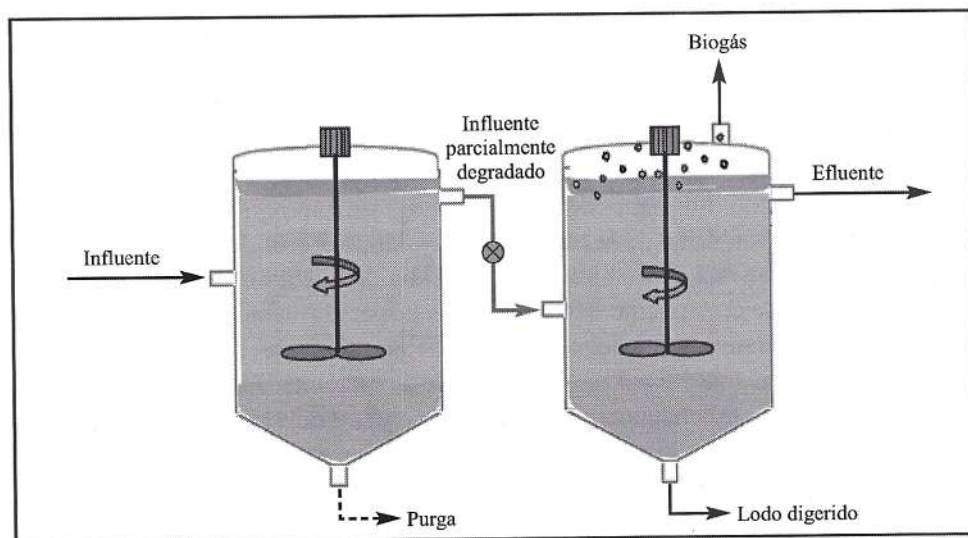


FIGURA 5.10. Esquema de un digestor de dos fases.

5.3. Tecnologías de los digestores anaerobios de biomasa adherida

Estos digestores se caracterizan porque tienen en su interior un manto de material inerte que sirve como soporte a los microorganismos que van formando una capa de biomasa adherida, parte de los microorganismos quedan retenidos en los intersticios del manto. El flujo del influente a través de estos intersticios genera la mezcla y el contacto entre influente y la biomasa (microorganismos) produciendo la depuración del agua residual.

Los requisitos que ha de tener el soporte son:

- Estructuralmente resistente: para soportar su propio peso más el peso de los sólidos.
- Biológica y químicamente inertes: para que no existan reacciones entre el lecho y los microorganismos.
- Alta superficie específica: para que haya mayor adherencia de sólidos biológicos lo que permite la acumulación de gran cantidad de biomasa, mejorar el contacto entre el influente y los sólidos biológicos y, por lo tanto, el incremento del tiempo de residencia de los sólidos (TRS).
- Elevada porosidad: con lo que se reduce la posibilidad de colmatación.

- Forma no achatada o lisa: para garantizar una porosidad elevada y actuar como barrera física evitando la salida de sólidos con el efluente.
- Bajo costo: ya que desde el punto de vista económico da mayor viabilidad al proceso.

Dependiendo de si en su interior el soporte está fijo o no, estos digestores se pueden clasificar en: superficies fijas o móviles. Merece la pena subrayar que generalmente los digestores con biomasa adherida trabajan en continuo. Las figuras 5.11 y 5.12 muestran soportes fijos y móviles, respectivamente, empleados en digestores españoles.



FIGURA 5.11. Soporte fijo.

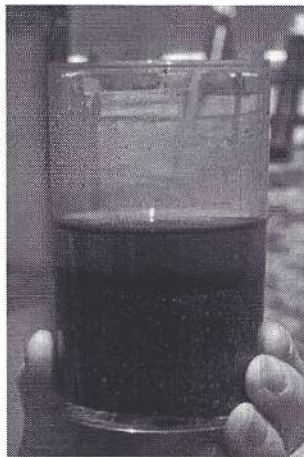


FIGURA 5.12. Soporte móvil.

5.3.1. Biomasa adherida a superficies fijas

Los materiales que se emplean como soporte son muy variados. El más utilizado es el PVC (policloruro de vinilo) aunque en ocasiones también se emplean materiales cerámicos, esferas de polietileno, granito, etc. Han de tener gran porosidad y una superficie específica de entre 100 y 200 m^2/m^3 .

Aunque no consiguen cargas muy elevadas (5-15 $\text{kg DQO}/\text{m}^3 \cdot \text{d}$) son digestores muy estables. Los tiempos de residencia hidráulica son similares a los de tecnología UASB, oscilan entre 0,5 y 3 días. El tiempo de arranque es de 20 - 70 días y la concentración de sólidos es de 10 a 20 $\text{g SSV}/\text{l}$ en el interior del digestor y de 0 a 10 $\text{g SS}/\text{l}$ en el efluente.

A su vez, dentro de estos se pueden diferenciar dos tipos: los filtros no orientados y los filtros orientados o de película fija.

5.3.1.1. Filtros anaerobios no orientados

En estos digestores el material inerte (soporte) en su interior no está orientado sino colocado al *azar*. La granulometría ha de ser uniforme, con diámetros de 4 a 7 cm. Son de flujo ascendente, es decir, tienen la entrada del influente por la parte inferior del digestor, lo que permite una mejor retención de los microorganismos (figura 5.13). A veces presentan problemas de colmatación y de caminos preferenciales.

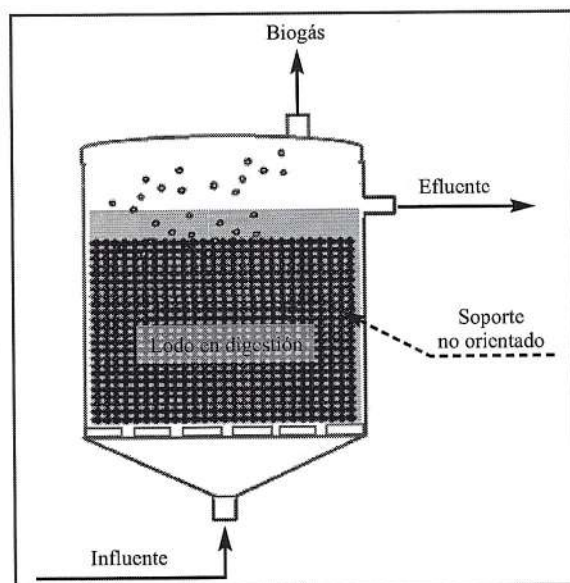


FIGURA 5.13. Esquema de un digestor de filtro no orientado.

5.3.1.2. Filtros orientados o de película fija

En este caso, el soporte inerte está formando bloques y se coloca en una posición orientada, no al azar, en el interior del digestor (figura 5.14). Suelen ser de flujo descendente, la entrada del influente se realiza por la parte superior del digestor.

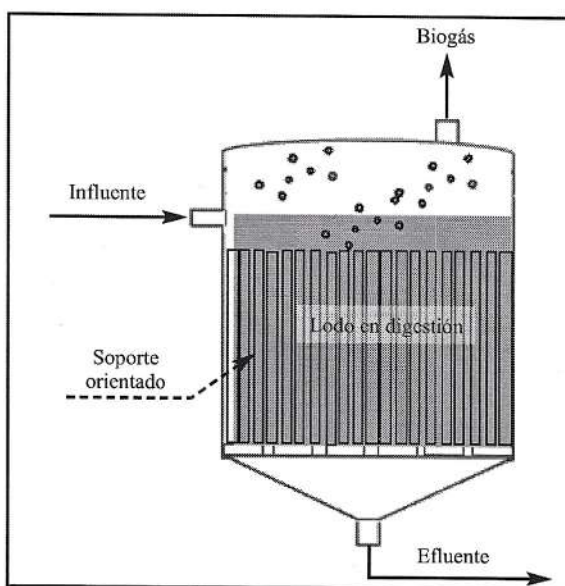


FIGURA 5.14. Esquema de un digestor de película fija.

5.3.2. Biomasa adherida a superficies móviles

Estos digestores contienen un manto de material inerte de pequeño tamaño (de 0,3 a 3 milímetros) que se mantiene expandido por la velocidad ascensional del influente. El elemento inerte puede ser de diversos compuestos, como arena o PVC, y ha de tener una superficie específica muy elevada, entre 1.000 y 4.000 m^2/m^3 . La sepiolita es uno de los materiales más empleados. En estos digestores las bacterias colonizan estas pequeñas partículas formando un lecho a través del cual circula el líquido a depurar. En la parte superior del digestor se ubica un sedimentador para evitar la salida de partículas de lodo con el efluente.

Estas tecnologías pueden soportar cargas elevadas (10-40 $\text{kg DQO}/\text{m}^3 \cdot \text{d}$) y emplean unos tiempos de residencia hidráulica de 5 a 20 horas. Estos digestores tienen un tiempo de arranque de 30 a 70 días y una concentración de sólidos en el efluente de 0 a 5 $\text{g SS}/\text{l}$.

La expansión del lecho mejora el contacto entre el influente y la biomasa bacteriana y evita problemas de obstrucciones como ocurre a veces en los filtros anaerobios. El relleno sin expandir ocupa cerca del 10% del volumen del digestor. Para conseguir una mejor expansión el diseño de estos digestores es más estilizado que los descritos anteriormente, siendo menor la relación entre el diámetro y la altura.

En función del grado de expansión que tengan las partículas en el interior del digestor, en virtud de la velocidad ascensional aplicada al influente, existen dos tipos de digestores: lecho expandido y lecho fluidizado.

5.3.2.1. Lecho expandido

Se considera de lecho expandido cuando se logra una expansión del orden del 20% (figura 5.15). En estos digestores la velocidad ascensional del influente es de 2 a 10 m/h y la concentración de sólidos en el interior del digestor de 10 a 30 g SSV/l.

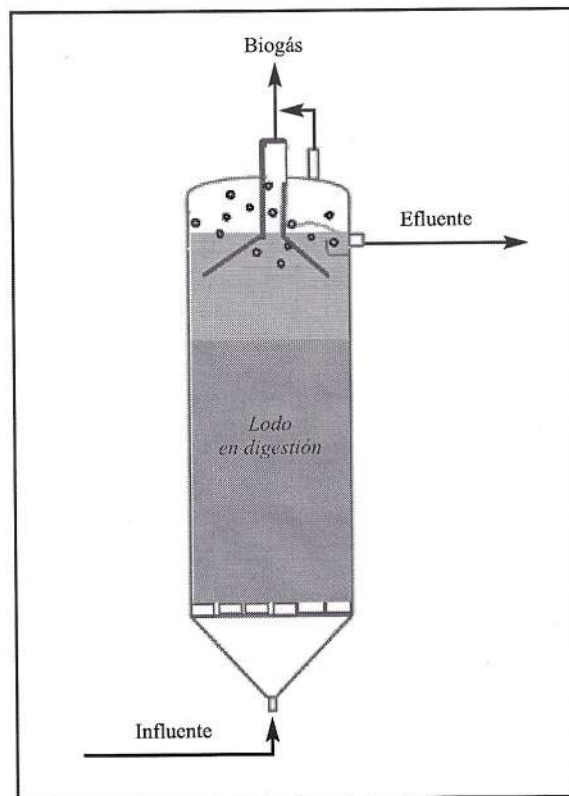


FIGURA 5.15. Esquema de un digestor de lecho expandido.

5.3.2.2. Lecho fluidizado

En estos digestores la expansión es superior al 30%, pudiendo llegar a alcanzar el 100%. En estos digestores la concentración de sólidos en el interior del digestor de 10 a 40 g SSV/l y la velocidad ascensional del influente de 6 a 20 m/h. Para lograr estas elevadas velocidades de flujo suele ser necesario recircular parte del efluente. La figura 5.16 muestra un esquema de este tipo de digestores.

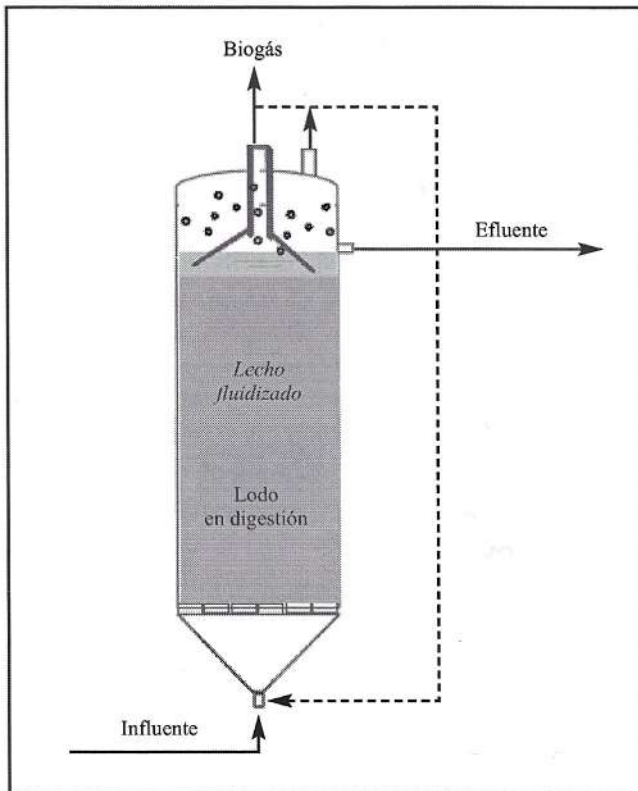


FIGURA 5.16. Esquema de un digestor de lecho fluidizado.

5.4. Comparación entre las distintas tecnologías

La tabla 5.2 muestra los parámetros característicos de cada tecnología. Asimismo, el comportamiento y la respuesta de cada una de las tecnologías en el desarrollo del proceso o ante imprevistos que pudieran producirse se muestran en la tabla 5.3.

Parámetros	Mezcla completa	Contacto	UASB	Filtro	Lecho expandido	Lecho fluidizado
TRH (d)	15-30	2-6	1-3	1-4	0,3-1	0,3-1
Cargas aplicadas (kg DQO/m ³ d)	1 - 6	2-7	10-20	5-15	10-40	10-40
S.S. en efluente (g SS/l)	25-100	0,5-20	0-5	0-10	0-5	0-5
Velocidad ascensional (m/h)	--	--	0,05-3	0,01-0,1	2-10	6-20
Relación de recirculación de lodos	--	0,5-2	--	--	2-100	5-500

TABLA 5.2. Parámetros característicos de las tecnologías de digestión anaerobia.

Parámetros	Mezcla completa	Contacto	UASB	Filtro	Lecho fluidizado
Puesta en marcha	-	++++	+	+++	++
Operación	+	+	++	++++	++
Control	-	++++	++	++	++
<i>Resistencia a choques:</i>					
Temperatura	-	++	++++	++++	++++
Tóxicos	-	++	+++	++++	++++
Cargas orgánicas	-	+++	++++	++++	++++
Sólidos suspendidos	+++	++	+	-	+
Procesado de lodos	++++	+++	-	-	-

TABLA 5.3. Comportamiento de las tecnologías de digestión anaerobia (- : malo; + : aceptable; ++ : bueno; +++ : muy bueno; ++++ : excelente).

5.5. Conclusiones

La digestión anaerobia es un proceso biológico capaz de degradar los residuos orgánicos y dar como resultado dos productos principales como son: biogás y digestato. El biogás, por su elevado contenido en metano (50-70%), tiene un importante valor energético que puede ser fácilmente aprovechado y el digestato puede ser utilizado como enmienda orgánica (véase el capítulo 2).

Los residuos a digerir son complejos en estructura física y en composición química. Al proceder de diferentes orígenes, para determinar el tipo de proceso que se debe seguir para llevar a cabo su tratamiento es necesario realizar una caracterización previa adecuada.

Un residuo se caracteriza mediante un conjunto de parámetros físico-químicos. Entre los más importantes a la hora de seleccionar la tecnología más adecuada

se pueden destacar aquellos que indican la contaminación orgánica y el contenido y características de los sólidos.

El objetivo básico del digestor es mantener la mayor actividad bacteriana posible. La cantidad de microorganismos retenidos depende, en gran medida, de la configuración y diseño del digestor; el estado en que se encuentren y lograr una flora equilibrada es función de los parámetros de operación.

Existe en la actualidad un gran número de tecnologías adaptadas al tratamiento de residuos por digestión anaerobia, su objetivo es incrementar la biodegradabilidad del proceso. La selección de una u otra depende principalmente de las características del residuo a tratar.

Durante los últimos años, los procesos de digestión anaerobia han experimentado un incremento importante con el objetivo energético de producción de biogás o ambiental de minimización y valorización del residuo final. En países europeos como Alemania, con más de 4.000 digestores, Austria, Dinamarca o Suecia, el biogás representa la primera alternativa al gas natural, aunque su uso se suele hacer en forma de electricidad. En España, en los últimos años, se ha desarrollado especialmente el aprovechamiento del biogás de vertedero y la digestión de la Fracción Orgánica de los Residuos Sólidos Urbanos (FORSU), como se describe detalladamente en el capítulo 6.

Es de destacar el gran desarrollo que está teniendo la codigestión de residuos, lo que permite el tratamiento de mezclas con otros residuos para optimizar la producción energética, facilitando además la gestión integral de residuos orgánicos en la zona de aplicación. La principal ventaja de la codigestión está en aprovechar la sinergia de las mezclas, y compensar carencias de cada uno de los substratos por separado. Se han llevado a cabo muchas experiencias de codigestión mezclando diferentes tipos de residuos, tanto a escala de laboratorio como a escala industrial, corroborando casi siempre las expectativas de un mayor potencial de biogás. La codigestión se ha desarrollado de forma importante en Europa, principalmente en Alemania y Dinamarca.

En España, se están llevando a cabo distintos estudios de codigestión de residuos agroindustriales a través del Proyecto Singular Estratégico *Probiogás*, subvencionado por el Ministerio de Ciencia e Innovación y en el que participan 31 socios (15 centros de I+D y 16 empresas/instituciones) de 9 Comunidades Autónomas. *PSE Probiogás* se constituye como un conjunto de actividades de carácter científico tecnológico que están interrelacionadas entre sí con el objetivo común del desarrollo de modelos sostenibles de producción y uso de biogás en entornos agroindustriales, así como la demostración de su viabilidad y difusión en España. Está integrado por 14 subproyectos, en concreto: 3 estudios de viabilidad técnica, 3 proyectos de investigación aplicada, 7 proyectos de demostración experimental y

l acción complementaria (*Probiogás*). Los residuos agroindustriales son especialmente importantes en España ya que es el primer país europeo en superficie dedicada al cultivo, el cuarto en producción ganadera y el quinto en producción alimentaria a nivel industrial. Esta intensa actividad agroalimentaria hace pensar que se augura en este sector un importante futuro para el biogás en nuestro país.

5.6. Bibliografía

Referencias citadas en el texto

- ACHARYA, C., *Preparation of Fuel Gas and Manure by Anaerobic Fermentation of Organic Materials*, Indian Council of Agricultural Research, ICAR Research Series No. 15, 58 pp., Nueva Delhi, 1958.
- FACHVERBAND BIOGAS E.V, Asociación Alemana de Biogás, consultado en: <www.biogas.org>.
- MERRYL, R., y FRY, L. J., *Methane digesters for fuel gas and fertilizer*, Santa Bárbara, California, New Alchemy Institute, New-letter no. 3, 1973.
- PFEFFER, J. T., *Temperature effects an anaerobic fermentation of domestic refuse*, *Biotechnologies and Bioenergy*, 16:771-787, 1974.
- PROBIOGÁS, *Desarrollo de sistemas sostenibles de producción y uso de biogás agroindustrial en España*, Proyecto Singular y Estratégico PS-120000-2007-6. 2007-2011, consultado en: <www.probiogas.es>.
- PINE, M. J., *The methane fermentations*, *Advances in Chemistry Series*, 105, 1, 1971.
- SMILL, V., *China claims lead in biogas energy*, *Energy International*, 1977.
- STAFFORD, D. A., *Methane production from waste*, *Effluent Water Treatment Journal*, 14, 73, 1974.
- SUMMERS, R., y BOUSFIELD, S., *Practical aspects of anaerobic digestion*, *Process Biochemistry*, 11, pp. 3-6 (5). 1976.
- VALLÉS, S., FLORS, A. C., LEQUERIA, J. L., y MADARRO, A. *Producción de metano por fermentación anaerobia*, «I. Descripción del proceso», *Agraquímica Tecnología de los Alimentos*, 20, pp. 189-208, 1980.

Bibliografía adicional

- ANGELIDAKI, I., y AHRING, B. K., *Methods for increasing the biogas potential from the recalcitrant organic matter contained in manure*, *Water Science Technology*, 41(3), pp. 189-194, 2000.
- ANGELIDAKI I., ELLEGOARD, L., y AHRING, B. K., *A comprehensive model of anaerobic bio-conversión of complex substrates to biogas*, *Biotechnology Bioengineering*, vol. 63 (3), pp. 363-372, 1999.
- AHRING, B. K., ANGELIDAKI I., y JOHANSEN, K., *Anaerobic treatment of manure together with industrial waste*, *Water Science Technology*, vol. 25 (7), pp. 311-318, 1992.

- AHRING, B. K., SANDBERG, M., y ANGELIDAKI I., *Volatile fatty acids as indicators of process imbalance in anaerobic digestors*, Applied Microbiological Biotechnology, vol. 43 (3), 1995.
- CAIRÓ, J. J., y PARÍS, J. M., *Microbiología de la digestión anaerobia, metanogénesis*, Actas del 4.º Seminario de tratamiento anaerobio de aguas residuales, Valladolid, pp. 41-51, 1988.
- CALLAHAM, F. J., WASE, D. A. J., THAYANITHY, K., y FOSTER, C. F., *Co-digestion of waste organic solids: batch studies*, Bioresource Technology, vol. 37, pp. 117-122, 1999.
- CAMPOS, E., BONMATÍ, A., TEIRA, M. R., y FLOTATS, X., *Aprovechamiento energético de lodos residuales y purines. Producción de Biogás*, Jornadas Técnicas sobre Energía, Barcelona, 2001.
- CARRERAS, N., *Digestión anaerobia. La biomasa: Fuente de energía y productos para la agricultura y la industria*, CIEMAT, 1996.
- , *Tratamientos biológicos*, Máster en Gestión y Tratamiento de Residuos, Tomo I, Universidad Autónoma de Madrid, 2003.
- CARRERAS, N., y DORRONSORO, J. L., *Estado del desarrollo tecnológico del aprovechamiento del biogás*, Energía, n.º 161, 2001.
- CHEN, Y. R., y HASHIMOTO, A.G., *Kinetics of methane fermentation*, Biotechnology and Bioengineering Symposium, vol. 8, 1978.
- , *Effects of pH and substrate: inoculum ratio on batch methene fermentation*, Bioresource Technology, vol. 56, pp. 179-186.
- COLLERAN, E., BARRY, M., WILKIE, A., y NEWLL, P. J., *Anaerobic digestion of agricultural wastes using the upflow anaerobic filter design*, Process Biochemistry, vol. 17, 1982.
- COOMBS, J., *The present and future of anaerobic digestion. Anaerobic digestion: a waste treatment technology*, ed. A. WHEATLEY, Critical reports on applied chemistry, vol. 31, Elsevier applied science LTD, 1990.
- CSEH, T., CZAKO, L., TOTH, J., y TENDERDY, R. P., *Two-phase anaerobic fermentation of liquid swine waste to methane*, Biotechnology and Bioengineering, vol. 26, 1984.
- DINSDALE, R. M., PREMIER, G. C., y HAWKES, D. L., *Two-stage anaerobic codigestion of waste activated sludge and fruit/vegetable waste using inclined tubular digesters*, Bioresource technology, vol. 72, pp. 159-168, 1999.
- DIRECTIVA 91/271/CEE DEL CONSEJO, de 21 de mayo de 1991, relativa al Tratamiento de Aguas Residuales, 1991.
- ENGELHART, M., KRÜGER, M., KOPP, J. y DICHTL, N., *Effects of desintegration on anaerobic degradation of sewage excess sludge in downflow stationary fixed film digesters*, Water Science Technology, 41(3), pp. 171-177, 2000.
- FANNIN, K. F., *Start-up, operation, stability and control. Anaerobic digestion of biomass*, ed. D.Y. CHYNOWETH y R. ISAACSON, Elsevier applied science LTD, 1987.
- FERNÁNDEZ-POLANCO, F., FERNÁNDEZ-POLANCO, M., y GARCÍA ENCINA, P. A., *Criterios para la selección de tecnología de digestión anaerobia de residuos sólidos*, 2002, consultado en: <www.bvsde.paho.org/bvsacd/unam7/criterios.pdf>.
- FERNÁNDEZ-POLANCO, F., NIETO, P., PÉREZ ELVIRA, S., VAN DER ZEE F. P., FERNÁNDEZ-POLANCO, M., y GARCÍA P. A., *Automated equipment for anaerobic sludge parameters determination*, Water Science and Technology, 52(1-2), pp. 479-485, 2005.

- FERNÁNDEZ-POLANCO, F., NIETO, P., PÉREZ ELVIRA, S. I., y FERNÁNDEZ-POLANCO, M., *Automated manometric method to assess anaerobic toxicity of chemicals*, Water Science and Technology, 54 (2), pp. 95-101, 2006.
- FERNÁNDEZ-POLANCO, F., VELÁZQUEZ, R., PÉREZ-ELVIRA, S. I., CASAS, DEL BARRIO, D., CANTERO, F. J., FERNÁNDEZ-POLANCO, M., RODRÍGUEZ, P., PANIZO, L., SERRAT, J., y ROUGE, P., *Continuous thermal hydrolysis and energy integration in sludge anaerobic plants*, Water Science and Technology, 57(8), pp. 1.221-1.226, 2008.
- FERNÁNDEZ, N., MONTALVO, S., FERNÁNDEZ-POLANCO, F., GUERRERO, L., CORTES, I., BORJA, R., SÁNCHEZ, E., y TRAVIESO, L., *Real evidence about zeolite as microorganisms immobilizer in anaerobic fluidized bed reactors*, Process Biochemistry, 42(4), pp. 721-728, 2007.
- GALLERT, C., BAUER, S, y WINTER, J., *Effect of ammonia on the anaerobic degradation of protein by a mesophilic and thermophilic biowaste population*, Applied Microbiology and Biotechnology, vol. 50, pp. 495-501, 1998.
- GARCÍA, H., RICO, C., GARCÍA, P. A., y RICO, J. L., *Flocculants effects in biomass retention in a UASB reactor treating dairy manure*, Bioresource Technology, 99, pp. 6.028-6.036, 2008.
- GARCÍA ENCINA, P. A., e HIDALGO, M. D., *Influence of substrate feed patterns on biofilm development in anaerobic fluidized bed reactors*, Process Biochemistry, 40, pp. 2509-2516, 2005.
- GAVALA, H. N., SKIADAS, I. V., BOZINIS, N. A., y LIBERATOS, G., *Anaerobic codigestion of agricultural industries' wastewaters*, Water Science and Technology, vol. 34 (11), pp. 67-75, 1996.
- GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ, C., LEÓN-COFRECES, C., y GARCÍA-ENCINA, P. A., *Different pretreatments for increasing the anaerobic biodegradability in swine manure*, Bioresource Technology, 99(18), pp. 8.710-8.714, 2008.
- GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ, C., NIETO-DÍEZ, P. P., LEÓN-COFRECES, C., y GARCÍA-ENCINA, P. A., *Solids and nutrient removal from the liquid fraction of swine slurry through screening and flocculation treatment and influence of these processes on anaerobic biodegradability*, Bioresource Technology, 99 (14), pp. 6.233-6.239, 2008.
- HANAKI, K., MATSUO, T., y NAGASE, M. *Mechanism of inhibition caused by long-chain fatty acids in anaerobic digestion process*, Biotechnology and Bioengineering, vol. 23, 1981.
- HILLS, D. J., y NAKANO, K., *Effects of particle size on anaerobic digestion of tomato solid waste*, Agricultural Wastes, 10, pp. 285-295, 1984.
- HILPERT, R., WINTER, J., y KANDLER, O., *Feed additives and disinfectants as inhibitory factors in anaerobic digestion of agricultural wastes*, Biomass for Energy and Industry, ed. G. GRASSI, B. DELMON, J.-F. MOLLE y H. ZIBETTA, Elsevier applied science LTD, 1987.
- HOBSON, P. N., *A model of some aspects of microbial degradation of particulate substrate*, Journal of Fermentation Technology, 65(4), pp. 431-439, 1987.
- LAY, J. J., LI, Y. Y., y NOIKE, T., *Influences of pH and moisture content on the methane production in high-solids sludge digestion*, Water Research, vol. 31 (10), 1997.

- LETTINGA, G., *Use of the upflow sludge blanket (UAB) reactor concept for biological wastewater treatment, especially for anaerobic treatment*, Biotechnology and Bioengineering, vol. 22, 1980.
- LEY 10/1998 DE RESIDUOS, de 21 de abril, BOE n.º 96, de 22/4/98, 2008.
- MARTÍ, N., *Phosphorus precipitation in Anaerobic Digestion Process*, Dissertation.com. Boca Raton, Florida, EE.UU., 2006, ISBN: 1-58112-332-9.
- MUÑOZ VALERO, J. A., ORTIZ CAÑAVATE, J., y VÁZQUEZ MINGUELA, J., *Técnica y aplicaciones agrícolas de la biometanización*, ed. M.º Agricultura, Pesca y Alimentación, 1985.
- MUÑOZ, R., VILLAVERDE, S., GUIEYSSE, B., y REVAH, S., *Two phase partitioning bioreactors for treatment of volatile organic compounds*, Biotechnology Advances, 25(4), pp. 410-422, 2007.
- NEMEROW, N. L., *Tratamiento de vertidos industriales y peligrosos*, ed. Díaz de Santos, ISBN 84-7978-337-0, 1998.
- PALMOWSKI, L. M., y MÜLLER, J. A., *Influence of the size reduction of organic waste on their anaerobic digestion*, Water Science Technology, 41(3), pp. 156-162, 2000.
- PÉREZ-ELVIRA, S. I., FERNÁNDEZ-POLANCO F., y FERNÁNDEZ-POLANCO, M., *Tecnologías para maximizar la producción de biogás*, Retema, 128, pp. 8-20, 2008.
- PÉREZ ELVIRA, S. I., NIETO, P., y FERNÁNDEZ-POLANCO, M., *Sludge minimization technologies*, Reviews in Environmental Science and Technology, 5, pp. 375-398, 2006.
- SANDERS, W. T. M., GEERINK, M., ZEEMAN, G., y LETTINGA, G., *Anaerobic hydrolysis kinetics of particulate substrates*, Water Science Technology, 41(3), pp. 17-24, 2000.
- SPEECE, R. E., *Nutrient Requirements. Anaerobic digestion of biomass*, ed. D. Y. CHYNOWETH y R. ISAACSON, Elsevier applied science LTD, 1987.
- TILCHE, A., y VIEIRA, S. M. M., *Discussion report on reactor design of anaerobic filters and sludge bed reactors*, Water Science and Technology, vol. 24, 1991.
- VAN LIER, J. B. HULSBEEK, J., STAMS, A. J., y LETTINGA, G., *Temperature susceptibility of thermophilic methanogenic sludge: implication for reactor start-up and operation*, Bioresource technology, vol. 43, pp. 227-235, 1993.
- WEILAND, P., y ROZZI, A., *The start-up, operation and monitoring of high-rate anaerobic treatment systems: Discusser's report*, Water Science and Technology, vol. 8, 1991.