

Soluciones Energéticas Sostenibles para las Islas



ORGANIZACIÓN DE LAS NACIONES UNIDAS
PARA EL DESARROLLO INDUSTRIAL



Bioenergía. Digestión Anaerobia de Residuos Orgánicos para Soluciones Energéticas

*SIDS DOCK en cooperación con PCREEE, CCREEE y ECREEE.
Desarrollado con el apoyo técnico de ONUDI y CIEMAT.
Con el apoyo financiero de AECID y ADA.*



SIDS DOCK
SMALL ISLAND DEVELOPING STATES
ISLAND ENERGY FOR ISLAND LIFE



GOBIERNO
DE ESPAÑA

MINISTERIO
DE ECONOMÍA, INDUSTRIA
Y COMPETITIVIDAD

Ciemat
Centro de Investigaciones
Energéticas, Medioambientales
y Tecnológicas



MINISTERIO
DE ASUNTOS EXTERIORES
Y DE COOPERACIÓN

aecid

Austrian
Development Agency



PCREEE
Pacific Centre for Renewable Energy and Energy Efficiency
SE4ALL Centre of Excellence to Promote Sustainable Energy Markets, Industries and Innovation



Índice

Objetivos del Módulo	1
1. Introducción	3
1.1. Desarrollo sostenible.....	5
1.2. Características de los los Pequeños Estados Insulares en Desarrollo (PEID)	7
Resumen del Capítulo 1	10
2. Residuos Biodegradables.....	12
2.1. Parámetros de Caracterización del Residuo	12
2.2. Residuos Ganaderos.....	15
2.2.1. Producción	16
2.2.2. Composición.....	17
2.2.3. Características de los residuos ganaderos	17
2.2.4. La Ganadería en los PEID.....	18
2.3. Residuos Agroindustriales.....	19
2.3.1. Características de residuos agroindustriales.....	19
2.3.2. La agricultura y agroindustria en los PEID.....	19
2.4. Los Residuos Sólidos Urbanos	22
2.4.1. Producción	22
2.4.2. Composición.....	22
2.4.3. Los residuos sólidos urbanos en los PEID.....	23
2.5. Lodos de EDAR	27
2.5.1. Producción de lodos.....	27
2.5.2. Características.....	27
2.5.3. Situación de las aguas residuales en los PEID	27
2.6. Mezcla de residuos: La Codigestión	29
Resumen del Capítulo 2	30
3. La Digestión Anaerobia o Biometanización.....	32
3.1. Reseña Histórica: Descubrimiento del Biogás.....	33
3.2. Beneficios ambientales y ventajas de la Digestión Anaerobia.....	34
3.2.1. Beneficios ambientales de la digestión anaerobia.....	34
3.2.2. Ventajas de la digestión anaerobia	34
3.3. Biodegradabilidad de los componentes de la materia orgánica.....	35
3.4. Etapas del Proceso Anaerobio	35
3.4.1. Fase de Hidrólisis	37

3.4.2.	Fase Acidogénica	37
3.4.3.	Fase Acetogénica	37
3.4.4.	Fase Metanogénica	38
3.4.5.	Formación de ácido sulfhídrico	38
3.5.	Productos Finales del proceso de Digestión Anaerobia	38
3.5.1.	El Biogás	39
3.5.2.	El Digerido o Biol	42
3.6.	Factores que influyen en la operación y control de los procesos anaerobios	43
3.6.1.	Fase de arranque. Inóculo inicial	43
3.6.2.	pH	44
3.6.3.	Alcalinidad	44
3.6.4.	Ácidos grasos volátiles (AGV)	45
3.6.5.	Potencial redox	45
3.6.6.	Temperatura	45
3.6.7.	Nutrientes	46
3.6.8.	Toxicidad e inhibición	47
3.6.9.	Homogeneización	49
3.6.10.	Tiempo de Residencia Hidráulico (TRH)	49
3.6.11.	Tiempo de Retención de Sólidos (TRS)	51
3.6.12.	Velocidad de carga orgánica (VCO)	51
3.6.13.	Producción y composición del biogás	52
3.7.	La digestión anaerobia en los PEID	53
	Resumen del Capítulo 3	54
4.	Tecnologías anaerobias. Digestores en el medio rural de países en desarrollo	57
4.1.	Reseña histórica: Evolución de la tecnología	57
4.2.	Tipos de digestores en función de la frecuencia de carga	60
4.2.1.	Digestores Batch o discontinuos	60
4.2.2.	Digestores de tipo continuo	60
4.2.3.	Digestores de tipo semicontinuo	61
4.3.	La Digestión Anaerobia en áreas rurales de países en desarrollo.	61
4.3.1.	Integración de la tecnología	62
4.3.2.	Ventajas e inconvenientes de la aplicación de los biodigestores básicos en el medio rural ..	62
4.4.	Digestores de pequeña escala y bajo coste	63
4.4.1.	Digestor anaerobio de campana fija	65
4.4.2.	Digestor anaeróbico de tambor flotante	66
4.4.3.	Digestor anaeróbico tubular de polietileno	67
4.5.	Construcción y diseño de un digestor tubular de polietileno	68
4.5.1.	Dimensionado y diseño	68
4.5.2.	Materiales para la construcción	69

4.5.3.	Zona de trabajo	70
4.5.4.	Construcción de la estructura para el digestor	70
4.5.5.	Instalación del digestor y primera carga	71
4.5.6.	Construcción del Invernadero	72
4.5.7.	Construcción de la Línea de gas	72
4.5.8.	Producción de Biogás	72
4.6.	Factores que influyen en la operación y control de este tipo de digestores	73
4.7.	Programas para el desarrollo. Experiencias de producción de biogás a partir de residuos orgánicos con digestores de bajo coste	74
4.7.1.	Experiencias en PEID. Llevando Biogás a Samoa (SIDS Action Platform).	75
	Resumen del Capítulo 4	77
5.	Tecnologías anaerobias avanzadas	79
5.1.	Interacción entre sustrato, nutrientes y microorganismos	79
5.2.	Tecnología de los digestores anaerobios de Biomasa Suspendida	80
5.2.1.	Digestor de Mezcla completa o CSRT	80
5.2.2.	Digestor de Flujo pistón	81
5.2.3.	Digestor de Contacto	82
5.2.4.	Digestor de Lecho de lodos o UASB	83
5.3.	Tecnología de los digestores anaerobios de Biomasa Adherida	85
5.3.1.	Digestor de Biomasa adherida a superficies fijas	86
5.3.2.	Digestor de Biomasa adherida a superficies móviles	87
5.4.	Tecnologías Mixtas	89
5.4.1.	Digestor EGSB	90
5.4.2.	Digestor IC	90
5.5.	Digestor de Dos Fases	91
5.6.	Comparación entre las distintas tecnologías	92
5.7.	Evolución de los digestores industriales	93
5.8.	Experiencia práctica en un PEID de la Región del Caribe: Planta de digestión anaerobia de Brugal en República Dominicana	95
5.8.1.	Introducción	95
5.8.2.	Proceso	95
5.8.3.	Planta de tratamiento de las vinazas generadas en Ron Brugal	96
5.8.4.	Características de la digestión anaerobia de Brugal	96
5.8.5.	Características del Biogás obtenido en la planta	97
5.9.	El proyecto singular y estratégico PROBIOGÁS	98
5.9.1.	Objetivo	98
5.9.2.	Alcance	99
	Resumen del Capítulo 5	100
6.	Biogás de vertedero sanitario de RSU	102

6.1. Tratamiento de los RSU en los PEID	103
6.2. Etapas del proceso de formación de biogás en un vertedero sanitario	105
6.3. Conveniencias de la extracción del biogás.....	106
6.4. Infraestructura de extracción y aprovechamiento del biogás en un vertedero sanitario	106
6.4.1. Pozos de captación y Líneas de conducción.....	107
6.4.2. Antorcha.....	108
6.4.3. Estación de regulación y medida	109
6.4.4. Sistema de captación del biogás de vertedero	109
6.4.5. Limpieza y acondicionamiento del biogás de vertedero.....	110
6.4.6. Costes de inversión asociados	110
6.5. Potencial energético de un vertedero sanitario.....	111
6.5.1. Producción de biogás en un vertedero sanitario	111
6.5.2. Potencial del biogás	113
6.6. Proyectos MDL en vertederos sanitarios.	114
6.6.1. Caso práctico. Nueva planta en el vertedero sanitario de Bordo Poniente (México).....	115
6.7. Vertedero Biorreactor Anaerobio	115
6.7.1. Características de los vertederos biorreactores anaerobios.....	116
6.7.2. Ventajas potenciales de los vertederos biorreactores anaerobios.....	116
6.7.3. Consideraciones a tener en cuenta en los vertederos biorreactores anaerobios	117
6.7.4. Investigaciones de la EPA sobre el vertedero sanitario biorreactor. Caso práctico: vertedero del condado de Yolo	118
Resumen del Capítulo 6	121
7. El Biogás.....	124
7.1. Características de los principales constituyentes	124
7.1.1. Metano.....	125
7.1.2. Dióxido de carbono	125
7.1.3. Compuestos minoritarios.....	125
7.2. Equivalencias del Biogás con otros combustibles	126
7.3. Utilización del Biogás como fuente de energía.....	127
7.3.1. Obtención de calor por combustión directa	128
7.3.2. Generación de electricidad	129
7.3.3. Sistemas de cogeneración.....	130
7.3.4. Integración en la red de gas natural	130
7.3.5. Combustible para vehículos.....	131
7.4. Producción de energía a partir de Biogás en los PEID.....	131
7.5. Tratamiento del biogás en función del uso.....	132
7.5.1. Reducción de humedad	132
7.5.2. Reducción de H ₂ S	133

7.5.3. Reducción de CO ₂	133
7.5.4. Tratamiento mediante filtros.....	134
Resumen del Capítulo 7	134
Glosario	135
Bibliografía.....	142
Páginas Web	167
Índice de Figuras.....	170
Índice de Ilustraciones.....	171
Índice de Tablas.....	172
Acrónimos.....	174
Símbolos y Abreviaturas.....	178

Bioenergía. Digestión Anaeróbica de Residuos Orgánicos para Soluciones Energéticas

Orientado a los Pequeños Estados Insulares en Desarrollo (PEID)

Objetivos del Módulo

El módulo tiene como propósito formar a profesionales en el campo del Biogás para que en el desarrollo de su profesión contribuyan a difundir conocimiento a la sociedad con el fin de alcanzar en el ámbito energético y medioambiental la excelencia en el contexto globalizado de una economía circular, amigable con el medio ambiente.

Plantea como objetivo general proporcionar una perspectiva global del Biogás encuadrándola en un contexto energético y medioambiental en el marco de los Pequeños Estados Insulares en Desarrollo (PEID) también conocidos como SIDS por sus siglas en inglés (Small Islands Developing States). En el módulo se presentan los fundamentos teóricos relativos al proceso de biodigestión anaerobia y se dan a conocer aquellos aspectos técnicos precisos para obtener un amplio conocimiento de esta energía renovable, desde la fuente de producción hasta su aprovechamiento final, en sus diferentes ámbitos tales como: características de los recursos, tecnologías existentes, composición y producción, aplicaciones actuales y nuevos desarrollos. Asimismo, se facilitará información de proyectos que se han llevado a cabo relacionados con el Biogás. El alumno realizará dos casos prácticos en los que podrá aplicar los conocimientos adquiridos.

El fin último del módulo es dotar al alumno de los conocimientos y capacidades básicas precisas para poder llevar a cabo la evaluación y definición de proyectos y actividades viables y sostenibles en torno al Biogás como recurso energético en los PEID.

Los objetivos específicos más importantes de este módulo son:

- Acercar e introducir a los alumnos en el conocimiento y la importancia del Biogás con el fin de estimular la implantación de esta energía renovable en los PEID.
- Dar a conocer a los alumnos los diferentes tipos y características de residuos biodegradables existentes (residuos agroindustriales, residuos ganaderos, fracción orgánica de los residuos urbanos, lodos de EDAR), como recurso para la producción de biogás, así como su importancia actual como fuente energética, con el fin de que puedan evaluar, en base a sus características y generación, el potencial de biogás en sus respectivos PEID. Se hará una especial mención a los residuos agropecuarios y a la producción y utilización del biogás en el ámbito rural, teniendo como marco de aplicación los PEID.
- Dar a conocer a los alumnos los beneficios medioambientales y energéticos que se pueden obtener con una adecuada gestión de los residuos biodegradables.

- Estudiar los fundamentos del proceso de biometanización, la microbiología, los factores que influyen en la operación y control del proceso, y los productos finales.
- Informar de los diversos tipos de digestores anaerobios existentes, así como la selección del más adecuado en función de las características del residuo biodegradable a tratar.
- Dar a conocer los digestores anaerobios más adecuados para su aplicación en el medio rural en países en vías de desarrollo. Se llevará a cabo, por parte de los alumnos, la realización de un caso práctico que tendrá como objetivo determinar el diseño de un digestor para el tratamiento de residuos ganaderos en el medio rural, el biogás que se puede obtener y sus posibles aplicaciones.
- Estudiar el proceso de generación de biogás que tiene lugar en los vertederos, la infraestructura de extracción y aprovechamiento necesaria, y los beneficios de su extracción. Se llevará a cabo, por parte del alumno, la aplicación del modelo de producción de biogás de vertedero LandGEM versión 3.02 de la EPA a un vertedero sanitario cuyos datos le serán facilitados.
- Dar a conocer el concepto de vertedero biorreactor y exponer las investigaciones que se están llevando a cabo, principalmente en Estados Unidos, con el fin de tenerlo en cuenta como posible futura aplicación en los PEID.
- Estudiar la composición y las características del biogás dando a conocer las diversas aplicaciones que tiene en la actualidad y los nuevos desarrollos que se están llevando a cabo. Analizar los posibles usos aplicables en los PEID.
- Informar de experiencias exitosas realizadas sobre la producción y uso del Biogás, a través de casos prácticos de plantas actualmente en funcionamiento. Asimismo, informar del proyecto singular y estratégico PROBIOGÁS que se llevó a cabo en España con objeto de promocionar el biogás agroindustrial.

En definitiva, este módulo se prepara para proporcionar al alumno una perspectiva global del biogás, en un contexto energético y medioambiental, orientada a los Pequeños Estados Insulares en Desarrollo (PEID), conocidos también como SIDS por sus siglas en inglés (Small Island Developing States).

1. Introducción

Existe un mayor reconocimiento, tanto en los países industrializados como en vías de desarrollo, de la necesidad de la eficiencia técnica y económica en la explotación de los recursos. Los sistemas para la recuperación y utilización de los residuos están adquiriendo un lugar más destacado en la comunidad mundial. Actualmente está emergiendo una nueva conciencia ambiental, que está llamando la atención a los responsables políticos y al público en general.

Los problemas surgidos de la expansión de los desiertos, la pérdida de bosques, la erosión de los suelos, el crecimiento de las poblaciones humanas y la cría industrializada de animales, la destrucción de los equilibrios ecológicos, y la acumulación de residuos han dado como resultado la aplicación de nuevas políticas necesarias para afrontar estos nuevos desafíos. En un mundo cada día más complejo y económicamente interdependiente, los intereses económicos y de seguridad de los países en desarrollo deben entenderse en un contexto global más amplio.

Estos relativamente nuevos problemas del mundo provienen bien de la pobreza y el crecimiento excesivo de la población, en los países en desarrollo, o por el uso descuidado y excesivo de los recursos naturales en los países desarrollados, con más impacto acumulado en los países pobres que en los ricos. Cada vez hay más conciencia de que las precauciones ambientales son esenciales para la continuidad del desarrollo económico a largo plazo. Son necesarios objetivos globales para lograr beneficios económicos y medioambientales a través de proyectos sostenibles para la recuperación y utilización de recursos y programas para los países en desarrollo.

Los Pequeños Estados Insulares en Desarrollo (PEID) figuran entre los sistemas humanos y naturales más vulnerables debido a su tamaño reducido, su aislamiento geográfico, su rápido crecimiento demográfico, su capacidad restringida y sus limitados recursos naturales, así como a su exposición a los desastres naturales (ciclones, huracanes, terremotos y erupciones volcánicas) y a la variabilidad del clima y el cambio climático. Sus dificultades económicas suelen estar relacionadas con el tamaño reducido de los mercados nacionales y su fuerte dependencia con respecto a escasos mercados remotos, los elevados costos de la energía, las infraestructuras, los transportes y los sistemas de comunicación, las grandes distancias que los separan de los mercados de exportación y los recursos de importación, y la gran inestabilidad del crecimiento económico.

Durante más de un decenio, el Fondo para el Medio Ambiente Mundial (FMAM) ha colaborado con los PEID y sus redes en la tarea de abordar los problemas del medio ambiente mundial mediante proyectos orientados a la acción, que además fomentan oportunidades sostenibles de subsistencia para los residentes de las islas. La restauración y protección de los medios marinos y costeros, la revitalización de las cuencas hidrográficas, la preservación de la diversidad biológica, la protección de las tierras contra la degradación, y la adaptación de todos los sectores a las variaciones del régimen climático son importantes objetivos de los proyectos (FMAM, 2005).

Recientemente, el borrador del plan de trabajo y presupuesto para el subprograma de evaluación y gestión de la contaminación ambiental para 2017-2018, emitido por la ONU (ONU, 2017), indica que los retos a los que se enfrentan los PEID del Caribe, debido a sus pequeñas masas de tierra, las economías vulnerables, la fuerte dependencia en recursos energéticos externos y poblaciones en crecimiento, significa que deben hacerse esfuerzos concertados para transformar el concepto de desarrollo sostenible en una práctica realista. Es ampliamente aceptado que los PEID se verán más directamente afectados por el cambio climático que otras regiones en términos del alcance e intensidad del impacto. Por lo tanto, los gobiernos deben continuar acelerando el proceso para salvaguardar la base de recursos naturales para que las comunidades y los ecosistemas puedan ser más resistentes a los impactos del cambio climático.

A pesar de los avances que se han logrado en varios frentes, todavía existen muchas barreras con respecto al agua, la tierra y la gestión de los recursos, y para la aplicación de los acuerdos ambientales multilaterales pertinentes. Asimismo, se dice que los PEID tienen necesidades y problemas específicos en relación con el desarrollo sostenible y el medio ambiente. Los objetivos aprobados a través de la Conferencia de las Naciones Unidas sobre Desarrollo Sostenible, RIO+20, (veinte años después de la histórica Cumbre de la Tierra en Río en 1992), en relación al documento de los resultados de la Trayectoria de SAMOA y los Objetivos de Desarrollo Sostenible, que son más pertinentes a este proyecto incluyen:

- a. La necesidad de acelerar la implementación del Programa de Acción de Barbados y la Trayectoria de SAMOA;
- b. La necesidad de proporcionar apoyo para el desarrollo e implementación de programas de agua dulce y trabajo en biodiversidad marina y costera;
- c. La implementación del PAM (Programa de Acción Mundial para la Protección del Medio Marino frente a Actividades Terrestres) en los PEID para prevenir, reducir y controlar los residuos y la contaminación;
- d. La necesidad de proporcionar apoyo para la creación de capacidad para reducir y gestionar los residuos y la contaminación y mantener y gestionar sistemas para entregar servicios de agua y saneamiento;
- e. La necesidad de abordar los objetivos de la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos;
- f. La necesidad de desarrollar e implementar enfoques de gestión basados en ecosistemas, inclusive planes integrados para la gestión de la tierra y uso del agua, y fortalecer la capacidad de los gobiernos, autoridades locales y comunidades para monitorear y gestionar la cantidad y calidad de los recursos terrestres e hídricos;
- g. La necesidad de promover programas para mejorar de manera sostenible la productividad de la tierra y la eficiencia de los recursos hídricos en la agricultura, silvicultura, humedales, pesca artesanal y acuicultura, especialmente a través de enfoques basados en las comunidades locales e indígenas; y
- h. La necesidad de proporcionar apoyo directo a los países para lograr los Objetivos de Desarrollo Sostenibles (ODS) en agua y saneamiento, cambio climático, océanos y recursos terrestres, al mismo tiempo que se contribuye a varios otros ODS, inclusive reducción de la pobreza y mejor calidad de vida.

En este contexto, el uso de la digestión anaerobia en un sistema de recuperación integrada de los recursos en estos países es importante para resolver tanto problemas medioambientales como económicos.

El tratamiento anaeróbico es el uso de procesos biológicos para, en ausencia de oxígeno, degradar la materia orgánica y transformarla en biogás, constituido principalmente por metano (50-70%) y dióxido de carbono (30-40%), y en un digestato más estable con elevada concentración de materia orgánica y nutrientes. El metano, gas combustible, le confiere al biogás un valor energético fácilmente aprovechable.

Ya en el siglo XVII se conocía el proceso anaerobio de degradación de la materia orgánica. En la mitad del siglo XIX, se evidenció que las bacterias anaerobias estaban involucradas en el proceso de degradación. Pero fue en el siglo XX cuando la digestión anaeróbica se aplicó a escala industrial para el tratamiento de aguas residuales y residuos orgánicos en general. Desde ese momento, la investigación sobre la digestión anaerobia ha aumentado de forma constante, tanto en sus aspectos microbiológicos como químicos.

Los aspectos medioambientales y la necesidad de energías renovables han motivado que el Biogás tenga un gran interés, tanto en países desarrollados como en vías de desarrollo, expandiendo la investigación y la aplicación en estas direcciones. Esta tecnología ofrece posibilidades y soluciones de interés para problemas mundiales como son la producción de energías alternativas, la gestión de los desechos humanos, animales, municipales e industriales con seguridad y el control de la contaminación ambiental. Otros beneficios de la digestión anaerobia son la reducción de los olores, la

reducción o eliminación de las bacterias patógenas (dependiendo de la temperatura del tratamiento) y el uso de un lodo ambientalmente aceptable.

A lo largo de los diferentes capítulos del módulo, conoceremos más en profundidad los diferentes aspectos relacionados con los fundamentos teóricos y los aspectos técnicos precisos para obtener un amplio conocimiento de esta energía renovable. Asimismo, se expondrán ejemplos prácticos de proyectos que se han llevado a cabo en esta área.

1.1. Desarrollo sostenible

Probablemente, el problema más grave de conservación con el que se enfrentan los países en vías de desarrollo es el retraso del desarrollo rural. En la lucha por los alimentos y el combustible se han talado grandes áreas de vegetación, árboles y arbustos. La consecuencia es la alteración de los procesos ecológicos en estos países, y la destrucción permanente de los recursos normalmente renovables. Hay una necesidad urgente del desarrollo rural, que combina medidas de corto plazo para la supervivencia de las medidas a largo plazo con el fin de proteger la base de los recursos y mejorar la calidad de vida, al tiempo que garantiza el futuro. Muchas comunidades rurales carecen de la flexibilidad económica que les permita aplazar el consumo de recursos que necesitan restauración. Por ello, se necesitan medidas de conservación para, al menos, mantener el nivel de vida de estas comunidades o mejorarlo, teniendo en cuenta su propio conocimiento del ecosistema, y la búsqueda de formas eficaces para garantizar que esos recursos se utilicen de forma sostenible.

En función de la estrategia mundial hacia el desarrollo sostenible, que reconoce la necesidad de una acción internacional para ponerla en práctica, y para estimular y apoyar la acción nacional, es necesario un enfoque integrado para muchos de los problemas que se plantean. La cooperación entre las naciones y las organizaciones pueden facilitar el despliegue de los escasos recursos disponibles y, de ese modo, mejorar las perspectivas para la conservación y el desarrollo sostenible.

Una acción internacional conjunta puede hacer mucho para restaurar el medio ambiente, la lucha contra la pobreza inducida por el propio ambiente y que los países puedan hacer el mejor uso de sus recursos. El primer objetivo es mantener procesos ecológicos esenciales, tales como la regeneración y protección del suelo, el reciclaje de nutrientes y la purificación del agua, de los que depende la supervivencia humana. Parte de este objetivo se puede lograr haciendo un uso racional de la materia orgánica en los países en desarrollo, para ayudar a las comunidades rurales a conservar sus recursos básicos de vida.

Uno de estos procedimientos es la producción de biogás a partir de residuos orgánicos. Estos materiales son biodegradables y pueden producir un gran beneficio sostenible, por ejemplo, en una granja. Con el fin de lograr la estrategia en este campo en particular, es necesario un aumento del número de personas capacitadas y una mayor conciencia, así como la gestión orientada a la investigación con la información básica necesaria. La conservación y el desarrollo sostenible, en las comunidades rurales, cuyo único combustible es la madera, el estiércol y los residuos de cultivos, son básicos. La producción de biogás combina las necesidades económicas a corto plazo de estas comunidades con la conservación y el fin de la degradación ecológica.

El biogás, como fuente de energía renovable, ha despertado un gran interés en los últimos años, siendo tal vez una de las tecnologías de más fácil implementación, sobre todo en sectores rurales. Su potencial desarrollo, no solo considerando la producción de biogás, sino también la obtención de biofertilizante y tratamiento de problemas sanitarios en algunos casos, hacen muy atractiva su aplicabilidad y difusión en los sectores con abundancia de residuos con alta concentración de materia orgánica. Por lo tanto, en el proceso además de producirse energía en forma de biogás, se produce un beneficio ambiental importante al reducir la carga orgánica de un residuo y al producirse un digerido con propiedades fertilizante al tener un elevado contenido de nutrientes.

La FAO ha destacado al biogás como fuente de energía para agricultura en países desarrollados y en desarrollo. Afirmó que el uso de fuentes de energía no convencional, como el biogás, contribuye a cumplir tres necesidades básicas: mejorar las condiciones sanitarias mediante el control de los desechos orgánicos, generar energía renovable y suministrar biofertilizante para los cultivos. Es por tanto, una fuente de energía renovable que puede contribuir significativamente a la producción y conversión de desechos animales y vegetales en distintas formas de energía, que se puede utilizar para la generación de electricidad, calefacción y cocinar, entre otras, impulsar las actividades agropecuarias de pequeños productores y reducir la emisión de gases de efecto invernadero (FAO, 2012).

Por otra parte, la generación y eliminación de los residuos urbanos se está convirtiendo en un asunto primordial debido al aumento de la urbanización y al crecimiento demográfico. Según las previsiones, el 99% de este crecimiento demográfico, así como el 50% del crecimiento urbano, se dará en países en desarrollo (Chu y Majumdar (2012); Curry y Pillay (2012)). Si se pudieran utilizar los residuos municipales para la producción de biogás, y reducir con ello la demanda de vertederos, sería posible producir energía renovable y sostenible, junto con un subproducto beneficioso de biólodo potencialmente utilizable como fertilizante (ONU, 2015). En un estudio de Curry y Pillay publicado en la revista *Renewable Energy*, se comprobó que el número de centrales productoras de biogás estaba aumentando cada año entre un 20% y un 30%, lo que demuestra que la digestión anaeróbica se está convirtiendo en una importante fuente de energía sostenible (Curry and Pillay, 2012). A su vez, la ONU indicó que en los últimos años la energía y los biocombustibles ocupan un lugar prioritario debido a la volatilidad de los precios del petróleo y la necesidad de los países de adquirir mayor independencia energética (FAO, 2012).

Asimismo, los expertos subrayaron el potencial de residuos que se genera en las cadenas de producción alimentaria. Los agricultores pueden tratar los desechos de su producción, solucionando un problema ambiental y generando al mismo tiempo energía para su propio consumo o para la venta del excedente a empresas especializadas. Así se disminuyen los costos de la producción y la energía se convierte en un nuevo producto en la economía rural. Sin embargo, ese potencial para convertir residuos agropecuarios en biogás solo se materializará si los gobiernos fomentan las energías limpias y apoyan su investigación y difusión.

No obstante, las cosas están cambiando, se detecta un interés creciente por las energías renovables y concretamente por el biogás en la mayoría de los países y específicamente en los Pequeños Estados Insulares en Desarrollo (PEID). Un ejemplo es la creación de la Primera Fase Operacional del Centro Caribeño de Energías Renovables y Eficiencia Energética – CCREEE.

Actualmente, el Departamento de Asuntos Económicos y Sociales de las Naciones Unidas enumera 57 pequeños estados insulares en desarrollo. Estos se dividen en tres regiones geográficas: el Caribe, el Pacífico y AIMS (África, Océano Índico, Mediterráneo y Mar Meridional de China). Cada una de estas regiones tiene organismos regionales a los que los PEID respectivos pueden pertenecer a los efectos de la cooperación regional. Estas son la Comunidad del Caribe (CARICOM), el Foro de las Islas del Pacífico (PIF) y la Comisión del Océano Índico (COI).

El biogás puede ser una excelente oportunidad para la sostenibilidad, tanto de la industria agropecuaria como, y especialmente, de pequeños agricultores de los PEID. Con tecnologías apropiadas y una buena capacitación se pueden tratar residuos orgánicos, solucionando un problema ambiental y a la vez producir energía, eléctrica y/o térmica, y un fertilizante natural. La digestión anaerobia es ampliamente utilizada como fuente de energía renovable. Actualmente hay millones de biodigestores en India y China. En Alemania hay más de 9.000 funcionando, que generan más de 10.000 millones de m³ los cuales se aprovechan en su totalidad.; en México existen 721 y Chile, por ejemplo, genera 132 millones de m³/año de biogás, de los cuales solo el 15 por ciento se aprovechan energéticamente, según el Centro de Energías Renovables de CORFO (Hurtado M.E., 2012).

1.2. Características de los Pequeños Estados Insulares en Desarrollo (PEID)

Actualmente, el Departamento de Asuntos Económicos y Sociales de las Naciones Unidas enumera 57 Pequeños Estados Insulares en Desarrollo (PEID). Estos se dividen en tres regiones geográficas: el Caribe, el Pacífico, y AIMS, que engloba África, Océano Índico, Mediterráneo y Mar Meridional de China. La **Tabla 1** muestra la distribución de los PEID en estas regiones geográficas. Cada una de ellas tiene organismos regionales a los que los PEID respectivos pueden pertenecer a los efectos de la cooperación regional. Estos son la Comunidad del Caribe (CARICOM), el Foro de las Islas del Pacífico (PIF) y la Comisión del Océano Índico (COI).

Tabla 1: PEID que componen las regiones del Caribe, Pacífico y AIMS

Caribe	Pacífico	África, Océano Índico, Mediterráneo y Mar de China (AIMS)
 Anguila ^{3, 4, 7}	 Samoa Americana ^{2, 6, 7}	 Baréin ^{3, 6}
 Antigua y Barbuda	 Islas Cook ⁷	 Cabo Verde ⁶
 Aruba ^{3, 5, 7}	 Micronesia	 Comoras ¹
 Bahamas	 Fiji	 Guinea-Bisáu ^{1, 6}
 Barbados	 Polinesia Francesa ^{3, 4, 7}	 Maldivas ⁵
 Belice	 Guam ^{2, 6, 7}	 Mauricio
 Islas Vírgenes Británicas ^{3, 4, 7}	 Kiribati ¹	 Santo Tomé y Príncipe ^{1, 6}
 Cuba ⁶	 Islas Marshall	 Seychelles
 Dominica	 Nauru	 Singapur ⁶
 República Dominicana ⁵	 Nueva Caledonia ^{3, 4, 7}	
 Granada	 Niue ⁷	
 Guyana	 Islas Marianas del Norte ^{3, 6, 7}	
 Haití ¹	 Palaos	
 Jamaica	 Papúa Nueva Guinea	
 Montserrat ^{3, 7}	 Samoa ¹	
 Antillas Neerlandesas ^{2, 5, 7}	 Islas Salomón ¹	
 Puerto Rico ^{3, 5, 7}	 Timor Oriental ^{1, 3, 5}	
 San Cristóbal y Nieves	 Tonga	
 Santa Lucía	 Tuvalu ¹	
 San Vicente y las Granadinas	 Vanuatu ¹	
 Surinam		
 Trinidad y Tobago		
 Islas Vírgenes de los Estados Unidos ^{2, 6, 7}		

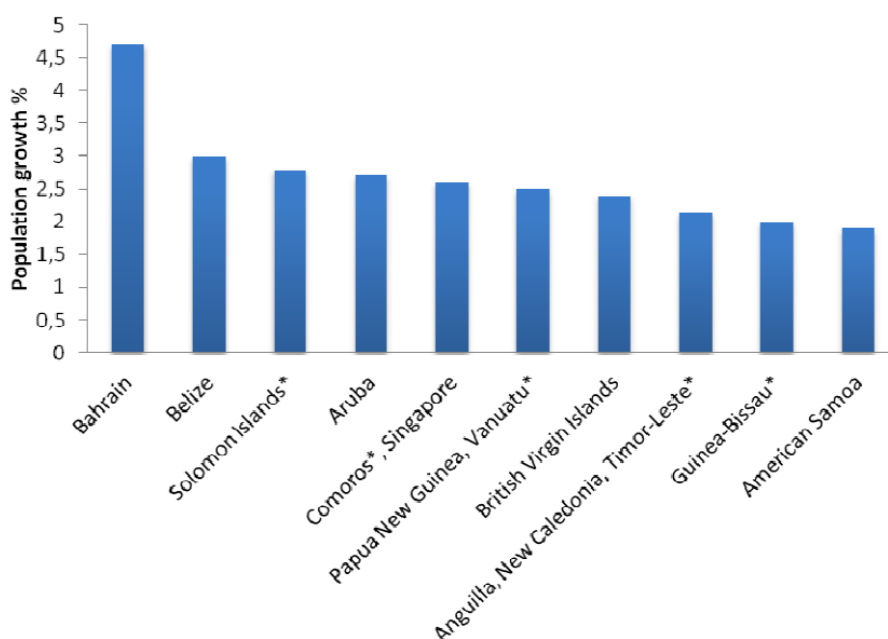
1. También listado como país en desarrollo
2. Observador de la Alianza de Pequeños Estados Insulares
3. No es miembro ni observador de la Alianza de Pequeños Estados Insulares
4. Miembro asociado de algún organismo regional
5. Observador de algún organismo regional
6. No es miembro ni observador de organismo regional
7. No es miembro de las Naciones Unidas

Fuente: https://en.wikipedia.org/wiki/Small_Island_Developing_States, Febrero, 2019.

A estos 52 PEID se han añadido otros 5 de la Comunidad del Caribe que no son miembros de Naciones Unidas: Bermuda, Martinica, Islas Turcas y Caicos, Islas Caimán y Guadalupe (UN, 2015).

Con respecto al tamaño de su población, los PEID son países bastante pequeños. Cuba es la isla más poblada con 11,3 millones de habitantes y Niue la menos poblada con 1.500 habitantes. Los PEID tienen una población combinada de alrededor de 65 millones, que es un poco menos del uno por ciento de la población mundial.

La tasa de crecimiento anual promedio de la población es del 1,3 por ciento. La mayoría de los PEID experimentan menos de 1 o 2 por ciento de crecimiento de la población por año. Sin embargo, hay diferencias significativas entre los países. Por ejemplo, mientras Bahrein tiene una tasa de crecimiento de casi 5 por ciento anual, Niue experimenta un crecimiento negativo (-2,3 por ciento) debido al alto nivel de emigración a Nueva Zelanda. La **Figura 1** muestra los PEID con mayor crecimiento anual de la población.

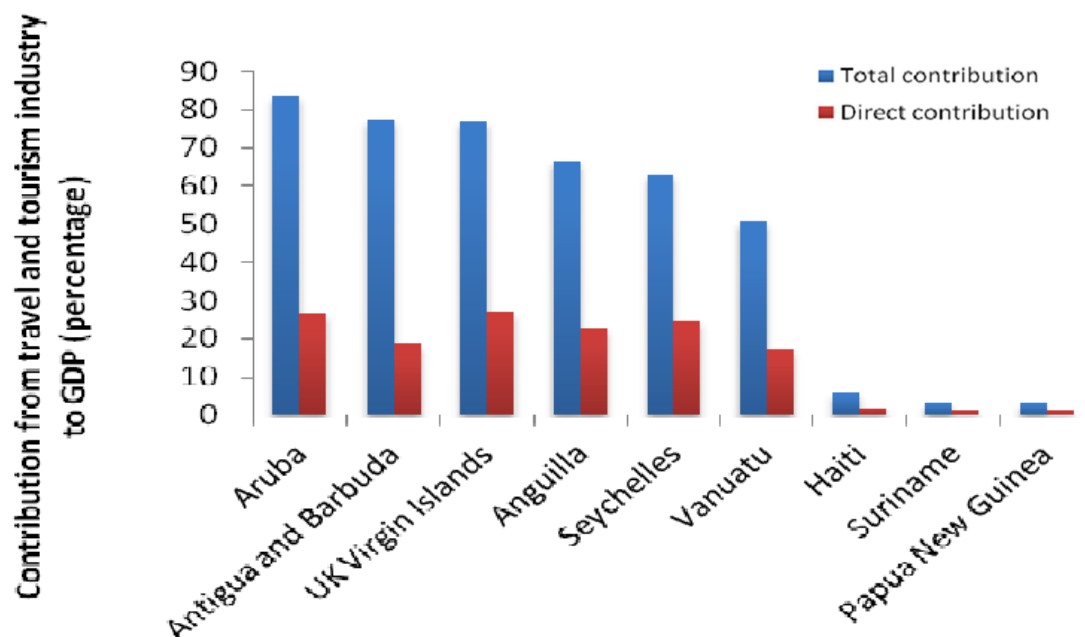


Source: SIDS, 2013.

Figura 1: PEID con el mayor crecimiento anual de la población (1990-2010)

Las tasas de crecimiento de la población urbana varían significativamente en los PEID. Del mismo modo que en el caso del crecimiento de la población en general, Bahrein domina el crecimiento de la población urbana con casi el 5 por ciento de crecimiento anual promedio.

La industria del turismo, según las estadísticas de los PEID, ha contribuido en gran medida al desarrollo de muchos PEID. La contribución de la industria de viajes y turismo al PIB y al empleo es indicativa de la importancia de esta industria. Por ejemplo, en 2012 la industria de viajes y turismo de Aruba hizo una contribución total del 26.5 por ciento al PIB y si se toma en cuenta la contribución total (directa e inducida), la contribución asciende al 83.8 por ciento. Del mismo modo, Antigua y Barbuda, las Islas Vírgenes del Reino Unido, Anguila, Seychelles y Vanuatu (**Figura 2**) dependen en gran medida de la industria de viajes y turismo (la contribución total es superior al 50%). En cuanto al empleo, en 2012 las Islas Vírgenes del Reino Unido encabezaron la lista con una contribución directa al empleo del 32.8 por ciento y una contribución total (directa e inducida) del 89.3 por ciento. Por el contrario, la industria de viajes y turismo en Haití, Suriname y Papúa Nueva Guinea realiza contribuciones relativamente pequeñas al PIB y al empleo.



Fuente: SIDS, 2013; FAO, 2013.

Figura 2: Viajes y turismo en los PEID: contribución total y directa al PIB.

Otras industrias importantes son la pesca y la minería. Dependiendo de la isla, las industrias pueden ser más o menos relevantes. Por ejemplo, las pesquerías aportaron solo el 0,07 por ciento del PIB de Trinidad y Tobago en 2006, 2007 y 2008, mientras que para Tuvalu la contribución ascendió al 7,2 por ciento en 2011 y para los Estados Federados de Micronesia (FSM) fue de 10,1 por ciento en 2010. En cuanto a la minería, la industria minera de Trinidad y Tobago contribuyó en un 45,8 por ciento al PIB de la isla en 2008; sin embargo, muchas otras islas tienen industrias mineras menos significativas, con contribuciones inferiores al 1 por ciento (por ejemplo, Barbados, Belice, Dominica, según datos de 2007). La isla de Nauru solía ser altamente dependiente de la minería; sin embargo, explotó virtualmente todas sus reservas de fosfato.

No hay datos de la población que vive en la pobreza en 40 de los 57 PEID. De los 17 en los que sí se dispone de datos, se observan diferencias significativas entre ellos. Por ejemplo, en Jamaica, Maldivas y Seychelles menos del 2 por ciento de la población tiene que vivir con menos de 1,25 \$ por día. En marcado contraste con Haití donde casi el 55 por ciento de las personas viven con menos de 1,25 \$. En general, la mayor parte de la población que vive en la pobreza se puede encontrar en países de ingresos bajos y de ingresos medianos tirando a bajos.

Como se ha hecho referencia, los PEID son un grupo de países en desarrollo que enfrentan desafíos únicos en este proceso como resultado de factores tales como su relativo aislamiento o remotidad, el reducido tamaño de su mercado, su reducida base de recursos y exportación, su susceptibilidad a choques económicos externos, su vulnerabilidad frente a amenazas ambientales y los efectos del cambio climático, y su exposición a frecuentes e intensos desastres naturales.

Los PEID son un grupo muy heterogéneo lo que unido a la falta de presupuesto para llevar a cabo los Sistemas Estadísticos Nacionales (SEN) dificulta enormemente la obtención de datos.

Los SEN de los PEID varían considerablemente en términos de tamaño y niveles presupuestarios, y el perfil del Instituto Nacional de Estadística (INE) difiere de una isla a otra. Los más pequeños en términos numéricos están en estos Estados. Se enfrentan a constreñimientos específicos ligados a su vulnerabilidad y ésta se refleja con frecuencia en sus INE. No es sorprendente que los más vulnerables se encuentren en los países más pequeños y con menos recursos financieros.

Por ejemplo, la adquisición de recursos suficientes para realizar un censo de agricultura es un desafío importante para muchos países. Para los PEID, el desafío de recursos a menudo es tanto financiero, como institucional y humano. Con la importancia del sector agrícola disminuyendo en muchos PEID, la agricultura ya no goza de la misma alta prioridad que solía tener y la obtención de los fondos necesarios para llevar a cabo un censo de agricultura es cada vez más difícil.

El financiamiento externo también es una opción para algunos PEID, pero hay una demanda creciente de dichos fondos en todo el espectro de la actividad gubernamental y la agricultura, y las estadísticas no siempre tienen una alta prioridad. Muchos censos agrícolas se realizan, por lo tanto, con un nivel de financiación inferior al óptimo. Esto puede tener un impacto en la metodología para el censo de agricultura que debe ajustarse para acomodar el nivel de financiamiento disponible, que a menudo resulta en una reducción en el alcance y cobertura de los datos recopilados y, si se usa muestreo, en una reducción del área geográfica disponible y la gama de artículos.

La metodología del censo, la coordinación de campo, el procesamiento de datos, el análisis y la difusión son difíciles de encontrar en la mayoría de los PEID. Dada la naturaleza relativamente poco frecuente de la toma de censos (cada diez años), se puede argumentar que los PEID no pueden permitirse el lujo de crear y mantener una capacidad en todas estas áreas de habilidades. De ahí la dificultad para encontrar información sobre residuos biodegradables, materia prima para la generación de biogás.

Asimismo, la heterogeneidad de los PEID también se pone de manifiesto con respecto al uso de la energía per cápita. Trinidad y Tobago tienen, con más de 15 toneladas de petróleo equivalente, la tasa más alta de todos los PEID y, al mismo tiempo, una de las tasas más altas a nivel mundial. Por el contrario, el consumo de energía per cápita en Timor-Leste, que es uno de los PEID menos desarrollados, es de solo 58 kilogramos de petróleo equivalente. El consumo promedio de energía per cápita para los PEID es de 1.520 kg pero solo 7 países superan esta cantidad, la mayoría no se acercan mucho a este valor. Además, sigue siendo notablemente inferior al promedio para los países de ingresos medios y altos, que es de 1.848 kg y 4.944 kg, respectivamente.

Resumen del Capítulo 1

Los aspectos medioambientales y la necesidad de energías renovables han motivado que el Biogás tenga un gran interés, tanto en países desarrollados como en vías de desarrollo, expandiendo la investigación y la aplicación en estas direcciones. Esta tecnología ofrece posibilidades y soluciones de interés para problemas mundiales como son la producción de energías alternativas, la gestión de los desechos humanos, animales, municipales e industriales con seguridad y control de la contaminación ambiental.

La FAO ha destacado al biogás como fuente de energía para agricultura en países desarrollados y en desarrollo. Aseveró que el uso de fuentes de energía no convencional, como el biogás, contribuye a cumplir tres necesidades básicas: mejorar las condiciones sanitarias mediante el control de los desechos orgánicos, generar energía renovable y suministrar biofertilizante para los cultivos. Asimismo, indicó que el manejo adecuado de residuos provenientes de la actividad agropecuaria puede contribuir significativamente a la producción y conversión de desechos animales y vegetales en distintas formas de energía, que se pueden utilizar para la generación de electricidad, calefacción y para cocinar entre otros usos, pudiendo impulsar así las actividades agropecuarias de los pequeños productores, y reducir la emisión de gases de efecto invernadero (FAO, 2012).

Por otra parte, la generación y eliminación de los residuos urbanos se está convirtiendo en un asunto primordial debido al aumento de la urbanización y al crecimiento demográfico. Según las previsiones, el 99% de este crecimiento demográfico, así como el 50% del crecimiento urbano, se dará en países en desarrollo (Chu y Majumdar (2012); Curry y Pillay (2012)). Si se pudieran utilizar los residuos

municipales para la producción de biogás, y reducir con ello la demanda de vertederos, sería posible producir energía renovable y sostenible, junto con un subproducto beneficioso de biólodo potencialmente utilizable como fertilizante (ONU, 2015). En un estudio de Curry y Pillay publicado en la revista *Renewable Energy*, se comprobó que el número de centrales productoras de biogás estaba aumentando cada año entre un 20% y un 30%, lo que demuestra que la digestión anaeróbica se está convirtiendo en una importante fuente de energía sostenible (Curry and Pillay, 2012). A su vez, la ONU indicó que en los últimos años la energía y los biocombustibles ocupan un lugar prioritario debido a la volatilidad de los precios del petróleo y la necesidad de los países de adquirir mayor independencia energética (FAO, 2012).

La digestión anaerobia es una tecnología ampliamente utilizada como fuente de energía renovable. Actualmente hay millones de digestores en funcionamiento. El biogás puede ser una excelente oportunidad para la sostenibilidad, tanto de la industria agropecuaria como, y especialmente, de pequeños agricultores de los Pequeños Estados Insulares en Desarrollo (PEID).

Actualmente, el Departamento de Asuntos Económicos y Sociales de las Naciones Unidas enumera 57 PEID. Estos se dividen en tres regiones geográficas: el Caribe, el Pacífico, y AIMS (África, Océano Índico, Mediterráneo y Mar Meridional de China). Cada una de estas regiones tiene organismos regionales a los que los PEID respectivos pueden pertenecer a los efectos de la cooperación regional. Estos son: la Comunidad del Caribe (CARICOM), el Foro de las Islas del Pacífico (PIF) y la Comisión del Océano Índico (COI).

Los PEID son un grupo de países en desarrollo que se enfrentan a desafíos únicos en este proceso como resultado de factores tales como su relativo aislamiento o remotidad, el reducido tamaño de su mercado, su reducida base de recursos y exportación, su susceptibilidad a choques económicos externos, su vulnerabilidad frente a amenazas ambientales y los efectos del cambio climático, y su exposición a frecuentes e intensos desastres naturales. Es un grupo muy heterogéneo lo que unido a la falta de presupuesto para llevar a cabo los Sistemas Estadísticos Nacionales (SEN) dificulta en gran medida la obtención de datos.

A lo largo de los diferentes capítulos del módulo, se conocerán más en profundidad los diferentes aspectos relacionados con los fundamentos teóricos de la digestión anaerobia y el biogás, así como los aspectos técnicos precisos para obtener un amplio conocimiento de esta energía renovable enfocada a los Pequeños Estados Insulares en Desarrollo (PEID).

2. Residuos Biodegradables

La biodegradabilidad es la facultad de algunos productos o sustancias de descomponerse en elementos químicos naturales en un período de tiempo relativamente corto y por acción de organismos vivos (bacterias, microorganismos, hongos, gusanos, insectos, etc.) que las utilizan para producir energía y crear otras sustancias como aminoácidos, nuevos tejidos o nuevos organismos. La biodegradación puede ocurrir de forma aeróbica, en presencia de oxígeno, o de forma anaeróbica, cuando no hay oxígeno en el medio. Los procesos anaerobios tienen la característica de que además de tratar los residuos se produce un combustible gaseoso, conocido como biogás por su origen biológico, que puede ser fácilmente aprovechable.

Los residuos biodegradables engloban subproductos y residuos orgánicos, que se pueden presentar en fase sólida y líquida, susceptibles de ser sometidos a procesos biológicos de tratamiento vía biometanización. Se consideran residuos biodegradables potenciales, es decir aquellos que son susceptibles de ser tratados por digestión anaerobia para la generación de energía (biogás), principalmente los siguientes: residuos y vertidos de explotaciones ganaderas (estiércoles y purines), vertidos de agroindustrias, como los que se generan en alcoholeras, azucareras, industria del café, queserías, mataderos, conserveras, etc., la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos y los lodos anaerobios de las estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR).

2.1. Parámetros de Caracterización del Residuo

Cuando se aborda un proyecto de tratamiento de residuos, se requiere una fase inicial de caracterización de los mismos, que debe plantearse con una campaña de análisis y de recopilación de toda aquella información sobre los factores que afecten a las características del residuo. Un residuo se define mediante un conjunto de parámetros físico-químicos que le caracterizan y determinan el tipo de proceso que se debe seguir para su tratamiento. Los parámetros más importantes de caracterización de los residuos biodegradables se muestran a continuación.

Caudal: La correcta determinación del caudal de vertido de una explotación o industria es crítica para la definición del proyecto. En general se expresa en m³/día para los residuos líquidos y en t/día para los residuos sólidos.

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 (m_1), se mantiene durante 24 horas en un horno a una temperatura de 105 °C y se vuelve a pesar (m_2). El porcentaje de humedad se calcula sustituyendo los valores en la fórmula siguiente:

$$\text{Porcentaje de Humedad} = \frac{m_1 - m_2}{m_2} \times 100$$

Donde: m_1 = masa de la muestra recién extraída.

m_2 = masa de la muestra después de estar en el horno

El porcentaje de humedad se determina también para conocer el contenido en sólidos totales (ST) de un residuo, ya que: Porcentaje de humedad = 100 – ST.

Concentración de sólidos: La naturaleza y contenido de los sólidos definen físicamente a un residuo e influyen en gran medida en la selección del proceso de tratamiento y de los equipos a emplear. Hay distintos tipos de sólidos en función de sus características, así tenemos:

Sólidos Totales (ST): Es un parámetro muy empleado y de gran influencia en la selección del tratamiento y de los equipos a utilizar. Como se ha hecho referencia, los sólidos totales se determinan por desecación de la muestra a 105°C, hasta peso constante. Mediante filtración se separan los sólidos suspendidos que se determinan finalmente a 105°C y por diferencia con los sólidos totales se hallan los disueltos. Se calculan sustituyendo los valores en la fórmula siguiente:

$$\text{Sólidos totales}(\%) = ST(\%) = \frac{\text{peso}_{105^{\circ}} - \text{tara}}{\text{peso muestra}} * 100$$

En la **Figura 3** se muestran los distintos tipos de sólidos que puede contener un residuo. Los sólidos totales se dividen en sólidos suspendidos y filtrables. El primer grupo está constituido por sólidos sedimentables y no sedimentables, y el segundo por sólidos coloidales y disueltos. Sin embargo, en la práctica se suele simplificar esta división considerando los sólidos totales repartidos entre sólidos suspendidos y sólidos disueltos. Normalmente, se determinan únicamente los sólidos suspendidos y por diferencia los disueltos.

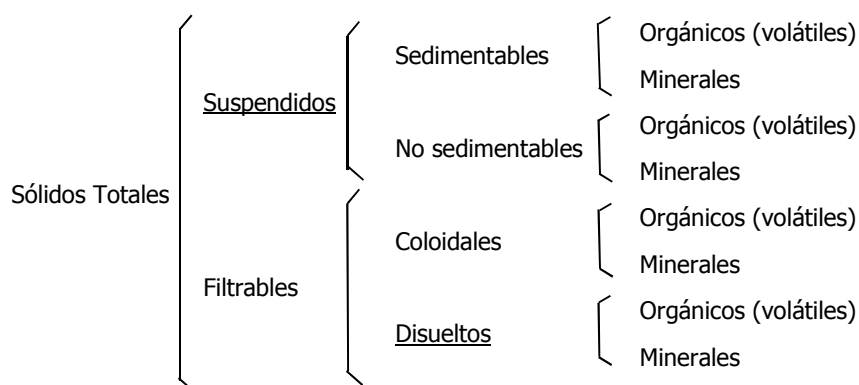


Figura 3: Tipos de sólidos

- *Sólidos en Suspensión (SS):* No existe mezcla íntima sólidos-agua, conservando tanto unos como otros sus propias características. Son fácilmente separables por decantación. Cabe destacar que el contenido 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 Volátiles (SV):* son aquellos que se volatilizan durante la calcinación a 550±50°C y se determinan por diferencia de peso con los sólidos minerales, siguiendo los métodos 2540E (muestras acuosas) o 2540G (muestras sólidas y semisólidas) del Standard Methods (APHA, 1992 y 1999). Se calculan sustituyendo los valores en la siguiente fórmula:

$$\text{Sólidos Volátiles}(\%) = SV(\%) = \frac{\text{peso}_{105^{\circ}C} - \text{peso}_{550^{\circ}C}}{\text{peso muestra}} * 100$$

- **Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV):** son también un parámetro de interés porque se asimila a la concentración de microorganismos presentes en digestores de fase dispersa (Metcalf y Eddy, 1995). La determinación se realiza siguiendo los métodos 2540D y 2540E del *Standard Methods* (APHA, 1992 y 1999).
- **Sólidos Minerales (SM) o cenizas:** son los sólidos que permanecen después de la calcinación de la muestra a $550 \pm 50^\circ\text{C}$, hasta peso constante, y se determinan por pesada directa. Es decir, se determinan según la fórmula:

$$\text{Cenizas(\%)} = \text{Sólidos Totales(\%)} - \text{Sólidos Volátiles(\%)}$$

- La metodología para la determinación de los distintos tipos de sólidos en aguas residuales se recoge en los distintos apartados del Método 2540 descritos en el "*Standar Methods*" (APHA, 1992 y 1999).

Demanda Química de Oxígeno (DQO): Es la cantidad de oxígeno necesaria para oxidar los compuestos reductores susceptibles de ser oxidados por el dicromato y el permanganato en medio ácido. En el caso de la biomasa residual, la DQO (COD, siglas en inglés) es una medida del contenido total de materia orgánica, sin distinguir entre la materia asimilable por los microorganismos y la no asimilable. El procedimiento que generalmente se utiliza para su determinación es la oxidación con dicromato potásico en medio ácido y posterior valoración con sulfato ferroso amónico (sal de Mohr). El ensayo se realiza de acuerdo al Método 5220 descrito en el *Standard Methods* (APHA, 1992 y 1999).

Demanda Biológica de Oxígeno (DBO₅): Es el único parámetro analítico que cuantifica de forma global la contaminación provocada por sustancias biodegradables. Se determina por la cantidad de oxígeno consumido por los microorganismos para asimilar la materia orgánica presente en el residuo, se expresa en mg O₂/l. La DBO₅ (BOD₅, siglas en inglés) informa sobre el contenido en materiales asimilables bioquímicamente. La determinación de la DBO₅ se basa por tanto en la oxidación bioquímica de la materia orgánica. Es la medida del oxígeno disuelto que es consumido por microorganismos aerobios para metabolizar la materia orgánica carbonada biodegradable presente en la muestra. El método normalizado más utilizado para calcular la DBO₅ es el método de las diluciones, el cual corresponde al Método 5210 del *Standard Methods* (APHA, 1992 y 1999). Ésta es una reacción lenta debido a que, a 20°C, necesita de 20 días para completar un 95-99% de la reacción. A efectos operativos, una determinación analítica que dure 20 días supone un período excesivamente largo, por ello se ha adoptado el criterio general de realizar la DBO₅, es decir, la medida del oxígeno consumido al cabo de 5 días a 20°C ya que en este tiempo se ha completado más del 90% de la reacción.

La diferencia entre DBO₅ y DQO radica en el tipo de compuestos determinados en cada caso. El valor de DQO siempre es mayor puesto que engloba todos los compuestos oxidables mientras que la DBO corresponde a la fracción de estos compuestos que son asimilables por los microorganismos.

Carbono orgánico total (COT): Se denomina Carbono orgánico total (TOC, siglas en inglés) a la cantidad de carbono que contienen los compuestos orgánicos. Suele utilizarse como indicador no específico de la calidad del agua. Da idea del contenido en materia orgánica pero no de su biodegradabilidad. Se determina a través de la medición de la cantidad del dióxido de carbono que se libera después del tratamiento con oxidantes químicos o combustión, dependiendo de la metodología empleada, siguiendo el método 5310 del *Standard Methods* (APHA, 1992 y 1999) adecuado.

Nitrógeno: Este elemento se encuentra formando parte de la materia orgánica como nitrógeno amoniacal y como nitrato. La importancia del nitrógeno se debe a su carácter de elemento esencial para la nutrición de los microorganismos responsables de los procesos biológicos. La determinación del nitrógeno habitual es el nitrógeno Kjeldhal que es la suma del nitrógeno orgánico y el amoniacal. El análisis consiste en una valoración con ácido del nitrógeno que ha sido transformado, mediante un

proceso de mineralización, en amonio. La determinación se realiza siguiendo el Método 4500 del Standard Methods (APHA, 1992 y 1999).

Relación Carbono/Nitrógeno: La relación C/N es un índice de la susceptibilidad de un material a ser degradado biológicamente. Los microorganismos requieren un sustrato que contenga carbono y nitrógeno en una relación equilibrada para su desarrollo. Si la relación C/N es alta, no habrá suficiente nitrógeno y las bacterias no pueden producir los enzimas necesarios para asimilar el carbono y si la relación C/N es baja, se produce un excesivo desarrollo de microorganismos. En general, el valor óptimo de la relación C/N para que se pueda iniciar un proceso biológico está comprendido entre 20 y 30, en ningún caso deberá exceder el valor de 35.

Temperatura: Todos los procesos biológicos tienen un rango óptimo de temperatura, por lo que es necesario conocer la temperatura a la que se origina el residuo y sus variaciones diarias y anuales con objeto de adecuarlo al valor óptimo.

pH: El pH es imprescindible para caracterizar un residuo, nos informa sobre el tipo de compuestos que puede contener y de posibles reacciones que pueden llevarse a cabo, como precipitación de sales y oxidación de metales. En general, cuando el pH quede fuera del rango 6,5-8, que es el apropiado para los procesos biológicos, será necesario corregirlo.

Alcalinidad: Indica la capacidad del vertido para neutralizar ácidos o para tamponar. La alcalinidad se debe a la presencia de hidróxidos, carbonato y bicarbonato de calcio, magnesio, sodio, potasio y amonio. Se determina por valoración con ácido normalizado expresando los resultados como CaCO_3 , de acuerdo al método 2320 del Standard Methods (APHA, 1992).

Fósforo: Al igual que el nitrógeno, el fósforo es un elemento esencial para el desarrollo de los microorganismos. En algunos casos puntuales es necesario añadir fósforo a un residuo para que pueda sufrir una bioconversión. El fósforo se determina como ortofosfato mediante la formación de un complejo coloreado con molibdato amónico, según el Standard Methods 4500-PC (APHA, 1992 y 1999).

Azufre: La determinación del contenido en sulfatos es necesaria cuando se requiere prever la formación de ácido sulfhídrico en el gas de digestión. Dicha determinación consiste en una turbidimetría, añadiendo una sal de bario a la muestra, de acuerdo al método 4500 del Standard Method (APHA, 1992 y 1999).

Compuestos Inhibidores: Son todos aquellos que afectan negativamente a los procesos biológicos, impidiendo o ralentizando las reacciones. Su naturaleza es muy variada. Pueden ser compuestos orgánicos que aparecen como consecuencia del proceso generador del residuo, como es el caso de detergentes, pesticidas, antibióticos, etc. También puede existir inhibición causada por metales pesados o por concentraciones elevadas de elementos que en sí no son tóxicos, como el sodio o el nitrógeno cuando se encuentra en forma amoniacal.

2.2. Residuos Ganaderos

La ganadería, en su concepto básico más simple, podríamos definirla como la agrupación de especies animales que han sido domesticadas por el hombre con el fin primordial de utilizar mejor sus productos. Desde el punto de vista medioambiental, hasta hace relativamente pocos años, la ganadería no podía decirse que ocasionase ningún problema importante de contaminación. Los residuos generados en las explotaciones ganaderas se han venido utilizando tradicionalmente como abono y enmienda orgánica en los campos de cultivo, debido a su contenido en elementos minerales y materia orgánica. Su equilibrada dispersión, su permanente contacto con la naturaleza, el tipo de explotación y el reducido tamaño de los rebaños no podían producir impactos importantes sobre el

medio ambiente, ya que el propio poder depurativo de los sistemas naturales era capaz de eliminar el problema.

Sin embargo, en los últimos años, en un espacio de tiempo corto, se ha pasado de las explotaciones tradicionales extensivas a las intensivas debido a las exigencias del mercado, es decir, al gran consumo de productos, lo que implica una masificación de animales y una selección genética muy fuerte. Este hecho ha ocasionado que los residuos generados sean también tan numerosos y localizados en zonas puntuales, que la capacidad de autodepuración del medio receptor no sea suficiente para absorber dicha producción. Esto produce la consiguiente repercusión e incidencia en el medio físico, lo que conlleva al deterioro de éste, imposibilitando su utilización posterior y ocasionando un grave problema ecológico.

Estos cambios no sólo han afectado a la producción de residuos sino también han incidido en la composición, merced al uso de productos que inducen el crecimiento acelerado, medicinas, y de metales pesados como cobre y zinc, cuya presencia en los residuos pueden ocasionar daños y perjuicios imprevisibles en el momento de su utilización y aplicación con fines agrícolas. Estas circunstancias han provocado que los residuos de las explotaciones ganaderas, consideradas antiguamente como subproductos de aplicación agrícola, constituyan en la actualidad, y cada vez con mayor incidencia, un serio problema medioambiental, por su fuerte carga contaminante y los grandes volúmenes generados en torno a los núcleos productores.

En este sentido, la digestión anaerobia ofrece la posibilidad de solucionar en gran medida el problema medioambiental y, al mismo tiempo, producir una energía fácilmente utilizable. Asimismo, en granjas de pequeño tamaño, donde el problema medioambiental no es tan severo, el biogás generado a partir de los residuos puede resolver muchos problemas energéticos y ayudar a mejorar la calidad de vida de sus usuarios, como de hecho viene sucediendo desde hace años en algunos países.

2.2.1. Producción

No se puede establecer de forma general y teórica la producción de residuos ganaderos ya que ésta es muy variable, no sólo como es obvio entre una especie y otra, sino incluso dentro de la misma especie. Las reseñas bibliográficas son abundantes y los datos muy variables ya que la producción de residuos de origen animal depende de numerosos factores como son la especie ganadera, tamaño del animal, estado fisiológico y alimentación, fundamentalmente.

También se pueden encontrar variaciones en los volúmenes de residuos producidos según el tipo de alojamiento y la frecuencia de lavados, así como, por la forma de evacuación y de utilización del agua como medio de propulsión cuyo volumen debe considerarse. Es por tanto imprescindible, a la hora de acometer un estudio del tratamiento a aplicar a estos residuos, determinar la producción real de los mismos, utilizando la bibliografía únicamente como dato orientativo, dada la importancia que tiene este parámetro en el diseño de una planta de tratamiento.

Como dato orientativo, la **Tabla 2** recoge, como valores medios, los residuos producidos por distintas especies animales. Como se puede ver, la cantidad de residuos producidos por animal oscila entre 50 kg/d en vacas lecheras hasta 0,1 kg/d en pollos.

Tabla 2: Residuos producidos por distintas especies animales (deyecciones frescas)

Especie Ganadera	Peso Animales (kg)	Cantidad (kg/d)	Peso vivo (%)
Bovinos de carne	200-250	15-30	5,3-7
Vacas lecheras	450-600	30-50	6-9
Ovinos	45-50	1,5-5	3-10
Cerdos adultos	160-250	5,8-25	2,5-10
Cerdos de engorde	45-100	3-9	5-10
Cerdos post-destete	8-40	1,3-4,5	7-17
Pollos de carne	1-2,5	0,10-0,17	6-8
Ponedoras	2-2,5	0,15-0,25	7-12

Fuente: AEE, 2010.

2.2.2. Composición

La composición bioquímica que presentan estos residuos permite el desarrollo y la actividad microbiana del proceso anaerobio. El proceso microbiológico, como veremos más adelante, requiere de fuentes de carbono y nitrógeno, así como de otra serie de nutrientes como fósforo, potasio, calcio y azufre, entre otros. Normalmente, las sustancias orgánicas como las deyecciones ganaderas presentan estos elementos en proporciones adecuadas. La **Tabla 3** muestra la composición química de diversos residuos de origen animal en base seca. El contenido de agua de estas materias primas puede oscilar entre el 40 y el 90% del peso fresco del residuo.

Tabla 3: Composición química de diversos residuos de origen animal (valores promedio sobre base seca)

Materia prima	Lípidos (%)	Proteínas (%)	Celulosa Hemicelulosa (%)	Lignina (%)	Ceniza (%)
Bovino	3,23	9,05	32,49	35,57	19,66
Porcino	11,50	10,95	32,39	21,49	23,67
Aves	2,84	9,56	50,55	19,82	17,23
Equino	2,70	5,00	40,50	35,00	17,80
Ovino	6,30	3,75	32,00	32,00	25,95
Caprino	2,90	4,70	34,00	33,00	26,40

Fuente: Varnero, 2011.

2.2.3. Características de los residuos ganaderos

La **Tabla 4** muestra el contenido en sólidos totales y sólidos volátiles (en función de los sólidos totales) para distintas especies ganaderas.

Tabla 4: Porcentaje de sólidos totales y volátiles para distintas especies ganaderas

Residuo	ST (%)	SV (%)
Purín de cerdo	3-8 ¹	70-80
Estiércol bovino	5-12 ¹	75-85
Gallinaza	10-30 ¹	70-80

¹ Según dilución. Fuente: Steffen et al (1998).

Asimismo, la **Tabla 5** muestra algunas características de residuos ganaderos en función de la producción.

Tabla 5: Características de residuos ganaderos en función de la producción

Animal	ST (kg/d)	SV (kg/d)	DQO (kg/d)	Nitrógeno (kg/d)	Residuo total(kg/d)	Humedad (%)
Bovino de carne	2,353	1,895	1,961	0,163	29,412	92
Vaca lechera	8,900	7,500	8,100	0,450	68,000	87
Pollos de carne	0,022	0,016	0,018	0,002	0,088	75
Ponedoras	0,027	0,020	0,022	0,001	0,102	74
Jabalina en gestación	1,200	1,000	1,100	0,085	12,000	90
Jabalí	0,380	0,340	0,270	0,028	3,800	90

Fuente: ASAE, 2003-2005).

2.2.4. La Ganadería en los PEID

Aunque hay diferencias entre los PEID y una falta de datos estadísticos, se podría decir que, a nivel global las ganaderías más abundantes en estos países son la bobina, la porcina, la ovina y la caprina.

En CARICOM la producción ganadera está distribuida en condiciones climáticas y agroecológicas muy variadas. La ganadería se lleva adelante bajo una gama de condiciones técnicas muy diversas. En un extremo se encuentran los sistemas de producción de subsistencia, caracterizados por bajos indicadores de producción y de uso de materia prima. En el otro, están los sistemas de producción intensivos, con alto uso de materia prima, donde la producción es destinada a satisfacer demandas de mercados bien establecidos o crecientes. La producción ganadera se basa mayoritariamente en pequeñas explotaciones donde se crían unos pocos animales, generalmente con doble propósito (leche y carne), destinados al consumo familiar o para la venta en subastas locales. También se encuentran explotaciones ganaderas mayores encaminadas a la actividad comercial destinada a cubrir la demanda de productos pecuarios del mercado interno o de exportación.

La FAO tiene una larga historia de asociación con los PEID, brindando asesoría, análisis y asistencia en agricultura, ganadería, pesca, silvicultura, gestión de los recursos naturales y la seguridad alimentaria en su compromiso de apoyar medios de vida resilientes y mejorar la seguridad alimentaria. Como ejemplo, la FAO está trabajando para establecer un sector de producción doméstica de huevos comercialmente viable y ambientalmente sostenible en Maldivas con el fin de aumentar los ingresos familiares y mejorar la seguridad alimentaria y la nutrición.

Se ha realizado un proyecto administrado conjuntamente por el Gobierno de San Vicente y las Granadinas y la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO) para que San Vicente y las Granadinas se iniciaran en el concepto innovador de escuelas de campo para agricultores (FAO, 2013).

El proyecto, el primero de este tipo dirigido específicamente a ganaderos del Caribe, se lanzó oficialmente con un taller al que asistieron agricultores locales, funcionarios del Ministerio, representantes del CARDI, IICA y el Oficial de Desarrollo de la FAO, Dr. Cedric Lazarus.

Esto fue motivado porque en 2011, San Vicente y las Granadinas importaron 8,6 millones de kilogramos de carne y productos cárnicos desde Australia y Nueva Zelanda por un valor aproximado de 47,6 millones de USD, según datos del Ministerio de Agricultura. Estas importaciones representan más del 90% del consumo total de carne. El objetivo del proyecto fue contribuir a la reducción de esta dependencia excesiva de carnes importadas al ayudar a los ganaderos de ovejas y cabras del país, la mayoría de los cuales manejan pequeñas granjas familiares, a aumentar la producción, la productividad y la eficiencia.

2.3. Residuos Agroindustriales

Los residuos biodegradables de origen agroindustrial se identifican habitualmente con los residuos y aguas residuales de origen agroalimentario que, para su depuración, son tratadas por procesos biológicos. Existen, además, otros vertidos industriales, tales como los procedentes de factorías de papel, industrias farmacéuticas, entre otros, que según el tipo de proceso industrial que los genera, pueden ser tratados biológicamente. A continuación, se describen las características de los residuos biodegradables que se producen en algunas de las agroindustrias más características.

2.3.1. Características de residuos agroindustriales

Industria del café: El café maduro presenta una composición en la cual el grano, que es la parte aprovechable para consumo, representa aproximadamente el 20% del volumen total del fruto. El proceso de extracción del fruto (beneficiado) genera aproximadamente el restante 80% del volumen procesado en calidad de desecho (Orozco et al., 2005). Las características de las aguas residuales varían mucho en función del procedimiento seguido, encontrándose valores de 2.000 (mg O₂/l) y 15.000 (mg O₂/l) para la DQO (Guardia, 2012). Estos residuos agroindustriales presentan excelentes condiciones de biodegradabilidad desde el punto de vista de relación BOD/COD (superior a 0.5) (Guardia, 2012).

Destilerías: Las aguas residuales generadas en las destilerías reciben el nombre de vinazas, sus características dependen del tipo de licor a destilar. En las de melazas de caña de azúcar o remolacha la cantidad de vinaza que se genera oscila entre 10 y 15 litros por litro de alcohol con una DQO que oscila entre 60.000 y 100.000 mg O₂/l (Wilkie et al., 2000; López et al., 2010; Del Toro, 2001; Perez y Garrido, 2008).

Cerveceras: En la industria cervecera se originan aguas residuales procedentes del lavado de botellas, barriles y cubas, que son las más cargadas, y aguas procedentes de enfriamiento y condensación que aportan altos volúmenes poco contaminantes. Valores de referencia son: volumen de agua residual/volumen de cerveza= 3,5-8, DBO/DQO= 0,58-0,66, DBO₅= 0,2-0,4 kg O₂/hl de cerveza, nitrógeno= 30-100 mg/l, fósforo= 30-100 mg/l, (UNEP, 1996)

Azucareras: Los vertidos de las azucareras de remolacha y caña de azúcar proceden, fundamentalmente, del transporte y lavado y de la condensación de vapores. En función de la tecnología empleada se puede reciclar una parte de las aguas lo que produce un enriquecimiento de éstas en materia orgánica a lo largo de la campaña. Alcanzan valores de 700-5.000 mg O₂/l de DBO₅ y 1.800-10.000 mg O₂/l de DQO (Tanksali, 2013; Morales, 2011, Ainia, 2007). Los vertidos tienen carácter estacional ya que las fábricas trabajan durante cuatro meses al año.

Industrias conserveras de Frutas y Verduras: Las aguas residuales de estas industrias proceden del lavado de las materias primas y del procesamiento de las mismas. Se suelen generar grandes caudales ya que los consumos de estas industrias son elevados (tomates, guisantes, espinacas, remolacha, melocotón, albaricoque,...). Sus características son: pH= 4,5-8, DBO₅= 200-3.000 mg O₂/l, SS= 250-1600 mg/l y SD= 1.700-6.000 mg/l (WBG, 1998; Nelson y Dasgupta, 1998).

2.3.2. La agricultura y agroindustria en los PEID

Como se ha comentado, los PEID son un grupo muy heterogéneo tanto por su situación geográfica como por su nivel económico. El grupo incluye países que son relativamente ricos desarrollando normas nacionales, pero también algunos de los países más pobres del mundo. Los rasgos comunes incluyen pequeñez, abundancia de los recursos marinos, y la lejanía. Con algunas excepciones, el

grueso de la población en los PEID se concentra en las zonas rurales, a menudo en o cerca de la costa. Tradicionalmente, los PEID son altamente dependientes de la pesca para la alimentación e ingresos, especialmente para los pobres. La tierra es limitada lo que restringe el área para la producción agrícola, dando como resultado una baja diversidad de cultivos y productos alimenticios, y un aumento significativo de la dependencia de las importaciones. Las grandes distancias a importantes mercados de importación y exportación y la alta sensibilidad a choques externos, en particular a la volatilidad del precio de los alimentos, dificulta aún más la alimentación y seguridad en la nutrición. Asimismo, estos países están amenazados por el aumento del nivel del mar, la erosión costera y la disminución de disponibilidad de agua dulce para la agricultura como consecuencia tanto del cambio climático como de la sobreexplotación de recursos naturales (FAO, 2017).

Como se ha indicado no hay datos estadísticos suficientes para conocer la agricultura y la agroindustria de todos los PEID. La importancia del sector agrícola varía según el país. Por ejemplo, Papua Nueva Guinea tuvo una contribución del 36 por ciento al PIB en 2012, mientras que Bahamas y Puerto Rico tuvieron una dependencia del 2 y el 1 por ciento, respectivamente. La agricultura incluye la silvicultura, la caza y la pesca, el cultivo de cosechas y la producción ganadera.

Entre los socios comerciales más importantes para más de la mitad de todos los PEID son la Unión Europea, Estados Unidos y China, como se muestra en la **Tabla 6**.

Tabla 6: Los 5 principales socios comerciales de los PEID

Socios de los PEID	
33 PEID	UE (x27), EEUU (x23), China (x21), Singapur (x12)
17 PEID del Caribe	EEUU (x16), UE (x15), Trinidad y Tobago (x8), Venezuela (x4), Canadá (x3)
9 PEID AIMS	UE (x9), China (x5), EEUU (x5), India (x4)
7 PEID del Pacífico	Australia (x6), Singapur (x6), Japón (x4) Nueva Zelanda (x3)

Fuente: SIDS, 2013.

En la región del Caribe cabe citar la agroindustria de la caña de azúcar en Cuba y la de la remolacha en República Dominicana para producción de ron. Asimismo, la industria de los cítricos es una gran fuente de ingresos en varios de los países de la región. Desde octubre de 2009, ha estado bajo amenaza de Citrus Huanglongbing (HLB) o enfermedad verde. En un proyecto regional que abarca América Central y el Caribe, la FAO está proporcionando apoyo técnico a Antigua y Barbuda, Bahamas, Barbados, Belice, Granada, Guyana, Haití, Jamaica, San Vicente y las Granadinas, Santa Lucía, Suriname y Trinidad y Tobago. Su objetivo es controlar la salud de las plantas en los países y subregiones, a través de organizaciones con herramientas técnicas fundamentales y recursos humanos capacitados para implementar sistemas eficientes y medidas regionales coordinadas para responder al HLB.

En la Región del Pacífico, cabe citar la producción de café de Papúa Nueva Guinea (PNG). Con la asistencia de los donantes y el sector privado, los productores de café buscaron capitalizar la tendencia del mercado de la certificación de terceros (TPC) aumentando el café vendido en este nicho de mercado en un 25 por ciento. Fue un desafío alcanzar los niveles de consistencia de calidad y volumen de suministro suficiente para proporcionar un retorno positivo de esta inversión. El ochenta y cinco por ciento del café producido en PNG es producido por pequeños agricultores en menos de 2 hectáreas, con unas infraestructuras de transporte y comunicaciones deficientes. Solo grupos relativamente grandes de agricultores (1.000 o más) ubicados en áreas de fácil acceso por carretera o cerca de estaciones de compra, proporcionaron un retorno neto positivo de la inversión y en 2013, solo se certificó el 10 por ciento de la producción de café de PNG.

Las **Tablas 7, 8 y 9** muestran la población económicamente activa en agricultura y el porcentaje respecto al total, en las regiones de Pacífico, Caribe y AIMS, respectivamente.

Tabla 7: Población económicamente activa en agricultura y porcentaje respecto al total en la región del Caribe.

Caribe	Población Económicamente Activa en Agricultura	% del total
Anguila	1000	7,1
Antigua y Barbuda	8000	8,9
Aruba	9000	8,7
Las Bahamas	5000	1,3
Barbados	4000	1,4
Belice	33000	9,9
Islas Bermudas	0	0
Islas Vírgenes Británicas	2000	7,1
Islas Caimán	5000	8,6
Cuba	551000	4,9
Dominica	6000	8,3
República Dominicana	432000	4,2
Granada	9000	8,5
Guadalupe	3000	0,6
Guayana	52000	6,5
Haití	2323000	22,5
Jamaica	208000	7,5
Martinica	3000	0,7
Montserrat	ND	ND
Puerto Rico	13000	0,4
San Cristóbal y Nieves	6000	11,1
Santa Lucía	18000	9,5
San Vicente y las Granadinas	11000	10,1
Suriname	33000	6,1
Trinidad y Tobago	45000	3,4
Islas Turcas y Caicos	3000	9,1
Islas Vírgenes (EEUU)	9000	8,4

ND: No Disponible. Fuente: FAO, 2014_b.

Tabla 8: Población económicamente activa en agricultura y porcentaje Con respecto al total en la región AIMS.

AIMS	Población Económicamente Activa en Agricultura	% del total
Bahrein	4000	0,3
Cabo Verde	30000	6,0
Comoras	222000	30,2
Guinea-Bissau	498000	29,2
Maldivas	23000	6,7
Mauricio	41000	3,3
Santo Tomé y Príncipe	38000	19,7
Seychelles	32000	34,4
Singapur	2000	0,04

Fuente: FAO, 2014_b.

Tabla 9: Población económicamente activa en agricultura y porcentaje respecto al total en la región del Pacífico.

Pacífico	Población Económicamente Activa en Agricultura	% del total
Samoa Americana	6000	10,9
Islas Cook	2000	9,5
Fiya	128000	14,5
Polinesia Francesa	31000	11,2
Guam	18000	10,9
Kiribati	11000	10,8
Islas Marshall	6000	11,3
Micronesia, Fed. Sts.	11000	10,6
Nauru	1000	10,0
Nueva Caledonia	31000	12,1
Niue	NA	NA
Islas Marianas del Norte	6000	11,1
Palau	2000	9,5
Papúa Nueva Guinea	2247000	30,7
Samoa	18000	9,5
Islas Solomón	157000	28,0
Timor Oriental	358000	31,6
Tonga	11000	10,5
Tuvalu	1000	10,0
Vanuatu	39000	15,4

ND: No Disponible. Fuente: FAO, 2014_b.

2.4. Los Residuos Sólidos Urbanos

Los residuos sólidos urbanos (RSU) que de forma común conocemos como "basuras" hasta hace no muchos años no eran un motivo especial de preocupación. En la actualidad, debido al crecimiento económico y la acumulación de población en zonas puntuales, alcanzan cantidades tan importantes que han de ser gestionados adecuadamente, pues de lo contrario se convertirían en un problema de primera magnitud.

2.4.1. Producción

El conocimiento de la producción es imprescindible para todos los aspectos de la gestión de los residuos sólidos urbanos (RSU). Ésta depende esencialmente del número de habitantes. No obstante, la producción por habitante es muy heterogénea y varía en función de diversos elementos. Depende principalmente de: nivel de vida de la población, época del año, localización geográfica, modo de vida de los habitantes y nuevos métodos de acondicionamiento de los productos, con tendencia a utilizar envases y embalajes desechables, entre otros. Es un hecho comprobado que a mayor nivel de vida, mayor es la generación de residuos. Así, cuanto más desarrollado es un país mayor es la cantidad de residuos generados.

2.4.2. Composición

Es imprescindible la realización de estudios de composición y caracterización de los residuos urbanos si se piensa en la aplicación de un sistema determinado de tratamiento, independientemente de los que deban realizarse de orden cuantitativo. El conocimiento de la composición de los residuos sólidos

ha tenido una importancia creciente, sobre todo con el desarrollo de los diferentes procesos de valorización. Los residuos urbanos son esencialmente heterogéneos. En general, el número de categorías depende del objetivo que se persiga, así una clasificación más completa podría ser la división en 10 categorías: 1. Papel-cartón; 2. Telas; 3. Plásticos; 4. Metales; 5. Vidrio; 6. Materia orgánica; 7. Huesos; 8. Restos combustibles no clasificados; 9. Restos incombustibles no clasificados y Finos e inferiores a 20 mm. Esta clasificación es necesaria si se desea hacer un estudio de los diferentes procesos de valoración de los residuos.

2.4.3. Los residuos sólidos urbanos en los PEID

La producción de RSU de un país depende del número de habitantes y de la producción per capita. A su vez, como se ha comentado, la producción de RSU por habitante depende de diferentes factores como nivel de vida de la población, época del año, localización geográfica y modo de vida de sus habitantes, entre otros. Por lo tanto, la heterogeneidad de los PEID, sus diferentes poblaciones y niveles económicos, implica que la producción de residuos urbanos en ellos sea diversa. No obstante, también habría que tener en cuenta la afluencia de turistas, dada la importancia que este sector tiene en muchos de estos PEID.

Las **Tablas 10, 11 y 12** muestran las poblaciones de los PEID en las regiones del Caribe, Pacífico y AIMS, respectivamente.

Tabla 10: Poblaciones de los PEID de la Región del Caribe.

Caribe	Población Total	Población Rural	% del Total
Anguila	14000	ND	ND
Antigua y Barbuda	90000	63000	70,0
Aruba	103000	55000	53,4
Las Bahamas	377000	58000	15,4
Barbados	285000	155000	54,4
Belize	332000	185000	55,7
Islas Bermudas	65000	ND	ND
Islas Vírgenes Británicas	28000	17000	60,7
Islas Caimán	58000	ND	ND
Cuba	11266000	2804000	24,9
Dominica	72000	23000	31,9
República Dominicana	10404000	3034000	29,2
Granada	106000	64000	60,4
Guadalupe	466000	7000	1,5
Guayana	800000	572000	71,5
Haití	10317000	4527000	43,9
Jamaica	2784000	1331000	47,8
Martinica	404000	45000	11,1
Montserrat	5000	4000	80,0
Puerto Rico	3688000	33000	0,9
San Cristóbal y Nieves	54000	4000	7,4
Santa Lucía	182000	153	80,5
San Vicente y las Granadinas	109000	55000	50,5
Suriname	539000	159000	29,5
Trinidad y Tobago	1341000	1150	85,8
Islas Turcas y Caicos	33000	2000	6,1
Islas Vírgenes (EEUU)	107000	5000	4,7

ND: No Disponible.

Fuente: FAO, 2014_b.

Tabla 11: Poblaciones de los PEID de la Región del Pacífico

Pacífico	Población Total	Población Rural	% del Total
Samoa Americana	55000	3000	5,5
Islas Cook	21000	5000	23,8
Fiyi	881000	414000	47
Polinesia Francesa	277000	135000	48,7
Guam	165000	11000	6,7
Kiribati	102000	57000	55,9
Islas Marshall	53000	14000	26,4
Micronesia, Fed. Sts.	104000	80000	76,9
Nauru	10000	ND	ND
Nueva Caledonia	256000	99000	38,7
Niue	1000	1000	100
Islas Marianas del Norte	54000	4000	7,4
Palau	21000	3000	14,3
Papúa Nueva Guinea	7321000	6400000	87,4
Samoa	190000	153000	80,5
Islas Solomón	561000	441000	78,6
Timor Oriental	1133000	803000	70,9
Tonga	105000	80000	76,2
Tuvalu	10000	5000	50
Vanuatu	253000	188000	74,3

ND: No Disponible.

Fuente: FAO, 2014_b.

Tabla 12: Poblaciones de los PEID de la Región AIMS

AIMS	Población Total	Población Rural	% del Total
Bahrein	1332000	149000	11,2
Cabo Verde	499000	179000	35,9
Comoras	735000	528000	71,8
Guinea-Bissau	1704000	932000	54,7
Maldivas	345000	195000	56,5
Mauricio	1244000	725000	58,3
Santo Tomé y Príncipe	193000	69000	35,8
Seychelles	93000	42000	45,2
Singapur	5412000	ND	ND

ND: No Disponible.

Fuente: FAO, 2014_b.

Entre los varios problemas a los que se han enfrentado los PEID a través de los años, el aumento de la cantidad de residuos se está convirtiendo en uno de los principales problemas. Por lo tanto, el rápido aumento que se está produciendo en la generación de residuos, hace que los PEID se enfrenten a un grave problema de gestión de residuos sólidos (RSU). Además, los problemas de la escasez de tierras, la falta de recursos y de experiencia en el campo de la gestión de residuos reduce considerablemente el potencial de gestión de estos residuos en estas islas (UNEP, 1999).

La gestión de los RSU es un problema importante que afecta tanto a las economías de países desarrollados como en desarrollo debido a la creciente cantidad de residuos que se generan anualmente. Este incremento en la generación de residuos se asocia a menudo con el crecimiento económico, la mayor industrialización, el aumento de la población y los mejores niveles de vida (Kothari et al., 2014). Por lo tanto, la generación de residuos difiere de unos países a otros. Los países desarrollados generalmente tienen mayores tasas de generación de residuos que los países menos desarrollados. La **Tabla 13** muestra las tasas de RSU en las diferentes regiones geográficas de los PEID y el valor medio.

Tabla 13: Tasa de generación de RSU per cápita en los PEID

PEID	RSU kg/hab/d
Región del Caribe	1,61
Región del Pacífico	0,82
Región AIMS	1,56
Valor Medio	1,29

Fuente: Mohee et al, 2015.

Cotejando las tasas de generación de RSU entre los PEID, se puede observar que los PEID del Caribe poseen una mayor tasa de generación en comparación con los PEID del Pacífico y de AIMS. Esto se puede explicar por varios factores tales como estándares de vida y crecimiento económico.

El índice de desarrollo humano (IDH) es una medida del nivel de vida de un ciudadano. Tener un IDH más alto significa un mayor nivel de vida, por lo tanto, un mayor consumo y una mayor generación de residuos. En los PEID del Caribe, el IDH promedio es de 0.70 seguido de 0.69 en los PEID del AIMS y 0.63 en los PEID del Pacífico (Mohee et al., 2015). Por lo tanto, el mayor IDH en los PEID del Caribe corresponde a una mayor tasa de generación de RSU en ellos, seguidos por los PEID de AIMS y el Pacífico, respectivamente. Además, el PIB per cápita también es más alto en los PEID del Caribe y de AIMS (11,732 y 13,853 \$ USA respectivamente) en comparación con los 9,076 \$ USA en los PEID del Pacífico (Mohee et al., 2015). Con un PIB per cápita más alto, se producen más bienes y servicios y esto genera un volumen de residuos mayor. Aunque el PIB per cápita es más alto para los SIDS AIMS que para la región del Caribe, este último posee una alta tasa de generación de RSU. El PIB per cápita para los PEID de AIMS es anormalmente alto debido a la inclusión del PIB per cápita de Singapur, que es de 55.182 \$ USA (The World Bank, 2014). Otro hecho que justifica la baja tasa de generación de RSU en los PEID del Pacífico en comparación con los PEID del Caribe y AIMS es la cantidad de turistas que visitan los diferentes PEID. Debido a la baja cantidad de turistas que visitan los PEID del Pacífico en relación con los PEID del Caribe y AIMS (UN, 2010 citado por Mohee et al., 2015), la cantidad de desechos generados y, por lo tanto, la tasa de generación de RSU es considerablemente menor en comparación con los PEID del Caribe y AIMS.

Como dato de referencia, la producción de RSU en España y en la media de la Unión Europea (U₂₈) fue, respectivamente, de 434 kg/hab y 476 kg/hab en 2015 (Eurostat, 2017).

Además de la generación de residuos, la composición de los mismos es otro parámetro importante en el desarrollo de estrategias adecuadas para la gestión de los RSU. En base a la composición de los residuos generados en los PEID, se pueden implementar tecnologías apropiadas para su tratamiento. La **Tabla 14** muestra la composición media de los RSU en las distintas regiones geográficas de los PEID y el valor promedio. Como se puede observar, las composiciones de los residuos difieren solo ligeramente entre las tres regiones, debido a posibles similitudes en los patrones de consumo adoptados por las personas que viven en las distintas regiones geográficas de los PEID (Chandrappa y Das, 2012 citado por Moheer et al., 2015). La fracción principal de los RSU en las tres regiones es la correspondiente a la materia orgánica, siendo más alta en la región Aims (48%) y más baja en la región del Pacífico (41%). El valor promedio indica que la fracción principal de los RSU se compone de materia orgánica (44%), seguida de los materiales reciclables, es decir papel, plásticos, vidrio y metales (43%), aunque algunos PEID generan más materiales reciclables.

Tabla 14: Composición media de los RSU en los PEID

PEID	Papel y cartón	Metales	Vidrio	Plásticos	Materia Orgánica	Otros
Región del Caribe	15 %	7 %	7 %	13 %	46 %	12 %
Región del Pacífico	17 %	10 %	6 %	14 %	41 %	12 %
Región AIMS	11 %	7 %	2 %	12 %	48 %	20 %
Valor medio	16 %	8 %	6 %	13 %	44 %	13 %

Fuente: Mohee et al, 2015.

En cuanto al sistema de gestión de los residuos, la recogida y el transporte de los mismos son elementos funcionales importantes. En muchos PEID no hay un adecuado sistema de recogida lo que interrumpe el flujo de la gestión y los generadores de residuos recurren a prácticas ilegales y no deseadas, como tirarlos en sitios prohibidos y quemarlos sin ningún control. Estas prácticas dan como resultado efectos perjudiciales para la salud debido a la liberación de emisiones tóxicas durante la quema y la propagación de enfermedades causadas por vertidos ilegales (ADB, 2014 citado por Mohee et al, 2015). Las tasas de recogida de residuos en los PEID varían de altas a muy bajas y hay varias razones que explican esta diferencia (ADB, 2014). Mientras en algunos PEID la infraestructura está bien desarrollada, no ocurre lo mismo en otros donde las carreteras son demasiado estrechas o inaccesibles (ADB, 2014; Medina, 2011 citados por Mohee et al., 2015). Como resultado, los vehículos de recogida no pueden acceder a estas áreas y los residuos permanecen en su fuente de generación. Otro factor responsable de la baja recogida de residuos es la falta de fondos suficientes para proporcionar contenedores y vehículos de recogida adecuados (Al Ansari, 2012). La efectividad de los procesos de recogida y transporte se reduce mucho. Por lo tanto, los generadores de residuos recurren a la quema ilegal o al vertido en el mar como su opción de eliminación más cercana (UNEP, 1999).

Con respecto a las tecnologías de gestión de residuos, existen varias que pueden emplearse, tales como el reciclaje, el compostaje, la digestión anaerobia, los procesos termoquímicos y la disposición final en vertedero sanitario (Perla, 2010). Considerando el alto contenido de materia orgánica de los RSU en los PEID (Tabla 14) y la falta de espacio en los vertederos en la mayoría de los pequeños Estados insulares en desarrollo, el reciclaje de la fracción orgánica para su tratamiento mediante digestión anaeróbica es una de las tecnologías más apropiadas para el manejo de los RSU en los PEID. No obstante, antes de implementar cualquier técnica de gestión de residuos, es de suma importancia llevar a cabo una caracterización adecuada de los residuos para que el proceso de gestión de los mismos sea finalmente efectivo.

Es importante mencionar que un problema importante en los PEID es la falta de conocimiento de los generadores de residuos, es decir, del público en general, que amplifica las complicaciones y dificultades, ya presentes, en la gestión de los residuos sólidos de los PEID (Thaman et al., 2003; Prasertsan y Sajjakulnukit, 2006; Wangi, 2013, ADB, 2011 cited by Mohee et al., 2015). Squires (2006) discutió que la efectividad de un sistema de gestión de RSU puede verse afectada por los riesgos sociales debido a la participación pública insuficiente (Mohee et al., 2015). En consecuencia, el público en general debe ser sensibilizado y alentado a participar en programas de gestión de residuos a través de campañas de concientización adecuadas sobre gestión de residuos desarrolladas por el gobierno u organizaciones no gubernamentales (PNUMA, sin fecha; Wangi, 2013). Los ciudadanos locales deben estar al tanto de las regulaciones existentes que les impedirán recurrir a prácticas como el vertido ilegal o la quema de desechos en el patio trasero. Las campañas de sensibilización y conciencia ambiental a nivel educativo y comunitario pueden eventualmente ayudar a tener un sistema eficiente de manejo de residuos.

2.5. Lodos de EDAR

Las aguas residuales originadas en los núcleos urbanos son, fundamentalmente, de origen doméstico, existiendo en algunos casos aportes industriales. El volumen de aguas residuales generado por una población se estima en función de la dotación de agua por habitante y día que depende del grado de desarrollo del país y del tamaño de la ciudad. Estas aguas son tratadas en estaciones depuradoras de aguas residuales urbanas (EDAR) para que, una vez depuradas puedan reutilizarse, consiguiéndose de este modo reducir la contaminación causada por la actividad humana. Estas instalaciones, más o menos complejas, permiten depurar las aguas residuales urbanas sirviéndose de procesos físicos químicos y biológicos, siendo el resultado final de estas diferentes etapas de tratamiento un efluente con calidad adecuada para poder incorporarse a los cauces públicos y la generación de lodos. Los fangos o lodos biológicos son el producto de la retirada del exceso de biomasa sintetizada en el reactor biológico aerobio como consecuencia de la asimilación de la carga contaminante (sustrato) eliminada del agua residual afluente en el tratamiento secundario. Estas plantas de tratamiento concentran en los lodos los productos contaminantes que se separan en el proceso de depuración. Estos lodos deben ser sometidos a determinados procesos con el fin de disminuir su carga orgánica. Uno de los sistemas más empleados para su estabilización es la digestión anaerobia.

2.5.1. Producción de lodos

La determinación de la producción de lodos es compleja, y depende de muchos factores. A continuación, de forma orientativa, se dan las cantidades de lodos que se producen en los diferentes procesos de depuración que corresponden a la línea de agua. Los valores más significativos son: decantación primaria 110-170 kg/1.000 m³, valor típico 150; lodo activo (en exceso) 70-100 kg/1.000 m³, valor típico 85; filtros percoladores (en exceso) 55-90 kg/1.000 m³, valor típico 70; aireación prolongada (fango en exceso) 80-120 kg/1.000 m³, valor típico 100 (suponiendo que no hay tratamiento primario); laguna aireada (fango en exceso) 80-120 kg/1.000 m³, valor típico 100 (suponiendo que no hay tratamiento primario). En términos generales se puede decir que la cantidad de lodo generada es del orden de un 1% del caudal de agua tratada.

2.5.2. Características

Los parámetros que caracterizan un agua residual urbana son la DBO₅, los ST y los SS. Por término medio se generan 70 g DBO₅/hab.d, y 90 g SS/hab.d. El porcentaje de ST oscila entre el 2% y el 8% de los cuales entre un 60 y 80% son volátiles. Estos valores, junto con la dotación de agua, permiten estimar el volumen y la concentración del vertido de una población conociendo el número de habitantes.

La concentración media de DBO₅ oscila entre 250 y 350 mg/l y los SS alrededor de 300 mg/l. Por tratarse de vertidos diluidos con un bajo contenido en materia orgánica, los procesos que se aplican a estas aguas tienen exclusivamente una finalidad depurativa y no de aprovechamiento. Sin embargo, en el proceso de depuración de las aguas urbanas, se originan unos lodos que presentan una mayor concentración y que son sometidos a digestión anaerobia, obteniéndose metano que se aprovecha energéticamente.

2.5.3. Situación de las aguas residuales en los PEID

En los últimos años, el crecimiento económico y demográfico de los PEID ha ido en aumento, lo que provoca perturbaciones del medio natural. La mayoría de esos estados tiene una población reducida,

pero densa y en aumento que, generalmente, suma entre 100.000 y 700.000 personas, que se establecen principalmente en zonas de rápido desarrollo a lo largo de costas frágiles; el 30% de la población de las islas del Pacífico y el 60% de la población de las islas del Caribe vive actualmente en pueblos y ciudades, lo que ejerce presión sobre los recursos y aumenta la contaminación. Las ciudades en expansión, las nuevas urbanizaciones, la agricultura y la eliminación de residuos se disputan las tierras cada vez más escasas, lo que provoca el empobrecimiento de éstas y la desertificación. Los residuos y la contaminación se están convirtiendo en problemas graves. El crecimiento industrial está provocando un aumento de la proporción de residuos sólidos tóxicos y residuos no biodegradables; las aguas residuales urbanas no tratadas que se vierten en el mar, junto con la escorrentía agrícola, están destruyendo los arrecifes de coral y otros entornos de importancia fundamental para el turismo.

Los PEID del Pacífico se enfrentan a retos crecientes para proteger y administrar eficientemente sus limitados recursos de agua dulce. Hay varias acciones que se deberían tener en cuenta para garantizar la seguridad de agua dulce en los PEID. Entre estas, la intrusión de agua salada en acuíferos ocasionada por el cambio climático y causas relacionadas con las actividades humanas, se convierten en un desafío crítico. No obstante, aunque se reconoce que en gran medida la falta de datos imposibilita una evaluación fiable y detallada de la vulnerabilidad actual del país a este problema, su alcance va mejorando dentro de los marcos de gestión integrada del agua y gobernanza. Sin embargo, un entorno complejo donde se entrelazan las estructuras tradicionales y legales y una gobernanza fragmentada del agua obstaculiza el proceso de toma de decisiones. La magnitud de los desafíos futuros relacionados con los recursos hídricos dependerá de lo bien que se traduzcan los compromisos actuales incluidos en la legislación y en documentos de estrategia nacional. Prioridades clave en este proceso incluyen la inversión y mejora de las capacidades humanas y técnicas relacionadas con la ciencia del agua y la evaluación de los recursos y mantenimiento de campañas nacionales de concienciación pública.

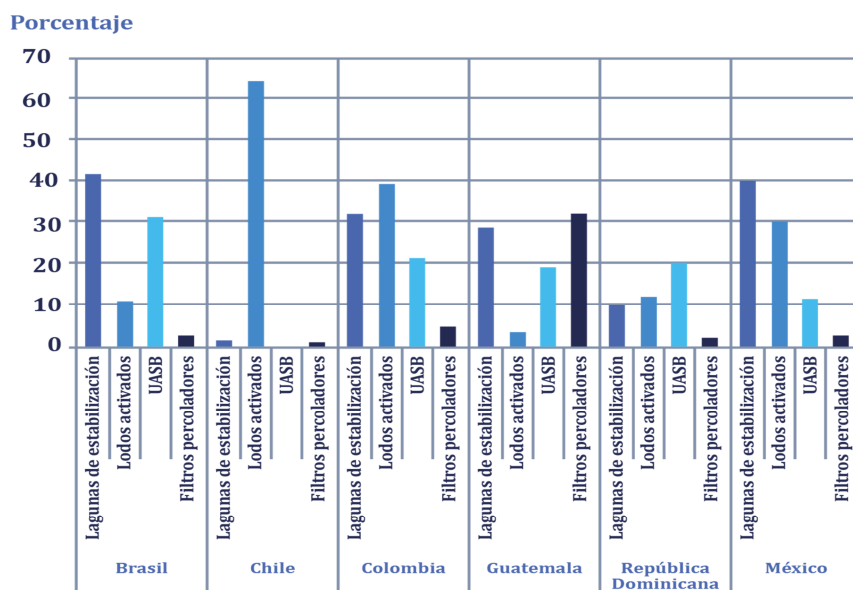
Varios proyectos del Fondo para el Medio Ambiente Mundial (FMAM) prevén la ordenación integrada de las zonas costeras para proteger a las pesquerías de las que depende la economía de muchos PEID, asegurar el transporte marítimo, que es vital para sus economías, y proteger los arrecifes de coral mediante el tratamiento de las aguas cloacales y otras medidas.

Ya en 1999, el FMAM financió el proyecto de demostración de enfoques innovadores para la rehabilitación de bahías muy contaminadas en el Gran Caribe, como continuación de un proyecto piloto ejecutado en la bahía de La Habana (Cuba), Puerto Limón (Costa Rica), la bahía de Cartagena (Colombia), y el puerto de Kingston (Jamaica). El proyecto piloto dio como resultado planes de inversión y de fortalecimiento institucional, e identificó fuentes de financiación para la aplicación de medidas correctivas, lo que eventualmente se tradujo en una aportación de más de 250 millones de \$ USA.

A través de todo el proyecto se está cofinanciando a nivel nacional para ayudar a Cuba y Jamaica a superar varios obstáculos importantes para la adopción de mejores prácticas de reducción de la contaminación de las aguas nacionales y las aguas internacionales adyacentes. El proyecto tiene como objetivo reducir la entrada de nitrógeno y fósforo a la bahía de La Habana y al puerto de Kingston y las aguas adyacentes del Gran Caribe, mediante la construcción, en un punto intermedio de la ribera del río Luyanó, de una planta de demostración sobre tratamiento integrado de aguas residuales.

Cabe destacar los proyectos piloto llevados a cabo en la provincia de Cienfuegos (Cuba) sobre protección de las cuencas de suministro de agua y la reducción de los efectos aguas abajo de la descarga de aguas residuales; reducción de la contaminación procedente de industrias en la cuenca baja del río Haina en la República Dominicana; mejora de la gestión del área de captación de Fond d'Or en Santa Lucía; reducción de la contaminación y los sedimentos procedentes de la cuenca hidrográfica del Courland, en Trinidad y Tobago, y protección del suministro de agua a partir del acuífero del valle de Basseterre en Saint Kitts y Nevis.

No hay información concreta relativa al tratamiento de las aguas residuales urbanas en PEID. En América Latina y el Caribe se tratan menos del 20% de las aguas residuales municipales, lo cual refleja la necesidad de inversión en el sector de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) en esta región y más concretamente en los PEID. La selección de la tecnología de tratamiento debe tener en cuenta los impactos ambientales generados y no sólo los aspectos técnicos y económicos. En este sentido, las emisiones de Gases de Efecto Invernadero (GEI) constituyen uno de los impactos ambientales relevantes del sector (Noyola, 2012). La **Figura 4** muestra las tecnologías más utilizadas en las PTAR de una muestra de seis países analizados, siendo uno de ellos la República Dominicana, PEID perteneciente a la región del Caribe (Noyola, 2012).



Fuente: Noyola, 2012.

Figura 4: Distribución por número y por país de las diversas tecnologías de tratamiento para aguas residuales municipales.

2.6. Mezcla de residuos: La Codigestión

Se conoce con el nombre de "codigestión anaerobia" al tratamiento anaerobio conjunto de residuos orgánicos de diferente origen y composición, con el fin de aprovechar la complementariedad de las composiciones para permitir perfiles de proceso más eficaces. Además de mejorar el proceso tiene otras ventajas como compartir instalaciones de tratamiento, unificar metodologías de gestión, amortiguar las variaciones temporales en composición y producción de cada residuo por separado, así como reducir costes de inversión y explotación. Desde hace tiempo se ha venido investigando la codigestión de distintos cosustratos, por poner un ejemplo, residuos ganaderos con residuos industriales (Ahring et al., 1992) o incluso algas (con o sin tratamiento) con cultivos energéticos (Ramos and Carreras, 2011 y 2012).

La principal ventaja de la codigestión radica en el aprovechamiento de la sinergia de las mezclas, compensando las carencias de cada uno de los sustratos por separado. Además de incrementar el potencial de producción de biogás, la adición de cosustratos fácilmente biodegradables confiere una estabilidad adicional al sistema. Además, unifica la gestión de estos residuos al compartir instalaciones de tratamiento, reduciendo los costes de inversión y explotación. La "codigestión" anaerobia permite por tanto aprovechar la complementariedad de la composición de los residuos para

hacer procesos más eficientes. Por poner un ejemplo, el contenido del carbono en el estiércol de bovino es excesivo, como lo es también el contenido de nitrógeno en el estiércol de cerdo; de ahí la posibilidad y ventaja de alimentar al digestor con las excretas mezcladas de varias especies animales, lo que permite balancear su contenido en nutrientes e incrementar así, la eficiencia del proceso de producción de biogás (Marañón, 2009).

Como cosustrato se pueden utilizar muchas materias orgánicas, empleándose mucho los residuos agrícolas, como pajas, o incluso cultivos energéticos, como el ensilado de maíz.

La codigestión anaerobia ha tenido un gran desarrollo en los últimos años, especialmente en Alemania que en los últimos 10 años ha multiplicado por 5 el número de plantas de biogás. Actualmente cuenta con más de 9.000 plantas (ver Figura 27, Capítulo 5) que tratan, principalmente, purín de cerdo en codigestión con ensilado de maíz.

Resumen del Capítulo 2

Los residuos biodegradables engloban subproductos y residuos orgánicos, que se pueden presentar en fase sólida y líquida, susceptibles de ser sometidos a procesos biológicos de tratamiento vía biometanización.

Un residuo se define mediante un conjunto de parámetros que indican el grado de contaminación que producen y determinan el tipo de proceso que se debe seguir para su tratamiento.

Se consideran residuos biodegradables potenciales, es decir aquellos que son susceptibles de ser tratados por digestión anaerobia para la generación de energía (biogás), principalmente los siguientes: residuos y vertidos de explotaciones ganaderas (estiércoles y purines), vertidos de agroindustrias, como los que se generan en la industria del café, destilerías, azucareras, cerveceras, etc., la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos y los lodos anaerobios de las estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR).

Asimismo, la codigestión anaerobia de residuos, o tratamiento conjunto de los mismos, puede ser una alternativa a tener en cuenta. Su viabilidad presenta una serie de ventajas como compartir instalaciones de tratamiento, unificar metodologías de gestión, amortiguar las variaciones temporales en composición y producción de cada residuo por separado, así como reducir costes de inversión y explotación.

En los últimos años, el crecimiento económico y demográfico de los PEID ha ido en aumento, lo que provoca perturbaciones del medio natural. La gestión de los RSU es un problema importante que afecta tanto a las economías de países desarrollados como en desarrollo debido a la creciente cantidad de residuos que se generan anualmente. Este incremento en la generación de residuos se asocia a menudo con el crecimiento económico, la mayor industrialización, el aumento de la población y los mejores niveles de vida. Por lo tanto, la generación de residuos difiere de unos países a otros. Los países desarrollados generalmente tienen mayores tasas de generación de residuos que los países menos desarrollados.

Existen varias deficiencias en el proceso de recogida y transporte de RSU por tener vehículos de recolección antiguos y carreteras angostas que son inaccesibles. Entre las prácticas de gestión de residuos en los pequeños Estados insulares, la mayoría de las veces se favoreció la eliminación de residuos mediante vertederos, vertidos ilegales y quema no controlada a expensas de tecnologías de tratamiento sostenibles, como el compostaje, la digestión anaeróbica y el reciclaje.

La efectividad de un sistema de gestión de RSU puede verse afectada por los riesgos sociales debido a la participación pública insuficiente (Mohee et al., 2015). En consecuencia, el público en general

debe ser sensibilizado y alentado a participar en programas de gestión de residuos a través de campañas de concientización adecuadas sobre gestión de residuos desarrolladas por el gobierno u organizaciones no gubernamentales (PNUMA, sin fecha; Wangi, 2013). Los ciudadanos locales deben estar al tanto de las regulaciones existentes que les impedirán recurrir a prácticas como el vertido ilegal o la quema de desechos en el patio trasero. Las campañas de sensibilización y conciencia ambiental a nivel educativo y comunitario pueden eventualmente ayudar a tener un sistema eficiente de manejo de residuos.

Además de la generación de residuos, la composición de los mismos es otro parámetro importante en el desarrollo de estrategias adecuadas para la gestión de los RSU. En base a en la composición de los RSM generados en los PEID, se pueden implementar tecnologías apropiadas para su tratamiento. La fracción principal de los RSU en las tres regiones es la materia orgánica, siendo más alta en la región Aims (48%) y más baja en la región del Pacífico (41%).

Considerando el alto contenido de materia orgánica de los RSU en los PEID y la falta de espacio en los vertederos en la mayoría de los pequeños Estados insulares en desarrollo, el reciclaje de la fracción orgánica para su tratamiento mediante digestión anaeróbica es una de las tecnologías más apropiadas para el manejo de los RSU en los PEID.

3. La Digestión Anaerobia o Biometanización

La degradación biológica de la materia orgánica biodegradable es un proceso que tiene lugar en el medio natural gracias a la acción de distintos microorganismos, que en función del medio en el que se desarrollan pueden ser aerobios, anaerobios o facultativos. Esta clasificación está basada en función de la presencia de aire, o más concretamente de oxígeno, en el medio. Así, los microorganismos aerobios necesitan oxígeno para su supervivencia, los anaerobios se desarrollan en ausencia de oxígeno y los microorganismos facultativos tienen la capacidad de sobrevivir en ambos ambientes.

De las diversas técnicas de tratamiento que permiten reducir la carga orgánica contaminante de los residuos, uno de los procesos que más se está empleando en la actualidad es el tratamiento por digestión anaerobia o biometanización. Éste es un proceso biológico mediante el cual la materia orgánica, en ausencia de oxígeno y por medio de un grupo de bacterias específicas (anaerobias), se degrada en una serie de productos gaseosos conocidos como biogás y un subproducto conocido como digestato o digerido (biol). Este tratamiento presenta un interés especial ya que, además de reducir la contaminación, da lugar a la producción de biogás, gas con un importante valor energético al estar constituido mayoritariamente por metano (55-65%).

Frente a los procesos aerobios, los tratamientos anaerobios presentan las ventajas de no necesitar aireación y de generar biogás que puede ser recuperado y utilizado con fines energéticos, permitiendo, en muchos casos, la autonomía o autosuficiencia de las plantas de tratamiento. Otro aspecto a tener en cuenta es la disminución de la generación de lodos, reduciéndose por tanto también los costes.

Sin embargo, hay que tener en cuenta, que la digestión anaerobia es un proceso complejo, que requiere cierto control para asegurar su correcto funcionamiento. Un ejemplo de esto es la sensibilidad a las sobrecargas orgánicas que pueden llegar a producir la desestabilización del proceso. La velocidad de degradación es baja en comparación con los tratamientos aerobios, y por lo tanto, se necesitan tiempos de retención elevados y en consecuencia, digestores de mayor tamaño.

Este proceso puede ocurrir de manera forzada en digestores anaerobios o de manera natural en vertederos controlados de RSU. Tanto la generación de biogás en digestores anaerobios como la extracción y utilización del biogás generado en los rellenos sanitarios de residuos sólidos urbanos (RSU) son procesos de interés en el área de la producción energética y se tratarán en capítulos posteriores. Además, en ambas situaciones se produce una mejora medioambiental importante ya que, la extracción del biogás de vertedero ofrece la posibilidad de reducir las emisiones de metano, gas que contribuyen de manera notable al efecto invernadero, y la digestión anaerobia de los residuos reduce de forma considerable el poder contaminante de éstos.

Analizando todos los factores, se puede concluir que la digestión anaerobia constituye una buena alternativa para tratar efluentes y/o residuos con alta concentración en materia orgánica biodegradable que por otra parte, como se ha visto en el capítulo anterior, son numerosos y problemáticos en los PEID.

En este capítulo se hace una reseña histórica del descubrimiento del biogás, se analizan las etapas del proceso biológico anaerobio y las distintas familias de microorganismos implicadas en cada una de ellas. Asimismo, se expondrán los parámetros que afectan al rendimiento del proceso y de los potenciales energéticos de algunos residuos.

3.1. Reseña Histórica: Descubrimiento del Biogás

La generación de Biogás a partir de la digestión anaerobia es uno de los procesos más comunes utilizado por la naturaleza para degradar la materia orgánica. Se sabe desde hace varios siglos que en la degradación de los residuos orgánicos se genera gas combustible. Fuentes muy antiguas indican que el uso de desechos y los "recursos renovables" para el suministro de energía no son conceptos nuevos, pues ya eran conocidos y utilizados mucho antes del nacimiento de Cristo.

Los inicios del biogás se han fijado en base a hechos históricos que dicen que el comienzo de la historia del biogás comienza en Asiria, en el siglo X a. C., indicando que hay evidencias de que se usó para calentar el agua de los baños públicos (Brakel, 1980; Lusk, 1998). Otros autores fijan los inicios, alrededor de 3000 años antes de Cristo, indicando que los sumerios ya practicaban la limpieza anaerobia de los residuos (Deublein y Steinhäuser, 2008). También hay datos que están basados en el relato del viaje de Marco Polo a China (Catai) (1278-1295) en el libro "Divisament du monde" (posteriormente conocido como "El Libro de las maravillas del mundo"), en el que se describen unos tanques cubiertos en donde se almacenaban las aguas residuales en la antigua China, pero no está claro si capturaban el gas o si le daban alguna utilidad, en este libro se dice que este hecho, está mencionado en la literatura china del tercer milenio antes de Cristo. Mucho más reciente, en el siglo XVI en Persia, hay constancia escrita del uso del biogás (Brakel, 1980; Lusk, 1998).

Al margen de estos hechos, más o menos anecdóticos, la ciencia del proceso de producción de biogás es tan antigua como puede ser la investigación científica e incluye los nombres de la mayoría de los investigadores más famosos del mundo. La primera anotación científica sobre el biogás se atribuye a Jan Baptista Van Helmont, en la primera mitad del siglo XVII (1630), quién determinó que de la descomposición de la materia orgánica se obtenían unos gases que eran inflamables (Abbasi et al, 2012) y Boyle, en 1682, anunció 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 (Stafford y Hawkes, 1980), el cual había sido definido años antes como "gas de los pantanos" por su descubridor, Shirley, en 1659.

En 1804, John Dalton describe la estructura química del metano y lo asocia con el biogás fue por tanto el que descubrió la presencia de metano en el gas. Fue Humphry Davy quien, en 1808, generó metano a partir de estiércol de ganado en recipientes cerrados de laboratorio; se toma este acontecimiento como el inicio de la investigación sobre biogás (Tietjen, 1975). Labor que continua, en parte, su alumno y luego célebre físico inglés Faraday, realizando algunos experimentos con el gas de los pantanos y el hidrocarburo identificado como parte de él. Es en 1821 cuando Avogadro elucida por primera vez la estructura química final del metano (CH_4).

Antoine Béchamp (alumno de Pasteur), en 1866, concluyó que la formación de metano durante la descomposición de la materia orgánica se producía a través de un proceso microbiológico. Louis 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. En 1884, obtuvo 100 litros de biogás por metro cúbico de estiércol gas al mezclar estiércol y agua a 35°C, sin la presencia de oxígeno.

Van Senu, en 1890, estudió las relaciones existentes entre las actividades de varios microorganismos). Más tarde, en 1906, Sohngen realizó su tesis doctoral sobre "El proceso microbiológico de la digestión anaerobia. Demostró que el hidrógeno reaccionaba entonces con dióxido de carbono para formar metano. También supuso que el ácido acético a través de la descarboxilación formaba metano. Esta suposición fue muy controvertida y se mantuvo durante décadas, pero ahora se sabe que es esencialmente correcta (McCarty et al. 1982).

Durante la década de los años 20 y 30 se realizaron muchas experiencias a nivel 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 es, a partir de los años 40, 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. Sin embargo, este interés fue decayendo por el consumo creciente de combustibles fósiles. Fue a partir de la crisis del petróleo de 1973 cuando resurgió el interés en la mecanización de los países europeos, se impulsaron programas de investigación y desarrollo, y se construyeron plantas industriales. Todas estas investigaciones han llevado a un mejor conocimiento del proceso que se resume en 4 etapas como veremos en el punto 3.4.

La Digestión anaerobia es una tecnología madura. Actualmente es de destacar el número de digestores que hay en el mundo, tanto de pequeño tamaño y bajo coste (véase Figura 9), como los de gran tamaño y tecnología más avanzada (véase Figura 25).

3.2. Beneficios ambientales y ventajas de la Digestión Anaerobia

La digestión anaerobia reúne a la vez dos importantes características que la diferencian del resto de tecnologías, tiene la capacidad de depurar y a la vez producir energía. A continuación, se enuncian los beneficios ambientales y ventajas de utilizar esta tecnología.

3.2.1. Beneficios ambientales de la digestión anaerobia

- Reduce del potencial contaminante de los residuos orgánicos. Estos residuos constituyen uno de los elementos más contaminantes de nuestro medio ambiente.
- Reduce de la contaminación de suelos y agua.
- Reduce de las emisiones de gases de efecto invernadero.
- Tiene beneficios adicionales en términos de cumplir con los objetivos en el marco del Protocolo de Kyoto.
- Menor potencial de contaminante de los lodos que se obtienen del proceso.
- Los nutrientes de los lodos obtenidos son más susceptibles de ser absorbidos por las plantas y así evitar la lixiviación en el suelo.
- Reduce los olores de los lodos agrícolas.
- Permite la gestión adecuada de los residuos.
- Se evita la proliferación de insectos.
- En zonas rurales se evita la tala de árboles para ser utilizados como combustible. Los biodigestores son una de las grandes posibilidades para evitar la tala desmedida ya que se puede obtener la energía del biogás.
- No se produce humo, como ocurre en la quema de biomasa, siendo éste uno de los males que afectan la salud de las mujeres del campo.

3.2.2. Ventajas de la digestión anaerobia

- La humedad de los residuos no es un problema.
- Se pueden tratar conjuntamente varios residuos (codigestión).
- Su consumo energético es muy inferior al de los procesos aerobios.
- Se produce en el proceso un gas combustible que puede ser fácilmente aprovechado.

- Se pueden conseguir ingresos adicionales por gestión de residuos.
- Son sistemas simples y fáciles de gestionar.
- Hay una amplia gama de tecnologías. Las más sencillas para el medio rural de países en desarrollo son de bajo costo.
- En el ámbito rural, se mejora la economía familiar al producir energía y la inversión es de bajo costo para la familia. Es una inversión para muchos años y el mantenimiento es de bajo coste. Las reparaciones del biodigestor son sencillas. Cuando se tiene un conocimiento mínimo de cómo manejarlo, se puede realizar sin problemas. El biogás es muy rápido para cocinar. Tiene una llama azul con una alta concentración de calor, lo que facilita una cocción rápida.

3.3. Biodegradabilidad de los componentes de la materia orgánica

Los residuos orgánicos están constituidos principalmente por tres grandes grupos, los glúcidos o hidratos de carbono, los prótidos o proteínas y los lípidos o las grasas. La digestión anaerobia es adecuada para el tratamiento de estos residuos ya que estos componentes tienen una muy buena biodegradabilidad. La **Tabla 15** muestra la biodegradabilidad de los principales componentes de la materia orgánica y los tipos de residuos en los que están mayoritariamente presentes.

Tabla 15: Origen y biodegradabilidad de los principales componentes de los residuos orgánicos

Componente	Presente en	Biodegradabilidad anaerobia
Azúcares	Remolacha o caña de azúcar. Subproductos de una azucarera o fábrica de golosinas, etc.	Excelente
Almidón	Excedentes de cereales, patatas, etc., subproductos de fábricas de snacks o de almidones, etc.	Excelente
Celulosa	Paja triturada, hierba, pulpas y pieles de frutas y verduras, etc.	Buena ¹
Proteínas	Subproductos animales, subproductos cárnicos, lácteos, o de la pesca, etc.	Excelente

¹Requiere mayores tiempos de retención.

Fuente: Ainia (2010).

A continuación, se describen las etapas de la degradación de estos componentes.

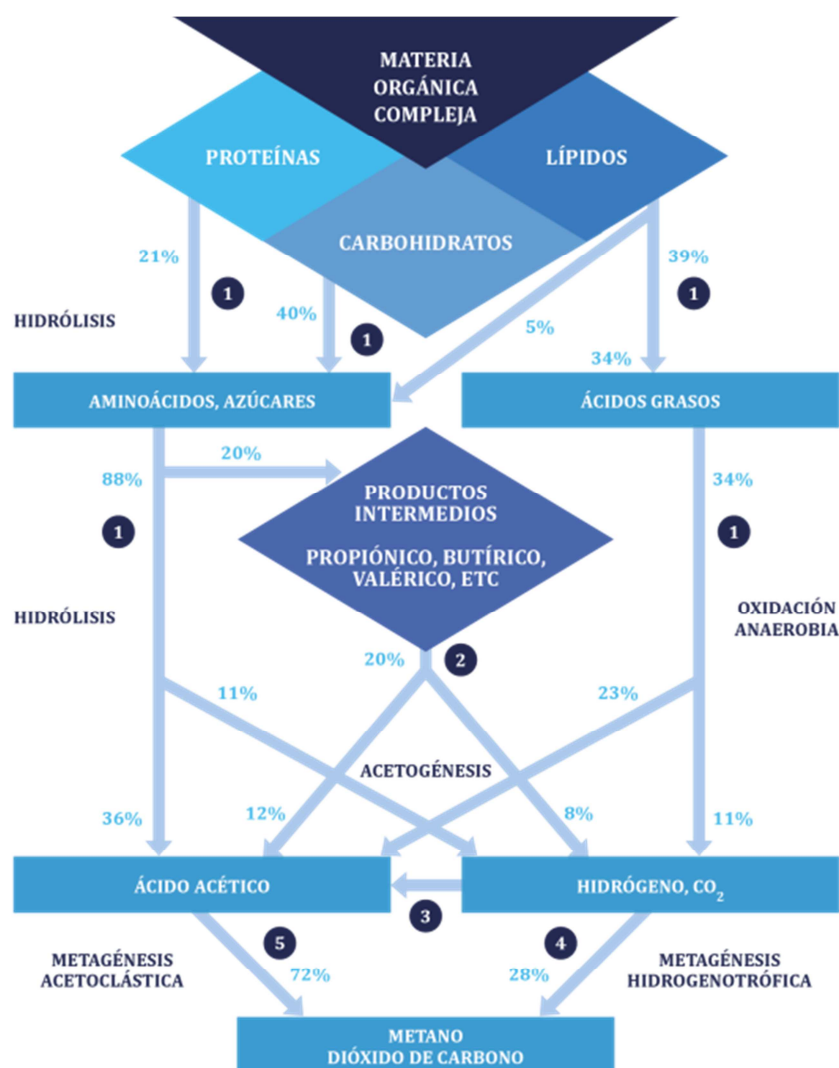
3.4. Etapas del Proceso Anaerobio

Como se ha hecho referencia, en el proceso de degradación anaerobia la materia orgánica se transforma por la acción de los microorganismos en un gas, conocido como "biogás" por su origen biológico, en materias orgánicas degradadas que continúan en disolución y en nuevos microorganismos. La degradación de la materia orgánica se realiza a través de una serie compleja de reacciones bioquímicas que son llevadas a cabo por distintas familias de microorganismos. Es por tanto un proceso muy complejo tanto por el número de reacciones bioquímicas que tienen lugar como por la cantidad de microorganismos involucrados en ellas. De hecho, muchas de estas reacciones ocurren de forma simultánea.

Los estudios bioquímicos y microbiológicos realizados hasta ahora dividen el proceso de descomposición anaerobia en cuatro fases o etapas:

1. Fase de Hidrólisis
2. Fase Acidogénica o Fermentativa
3. Fase Acetogénica
4. Fase Metanogénica

Hay que tener en cuenta que alguna de estas cuatro etapas puede ser la etapa limitante en cuanto a la velocidad global de la reacción. La etapa de hidrólisis puede ser la etapa limitante del proceso global cuando se trata de sustratos complejos, como es el caso de algunos residuos agrícolas y biomasa residual, que presentan gran cantidad de sólidos (Lema y Méndez 1997). Sin embargo, se puede considerar que la etapa más lenta del proceso es la metanogénesis. En la **Figura 5** se muestra un esquema de las distintas etapas involucradas en el proceso de digestión anaerobia, los microorganismos que intervienen en cada una de ellas y los productos intermedios generados. Los números indican la población bacteriana responsable del proceso: 1: bacterias fermentativas; 2: bacterias acetogénicas que producen hidrógeno; 3: bacterias homoacetogénicas; 4: bacterias metanogénicas hidrogenotróficas; 5: bacterias metanogénicas acetoclásticas.



Fuente: Gujer, W., Zehnder, A.J.B., 1983.

Figura 5: Esquema de las reacciones de la digestión anaerobia

3.4.1. Fase de Hidrólisis

La hidrólisis es el paso inicial para la degradación anaerobia de sustratos orgánicos complejos, ya que los microorganismos únicamente pueden utilizar materia orgánica soluble que pueda atravesar su pared celular. Por tanto, es el proceso de hidrólisis el que proporciona sustratos orgánicos para las siguientes etapas del proceso anaerobio. La hidrólisis de estas moléculas complejas es llevada a cabo por la acción de enzimas extracelulares producidas por microorganismos hidrolíticos y puede ser la etapa limitante de la velocidad global del proceso sobre todo cuando se tratan residuos con alto contenido de sólidos.

La materia orgánica está constituida fundamentalmente por tres tipos básicos de macromoléculas: hidratos de carbono, proteínas y lípidos. Durante la hidrólisis, las bacterias transforman los sustratos orgánicos en monómeros y polímeros solubles, es decir las proteínas, los hidratos de carbono y las grasas se transforman respectivamente en aminoácidos, monosacáridos y ácidos grasos.

La velocidad de degradación de los materiales lignocelulósicos compuestos principalmente por lignina, celulosa y hemicelulosa, es tan lenta que suele ser la etapa limitante del proceso de hidrólisis. Esto es debido a que la lignina es muy resistente a la degradación por parte de los microorganismos anaeróbicos afectando también a la biodegradabilidad de la celulosa, de la hemicelulosa y de otros hidratos de carbono. La tasa de hidrólisis, en general, aumenta con la temperatura y depende, también, del tamaño de las partículas, debido fundamentalmente a la disponibilidad de superficie para la adsorción de las enzimas hidrolíticas. Los pretratamientos fisicoquímicos, cuyo principal efecto es la reducción del tamaño de las partículas, producen un aumento en la tasa de hidrólisis, y si esta fase es la limitante del proceso anaerobio, supone un beneficio para el proceso general, produciendo menores tiempos de retención y tamaños de reactor menores.

3.4.2. Fase Acidogénica

Durante esta etapa tiene lugar la fermentación de las moléculas orgánicas solubles en compuestos que pueden ser utilizados directamente por las bacterias metanogénicas (acético, fórmico, H_2) y compuestos orgánicos más reducidos (ácido propiónico, ácido valérico, ácido láctico y etanol, principalmente) que tienen que ser oxidados por bacterias acetogénicas en la siguiente etapa del proceso.

La formación de un ácido u otro depende de la concentración de H_2 en el medio. Cuando la concentración de H_2 en el gas producido es muy baja (5 a 50 ppm), se forma preferentemente ácido acético. Cuando aumenta la concentración de H_2 , se observa que disminuye la concentración de acético y aumenta la fracción de ácidos de cadena más larga como propiónico, butírico, etc.

En esta fase también se producen alcoholes. La cinética del proceso es relativamente rápida, las bacterias productoras de ácido son de crecimiento rápido, ya que tienen un tiempo mínimo de doblaje de 30 minutos. Las bacterias implicadas son facultativas.

3.4.3. Fase Acetogénica

En la tercera etapa, conocida como acetogénesis, el resto de los productos de la acidogénesis, es decir, el ácido propiónico, ácido butírico y alcoholes, entre otros, son transformados por las bacterias acetogénicas en hidrógeno, dióxido de carbono y ácido acético (Figura 3). Las moléculas orgánicas de pequeño tamaño, sobre todo ácidos grasos volátiles (AGV), se transforman en acético. El metabolismo de estas bacterias está inhibido por elevadas concentraciones de hidrógeno. Las bacterias responsables son facultativas y viven en estrecha colaboración con las bacterias metanogénicas, sólo pueden sobrevivir en simbiosis con el género que consume hidrógeno.

Estas bacterias tienen un crecimiento más lento que las acidogénicas, siendo su tiempo mínimo de doblaje de 1,5 a 4 días.

3.4.4. Fase Metanogénica

Constituye la etapa final del proceso, en el que compuestos como el ácido acético, hidrógeno y dióxido de carbono son transformados en CH_4 y CO_2 .

Las bacterias implicadas constituyen un único grupo compuesto por varias especies de diferente forma y estructura celular. Son anaerobias estrictas. Se encuentran en la naturaleza en organismos vivos (panza de rumiantes), y en ausencia total de oxígeno. Se distinguen dos tipos principales de microorganismos, los que degradan el ácido acético (bacterias metanogénicas acetoclásticas) y los que consumen hidrógeno (bacterias metanogénicas hidrogenotróficas). La principal vía de formación del metano es la primera, con alrededor del 70% del metano producido.

Las bacterias metanogénicas acetoclásticas producen metano a partir de acetato. Tienen un crecimiento lento (tiempo mínimo de doblaje de 2 a 3 días) y no se ven afectadas por la concentración de hidrógeno en el biogás.

Las bacterias metanogénicas consumidoras de hidrógeno producen metano a partir de hidrógeno y CO_2 . Esta reacción tiene una doble función en el proceso de digestión anaerobia, por un lado se produce metano, y por otro se elimina el hidrógeno gaseoso.

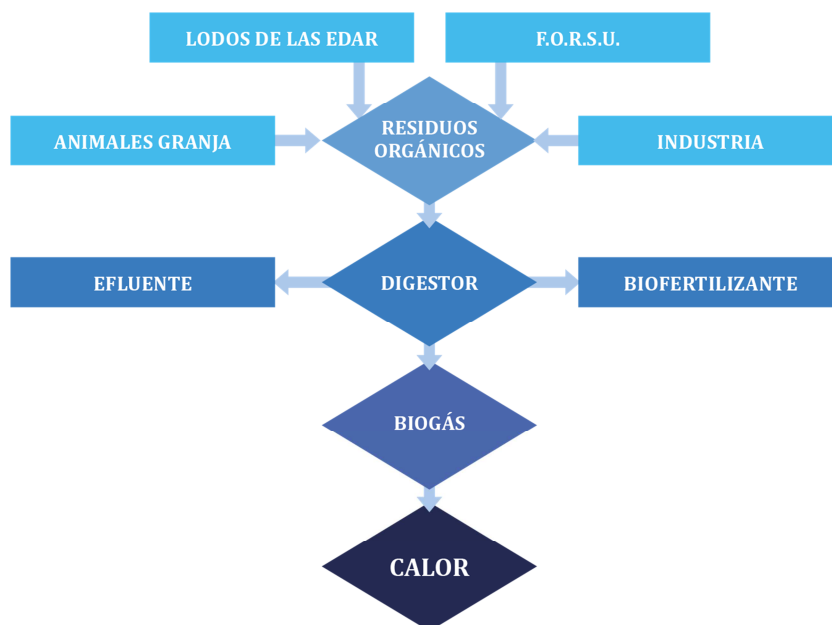
3.4.5. Formación de ácido sulfhídrico

Además de las bacterias descritas, también existen en los digestores anaerobios un grupo denominado sulfobacterias, que tienen especial importancia en presencia de sulfatos (Espinosa-Chávez, 2007). Las sulfobacterias son organismos capaces de reducir los sulfatos a sulfuros. Su importancia es grande ya que pueden entrar en competencia con las metanobacterias disminuyendo la formación del metano. Por otra parte, las sulfobacterias también son capaces de reducir los sulfatos utilizando el hidrógeno producido por las bacterias formadoras de ácidos. En este caso, el hidrógeno no puede ser utilizado por las bacterias metanogénicas. Por ello, es importante controlar la presencia de sulfatos en el medio ya que, además de afectar a las metanobacterias, la presencia de ácido sulfhídrico en el biogás puede afectar por su corrosividad al aprovechamiento energético del biogás (Hidalgo y García, 2001).

3.5. Productos Finales del proceso de Digestión Anaerobia

La digestión anaerobia de la materia orgánica da lugar a dos subproductos, un compuesto gaseoso conocido como biogás y un efluente estabilizado conocido como digestato o digerido.

La **Figura 6** recoge un esquema de las aplicaciones y los productos que se pueden obtener en un proceso de digestión anaerobia.



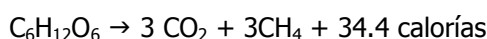
Fuente: Elaborado por el autor a partir de la información recopilada.

Figura 6: Aplicaciones y productos del proceso de digestión anaerobia.

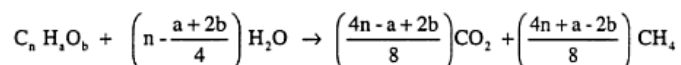
3.5.1. El Biogás

El denominado biogás es la mezcla gaseosa que se obtiene de la descomposición de la materia orgánica en condiciones anaeróbicas. Se produce por tanto como resultado de la degradación de la materia orgánica en ausencia de aire por la acción de microorganismo.

La ecuación global del proceso se podría resumir con la siguiente ecuación:



La cantidad de biogás producido en la digestión anaerobia depende de la composición del sustrato. Para compuestos degradables sencillos puede determinarse con una buena aproximación por la estequiometría siguiente:



Según esta ecuación se puede deducir que por cada kg de DQO eliminada, es decir que la degradación anaerobia completa de 1 kg de DQO, teóricamente se obtienen 0,35 m³ de metano, medidos en condiciones normales. Conociendo la composición en volumen de biogás, se puede determinar el volumen del mismo a generar (Marañón E., et al, 1998).

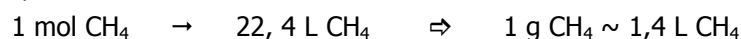
¿Cuánto gas metano puede generarse a través de la degradación anaeróbica completa de 1 kg de DQO en condiciones normales de presión y temperatura?

1.- Cálculo de la DQO equivalente de metano



2.- Conversión de la masa de metano en el volumen equivalente

Teniendo en cuenta que 1 mol de un gas en condiciones normales de presión y temperatura ocupa 22,4 L



3.- Generación de metano en función de la DQO eliminada

$$1 \text{ g CH}_4 \sim 4 \text{ g O}_2 \text{ (DQO)} \sim 1,4 \text{ L CH}_4 \Rightarrow 1 \text{ kg de DQO produce } 0,35 \text{ m}^3 \text{ CH}_4$$

Es decir, la degradación completa de 1 kg de DQO produce 0,35 m³ CH₄.

La producción total de biogás depende fundamentalmente de la cantidad de alimento consumido por las bacterias o, dicho de otra forma, de la cantidad de sustrato eliminado en el proceso. Dicho sustrato suele expresarse normalmente por la demanda química de oxígeno (DQO) y por los sólidos volátiles. A continuación, se aportan tablas de producción potencial de biogás a partir de distintos sustratos. La **Tabla 16** muestra valores de producción potencial de biogás a partir de diferentes residuos en función del contenido en sólidos totales.

Tabla 16: Producción potencial de biogás a partir de distintos residuos

Residuo	Biogás Potencial (Nm ³ /t ST)	Riqueza en metano (%)
Residuos Urbanos	400-700	60-65 (%)
Lodos EDAR	380-400	65-75
Purín de cerdo	250-350	65-70
Lodos lácteos	950-1100	75
Lodos papelera	180-210	55
Papel prensa	80-100	50
Paja de trigo	200-250	65

Fuentes diversas: Kübler (1999), Abring (1992), Slessor y Lewis (1979), Flotats (2000), Mata (1999), etc.

En la **Tabla 17** se muestran valores de producción de biogás en función de la cantidad de residuo a digerir, así como características, para diferentes residuos agroindustriales.

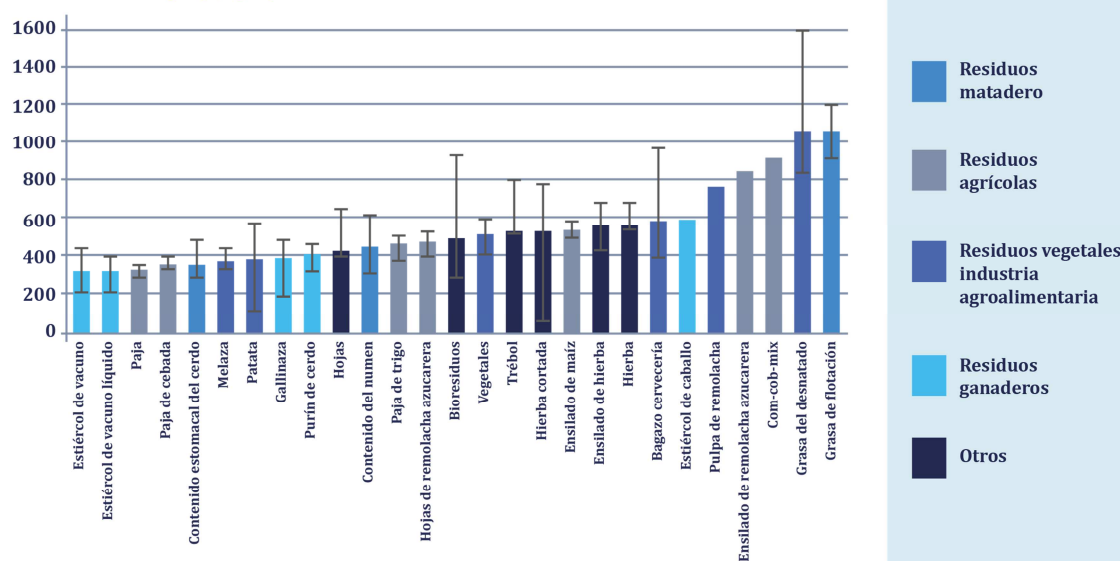
Tabla 17: Producción de biogás a partir de distintos residuos agroindustriales

Tipo	Contenido orgánico	Sólidos Volátiles (%)	Producción de biogás (m ³ /t)
Intestinos + contenidos	Hidratos de carbono, proteínas, lípidos	15-20	50-70
Aceites de pescado	30-50% lípidos	80-85	350-600
Suero	75-80% lactosa, 20-25% proteínas	7-10	40-55
Suero concentrado	75-80% lactosa, 20-25% proteínas	18-22	100-130
Hidrolizados de carne y huesos	70% proteínas, 30% lípidos	10-15	70-100
Mermeladas	90% azúcares, ácidos orgánicos	50	300
Aceite de soja/margarinas	90% aceites vegetales	90	800-1.000
Lodos residuales	Hidratos de carbono, lípidos y proteínas	3-4	17-22
Lodos residuales concentrados	Hidratos de carbono, lípidos y proteínas	15-20	85-110
FORSU separado en origen	Hidratos de carbono, lípidos y proteínas	20-30	150-240

Fuente: Angelidaki, I. y Ahring, B.K. 1997

Los potenciales de producción de biogás de algunos residuos orgánicos de la industria alimentaria y de la fracción orgánica de residuos urbanos se muestran en la **Figura 7**.

Producción de biogás (L/kg sv)



Fuente: Ainia, Probiogás 2010.

Figura 7: Potencial máximo de biogás de residuos de la industria agroalimentaria

En relación a la producción de biogás en Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (EDAR's), según Eckenfelder los valores máximos de producción de biogás por fango de la EDAR son: 1-1.25 m³/kg SV destruidos y 0.30-0.42 m³ CH₄/Kg DQO destruida. También la producción del biogás puede ser estimada a partir de una base per cápita, según Metcalf, el rendimiento normal es de 15 a 22 m³/10³ hab.día en depuradoras con tratamiento primario. En depuradoras con tratamiento secundario la producción se incrementa a 28 m³/10³ hab.día.

La **Tabla 18** muestra el potencial de producción de biogás de distintos residuos ganaderos en función del contenido de sólidos volátiles, así como algunas características de estos residuos.

Tabla 18: Producción potencial de biogás de distintos residuos ganaderos en función del contenido en SV del residuo y algunas características de estos residuos

Residuo	ST (%)	SV (%)	C/N	Prod. biogás (m ³ kg ⁻¹ SV)	TRH (d)	CH ₄ (%)
Purín de cerdo	3-8 ¹	70-80	3-10	0,25-0,50	20-40	70-80
Estiércol	5-12 ¹	75-85	6-20 ²	0,20-0,30	20-30	55-75
Gallinaza	10-30 ¹	70-80	3-10	0,35-0,60	>30	60-80

¹ Según dilución ² Según presencia de paja

Fuente: Steffen, R. et al (1998).

La **Tabla 19** muestra el potencial de producción de biogás de distintos residuos ganaderos y residuos humanos en función de la cantidad de residuo tratado.

Tabla 19: Producción potencial de varios tipos de residuos

Tipo de Residuo	Producción de Biogás (m^3kg^{-1})
Estiércol	0,023-0,04
Purín de cerdo	0,04-0,059
Gallinaza	0,065-0,116
Humano	0,02-0,028

Fuente: Buxton and Brian (2010).

La composición del biogás y sus propiedades energéticas se tratarán en el Capítulo 7.

3.5.2. El Digerido o Biol

El proceso de digestión anaerobia produce un subproducto comúnmente conocido como digestato, o también llamado biol en determinados países. Es otro producto resultante de la degradación anaerobia y se puede decir que es la mezcla del influente estabilizado y la biomasa microbiana producida. Para un mismo residuo, el tipo de digestor y los parámetros de operación empleados determinan la calidad del lodo digerido en cuanto al nivel de contaminación y de organismos patógenos. Como ya se ha comentado, durante el proceso anaerobio parte de la materia orgánica se transforma en metano, por lo que el contenido en materia orgánica del digestato es menor que en el influente. Según Lindemeyer (2008), la reducción de la relación C/N es beneficiosa cuando el producto final es para fines agrícolas. Las características de un digestato tipo se muestran en la **Tabla 20**.

Tabla 20: Características de un digerido tipo.

Parámetro	Digestato tipo
Sólidos Totales	6%
Sólidos volátiles	69%
pH	7,6 – 8,8
C/N	1,5/1
Nitrógeno	15%
Potasio	4,70%
Fósforo	0,70%
Calcio	0,34%
Azufre	0,30%
Magnesio	0,19%

Fuente: WRAP, 2013.

Existen diferentes estrategias de gestión del digestato y la idoneidad de una u otra vendrá condicionada por las características del entorno, los objetivos planteados y la escala del tratamiento. La valorización agrícola de los digeridos se centra fundamentalmente en dos aspectos: la utilización directa del digerido como fertilizante y la separación sólido-líquido, con utilización de la fracción de la fracción sólida para la preparación de abonos de alto valor añadido mediante compostaje y el uso de la fracción líquida como fertilizante líquido (Bernal, et al. 2010).

a) Uso del digestato como fertilizante

La utilización directa de los digeridos en la agricultura, debe considerarse una opción de valorización de dichos subproductos obteniendo un beneficio para el suelo y los cultivos. En este sentido, es necesario que exista un equilibrio entre las necesidades de los cultivos y la producción anual de digeridos producidos en los procesos de digestión anaerobia de residuos y subproductos ganaderos y agroindustriales. La cantidad de digestato debe determinarse en función de parámetros tales como: estabilidad, nivel de higienización, presencia de compuestos contaminantes e impurezas y del contenido en nutrientes y de materia orgánica.

b) Gestión independiente de la fracción sólida y de la fracción líquida, Separación sólido-líquido

El proceso de separación de fases permite dividir el digerido en dos fracciones diferentes, una sólida (digestato sólido), con un contenido en sólidos superior al del digestato original, y una líquida (digestato líquido), que contiene elementos disueltos y en suspensión. La separación sólido-líquido no cambia el contenido de componentes presentes en el digestato, pero con este tratamiento físico se consigue una redistribución de los constituyentes y, por lo tanto, mejora la capacidad de gestión de las fases obtenidas. De este modo se favorece el uso de diferentes líneas de tratamiento, transporte y aplicación al suelo para cada una de las dos fases obtenidas (Bernal, et al, 2010).

Existen diferentes sistemas de separación como son:

- La decantación natural: es la opción más económica para separar las partículas en suspensión, pero que sólo se debe considerar cuando las exigencias de separación sean bajas.
- Los sistemas mecánicos de separación: que se clasifican dependiendo del tipo de fuerza utilizado en el proceso en sistemas por gravedad, compresión o centrifugación.

3.6. Factores que influyen en la operación y control de los procesos anaerobios

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: Mantener la máxima actividad de los microorganismos, Mantener una concentración mínima de productos intermedios y Aumentar la velocidad de aquella etapa que limite globalmente el proceso.

A) 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 en los procesos anaerobios son:

3.6.1. Fase de arranque. Inóculo inicial

Para algunos sustratos orgánicos que carecen de microorganismos adecuados, como es el caso de algunas aguas industriales, se necesita contar con un inóculo de bacterias anaerobias que lleve a cabo la degradación. Por otro lado, la baja velocidad de crecimiento de los microorganismos hace necesario utilizar un inóculo inicial que aporte la cantidad suficiente de bacterias.

Los inóculos más utilizados son los procedentes de otro digestor, ya que el empleo de microorganismos comerciales liofilizados no acaba de imponerse (Fernández-Polanco y García, 2000). Por su mayor abundancia se utilizan como inóculos lodos de digestores anaerobios que tratan residuos urbanos y/o residuos ganaderos, y en ocasiones también se utilizan lodos de reactores anaerobios industriales. Los microorganismos presentes en el inóculo deben aclimatarse a las nuevas condiciones de operación y al nuevo medio. Una concentración inicial de inóculo del 5% suele ser suficiente para conseguir la actividad de la primera etapa del proceso anaerobio (Balaza et al., 2003).

La puesta en marcha del digestor requiere trabajar inicialmente con velocidades de carga orgánica moderadas y controlar constantemente los parámetros de operación. Los digestores que han sido arrancados lentamente ofrecen a la larga una mayor estabilidad. Los tiempos de arranque habituales fluctúan entre 1 y 4 meses, dependiendo del sustrato y de la tecnología empleada, como se verá en el siguiente capítulo.

3.6.2. pH

Es un parámetro importante en la digestión anaerobia. Los diferentes grupos bacterianos presentes en el proceso presentan unos niveles de actividad óptimos en torno a la neutralidad, entre los siguientes valores:

- o Bacterias fermentativas: entre 7,2 y 7,4
- o Bacterias acetogénicas: entre 6,0 y 6,2
- o Bacterias metanogénicas: entre 6,5 y 7,5

Para que el proceso se desarrolle satisfactoriamente, el pH no debe bajar de 6,0 ni subir de 8,3 (Banaza et al., 2003). Si el pH del medio es inferior a 6,5, comienza a disminuir la actividad de las bacterias metanogénicas acetoclásticas, mientras que a pH inferior a 5,5, su actividad cesa completamente. Por debajo de 4,5 se detiene la actividad de todos los microorganismos implicados (Lema y Méndez, 1997). Para que todo el proceso anaerobio se desarrolle adecuadamente en un único digestor, el pH debe tener un valor alrededor de 7, debe mantenerse entre 6,6-7,6 (Rittmann y McCarty, 2001). Una de las dificultades es el mantenimiento de pH por encima de 6,6. Los ácidos orgánicos son productos intermedios producidos por los microorganismos. La presencia de una concentración demasiado alta de ácidos orgánicos disminuye el pH, disminuye la producción de metano, y puede causar la acidificación o parada del digestor (Rittmann y McCarty, 2001).

El valor del pH no sólo 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 sea muy pobre en metano y, por tanto, tiene menos cualidades energéticas.

3.6.3. Alcalinidad

Se define como la capacidad del medio para neutralizar el ácido, es decir es una medida de la capacidad tampón del medio (Rittman y MacCarty, 2001). Mantener un valor óptimo de alcalinidad en el digestor es muy importante, ya que amortigua (o tampona) los repentinos cambios de pH producidos por la generación de ácidos grasos volátiles. Se requiere una alcalinidad del bicarbonato de, al menos, 500-900 mg/l de CaCO_3 para un pH mayor de 6,5 (Rowse, 2011). La cal, el hidróxido de sodio, y el amoníaco son tres de los productos químicos menos caros disponibles para la adición de alcalinidad. Otros autores recomiendan que el valor de alcalinidad del bicarbonato esté comprendido entre 1.500 y 5.000 mg/l CaCO_3 . Además de los ya citados, también se pueden añadir, para mantener y/o aumentar la alcalinidad, reactivos como el carbonato cálcico o el bicarbonato sódico. Estudios previos han demostrado que valores de la alcalinidad del bicarbonato por encima de 2500 mg/l aseguran un buen control del pH y una adecuada estabilidad del sistema. La concentración de ácidos volátiles bajo condiciones estables suele estar entre 50 y 100 mg/l. Si se mantiene una relación constante ácidos volátiles/alcalinidad < 0,25, se asegura la capacidad tampón del sistema

(Water Environmental Federation, 1998) (Energía de la Biomasa, 2010). La disolución de CO₂ también permite aumentar la alcalinidad original del influente, por lo que la recirculación de parte del efluente hace posible el tratamiento sin necesidad de añadir reactivos.

3.6.4. Ácidos grasos volátiles (AGV)

Este parámetro es de control específico de los digestores anaerobios. Los ácidos grasos volátiles (AGV o VFA siglas en inglés) a considerar son: fórmico, acético, propiónico y valérico, aunque los dos más abundantes son el acético y el propiónico. La acumulación de AGV en el digestor es un síntoma inequívoco de desestabilización causada por el desacople de las reacciones de producción y eliminación de estos compuestos. Los AGV actúan como inhibidores del proceso anaerobio. En un digestor maduro y estable, la concentración de AGV es inferior a 500 mg/l. La inhibición no se alcanza hasta valores próximos a 5.000 mg/l.

3.6.5. Potencial redox

Al ser las bacterias metanogénicas anaerobias estrictas, su tolerancia a los cambios en el potencial redox es menor que la de otras especies implicadas. En cultivos puros las bacterias metanogénicas requieren un potencial redox de entre -300 mV y -320 mV para asegurar el ambiente fuertemente reductor que estas bacterias necesitan para su óptima actividad. Dirasian realizó estudios del proceso de digestión midiendo en continuo el potencial redox en un digestor. A partir de dicha investigación, llegó a las conclusiones que se muestran en la **Tabla 21** (Montes, 2008).

Tabla 21: Potencial Redox y Digestión

Potencial (mV)	Digestión
-520 a -530	Óptima
-510 a -540	Buena
-495 a -555	Límites admisible
Fuera del límite anterior	No posible

Fuente: Montes, 2008.

3.6.6. Temperatura

La temperatura es un parámetro muy importante. Como regla general, la tasa de crecimiento de bacterias se duplica cada aumento de 10°C en un rango de temperatura, que varía según las especies bacterianas. Los microorganismos metanogénicos son extremadamente sensibles a la temperatura. Existen tres rangos de temperatura: psicrófilo (5-20°C), mesófilo (25-45°C, siendo el óptimo de 35-37°C, por encima de 40°C puede producirse la desnaturalización de las enzimas) y termófilo (45-65°C, siendo el óptimo de 50-60°C) (**Figura 8**). Éste último rango se divide a su vez en termotolerantes (alrededor de 50°C pero también pueden vivir a 35°C) y estrictos (>45°C).

Las tasas específicas de producción de metano son de 50 a 100% más alto para la digestión anaeróbica termófila que para la digestión anaeróbica mesófila (Rittmann y McCarty, 2001).

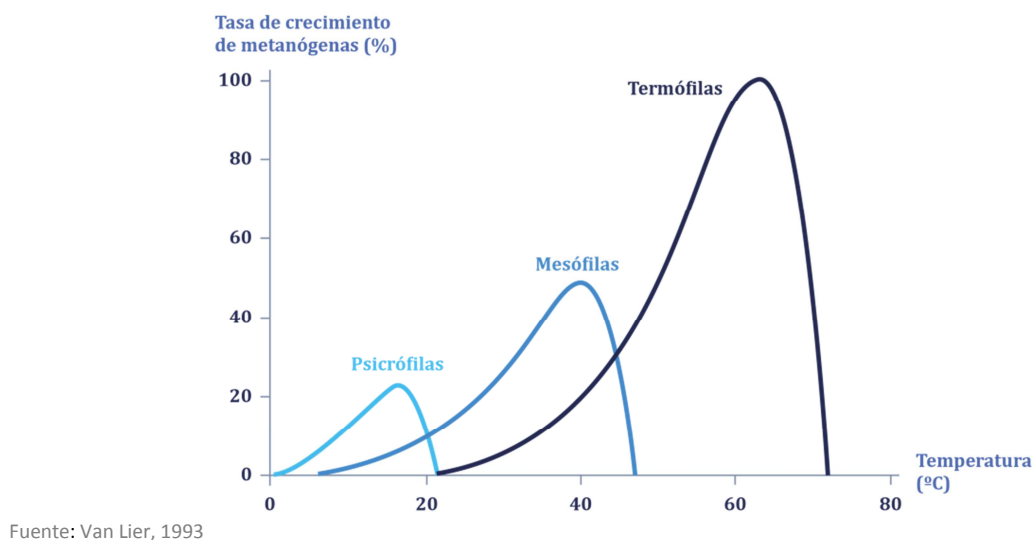


Figura 8: Efecto de la temperatura en la actividad anaeróbica.

Hasta el momento el rango psicrófilo ha sido poco estudiado y, en general, se plantea como poco viable debido a que sería necesario hacer digestores de gran tamaño. 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.

3.6.7. Nutrientes

Una de las ventajas inherentes al proceso de digestión anaerobia, frente a los procesos aerobios, es su baja necesidad de nutrientes derivada de sus 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.

El **carbono**, es la fuente principal de alimentación de las bacterias y componente principal del biogás. Procede especialmente de los hidratos de carbono contenidos en la biomasa (celulosa y azúcares), que serán posteriormente degradados por los microorganismos para su crecimiento. El problema se presenta cuando se combina la biomasa con lignina, ya que no es digerida con facilidad, como lo puede ser la celulosa, puesto que este compuesto es escasamente atacable por los microorganismos (a pesar de ser también una fuente de carbono), por ese motivo el periodo fermentativo tendría que ser más largo.

El **nitrógeno**, es una fuente importante para la síntesis de proteínas de los organismos vivos. La deficiencia de nitrógeno incapacita a las bacterias para metabolizar todo el carbono presente, lo que conllevaría a perder eficacia en la degradación. Por el contrario, un exceso de nitrógeno hace que, al no poder ser utilizado en su totalidad, se acumule en el medio, generalmente en forma de NH_3 (amoníaco), lo que provoca una disminución de bacterias o inhibición de su crecimiento, especialmente de las metanogénicas.

Por lo comentado, la relación C/N es un índice significativo referido a la digestibilidad y al rendimiento potencial de la biomasa. Su valor varía en función de la calidad u origen del sustrato de la biomasa.

Como se ha hecho referencia (apartado 2.1), el valor óptimo está comprendido entre 20 y 30. La **Tabla 22** muestra los valores de este parámetro para distintos residuos.

Tabla 22: Relación C/N para diferentes sustratos

Sustrato	Relación C/N
Purín de cerdo	18-20
Purín de vacuno	15-24
Gallinaza	15
Residuos de matadero	2-8
Residuos de cocina	25
Residuos de frutas	35
Lodos de depuradora	16
Pieles de patata	25
Cebada, arroz, trigo	60-90

Fuente: Flotats, 2008.

Diversos autores han estudiado la relación necesaria entre los nutrientes mayoritarios, considerando adecuado para la relación C/N el valor de entre 15-30/1. En el caso del **fósforo**, la relación C/P de es de entre 75-113/1 y respecto al nitrógeno se admite una relación de 1/5 a 1/7.

También, como valores orientativos pueden indicarse los siguientes (Fernández-Polanco y García 2000):

Tratamientos aerobios: $\text{DBO}_5/\text{N}/\text{P} = 100/5/1$

Tratamientos aerobios: $\text{DBO}_5/\text{N}/\text{P} = 100/0,5/0,1$

Las necesidades de **azufre** son menores que las del fósforo, la mayor parte de la biomasa contiene cantidad suficiente. Pero un exceso de azufre puede favorecer el desarrollo de las sulfobacterias, que convierten los compuestos azufrados en sulfuro de hidrógeno (H_2S), gas tóxico y de muy mal olor, y producir graves problemas de corrosión cuando se quema el biogás.

Por lo general, las aguas procedentes de la industria agroalimentaria, residuos ganaderos, lodos de depuradora de aguas residuales urbanas o la fracción orgánica de los residuos urbanos no necesitan de la adición de estos nutrientes en sistemas anaerobios. Algunas aguas son deficitarias en alguno de estos nutrientes, principalmente fósforo, el cual debe añadirse al tratamiento. Esta circunstancia tiene una incidencia económica significativa, ya que el fósforo soluble es caro. En alguna ocasión también pueden ser necesarios otros nutrientes (oligoelementos) como hierro, níquel, cobalto o molibdeno. Se ha observado que la adición de estos elementos, en concentraciones del orden de 50 a 100 nM, tienen un efecto positivo en la conversión del ácido acético (Sarasa, 2010).

3.6.8. Toxicidad e inhibición

Como ya se ha comentado, los indicadores principales que muestran inhibición en el proceso son:

- Disminución en la producción de metano
- Incremento de la concentración de AGV en el medio

El proceso de digestión anaerobia puede verse inhibido por la presencia de tóxicos en el sistema y afectar al desarrollo de la actividad bacteriana. Por otra parte, una sustancia puede ser considerada como tóxica dependiendo de su concentración. También la temperatura juega un papel importante en el efecto tóxico de determinados compuestos (amonio, sulfuro, ácidos grasos volátiles, etc.). Las bacterias metanogénicas son generalmente las más sensibles, aunque en general todos los grupos de microorganismos que participan en el proceso se ven afectados.

Las más importantes son:

- *Sustancias que se generan como productos intermedios:* H_2 , AGV, H_2S , etc. Un elevado nivel de H_2 es capaz de bloquear la marcha de la reacción. Los AGV pueden provocar una disminución del pH, mientras que la presencia de H_2S , generado a partir de los sulfatos contenidos en la alimentación, tiene efectos inhibidores.
- *Sustancias que entran en el digestor de forma accidental:* O_2 y tóxicos. Para evitar la entrada de oxígeno, los digestores trabajan con una ligera sobrepresión. La entrada masiva de oxígeno por causas accidentales inhibe el proceso, que se recupera sin mayor dificultad cuando se elimina el oxígeno, por arrastre con un gas o por acción de microorganismos facultativos.
- *Sustancias que acompañan a la alimentación:* antibióticos, metales.

Además de los comentados, los principales compuestos tóxicos son los siguientes:

- cationes alcalinos y alcalinotérreos
- amoníaco y amonio (en función del pH)
- metales pesados
- compuestos con enlaces carbono-carbono insaturados
- compuestos clorados
- cianuros

En las **Tablas 23 y 24** se muestra el efecto de la concentración de amoníaco y las concentraciones estimulantes e inhibidoras de algunos cationes en el proceso anaerobio, respectivamente.

Tabla 23: Efecto de la concentración de nitrógeno amoniacal en digestores anaerobios

Concentración de amoníaco (mg N/l)	Efecto
50 a 200	Beneficioso
200 a 1000	Sin efectos adversos
1500 a 3000	Inhibidor a pH entre 7,4 y 7,6
>3000	Tóxico

Fuente: Water Environment Federation, 1996.

Tabla 24: Concentraciones estimulantes e inhibidoras de cationes

Cación	Estimulantes	Concentración (mg/l)	
		Inhibidor moderado	Fuerte inhibidor
Calcio	100 a 200	2.500 a 4.500	8.000
Magnesio	75 a 150	1.000 a 1.500	3.000
Potasio	200 a 400	2.500 a 4.500	12.000
Sodio	100 a 200	3.500 a 5.500	8.000

Fuente: Water Environment Federation, 1996, 1998.

La **Tabla 25** muestra ciertos inhibidores comunes (Varnero, 2011), sin embargo estos valores deben tomarse como orientativos, porque las bacterias tienen la capacidad de adaptarse a condiciones que en un principio las afectaba notablemente.

Tabla 25: Inhibidores más comunes en el proceso microbiológico de la digestión

Inhibidores	Concentración inhibidora
SO₄⁼	5000 ppm
NaCl	40.000 ppm
Nitrato (según contenido de nitrógeno)	0,05 mg/ml
Cu	100 mg/l
Cr	200 mg/l
Ni	200 - 500 mg/l
ABS (detergente sintético)	20 - 40 mg/l
Na	3.500 - 5.500 mg/l
K	2.500 - 4.500 mg/l
Ca	2.500 - 4.500 mg/l
Mg	1.000 - 1.500 mg/l

Fuente: Gene Owen, 1986.

B) 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: la homogeneización de la mezcla, el tiempo de residencia hidráulico, el tiempo de retención de sólidos, la velocidad de carga orgánica y la producción y composición del biogás.

3.6.9. Homogeneización

La homogeneización es otro parámetro importante a considerar en el diseño de un digestor anaerobio. La homogeneización aumenta la cinética de la digestión anaerobia, acelerando el proceso de conversión biológica. Además, permite un calentamiento uniforme de la mezcla del digestor (Tchobanoglous et al., 2003).

Los objetivos que se consiguen con una homogeneización adecuada es mezclar el medio para conseguir valores uniformes de concentración y temperatura; facilitar los procesos de transferencia de materia, ya que las moléculas de sustrato deben ser adsorbidas por la superficie de los microorganismos, y los productos intermedios y finales deben transportarse; y prevenir zonas muertas e impedir que parte del sustrato original abandone el digestor sin entrar en contacto con los microorganismos.

Un buen grado de mezcla se consigue mediante agitación mecánica con rodets convencionales inmersos en el digestor girando a baja velocidad, por la recirculación del biogás a través de inyectores en la parte inferior del digestor (Tchobanoglous et al., 2003) o por la recirculación del efluente por la parte inferior. Para digestores de gran tamaño, la agitación por gas es la que mayores ventajas presenta (Baraza et al., 2003).

3.6.10. Tiempo de Residencia Hidráulico (TRH).

El tiempo de residencia hidráulico (TRH o HRT, siglas en inglés) es el tiempo que el influente permanece en el digestor sometido a la acción de los microorganismos. Se define como el cociente entre el volumen del digestor y el volumen diario de carga, velocidad volumétrica de flujo o caudal. La definición numérica es: $TRH = V/Q$

Donde: TRH = tiempo de retención hidráulico (d)

V = volumen de reactor (m³)

Q = caudal influente (m³/d)

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.

El tiempo de retención hidráulico es importante para el funcionamiento y el diseño del digestor porque define el periodo de tiempo que el sustrato, y en particular los constituyentes específicos, estarán en contacto con la biomasa dentro del reactor para su degradación. La metanogénesis y la hidrólisis son las cinéticas limitantes de la velocidad en la digestión anaerobia (Khanal, 2009). Normalmente, la metanogénesis es la velocidad limitante del proceso. Es importante para el diseño de digestores considerar tiempos de retención suficientemente largos para que pueda tener lugar la degradación de los sólidos volátiles (Vesilind, 1998).

La cantidad de materia orgánica degradada aumenta al aumentar el TRH, mientras que la producción volumétrica de metano (producción por unidad de volumen del digestor) disminuye una vez superado el óptimo. Por lo tanto, es necesario determinar, para cada tipo de residuo y de digestor, el tiempo de retención que optimiza el proceso.

Los TRH están relacionados con dos factores, el tipo de sustrato y la temperatura del mismo. La selección de un rango de temperaturas más altas conllevaría a una disminución en los tiempos de retención requeridos, por lo tanto, serán menores los volúmenes de digestor necesarios para un determinado volumen de material.

La **Tabla 26** muestra valores de TRH para diferentes residuos animales.

Tabla 26: Valores de TRH para diferentes residuos animales

Materia Prima	TRH
Estiércol vacuno líquido	20-30 días
Estiércol porcino líquido	15-25 días
Estiércol aviar líquido	20-40 días

Fuente: Instituto de Ingeniería rural. I.N.T.A.- Castelar (Dela Torre, 2008)

Como se ha comentado, la temperatura afecta al proceso de la digestión anaerobia. Existen diferentes etapas del proceso microbiológico que se ven afectada directamente por la temperatura e inversamente con el TRH, como se muestra en la **Tabla 27**.

Tabla 27: Rangos de Temperaturas y de Tiempos de retención en la fermentación anaerobia

Fermentación	Rango de Temperatura			TRH (días)
	Mínimo	Óptimo	Máximo	
Psicrofílica	4-10	15-18	25-30	>100
Mesofílica	25-20	28-33	35-45	30-60
Termofílica	25-45	50-60	75-80	10-16

Fuente: Instituto de Investigación Porcina, 2003 (De la Torre, 2008)

3.6.11. Tiempo de Retención de Sólidos (TRS)

El tiempo de retención de sólidos (TRS o SRT siglas en inglés), se define como "la masa de microorganismos en el digestor dividida por la masa de microorganismos eliminada del sistema cada día" (Rittmann y McCarty, 2001).

Es importante controlar el TRS ya que si es demasiado corto, se producirá un lavado de microorganismos. Si, por el contrario, es demasiado largo, puede suceder que el sistema llegue a estar limitado por los nutrientes. El TRS hace que los microorganismos tengan condiciones óptimas de crecimiento dentro del digestor, y cambia la ecología microbiana del sistema. El TRS es igual al TRH cuando no hay reciclado de sólidos (Vesilind, 1998). Aumentando el TRS se incrementan las reacciones implicadas en la digestión anaeróbica hasta llegar a su finalización (Vesilind, 1998). Un TRS más largo estabiliza el proceso, reduce la cantidad de lodos producidos, y aumenta la producción de biogás (Rittmann y McCarty, 2001).

3.6.12. Velocidad de carga orgánica (VCO)

La Velocidad de carga orgánica o Tasa de carga orgánica (OLR siglas en inglés) se define como la masa de sólidos volátiles añadida cada día por volumen de digestor (Vesilind, 1998) o la cantidad de DBO o DQO aplicada al volumen del digestor por día (Tchobanoglous et al., 2003). La tasa de carga orgánica está relacionada con el tiempo de retención hidráulica por la siguiente ecuación:

$$OLR = (Q) (C_{SV}) / V_{dig} = C_{VS} / TRH$$

Donde: OLR = velocidad de carga orgánica
Q = caudal (m³/d)
C_{SV} = concentración de sólidos volátiles (kg VS/m³)
V_{dig} = volumen del digestor (m³)
TRH = tiempo de retención hidráulica.

En el caso de no recirculación, TRH = TRS y entonces:

$$OLR = C_{SV} / TRS$$

OLR depende por tanto de la composición del residuo y del tiempo de residencia. Es uno de los parámetros más utilizados para caracterizar la capacidad de tratamiento de los digestores anaerobios. Como base, se toman indistintamente el volumen del digestor o la cantidad de biomasa, con lo que las unidades resultan ser: kg DQO/m³.día; kg DQO/kg biomasa.día o kg DQO/kg SSV.día.

La velocidad de carga orgánica no puede considerarse en valor absoluto, sino en relación con la carga orgánica de influente (kg DQO/m³). Ambas están relacionadas a través del tiempo de residencia hidráulico.

$$\frac{\text{kg DQO/m}^3_{\text{digestor}} \cdot \text{día}}{\text{kg DQO/m}^3_{\text{influyente}}} = \frac{\text{m}^3_{\text{influyente}}}{\text{m}^3_{\text{digestor}} \cdot \text{día}} = \frac{Q}{V} = \frac{1}{TRH}$$

A cada digestor e influente le corresponde un valor máximo de la velocidad de carga orgánica, sobrepasado el cual, el digestor pierde estabilidad y disminuye el rendimiento de la depuración. Este parámetro tiene gran importancia, ya que para un gran número de aguas residuales el factor determinante del tamaño del digestor es la velocidad de carga orgánica admisible.

Según Rittmann y McCarty (2001), la tasa de carga orgánica recomendada para la digestión anaeróbica de alta velocidad es de 1,6 a 4,8 kg SSV/m³día, y la tasa de carga orgánica recomendada

para la digestión anaeróbica de baja velocidad (digestión sin calor y sin mezcla) es de 0,5 a 1,6 kg SSV/m³día. Speece (1996) aconseja velocidades de carga orgánica de 5 a 10 kg SSV/m³día). Vesilind (1998) recomienda que la velocidad de carga orgánica pico para la digestión anaeróbica de alta tasa debe ser de 1,9 a 2.5 kg SV/m³día.

Si la tasa de carga en la digestión anaerobia es demasiado alta para las condiciones del sistema, las dos vías de metanogénesis pueden llegar a ser inhibidas, lo cual puede dar como resultado la acumulación de ácidos grasos volátiles en el digestor. La presencia de AGV disminuye el pH en el digestor y puede conducir a la acidificación o parada del mismo. Por lo tanto, es muy importante que la velocidad de carga orgánica de diseño sea conservadora.

3.6.13. Producción y composición del biogás

La velocidad de producción del biogás, puede utilizarse no sólo como parámetro de control, sino también como variable para establecer la estabilidad del digestor. Variaciones de producción de CO₂ en el biogás son síntomas de variaciones de comportamiento del digestor, y la persistencia de la variación es síntoma claro de inestabilidad. Como es un parámetro de respuesta rápida y de fácil análisis, el porcentaje de CO₂ puede tomarse como índice de estabilidad.

C) Aumentar la velocidad de aquella etapa que limite globalmente el proceso.

La etapa controlante en la degradación anaerobia corresponde a las bacterias metanogénicas. Esta posibilidad se puede conseguir con una separación de fases, favoreciendo a cada una de manera independiente. La separación de fases se refiere a mantener digestores en serie, en los cuales se realizan la fase de hidrólisis y acidogénesis en el primero y la metanogénesis en el segundo. Su objetivo es conseguir un tiempo de retención global inferior al correspondiente a un único digestor. La separación es de tipo cinético, controlando el tiempo de retención de cada digestor, el cual será inferior en el primero, debido a las más altas tasas de crecimiento de las bacterias acidogénicas. Este tipo de sistema ha sido aplicado con éxito a la digestión de residuos con alta concentración de azúcares y bajo contenido en sólidos, pero no para residuos con fibras y, en general, sustratos complejos cuyo limitante es la hidrólisis. Sobre esta tecnología se hablará en el siguiente capítulo. La **Tabla 28** muestra los requisitos de un proceso de producción de biogás en dos fases.

Tabla 28: Condiciones ideales para la digestión anaerobia en función de la fase.

Medida variable	Hidrólisis/Acidificación	Metanogénesis
Temperatura	25-35°C	Mesofílico: 32-42°C Termofílico: 50-58°C
pH	5,2-6,3	6,7-7,5
Relación C/N	10-45	20-30
Contenido en sólidos	<40% M.S.	<30% M.S.
Potencial Redox	+400 -300 mV	<-250 mV
Demanda de nutrientes (C, N, P, S)	500:15:5:3	600:15:5:3
Elementos traza	No hay requisitos específicos	Esencial: Ni, Co, Mo, Se

Fuente: MAGRAMA, 2010.

A modo de síntesis, la **Tabla 29** resume la información y los rangos de los principales parámetros de operación de la digestión anaerobia.

Tabla 29: Parámetros de operación de la Digestión Anaerobia

Parámetro	Rango	Información
Temperatura	35-40°C Mesofílico 50-60°C Termofílico	El extremo superior de la gama mesófila es ideal para la producción máxima de biogás
pH	6,5-7,6	El pH ideal es neutro a 7,0. Autorregulable por microbios anaeróbicos; los metanógenos tienen poca probabilidad de crecer con pH <6,5
Alcalinidad	1 g/l	Autorregulación por hidrógeno en la conversión del residuo a bicarbonato
Acidez/Alcalinidad	0,3 a 0,5	Más fácil de medir que AGV o alcalinidad
AGV	<0.013 onza/galón	Concentraciones más altas inhibirán el acetato y la producción de biogás
C/N	20 a 30	Relaciones más altas de C/N da como consecuencia un consumo de nitrógenos por las metanogénicas; disminuye la producción de biogás.
Carga orgánica	Tasa de 3-5 kg de sólidos volátiles por metro cúbico de volumen de digestor y día	Los microorganismos generalmente se inhiben cuando la tasa de carga excede a 6,4 kg/m ³ día
TRH	9 – 95 días	Varía mucho en función del sustrato, la temperatura y el diseño del sistema

Fuente: EPA, 2010; NREL, 2013.

3.7. La Digestión Anaerobia en los PEID

La digestión anaerobia ha sido ampliamente investigada tanto por su producción de energía como por su potencial de gestión de residuos y, como se verá en próximos apartados, se ha implementado en muchos países. Actualmente hay en el mundo millones de digestores en funcionamiento, lo que demuestra que es una tecnología madura, aunque se sigue investigando el proceso con objeto de realizar el mejor diseño posible en cada caso y así poder obtener los máximos rendimientos energéticos, medioambientales y económicos.

En principio, la digestión anaerobia es una tecnología sencilla. No son necesarios conocimientos específicos para generar biogás, cualquiera lo puede producir, basta con poner la materia orgánica biodegradable en condiciones anaerobias (ausencia de oxígeno) para obtenerlo al cabo de un tiempo. Sin embargo, a pesar de su simplicidad, se requiere de una capacitación para que el proceso tenga lugar de forma óptima y eficiente. Se han llevado a cabo experiencias en algunos PEID, como se verá a continuación, y no siempre con buenos resultados. Esto pudo ser debido a la falta de conocimiento, capacidad y experiencia de las personas que manejaban los digestores (UNEP, 1998). Un problema importante en los PEID es la falta de personal debidamente capacitado. Para que estas plantas de biogás tengan éxito, uno de los factores básicos limitantes es el correcto manejo de la tecnología por parte de las comunidades donde se implementan (Gómez et al., 2010), lo que supone un desafío para un futuro próximo en el caso de que se adopten tecnologías de gestión de residuos como la digestión anaerobia. La capacitación es por tanto de suma importancia y deben ser reclutados expertos para ayudar en la formación y el entrenamiento de los lugareños para hacer frente a las eventuales tecnologías de gestión de residuos como la digestión anaerobia.

Esta tecnología fue introducida en los PEID del Caribe de habla inglesa en la década de 1980 por la Deutsch Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (Sociedad Alemana de Cooperación Técnica) (Consigny et al., 2005). En Jamaica, se construyeron 89 plantas de biogás desde 1988 hasta 1992, pero 15 de estas plantas fueron eliminadas y, a partir de 1993, comenzó otra fase de construcción de plantas de biogás donde se construyeron 120 plantas (Kranert et al., 2012 citado por Mohee et al, 2015). En Cuba, la digestión anaerobia se introdujo en la década de 1940 y actualmente cuenta con alrededor de 700 plantas de biogás (Kranert et al., 2012 citado por Mohee et al, 2015). Asimismo, en

2009, se instaló un biodigestor de polietileno de bajo costo en Belmopan (Belice) para la producción de biogás a partir de residuos ganaderos (IICA, 2009 citado por Mohee et al, 2015). En República Dominicana, Brugal cuenta con digestores de 1,93 millones de galones para tratar las vinazas y aprovecha el biogás en una de sus dos calderas (Del Toro, 2001). También, a través de la iniciativa mundial de metano (Eastern Research Group Inc. y Tetra Tech, 2011 citado por Mohee et al, 2015), se está investigando el potencial de capturar las emisiones de metano de los residuos agrícolas y ganaderos para su uso como combustible renovable. En Haití, la digestión anaerobia se utiliza para el tratamiento de desechos agrícolas, aguas residuales domésticas y residuos animales para la producción de biogás (Facultad de Agricultura y Recursos Naturales, 2015; Toussaint y Wilkie, 2011). En Puerto Rico, Bacardí cuenta con digestores anaerobios con los que evita muchas emisiones de gases de efecto invernadero y, al mismo tiempo, utiliza el biogás en su caldera; también en Yauco se va a construir una planta de biogás que será alimentada con desperdicios de comida de residencias y comedores escolares (Figueroa, 2015). En las islas Vírgenes de los Estados Unidos se desarrolla una instalación de biomasa / biogás para la producción de biogás de Giant King Grass (Tibbar Construction Services Inc., 2014).

En los PEID del Pacífico, la situación no es diferente. En Samoa, por ejemplo, las plantas de biogás se construyeron en la década de 1980, pero luego se eliminaron progresivamente (Isaka et al., 2013). En 2005-2006, se construyeron plantas de biogás a gran escala, pero también fueron ineficaces (Isaka et al., 2013). Más recientemente, en virtud del Proyecto de reducción de gases de efecto invernadero a través de energías renovables (PIGGAREP), se esperaba que las construcciones de dos plantas de biogás estuvieran listas y en funcionamiento para septiembre de 2014 (PNUD, 2014). En Fiji, hay nueve plantas operativas de biogás (Tudreu, 2011 citado en Prasad, 2012) mientras que en Papua Nueva Guinea, ha sido investigada por Jenangi (2001) la digestión anaerobia a escala piloto. En Tuvalu, se encargó una planta de biogás que trata las aguas residuales de cerdos y de seres humanos, pero actualmente el proyecto está estancado debido a problemas de gestión (Rosillo-Calle y Woods, 2003 citado por Mohee et al, 2015).

En los PEID de AIMS, hay pocas plantas de digestión anaerobia. En Singapur, la construcción de la primera planta de biogás comenzó en 2008 con la inversión de Advanced Environmental Technologies Pte Ltd., una subsidiaria de Advanced Holdings Ltd. (Advanced Holdings Ltd., 200 citado por Mohee, 20158). En Seychelles, el gobierno chino y el Ministerio de Agricultura de Seychelles están financiando la construcción de plantas piloto de biogás en cuatro granjas de animales en la isla (REEEP Policy Database, 2012). En Mauricio, actualmente hay una planta de biogás a gran escala en la isla, en la planta de tratamiento de aguas residuales St. Martin, donde los lodos del tratamiento preliminar, primario y secundario se digieren para la producción de biogás que posteriormente se utiliza para la generación de electricidad (Joysury y Abeeluck, 2013 citados por Mohee 2015)). Además, existe una planta de biogás de pequeña escala en granjas de animales, como una en la Granja Védica ISKCON (ISKCON, 2004). También, se espera que la creación de la empresa Kievnov Science and Environmental Technologies Co. Ltd. contribuya al desarrollo y la aplicación de la digestión anaerobia en Mauricio (KSET, 2012; Business Mega, 2011). Aunque se han realizado investigaciones sustanciales sobre la enfermedad de Aujesky dentro del contexto mauriciano, la implementación de plantas de biogás a gran escala aún no ha sido considerada una prioridad por el gobierno o los sectores privados. En cambio, los procesos termoquímicos como la gasificación se están proponiendo como potenciales plantas de WTE a gran escala en Mauricio (GIS, 2014) a expensas de la AD más sostenible.

Resumen del Capítulo 3

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, constituido principalmente por metano (CH_4) y dióxido de carbono (CO_2), y un subproducto rico en nutrientes.

La generación de Biogás a partir de la digestión anaerobia es uno de los procesos más comunes utilizado por la naturaleza para degradar la materia orgánica. La investigación del proceso es tan antigua como puede ser la investigación científica, e incluye los nombres de la mayoría de los investigadores más famosos del mundo. La primera anotación científica sobre el biogás se atribuye a Jan Baptista Van Helmont, en 1630, quién determinó que de la descomposición de la materia orgánica se obtenían unos gases que eran inflamables (Abbasi et al, 2012). A lo largo de los años se ha ido avanzando en el conocimiento del proceso, pero ha sido a partir de mediados del siglo XX cuando más se ha progresado, teniendo hoy en día un gran conocimiento de las reacciones que tienen lugar.

Los estudios bioquímicos y microbiológicos indican que el proceso de degradación anaerobia se lleva a cabo en cuatro etapas principales (hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis) y en él intervienen numerosas familias de microorganismos, siendo en concreto las bacterias metanogénicas las que producen el biogás. De esta forma, la digestión anaeróbica, como método de tratamiento de residuos, permite obtener un gas de alto contenido energético, el cual puede ser fácilmente aprovechable, y un producto final más estabilizado (digestato o biol), con inferior contenido en materia orgánica, que puede ser utilizado como fertilizante.

El objetivo básico de la tecnología es mantener la mayor actividad bacteriana posible en el digestor, al ser estos microorganismos los máximos responsables de la transformación. Para ello, es fundamental controlar los parámetros de operación y control del proceso con el fin de que se mantengan dentro de los rangos adecuados.

La digestión anaerobia constituye, por tanto, una buena alternativa para tratar residuos con elevada materia orgánica biodegradable (Nallathambi, 1997; Mata-Álvarez et al., 2000; Baraza et al., 2003) como los vistos en el capítulo 2. Por lo tanto, este tratamiento está indicado para aguas residuales agroindustriales, con alta carga de materia orgánica biodegradable (vertidos procedentes de azucareras, alcoholeras, destilerías, conserveras, papeleras, etc.) (Del Toro, 2001), residuos agrícolas y ganaderos (purines, estiércol, residuos de matadero, etc.) (Gannon, et al., 1994; Mahony, et al., 2002) y residuos urbanos que comprende tanto la fracción orgánica de los residuos sólidos (Tchobanoglous et al., 1994) como los lodos de depuradora de aguas residuales urbanas (Choi, 1997). Asimismo, este tratamiento también está indicado para mezclas de residuos orgánicos de diferente origen y composición, aprovechando la sinergia de las mezclas y compensando las carencias de cada residuo por separado, en lo que se conoce como codigestión anaerobia (Sosnowski et al., 2003).

Además, su utilización implica una serie de beneficios no solo ambientales y energéticos, sino otros que están implícitos en las características de la propia tecnología y que hacen muy atractiva su aplicación en el medio rural.

La digestión anaerobia ha sido ampliamente investigada tanto por su producción de energía como por su potencial de gestión de residuos y, como se verá en próximos apartados, se ha implementado en muchos países. Actualmente hay en el mundo millones de digestores en funcionamiento, lo que demuestra que es una tecnología madura, aunque se sigue investigando el proceso con objeto de realizar el mejor diseño posible en cada caso y así poder obtener los máximos rendimientos energéticos, medioambientales y económicos.

Se han llevado a cabo experiencias en algunos PEID y no siempre con buenos resultados. Esto pudo ser debido a la falta de conocimiento, capacidad y experiencia de las personas que manejaban los digestores (UNEP, 1998). Un problema importante en los PEID es la falta de personal debidamente capacitado. Para que estas plantas de biogás tengan éxito, uno de los factores básicos limitantes es el correcto manejo de la tecnología por parte de las comunidades donde se implementan (Gómez et al., 2010), lo que supone un desafío para un futuro próximo en el caso de que se adopten tecnologías de gestión de residuos como la digestión anaerobia. La capacitación es por tanto de suma importancia y deben ser reclutados expertos para ayudar en la formación y el entrenamiento de los

lugareños para hacer frente a las eventuales tecnologías de gestión de residuos como la digestión anaerobia.

4. Tecnologías anaerobias. Digestores en el medio rural de países en desarrollo

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 y 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. Una clasificación de los digestores es en función de la frecuencia de carga. Por otra parte, 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 residuo a tratar. Las tecnologías se pueden dividir en función de su grado de complejidad, así tenemos tecnologías de pequeño tamaño y bajo coste, y tecnologías más avanzadas que suelen aplicarse más en digestores de mayor tamaño. En el presente capítulo se trata los aspectos relacionados con las tecnologías de pequeño tamaño y bajo coste que son las más empleadas en el medio rural y se facilita información para la construcción y diseño de un digestor de estas características.

4.1. Reseña histórica: Evolución de la tecnología

Asia es pionera en el tratamiento por digestión anaerobia. China es uno de los primeros países en el mundo en descubrir y utilizar el biogás. Ya en los años 1890-1920, se desarrollaron digestores en algunas provincias chinas. En 1921, Luo Guorui, construyó un tanque de biogás de ocho metros cúbicos y fundó la compañía "Guorui Biogas Lamp".

Por otra parte, hay autores que atribuyen a la India la construcción del primer digestor anaeróbico, en 1897, por Matunga Leper Matunga en Bombay (Mumbai), utilizando desechos humanos para generar gas con el fin de satisfacer sus necesidades de iluminación (Khanal 2008). Ya en 1900, en la India se construyeron los primeros digestores para la producción de biogás a partir de residuos orgánicos.

En Europa, el francés Mouras, en 1881, aplicó la digestión anaeróbica por primera vez para el tratamiento de aguas residuales, en una versión burda de un tanque séptico de su invención, al que llamó "tesoro automático" (McCarty et al. 1982). Posteriormente, en 1895, un inglés, Cameron, construyó un tanque similar, pero mejorando la eficacia del tratamiento, y lo calificó como "tanque séptico". En 1897, debido a los buenos resultados obtenidos por el uso de este tanque, el gobierno local de Exeter (Gran Bretaña) aprobó el tratamiento de las aguas residuales de toda la ciudad por este sistema. Cameron reconoció el valor del gas metano que se generaba durante la descomposición de los lodos en los tanques sépticos y una parte del gas se utilizó para fines de iluminación y calefacción (Chawla 1986).

En el siglo XX aparecieron los primeros progresos en investigación y tecnología, siendo en 1911 cuando comenzaron a operar digestores en granjas de Gran Bretaña.

En 1920, el ingeniero alemán Karl Imhoff, desarrolló un tipo de tanque de doble función, recepción y procesamiento, para aguas residuales (Imhoff, 1956). Disponía de una cámara superior por la que pasaban las aguas residuales con su período de sedimentación y otra cámara inferior, en la que la

materia caía por gravedad, donde tenía lugar la digestión anaerobia. Al tanque digestor lo llamó "tanque Imhoff".

Hacia 1921, en Birmingham (Inglaterra) se instaló el primer motor para utilizar el gas de lodos de 25 HP y tuvo tanto éxito que en 1927 se instaló un motor de 150 HP, otro en 1928 y dos motores más de 400 HP en 1930, en la misma ciudad (Greeley y Velzy, 1936).

En 1939 en Kampur (India) el Instituto Indio de Investigación Agrícola desarrolló la primera planta de biogás a partir de estiércol.

Durante gran parte del siglo XX, el desarrollo de la tecnología de digestión anaeróbica se mantuvo exclusivamente ligada a la estabilización de los sólidos biodegradables de las aguas residuales urbanas. Esto llevó al diseño de reactores del tipo mezcla completas en rango mesófilo, ampliamente utilizados aún hoy en día para la digestión de los lodos de aguas residuales y deyecciones de animales. Entre los años 1927 y 1950 se realizaron diversos trabajos experimentales sobre la producción de gas a partir de residuos ganaderos. En la década de 1950, se desarrollaron en la India modelos de digestores simples que eran adecuados para los hogares rurales. Estos primeros modelos establecidos claramente que las plantas de biogás podrían: proporcionar luz y calor en las aldeas rurales, eliminando la necesidad de importar combustibles, para quemar el estiércol de vaca, o para deforestar la tierra; proporcionar un fertilizante rico de los residuos digeridos; y mejorar las condiciones de salud, proporcionando contenedores digestores herméticos, lo que reduce las enfermedades para estiércol expuesto (Fry, 1973).

Es a partir de los años 40, cuando se produce un mayor interés por la digestión anaerobia en Europa cuando, a raíz de la II Guerra Mundial, las fuentes de energía escasearon (Fry, 1973). Por este motivo se desarrolló en Alemania un gran número de instalaciones de digestión anaerobia con objeto de potenciar nuevas fuentes de energía renovables. En 1951, se construyó un digestor que generó más de 16 millones de m³ 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%), incluirlo en el sistema suministrador de gas municipal (28,5%) y convertirlo en fuel 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 sólo quedaron funcionando algunos digestores en Alemania y Francia.

Es 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 USA, 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 (Fry, 1973). En los años 70 la construcción de digestores en la zona rural de China creció enormemente alcanzando en 1977 unos 5 millones de digestores en funcionamiento debido, al parecer, al uso de materiales más económicos lo que reducía los costes de inversión (Pfeffer, 1974, Smill, 1977), incluso hay autores que atribuyen la cifra de 7 millones en 1978. En los 80 el líder chino Deng Xiaoping siguió apoyando el proyecto y actualmente China es, con mucha diferencia, el país con mayor número de digestores instalados en el mundo.

La madurez que a lo largo de los años fue adquiriendo esta 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.

La aplicación de los sistemas de digestión anaerobia para la descontaminación de aguas residuales industriales no solo se vio estimulada por el fuerte aumento de los precios de los combustibles fósiles en la década de 1970 sino también por las normas de control de la contaminación cada vez más estrictas. Para muchos gobernantes pasó a ser un recurso energético viable y doméstico con potencial para reducir la dependencia del petróleo (Klass, 1998).

Por otro lado, la falta de idoneidad de la digestión del tipo mezcla completa para el tratamiento de las aguas residuales industriales de baja carga y de composición orgánica principalmente soluble, condujo al concepto de reciclaje de sólidos biológicos y retención de biomasa activa en el digestor. Esta evolución de los diseños de digestores ha mejorado considerablemente el uso de la digestión anaerobia como proceso de tratamiento de aguas residuales. En la última década, China estableció sistemas administrativos para llevar a cabo proyectos sobre biogás (por ejemplo, en granjas gestionadas por el estado), investigación, etc.

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 digestores 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, sin embargo actualmente vuelve a adquirir importancia el aspecto energético del proceso.

En la actualidad, Estados Unidos está impulsando el biogás de vertedero a través de la construcción de vertederos biorreactores.

Con respecto a los países en desarrollo, China sigue teniendo 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.

El aumento del precio de los combustibles fósiles ha hecho del biogás una de las aplicaciones más atractivas. Éstas, que antes se limitaban a la valorización energética de residuos, se han ampliado con el uso de la codigestión con otros residuos y/o con cultivos energéticos.

Desde una perspectiva de los países desarrollados y en desarrollo, la biotecnología anaeróbica contribuye a cumplir tres necesidades básicas: a) Mejorar las condiciones sanitarias mediante el control de la contaminación; b) generación de energías renovables para actividades domésticas; y c) suministrar materiales estabilizados (digestato o biol) como un biofertilizante para los cultivos. Por lo tanto, la biotecnología anaeróbica juega un importante papel en el control de la contaminación y para la obtención de valiosos recursos como: energía y productos con valor añadido.

Más recientemente, la creciente preocupación sobre las posibles consecuencias del cambio climático y las evidencias de la relación entre éstas y el uso de los combustibles fósiles, han reforzado el interés en ampliar la participación de las fuentes de energía renovable.

En los países en desarrollo, el aprovechamiento del biogás a escala comercial aumentó considerablemente con la posibilidad de obtención de Certificados de Reducción de Emisiones (CER's), los llamados "créditos de carbono", a través del Mecanismo de Desarrollo Limpio (MDL). Éste es un mecanismo establecido bajo el Protocolo de Kyoto, el cual tiene por objetivo ayudar a los países en vías de desarrollo a alcanzar un desarrollo sostenible mediante la promoción de inversiones,

ambientalmente amigables, por parte de gobiernos o empresas de países industrializados. Los bonos de carbono - CER son tratados por los mercados en América Latina como "productos", lo que quiere decir que su valor tiene mayor relación con el derecho del propietario a comerciar con ellos que con el derecho a usarlos. Al ser un mercado relativamente nuevo, los operadores aprenden "sobre la marcha", rescatando y tomando nota sobre la situación de aquellos factores externos que pueden influir en sus cotizaciones.

4.2. Tipos de digestores en función de la frecuencia de carga

De acuerdo a la frecuencia de carga, los digestores se clasifican en:

4.2.1. Digestores Batch o discontinuos

Se caracteriza por cargarse una vez de forma total y descargarse una vez haya concluido el proceso de digestión. Es decir, el digestor se carga, la materia orgánica se digiere y después de su respectivo TRH se descarga y se vuelve a alimentar. La tasa de producción de biogás en este tipo de digestor es alta al inicio, llegando a un máximo, pero luego decae bruscamente debido a que las bacterias no tienen posibilidad de desarrollarse.

Este sistema es recomendable cuando la materia a procesar se produce de manera intermitente. La ventaja de este tipo de digestor radica en que sirve para la digestión de materiales celulósicos o con contenidos de lignina que no pueden ser tratados en los digestores de tipo continuo, debido al posible taponamiento de los conductos de alimentación y salida. Además, puede trabajar con sustratos con alto contenido de sólidos, reduciendo así la necesidad de utilizar agua para mezclar la biomasa.

Se emplean más con tecnologías menos desarrolladas, de bajo coste.

Para poder explotar la producción se usa una línea de digestores de modo que se cargan a diferentes tiempos para que la producción de biogás, en términos generales, permanezca constante. Estos digestores se usan en Guatemala (De la Torre, N., 2008).

4.2.2. Digestores de tipo continuo

Este tipo de digestores consiste en, una vez alimentado con la primera carga, mantener la alimentación regularmente. La biomasa a utilizar tiene que estar mezclada con agua, esta mezcla debe producirse fuera del digestor, antes de la alimentación y necesitan de un elemento a la salida del digestor que recoja los lodos ya digeridos.

Una vez que el proceso de digestión se ha estabilizado, la tasa de producción es bastante constante, siempre que se mantenga la velocidad de alimentación y la temperatura. Hay que tener precaución de que la entrada y la salida de las tuberías no estén bloqueadas como consecuencia de la digestión.

Este tipo de digestores se desarrollan principalmente para tratamiento de aguas residuales, es decir es de aplicación industrial. En general son plantas muy grandes, por el cual se emplean equipos comerciales para alimentarlos, proporcionarles calefacción y agitación, así como para su control. Se emplean más en tecnologías avanzadas.

4.2.3. Digestores de tipo semicontinuo

Estos digestores son una combinación del tipo de digestor discontinuo o tipo batch y el continuo. En este tipo de digestor, el volumen que ingresa desplaza una cantidad equivalente de efluente que se evacua por la salida. Como consecuencia el volumen del sustrato que alimenta el digestor permanece constante. La carga generalmente se hace diariamente, pero la descarga total a diferencia del tipo Batch sólo se hace una o dos veces al año, que generalmente coincide con el periodo de siembra para poder aprovechar el poder fertilizante de los residuos de la digestión y de los lodos fermentados, parte de éstos lodos se vuelven a utilizar como alimento para el digestor. Este tipo de digestor es el más usado a nivel mundial en el medio rural, cuando se trata de digestores pequeños o para uso doméstico. Los diseños más representativos son el modelo hindú, el modelo chino y el modelo taiwanés que se verán en este capítulo.

4.3. La Digestión Anaerobia en áreas rurales de países en desarrollo

La utilización de la digestión anaerobia en áreas rurales de países en desarrollo tiene lugar a través de dos tipos de tecnologías en función de su grado de desarrollo:

- Tecnologías básicas:

El objetivo buscado es proporcionar energía, sanidad y fertilizantes orgánicos a agricultores de áreas marginales o a productores medios de países con sectores rurales de bajísima renta y difícil acceso a fuentes convencionales de energía. La tecnología desarrollada busca la obtención de digestores de mínimo coste y fácil mantenimiento, pero con eficiencias pobres y bajos niveles de producción de energía.

- Tecnologías más avanzadas:

Están orientadas al sector agrícola y agroindustrial de renta media-alta. El objetivo, en este caso, es suministrar energía y solucionar graves problemas de contaminación. Los digestores de alta eficiencia desarrollados para esta aplicación tienen mayor coste inicial y poseen sistemas que vuelven más compleja su gestión y su mantenimiento. El impacto que producen en el medio rural es:

- Aumento de la sostenibilidad ambiental de la producción agrícola y ganadera.
- Intensificación de la economía regional.
- Reducción de los gastos por consumo de energía.
- Aumento de la producción/oferta nacional de fertilizantes para la agricultura.
- Preservación ambiental de la reducción de las emisiones de gases efecto invernadero.
- Creación de nuevas fuentes de facturación, con la venta de biofertilizantes y créditos de carbono.
- Valoración de subproductos de la producción agropecuaria.

Por otra parte, en cuanto a su capacidad, existe una clasificación general para las plantas de producción de biogás: las instalaciones de alta capacidad o instalaciones industriales y las de pequeña capacidad o, en ocasiones también llamados, "mini digestores". En este capítulo se tratarán las tecnologías básicas que suelen ser de pequeña capacidad y de bajo coste.

Las tecnologías avanzadas, que habitualmente están asociadas a instalaciones de alta capacidad, no se dan únicamente en el medio rural y de ellas se hablará en el siguiente capítulo.

4.3.1. Integración de la tecnología

Actividades que en muchos casos se asumen como rutinarias y sencillas como cocinar, iluminar o disponer de electricidad, pueden convertirse para muchos habitantes del planeta en un reto diario para disponer del combustible necesario. Los sistemas basados en la producción y utilización del biogás generado a partir de los residuos biodegradables pueden resolver muchos de estos problemas y ayudar a mejorar la calidad y el nivel de vida de los habitantes de muchas zonas.

Los costes crecientes y la limitada disponibilidad de las fuentes no renovables de energía, sumado a la dificultad que supone su distribución en el medio rural y los altos costes de los fertilizantes químicos hacen necesario seguir desarrollando y adaptando tecnologías más eficientes y baratas para el aprovechamiento óptimo de los residuos animales y la producción de combustible y fertilizante en los sistemas agropecuarios. Una de ellas consiste en la utilización de biodigestores para degradar los residuos generados en comunidades rurales, generando biogás para satisfacer ciertas demandas de energía y un fertilizante mejorado.

Para que estas plantas tengan éxito se deben al menos satisfacer tres factores básicos limitantes: la disponibilidad de agua para hacer la mezcla con el estiércol que será introducida en el biodigestor, la cantidad de materia prima y la correcta gestión de la tecnología por parte de las comunidades donde se implanten. De hecho, uno de los requisitos que se exige al diseño de los biodigestores es la simplicidad, tanto en la ejecución de la obra como en su manejo y mantenimiento.

La operación satisfactoria de estos digestores permitirá mejorar, a corto y medio plazo, tanto la calidad como el nivel de vida de muchos habitantes del planeta mientras que a largo plazo contribuirá a desarrollar un sector de actividad económica asociado a estos sistemas. Para que esto sea posible se deben integrar multitud de factores tanto los ambientales y sociológicos, como los técnicos y económicos. Solo si se trabaja teniendo todos ellos en cuenta se satisfarán los objetivos que con este tipo de instalaciones se persiguen.

4.3.2. Ventajas e inconvenientes de la aplicación de los biodigestores básicos en el medio rural

Entre las ventajas de la utilización de los biodigestores básicos de bajo coste, en el medio rural destacan:

1. Permite disminuir la tala de los bosques al no ser necesario el uso de la leña para cocinar.
2. Humaniza el trabajo de los campesinos, que antes debían buscar la leña en lugares cada vez más lejanos.
3. Diversidad de usos (alumbrado, cocción de alimentos, producción de energía eléctrica, transporte automotor y otros).
4. Produce biofertilizante rico en nitrógeno, fósforo y potasio, capaz de competir con los fertilizantes químicos, que son más caros y dañan el medio ambiente.
5. Elimina los desechos orgánicos, por ejemplo, la excreta animal, contaminante del medio ambiente y fuente de enfermedades para el hombre y los animales.
6. Mejora la economía familiar.

En cuanto a los inconvenientes o desventajas, éstas se resumen en dos:

1. Necesita acumular los desechos orgánicos cerca del biodigestor.
2. Riesgo de explosión, en caso de no cumplirse las normas de seguridad para gases combustibles.

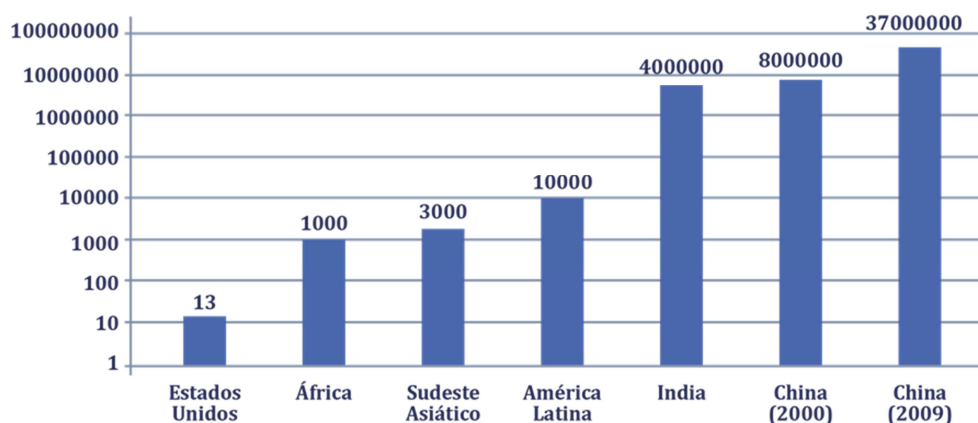
4.4. Digestores de pequeña escala y bajo coste

Como ya se ha comentado, la digestión anaerobia o biodigestión, es una tecnología que permite mejorar el aprovechamiento energético tradicional de la biomasa, tanto desde el punto de vista medioambiental, como social y económico. Al mismo tiempo, permite una gestión sostenible de los residuos orgánicos, convirtiéndolos en un recurso para generar biogás (energía renovable) y digerido (fertilizante natural). Los resultados del proceso de digestión producen una serie de beneficios: 1. El metano capturado se convierte en una fuente de energía renovable; 2. Las emisiones de gases de efecto invernadero, la contaminación de aguas residuales y olores nocivos se reducen drásticamente, y 3. Se crea un abono orgánico, los microorganismos transforman los contaminantes orgánicos en nutrientes disueltos (Archer y Kirsop, 1990, Powers et al., 1999 y USEPA, 2004). Además, los digestores agrícolas de pequeña escala son baratos y fáciles de construir, lo que los hace una tecnología apropiada para mejorar el medio ambiente y los medios de subsistencia de los agricultores (Botero y Preston, 1987, Chará et al., 1999, Xiaohua y Jingfei de 2005 y Lansing et al., 2008).

La biodigestión a escala familiar ha sido muy difundida en países como China e India desde el último cuarto del siglo pasado y más recientemente en Nepal (Biogas Support Programme). El desarrollo de la tecnología del biogás "casero" tiene más de 70 años en la India (Myles, 2001) y se usa ampliamente en países y regiones como China, Tailandia, América Latina y África del Sur (Gómez et al., 2010).

La **Figura 9** muestra los digestores de pequeña escala instalados en el mundo (Burns, 2009). América Latina es, después de China e India, la región que más digestores tiene de estas características.

El número de biodigestores en Asia y África está aumentando, principalmente debido a los programas nacionales de biogás, como el ABPP. La **Tabla 30** muestra una visión general de las unidades de biogás instaladas a través del apoyo de SNS y/o Hivos hasta finales de 2013. Además, esta tabla revela el número de digestores que se han construido en los países participantes. Se ve que en algunos países se han construido decenas de miles e incluso cientos de miles de digestores. Por ejemplo, desde 2009, Kenia ha construido 11,579 biodigestores a través de esta iniciativa. La tasa de instalación en Asia en comparación con la tasa de instalación en África es aún mayor. Vietnam construyó 173,905 unidades desde 2003 y Nepal logró la mayor cantidad de biodigestores: 292,979 plantas de biogás desde 1992. El Programa Nacional de Biogás de Indonesia respaldado por Hivos logró un hito de 11,331 instalaciones de plantas de biogás para fines de 2013 (Hivos, 2013).



Fuente: Burns, 2009.

Figura 9: Digestores de pequeña escala instalados en el mundo

Tabla 30: N° de digestores construidos en Asia y África a través de HIVOS y/o SNV hasta 2013 (SNV, 2014)

	Fecha de Inicio	N° de digestores construidos bajo programas hasta 2013
Nepal	1992	292927
Vietnam	2003	173905
Camboya	2006	20288
Rep. Democ. Popular Lao	2007	2888
Indonesia	2009	11331
Pakistán	2009	334
Bangladesh	2006	31886
Burkina Faso	2010	4014
Etiopía	2009	8161
Kenia	2009	11579
Rwanda	2007	3517
Tanzania	2009	8799
Uganda	2009	5168
Bhután	2011	839
Camerún	2009	198
Benin	2010	72
Senegal	2010	334

Fuente: SNV, 2014.

En ALC, en Costa Rica concretamente, existen aproximadamente 1.000 digestores de bajo costo que tratan residuos agrícolas y humanos. Aunque los sistemas de digestión de bajo coste se han extendido, sin embargo, se ha producido una escasez en la investigación sobre el rendimiento del digestor. La investigación y desarrollo en la tecnología de la digestión anaerobia en los Estados Unidos y Europa se ha centrado en sistemas de gran escala, de gran inversión de capital, que son apropiadas para las explotaciones a escala industrial, pero con un coste promedio de 1.5 millones de dólares, en gran parte inaccesibles para el agricultor de mediana y pequeña escala (Inglis, 2006 y USEPA, 2006).

Los digestores anaeróbicos de pequeña escala suelen funcionar como procesos semidiscontinuos. Una cantidad fija de estiércol se mezcla con una cantidad fija de agua y se introduce en el digestor una vez al día.

Actualmente, existen tres tipos de digestores anaeróbicos de pequeña escala que son los más utilizados en el mundo en desarrollo, estos son: los digestores de cúpula fija, digestores de tambor flotante y los digestores tubulares de polietileno. La biodigestión a escala familiar ha sido ampliamente difundida en países como China e India y los digestores más empleados han sido, respectivamente, los de cúpula fija y los de cúpula flotante. Sin embargo, la complejidad de su construcción y el coste relativamente elevado pueden ser limitantes para su implantación en otros países. Los biodigestores tubulares de plástico, de construcción simple y económica, permiten una mayor expansión de esta tecnología.

Por otra parte, la disponibilidad local de piezas para el digestor también es un tema muy importante a considerar a la hora de elegir el diseño. Cuando se rompe una pieza y es necesario reponerla, los miembros de la comunidad deben tener acceso a ella para poder continuar operando el digestor. Otras consideraciones importantes a tener en cuenta en la selección del diseño son: el clima local durante todo el año, la cantidad de residuos y de agua disponibles diariamente, si se requiere mano de obra especializada para la construcción de un digestor anaerobio y, principalmente, la facilidad de operación del digestor.

Los digestores, una vez terminados, deben permanecer herméticos, así como todas las juntas existentes con el fin de evitar la entrada de oxígeno. El biogás producido, que tiene una concentración de 60-70 % en metano, se puede utilizar directamente como fuente de calor,

eliminando la necesidad de quemar madera o comprar el gas natural para cocinar o calefacción. Con un coste adicional, se puede instalar un generador eléctrico para producir electricidad (Rajabapaiah et al., 1993).

La tendencia mundial en el desarrollo de estos digestores de bajo coste y pequeño tamaño es lograr disminuir los costes y aumentar la vida útil de estas instalaciones, con el objetivo de llegar a la mayor cantidad de usuarios de esta tecnología.

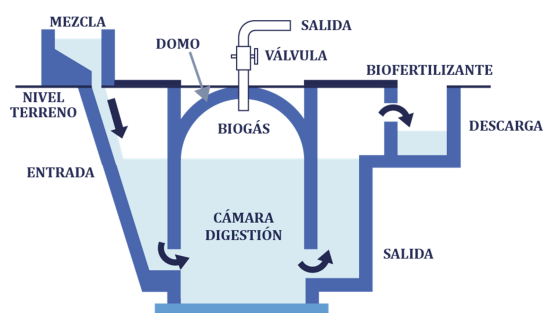
Para que estas plantas tengan éxito se deben satisfacer al menos tres factores básicos limitantes: la disponibilidad de agua para hacer la mezcla con el estiércol que será introducida en el digestor, la cantidad de materia prima así como la aceptación y el correcto manejo de la tecnología por parte de las comunidades donde se implementan. De hecho, uno de los requisitos que se exige al diseño de los biodigestores es la simplicidad, tanto en la ejecución de la obra como en su manejo y su mantenimiento (Gómez et al, 2010).

4.4.1. Digestor anaerobio de campana fija

El digestor anaerobio de campana fija, también conocido como digestor “modelo chino” por su origen, data de 1936 (Buxton, D. and Reed, B., 2010). Consta de un compartimento de albañilería subterránea (que puede ser de ladrillo o de elementos prefabricados de hormigón), también conocido como cámara de fermentación, y una cúpula fija para el almacenamiento del biogás (**Figura 10 e Ilustración 1**). La estructura de pieza única reduce la complejidad de mantenimiento. Los digestores de campana fija se operan alimentándolos con estiércol mezclado con agua como un lodo en un tubo de entrada. Este lodo fluye por gravedad en la parte inferior del digestor. Ésta contiene una capa de biosólidos y una capa de líquido por encima de éstos (Rowse, 2011).

Cuando los procesos microbiológicos tienen lugar, se consumen los sólidos volátiles y se produce el biogás (metano y dióxido de carbono). Éste es almacenado dentro del digestor creando un aumento gradual de la presión. A medida que la presión del gas aumenta por encima del punto de equilibrio, ésta desplaza el lodo digerido desde la parte inferior hacia tubo de salida del digestor y de ahí al depósito de recogida. La masa de lodo, que se ha reducido respecto a la del residuo alimentado, se acumula en el depósito de recogida que debe vaciarse cuando se llena (Oćwieja, 2010).

Los digestores de campana fija suelen estar contruidos con mampostería y deben ser impermeables a los gases. Se construyen dentro de un hoyo cavado en el suelo, que protege la estructura y proporciona aislamiento. La mampostería se sella con una pintura de polímero para que haya estanqueidad en el interior del digestor (GTZ / GTZ, 1999).



Source: Prepared by the author based on information collected.

Figura 10: Digestor anaerobio de campana fija



Ilustración 1: Digestor de campana fija

Las principales ventajas de los digestores de campana fija son: 1. Los digestores no tienen partes móviles; 2. Los costes son relativamente bajos, aunque superiores a otras tecnologías y 3. La vida útil

de diseño es de unos 20 años (GTZ / GTZ, 1999), aunque hay autores que dan una durabilidad de 20 a 50 años siempre que se realice un mantenimiento sistemático.

Las desventajas de estos digestores son: 1. La necesidad de sellados especiales, 2. Se requiere altos conocimientos técnicos para su construcción, 3. Las presiones de gas fluctúan, lo que hace complicado el uso del gas (GTZ / GTZ, 1999), 4. A pesar de ser económico, tiene un alto coste de inversión comparado con otras tecnologías. Esta circunstancia ha impedido su generalización en América Latina y 5. La operación no es fácil de entender en a nivel familiar, ya que no se puede ver la cantidad de gas presente en el digestor (Oćwieja, 2010).

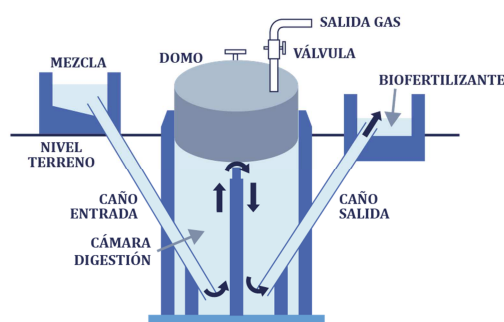
4.4.2. Digestor anaeróbico de tambor flotante

Este tipo de digestor, también conocido como digestor "modelo hindú" por su origen, se desarrolló en 1956 (Buxton, D. and Reed, B., 2010). Se distingue del modelo chino porque en este caso se utiliza un tambor móvil. Cuando no hay biogás el tambor flota, bien en una camisa de agua que rodee al digestor o directamente en la suspensión a digerir. Cuando el biogás se produce, el tambor, que está montado sobre un bastidor de guía móvil, va ascendiendo conforme aumenta la presión del gas sobre él (GTZ / GIZ, 1999).

El tambor puede ser de metal, hormigón o plástico (Buxton & Reed, 2010; Munasingha & Wijesuriya, 2007; Lawbuay, 2006; Singh & Sook, 2003). Además, el digestor está compuesto por un tanque de almacenamiento en forma cilíndrica, que puede construirse de piedra, ladrillo u hormigón. Para permitir la entrada de la materia orgánica y la salida del biofertilizante se emplean dos tubos (de plástico, fibrocemento, cerámica u otros) que conectan el tanque de almacenamiento con el de carga y descarga (**Figura 11** e **Ilustración 2**). También cuenta con tuberías, válvulas de corte y seguridad que garantizan el buen funcionamiento del biodigestor. Los digestores de tambor flotante se operan alimentándolos con estiércol mezclado con agua a través del tubo de entrada al digestor.

Al igual que el digestor de campana fija, la suspensión fluye hacia abajo por la tubería de entrada y llega a la parte inferior del digestor. Hay una capa de biosólidos en la parte inferior y una capa de efluentes líquidos por encima de eso (Rowse, 2011).

Una de las ventajas de este digestor frente al modelo chino es que el operador puede ver y entender mejor cómo funciona el digestor ya que la cúpula se eleva y desciende, respectivamente, con la mayor o menor presión del gas (Oćwieja, 2010). Otra de las ventajas de estos digestores es que son fáciles de operar (GTZ / GIZ, 1999) y que la presión del gas es más fácil de mantener en este diseño, eliminando el óxido y repintando regularmente (GTZ / GTZ, 1999).



Source: Prepared by the author based on information collected.

Figura 11: Digestor anaerobio de tambor flotante



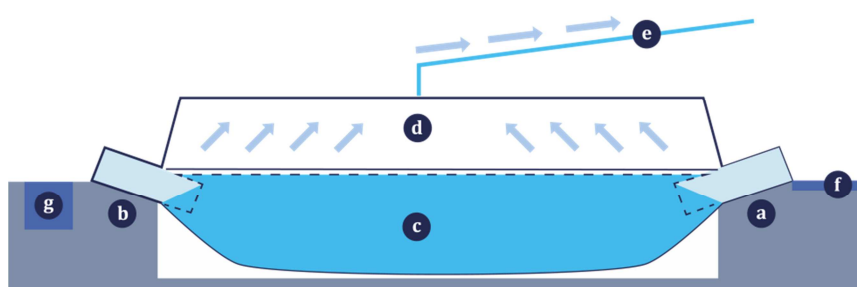
Ilustración 2: Digestor tambor flotante

Las desventajas del digestor tambor-flotante son: 1. El tambor de acero es relativamente caro y requiere un mantenimiento frecuente; 2. La vida útil es de 5 a 15 años; 3. Además, el tambor puede atorarse en la guía del bastidor, lo que requiere mantenimiento (GTZ / GIZ, 1999), y 4. Según

Oćwieja (2010), estos digestores son más difíciles de conseguir, lo que conlleva un aumento del coste.

4.4.3. Digestor anaeróbico tubular de polietileno

En la actualidad se han probado nuevos diseños que han logrado disminuir considerablemente los costes iniciales de los biodigestores. El limitante económico motivó que ingenieros taiwaneses investigasen para hacer digestores con materiales flexibles (FAO, 1992), que suponían un coste menor. Inicialmente se utilizaron materiales como nylon y neopreno, pero los resultados fueron negativos ya que resultaron ser muy caros. A través de los años los materiales se han ido desarrollando y hoy en día las comunidades que usan este tipo de digestor lo hacen con material plástico. Posibles materiales para su construcción son el polietileno y el PVC (geomembrana), siendo el último más resistente pero también más caro (Pedraza, 2002), por lo que generalmente se hacen de polietileno. En el digestor anaerobio tubular de polietileno, también conocido como digestor "modelo taiwanés", la construcción y la mano de obra son fáciles y es de bajo coste ya que los materiales son muy sencillos. Los componentes fundamentales de este biodigestor son: una bolsa de polietileno de película delgada, normalmente de dos capas, capaz de soportar las presiones normales de trabajo del biogás y donde se almacena el residuo mezclado con agua, siempre se debe dejar el volumen necesario para almacenar el biogás (**Figura 12 e Ilustración 3**).



Source: Prepared by the author based on information collected.



Ilustración 3: Digestor tubular

Figura 12: Digestor anaerobio tubular de polietileno

El digestor tubular se coloca en una zanja con una pendiente de 2-5% para facilitar el flujo por gravedad. Las aguas residuales fluyen a través del tubo de polietileno con flujo semicontinuo como los anteriores (C). El lodo se alimenta en el digestor a través de un recipiente de carga (F) por la tubería de entrada (A). Cuando el digestor está en equilibrio, una masa igual de concentrado líquido que entra, sale del digestor a través de la tubería de salida (B) y se recoge en un recipiente de recolección de digestato (G). Cuando se acumulan muchos biosólidos en el digestor, éstos deben ser vaciados periódicamente (GTZ/EnDev, 2010). El gas se almacena por encima del lodo en digestión (D) y no hay almacenamiento de gas externo adicional (GTZ/EnDev, 2010). La tubería de salida (E) conduce al biogás para su aprovechamiento.

Con el fin de lograr el buen funcionamiento de la instalación son necesarios otros accesorios como: válvulas de corte, de seguridad, tuberías y adaptadores. Habitualmente, a modo de protección, se construye una zanja, revestida de hormigón u otro material, de las dimensiones adecuadas para que entre en ella el digestor. Un digestor de 8 m de largo (25 m^3) puede tratar los residuos de 55 cerdos (50 kg) y producir hasta 6 m^3 de biogás por día, con un contenido de metano superior al 60% (Lansing et al., 2008). De acuerdo a Lansing (Lansing, et al. 2010), la adición de pequeñas cantidades de grasa de cocina resultó en un aumento de 124% en la producción de metano sin calefacción en reactores de flujo pistón.

Aunque es barato y fácil de construir, muy Entre sus desventajas se halla su bajo tiempo de vida útil, su durabilidad es de sólo 2-10 años (GTZ/EnDev, 2010), aunque hay autores que consideran

necesario montar una nueva instalación cada tres años. También es muy vulnerable a sufrir roturas por condiciones climáticas adversas, por las acciones del hombre y los animales.

4.5. Construcción y diseño de un digestor tubular de polietileno

Se ha seleccionado para el diseño de un digestor anaerobio de bajo coste el modelo tubular de polietileno por la sencillez de la tecnología, el aspecto económico y, principalmente, por ser el más empleado en la región de ALC.

A la hora de diseñar y construir un digestor hay que tener en cuenta una serie de consideraciones en función de distintos criterios que se describen a continuación (CEDECAP, 2007).

4.5.1. Dimensionado y diseño

A. Cálculo de cantidad de estiércol: No hay unanimidad en la bibliografía sobre la producción de residuos ganaderos. Para determinar la disponibilidad de materia prima, se puede hacer estimándola a partir de la información ya facilitada en la Tabla 2 o tomando como referencia la **Tabla 31**.

Tabla 31: Producción de estiércol fresco diario por tipo de animal

Animal	Estiércol (kg/100 kg de peso vivo)
Vaca	8
Cerdo	4
Caballo	7
Cabra	4
Conejo	3

Fuente: Martí, J., 2008.

En función del número de animales disponibles se puede hacer una estimación de la cantidad diaria de residuo a digerir. Por ejemplo, una vaca de 400 kg producirá al día 32 kg de estiércol fresco.

Por otra parte, la cantidad de estiércol disponible depende de la gestión del ganado en la zona. En el caso de ganado tabulado, se aprovecha la totalidad del estiércol producido y en el caso de ganado tabulado sólo por la noche, se aprovecharía únicamente el 25%.

B. Materia a digerir: Como ya se ha hecho referencia, para la obtención de biogás a partir de residuos de animales, la mezcla más adecuada es la relación estiércol/agua de 1:4. A esto se le llama mezcla de carga diaria.

C. Tiempo de retención: Como ya se ha visto, la velocidad de degradación depende en gran parte de la temperatura ambiente, pues a mayor temperatura el tiempo de retención requerido es menor. La **Tabla 32** muestra una estimación del TRH en función de la temperatura ambiente.

Tabla 32: TRH en función de la temperatura ambiente

Región característica	Temperatura (°C)	TRH (días)
Altiplano	10	55
Valle	20	25
Trópico	30	10

Fuente: CEDECAP, 2007.

D. Dimensiones del digestor: El volumen total del digestor ha de albergar una parte líquida y otra gaseosa. Normalmente se da un espacio del 75% a la fase líquida, y del 25% restante a la fase gaseosa.

El volumen total es la suma del volumen gaseoso y el volumen líquido: $V_T = V_G + V_L$

Y por tanto el volumen líquido es tres cuartas partes del total: $V_L = V_T \times 3/4$

El volumen gaseoso es una cuarta parte del total: $V_G = V_T \times 1/4 = V_L / 3$

El polietileno tubular se vende en rollos de 50 m, con un ancho de rollo que varía normalmente entre 1, 1,25, 1,50, 1,75 y 2 m. En el caso de biodigestores de polietileno, la fórmula base es la del volumen de un cilindro, es decir:

$$V_T = \pi \times r^2 \times L \quad \text{donde: } \pi = 3,1415; \quad r = \text{radio}; \quad L = \text{Longitud}$$

Conociendo el volumen total del biodigestor y las secciones eficaces de los plásticos disponibles (según su ancho de rollo), es fácil determinar la longitud necesaria. Si el volumen del biodigestor es $V_T = \pi \times r^2 \times L$, y conocemos todos los parámetros excepto la longitud, despejando de la anterior fórmula se obtiene: $L = V_T / (\pi \times r^2)$.

De esta manera se genera un cuadro en el que se ponen los resultados de la longitud para cada ancho de rollo. La **Tabla 33** relaciona el ancho de rollo con la longitud del digestor.

Tabla 33: Relaciones entre el diámetro y la longitud

Ancho de rollo (m)	Radio (m)	Diámetro (m)	Sección πr^2 (m ²)	Longitud (m)
1	0,32	0,64	0,32	$V/0,32$
1,25	0,40	0,80	0,50	$V/0,50$
1,50	0,48	0,96	0,72	$V/0,72$
1,75	0,56	1,12	0,97	$V/0,97$
2	0,64	1,28	1,27	$V/1,27$

Para determinar las dimensiones del digestor, hay que tener en cuenta que lo conveniente es que la relación entre el diámetro y la longitud guarden una relación de entre 1:5 y 1:10, siendo lo más recomendable que ésta sea de entre 1:7 y 1:8 (Martí, J., 2002; CEDECAP, 2007). Para digestores con longitudes mayores de 10 m, deberá considerarse la colocación de correas que ayuden a agitar la mezcla y así evitar la formación de costras en la superficie.

4.5.2. Materiales para la construcción

El biodigestor que se ha considerado es uno bastante sencillo y económico. Sin embargo, para su construcción sí se requiere mano de obra pesada y ciertas capacidades a la hora de hacer el muro y poner los aislantes. Los materiales necesarios se muestran en la **Tabla 34**.

Tabla 34: Materiales necesarios para la construcción de un digestor anaerobio tubular

Material	Descripción
Film negro UV (2x50) 300 micr.	Polietileno UV que sirve para hacer el biodigestor.
Film translúcido (2x50) 300 micr.	Polietileno UV, que servirá para hacer el invernadero.
Tubería de PEAD	Tubería para hacer conexión de gas.
Codos	Para empalme en las conexiones.
Una "T"	Conexión para la distribución del biogás.
Llave bola	Conexión para controlar salida de gas.
Brida	Para empalme entre tubos.
Adaptadores	Para empalme entre tubos.
Tubo 16 cm	Conexión para la salida de biogás en la cocina.
Herramientas	Flexo 5 m, Cinta adhesiva. Alambre/cordel. Alicates. Gomas (3 neumáticos /biodigestor). Selladora manual. Estropajo de acero. Teflón. Tijeras. Clavos. Tarraja ½".

Fuente: CEDECAP, 2007.

4.5.3. Zona de trabajo

En función de dónde se construya el digestor, hay que tener en cuenta una serie de consideraciones:

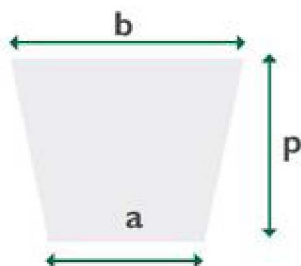
- Es recomendable que la instalación del digestor se haga lo más cerca posible del lugar donde está ubicada la zona de recogida de deyecciones animales o humanos.
- Las dimensiones del biodigestor se ajustan de acuerdo a la disponibilidad de espacio.
- Se puede considerar la instalación de un invernadero solar, en zonas con temperaturas iguales o inferiores a 10°C.
- Para mantener la estabilidad de la temperatura es conveniente enterrar parcialmente el digestor o cercarlo con un muro y utilizar aislantes.
- Es conveniente tener en cuenta la trayectoria del sol a la hora de ubicar el biodigestor.

4.5.4. Construcción de la estructura para el digestor

Dimensiones de la zanja para el biodigestor

El diseño final del digestor requiere conocer las dimensiones de la zanja donde se acomodará el plástico tubular. La longitud de la zanja queda determinada por la longitud del digestor y la profundidad y ancho de la misma dependerán del ancho de rollo empleado en la construcción del biodigestor. De forma general, se puede emplear las dimensiones que se recogen en la **Tabla 35**, en función del ancho del rollo.

Tabla 35: Dimensiones para la zanja



Ancho de rollo (m)	a (m)	b (m)	P (m)
1	0,3	0,5	0,6
1,25	0,4	0,6	0,7
1,50	0,5	0,7	0,8
1,75	0,6	0,8	0,9
2	0,7	0,9	1,0

Fuente: Martí, J., 2008.

Hay que considerar que al alojar el digestor en la zanja, las paredes de ésta sustentarán toda la presión del volumen líquido del biodigestor. La cúpula de biogás estará en la parte superior y ocupará un 25% del volumen total.

Si se construye una zanja sin considerar el ancho empleado puede suceder que la cúpula de biogás sea demasiado pequeña o incluso grande. En caso de que la cúpula ocupe más de un 25% del volumen, se estará restando volumen a la fase líquida y por tanto reduciendo el tiempo de retención.

Construcción de la zanja

Para construir la estructura que albergará al digestor hay que seguir los siguientes pasos:

- Cavar un hoyo de las mismas dimensiones que el digestor con la base en forma de "U" o de "V".
- En caso de encontrarse en zonas frías, por debajo de 10°C, se construirá un cerco alrededor del biodigestor (ladrillo o adobe) para preservarlo de la temperatura. En el caso de construcciones de adobe y para longitudes mayores de 7 m, se considerará que en la estructura haya soportes de seguridad cada cierto tramo.
- Se deben cavar dos zanjas, una para el tubo de entrada y otra para el tubo de salida. La zanja de entrada tendrá un ángulo de, aproximadamente 45°, y entrará lo más cerca posible del fondo, dejando no más de 30 cm entre el punto de la entrada y el fondo del tanque. El tubo de entrada debe estar por encima del tanque al menos 40 cm. El tubo de salida debe tener un ángulo de 30°.

4.5.5. Instalación del digestor y primera carga

Una vez esté lista la estructura, se procederá a la instalación del biodigestor y a la colocación de recipientes que faciliten la carga del material y la descarga del digerido. Los siguientes pasos son (CEDECAP, 2007):

- Recortar el polietileno de acuerdo a las dimensiones establecidas. Instalar la válvula de salida gas.
- Instalar la manguera y la válvula para la salida de gas.
- Proceder a instalar los tubos de entrada y salida. La longitud de los tubos oscila entre 1 y 1.20 m de largo. Es necesario forrarlos por fuera con una cinta de caucho de unos 3 o 4 cm. de espesor, con el fin de proteger el biodigestor de las astillas producidas por el corte del tubo.
- En el caso de ser necesaria la instalación de un invernadero, deberá prepararse la estructura para el soporte de la cubierta antes de poner el biodigestor.
- Trasladar el biodigestor hasta la estructura de adobe o ladrillo. Antes de colocarlo, la superficie de la estructura deberá cubrirse con capas de material aislante y de protección a hendiduras (sacos de rafia, paja,...).
- Instalado el biodigestor, medir el grado de inclinación de cada tubo, se recomienda que el ángulo de inclinación oscile entre 30° y 45°. Una vez lograda la ubicación, sujetar los tubos a postes de madera, haciendo pasar por el centro del tubo un cordel o alambre, con el fin de mantener esta posición.
- Colocar los recipientes de entrada de la mezcla y de salida de digestato.
- Instalar la tubería de conexión del biodigestor hasta el recipiente de recolección de gas, y de ahí hasta el punto de consumo. Se sugiere prever una distancia no mayor a 20 m. La cantidad de válvulas y codos dependerá de la distribución del uso: cantidad de hornillas para cocción, iluminación, etc.
- Una vez instalado el biodigestor, se puede proceder a realizar la carga. La carga inicial deberá realizarse con agua hasta la cuarta parte del sistema. Posteriormente, introducir la carga de estiércol correspondiente. La segunda carga se realizará respetando la equivalencia 1:4, uno de agua por 4 de estiércol. Se llenará hasta que las bocas interiores de los tubos de entrada y salida queden tapadas por el lodo para que no entre aire al digestor, y esté en condiciones anaerobias.

4.5.6. Construcción del Invernadero

La construcción de la estructura del invernadero es importante para ayudar a mantener una temperatura constante y elevada dentro del biodigestor. La estructura del invernadero irá clavada con tubos de plástico en las paredes del cerco de 40 cm de altura. El biodigestor quedará totalmente sellado por la parte delantera y trasera con paredes de adobe.

4.5.7. Construcción de la Línea de gas

Respecto a la construcción de las conducciones de gas, en la mayoría de las instalaciones se utiliza un diámetro de 1/2" pulgadas. La mejor solución en cuanto a seguridad y vida útil es utilizar tuberías de hierro galvanizado, pero si su coste es demasiado elevado, pueden sustituirse por material plástico. Se pueden usar tubos de PVC para agua, o para sistemas de riego, pero de alta calidad, para evitar que se hagan fisuras, que deberán protegerse del sol. Para las conexiones se utiliza cemento para PVC de calidad, o mediante rosca y teflón.

Para el diseño de las tuberías hay que tener en cuenta: 1. No utilizar tubos y codos usados. 2. Colocar al menos una válvula de seguridad. 3. Nunca instalar los tubos en horizontal, siempre en pendiente (en cada punto bajo instalar una trampa de agua) para evitar los problemas de condensación de agua en las tuberías.

A la salida de la conducción de biogás, después de la primera llave de bola, se coloca una "T", de manera que el biogás pueda seguir fluyendo hacia la cocina, pero a la tercera salida de la "T" se le une una pieza de tubería y ésta se introduce en la botella llena de agua. La tubería debe quedar sumergida en el agua de 8 a 13 cm, dependiendo de la altura sobre el nivel del mar del lugar la distancia a la cocina, y el tipo de cocina. Cuanta mayor altura, menor presión se necesita, y menos tiene que estar sumergido el tubo en el agua. Cuanta mayor distancia a la cocina mayor presión se necesita y más sumergido deberá estar el tubo. Para determinar la presión idónea es necesario ir realizando pruebas de la combustión de biogás en la cocina hasta que el usuario éste conforme.

La válvula de seguridad permite al gas escaparse al aire cuando la presión del digestor llega a un valor límite, el equivalente a la columna de agua que sumerge el tubo (10 cm de columna de agua = 10 mbar = 0,98 kPa).

4.5.8. Producción de Biogás

La mezcla de estiércol con agua en el interior del biodigestor, en ausencia de aire, producirá biogás. Esta producción no es constante, y es un proceso que dura, más o menos, el tiempo de retención estimado según la temperatura de trabajo. De esta forma, un kilo de estiércol irá produciendo biogás poco a poco a lo largo del tiempo de retención al que esté sometido.

Existen diferentes métodos para estimar la producción de biogás de un biodigestor según su carga diaria de estiércol. La forma más sencilla es aplicar datos bibliográficos, como por ejemplo valores medios de la Tabla 19.

También se puede hacer, es más exacto si se conocen los datos, aplicando los conceptos de "sólidos totales" y "sólidos volátiles".

La producción diaria de biogás depende de la cantidad de sólidos volátiles que haya en la carga de estiércol y purines ya que los sólidos volátiles representan la parte de sólidos totales susceptibles de ser biodegradados y convertirse en biogás. Por ello, para conocer la producción teórica de biogás es necesario conocer previamente la cantidad de estiércol y purines que se va a introducir diariamente en el biodigestor y a partir de estos valores determinar el contenido de sólidos totales y sólidos

volátiles. Por lo tanto, partiendo de la cantidad de estiércol ya determinada para calcular el diseño del digestor, se determinan los sólidos totales y los sólidos volátiles

Determinación del contenido en sólidos totales y volátiles: Existe una amplia bibliografía donde se puede consultar el contenido de sólidos totales de los estiércoles y purines. Según los datos de la Tabla 18, correspondientes a producción de biogás por kg de SV, podemos saber cuánto biogás se puede producir diariamente.

En el caso de disponer de dos tipos de animales, habría que determinar la producción de cada tipo y sumarmas.

Para determinar la producción de biogás por unidad de volumen del digestor, habría que dividir la cantidad obtenida entre el volumen del líquido en el digestor y se determinarían los m³ de biogás por unidad de volumen de digestor y por día.

De esta forma, se puede estimar el volumen de biogás que se puede obtener por día siempre que se cumplan los tiempos de retención adecuados a cada temperatura de trabajo.

4.6. Factores que influyen en la operación y control de este tipo de digestores

Como se ha comentado en el capítulo anterior, hay una serie de factores que son importantes en el funcionamiento de un digestor anaeróbico. En este punto únicamente se van a hacer algunas consideraciones de algunos de esos factores en relación a este tipo de digestores.

En cuanto al tiempo de residencia hidráulico, Garfi estudio la digestión anaeróbica psicrófila a temperaturas tan bajas como de 10°C y recomendó un TRH de 70 días para un digestor anaerobio tubular de polietileno sin homogeneización. A temperaturas próximas a 30°C, recomienda un TRH de 20 a 30 días (Garfi et al., 2011). Es importante para el diseño de los digestores que los TRH sean suficientemente largos para que pueda tener lugar la destrucción de los sólidos volátiles (Vesilind, 1998).

La tasa de carga orgánica recomendada para la digestión anaeróbica de baja velocidad (digestión sin calor y sin mezcla) es de 0,5-1,6 kg VSS/(m³.d). Sharma y Pellizzi (1991) recomendaron que la velocidad de carga orgánica estándar para este tipo de digestores anaeróbicos debería ser de 1,0-3,5 kg SV/(m³.d). Hay que tener en cuenta que si la tasa de carga es demasiado alta para las condiciones del sistema, puede producirse la acumulación de ácidos grasos volátiles (AGV) en el digestor y llegar a pararse el proceso. Por lo tanto, es muy importante que la velocidad de carga orgánica de diseño sea conservadora.

En relación al Factor de Seguridad, concretamente en las zonas rurales de los países en desarrollo puede haber fluctuaciones en la temperatura ambiente y el tiempo de alimentación del sustrato, limitaciones en la supervisión del operador y falta de control del proceso. Si el digestor anaeróbico falla, probablemente dará como resultado el fracaso del proyecto de desarrollo de la digestión anaeróbica y la comunidad va a perder la fe en la tecnología. La pérdida de la fe en una tecnología puede ser importante, y puede obstaculizar otros proyectos de digestión anaerobia para el futuro. Es recomendable por tanto un factor de seguridad de 10 (Rittmann y McCarty, 2001; Speece, 1996).

Por otra parte, respecto a la homogeneización o mezcla, en los digestores anaerobios de campana fija y de tambor flotante no tiene lugar ninguna mezcla, a excepción de la que se produce como consecuencia de la formación de gas en el proceso de la digestión, que luego se eleva a la parte superior del digestor (Tchobanoglous et al., 2003). En el digestor tubular, así como en general en los

de flujo pistón, tienen concentraciones uniformes de sustrato y microorganismos, y en el caso ideal, no se produce mezcla en la dirección hacia delante.

Los parámetros de funcionamiento recomendados por distintos autores para este tipo de digestores se muestran en la **Tabla 36**.

Tabla 36: Parámetros de funcionamiento recomendados para aplicaciones en el mundo en desarrollo rural

Parámetros de Operación	Valor	Fuente
$TRS_{lim}^{min} (d)$	4	Tchobanoglous et al., 2003
Factor de Seguridad	10-30	Rittmann and McCarty, 2001
TRS (d)	20-70	Garfi et al., 2011
pH	6,6-7,6	Tchobanoglous et al., 2003
OLR (kg SV/m³.d)	1,0-3,5	Sharma and Pellizzi, 1991

4.7. Programas para el desarrollo. Experiencias de producción de biogás a partir de residuos orgánicos con digestores de bajo coste

En los países en desarrollo, donde la energía es escasa y costosa, la digestión anaerobia se ha centrado principalmente en la producción de energía a través de las plantas de biogás.

En los últimos años se han llevado a cabo distintos programas de implementación de digestores, principalmente en China e India pero también en otras zonas como Nepal, Tanzania o la Zona Andina (Perú-Bolivia).

En los años ochenta ITINTEC (Instituto de Investigación Tecnológica Industrial de normas Técnicas) desarrolló junto con el CIPENC (Centro de Investigación y Promoción de Energías No Convencionales) el primer *Programa de Investigación del Biogás en el Perú* instalando un total de 51 biodigestores, la mayoría de tipo chino en zonas rurales. Según el estudio de evaluación de impacto llevado a cabo por ITDG (Instituto Técnico Diversificado Grajales) e ISF (Ingenieros Sin Fronteras), el fracaso de este proyecto radicó en el tipo de biodigestor elegido y su incorrecto dimensionamiento en función de los recursos ganaderos, pero sobre todo en la falta de capacitación y seguimiento de los beneficiarios de las instalaciones (Spagnoletta, 2008).

En Bolivia, a través de la cooperación técnica alemana, se desarrollaron proyectos de implementación de la tecnología de la biometanización como alternativa energética, cuyo objetivo era beneficiar directamente a aproximadamente 1.000 familias a finales de 2010. Bajo el concepto de democratización de la tecnología, y a través de múltiples talleres de formación, se ha conseguido capacitar a decenas de técnicos, Organizaciones No Gubernamentales para el Desarrollo (ONGD) y familias.

Otro ejemplo de esta transferencia tecnológica es la desarrollada en la zona norte de los Andes peruanos, donde mediante un programa piloto de implementación de biodigestores familiares de bajo coste se ha conseguido demostrar la adaptabilidad de esta tecnología de la mano de Ingenieros Sin Fronteras e ITDG Soluciones Prácticas.

Con las conclusiones de estas experiencias se ha definido el tipo de tecnología a desarrollar, un modelo de digestor tubular adaptado a las condiciones de la zona andina en función de la altitud, temperatura, recursos ganaderos y factores socio-económicos de las diversas zonas de implementación. Se trata de un digestor de entre 8 y 10 m³ alimentado diariamente con 20 kg de estiércol fresco y 60 litros de agua que produce 80 litros de fertilizante (digerido) diarios. Dada la

climatología local, se instalan bajo cubierta a modo de invernadero con el objeto de mantener la temperatura lo más constante posible. Las instalaciones básicas cuentan, además, con un tanque de almacenaje (reservorio o gasómetro) de entre 1 y 2 m³, una válvula de seguridad y dos hornillos.

En el INIA (Instituto Nacional de Innovación Agraria de Cajamarca – Perú) junto con ITDG y sus socios (ISF, UPC, Green Empowerment), han apostado por la construcción de una pequeña planta piloto con 4 sistemas donde desarrollar labores de investigación con el fin de estudiar y parametrizar el proceso con el que poder crear modelos mejor adaptados a las distintas condiciones climatológicas y caracterizar los diversos tipos de fertilizantes. Los resultados, junto con los modelos de gestión apropiados a las características socioeconómicas de la región, permitirán una apropiación tecnológica por parte de las familias de las zonas más desfavorecidas.

Además se ha conseguido crear una red sudamericana de fortalecimiento tecnológico en la que están involucrados diversos agentes internacionales especializados en investigación y cooperación al desarrollo de más de 10 países cuya misión es promover la investigación aplicada a la biodigestión anaerobia como herramienta para mejorar el bienestar de la población de América Latina y el Caribe.

4.7.1. Experiencias en PEID. Llevando Biogás a Samoa (SIDS Action Platform).

En Samoa, una idea innovadora de proyecto ha convertido un desafío ambiental en un activo de energía. Samoa ha llevado a cabo un proyecto para convertir la invasora planta de Merremia, otras malezas invasoras y desechos agrícolas verdes en energía renovable en forma de biogás.

Como muchos estados de las islas del Pacífico, Samoa depende en gran medida de los combustibles fósiles para la generación de energía; aproximadamente el 69 por ciento de la producción nacional de energía proviene de generadores alimentados con diésel. Esta es una solución costosa para los países insulares que pagan altos precios para enviar combustible a las costas locales. Además, la energía basada en combustibles fósiles es altamente contaminante, y las emisiones de CO₂ contribuyen al cambio climático al que son vulnerables los estados insulares como Samoa; aumento del clima extremo y aumento del nivel del mar. Esta es la razón por la cual Samoa está buscando soluciones de energía sostenible que sean asequibles para su población y con una baja huella ambiental y bajas emisiones de gases de efecto invernadero.

Samoa afrontó la rápida propagación de la vid invasora Merremia, una vid que ha matado a más del 60 por ciento de los bosques de Samoa. Pero la vid, como biomasa que es, también puede ser potencialmente combustible para la bioenergía. Samoa ha desarrollado sistemas de energía de biogás alimentados por la vid y otros residuos verdes que se eliminaban quemándolos. El objetivo ha sido demostrar la viabilidad de las soluciones de biogás en la isla y, al mismo tiempo, detener la propagación de la vid invasora.

Sala Sagato, subdirector ejecutivo de la División de Energía Renovable del Ministerio de Recursos Naturales y Medio Ambiente de Samoa, tenía grandes expectativas sobre el proyecto de biogás de Merremia. *"Poder ofrecer soluciones de biogás para los hogares y el sector privado aquí en Samoa es una manera de proporcionar a las personas soluciones energéticas limpias y asequibles que al mismo tiempo resuelven el problema de la invasiva planta de Merremia. El proyecto también ofrecerá una gestión alternativa para los residuos, reducirá la quema de residuos verdes y proporcionará fertilizantes orgánicos para el sector agrícola"* (UNDP, 2014).

El proyecto de biogás ha surgido del proyecto regional denominado PIGGAREP - Reducción de gases de efecto invernadero en las islas del Pacífico a través del Proyecto de Energía Renovable. El proyecto se ha financiado por el Fondo para el Medio Ambiente Mundial (FMAM), con el Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD) como organismo de ejecución y la Secretaría del Programa Ambiental Regional del Pacífico (SPREP) como asociado en la ejecución. El proyecto ha abarcado a once países insulares del Pacífico y ha proporcionado estudios de viabilidad, capacitación, concienciación y proyectos de energía renovable en todo el Pacífico desde 2008.

En 2012 se aportaron fondos para un proyecto de demostración en Piu Village para mostrar que una vid invasora (merremia) podría ser un recurso para producir biogás que podría usarse en la cocina y la iluminación para los hogares de las aldeas. Este sistema de demostración fue instalado a principios de 2013 por BioEnceptionz Ltd de Wellington, Nueva Zelanda. (BioEnceptionz es una empresa social sin fines de lucro especializada en mostrar el potencial de los sistemas de bioenergía en las Islas del Pacífico). Este proyecto cumplió con éxito sus objetivos y ha crecido desde entonces con una mayor inversión de otros socios gubernamentales.

En 2013, se inició la construcción del Resource Testing and Community Engagement Center con el fin de llevar a cabo investigación sobre biodigestores. El centro proporciona a Samoa la capacidad de probar y catalogar metódicamente el potencial de biogás de una amplia gama de materias primas posibles que pueden utilizarse en biodigestores para producir biogás, incluso para operaciones a escala comercial. Estas materias primas incluyen "residuos verdes", como pastos, enredaderas, caída de follaje y residuos de alimentos y, también, residuos de cultivos (como hojas de taro), residuos de procesamiento de cultivos y abundantes productos de cultivo con bajo valor de mercado. El aspecto de "compromiso con la comunidad" de este centro está en ver las tecnologías de biodigestores en operación y en el uso del biogás. El biogás se puede usar como un recurso de combustible gratuito para cocinar para el sitio de acogida y grupos de la comunidad caritativa. Para mantener un suministro constante de biogás, además de las celdas test de biogás, el centro incluirá un biodigestor que puede alimentarse con residuos de alimentos del propio centro y de algunos restaurantes locales. El sector del turismo es crucial para la economía de Samoa y para su desarrollo económico. Sin embargo, esto se ve obstaculizado por el alto costo de la energía en Samoa. Apoyar la presentación de enfoques viables para que el sector del turismo tenga energía renovable asequible es de interés clave para la Autoridad de Turismo de Samoa. Este proyecto trata sobre el desarrollo sostenible, las energías renovables y la mejora de los medios de vida. El objetivo es lograr un proyecto comercialmente viable para atraer a más socios y poder hacerlo en los PIED. El objetivo estratégico es apoyar un desarrollo sostenible, proporcionar crecimiento a las empresas, mejorar el medio de vida de las personas y asegurar que no se dañe el medioambiente. El proyecto Biodigester lo cumple.

La siguiente etapa del proyecto se extendió desde abril de 2014 a 2015 y su objetivo ha sido doble. Por un lado, proporcionar un biodigestor de residuos verdes en un tanque de plástico de 5000 litros que produce biogás que se puede utilizar para algunos fines en el propio sitio, por ejemplo, cocinar y calentar agua en un vivero de Women in Business (WIB). WIB es una organización que ayuda a los agricultores sostenibles a exportar productos orgánicos y contribuir con el PIB de Samoa. Por otro lado, lo que podría ser un paso hacia un proyecto más grande, construir un biodigestor que almacena al menos 60 metros cúbicos de biogás. Una cuestión clave ha sido saber cuántos metros cúbicos por día de gas se pueden producir a partir de un tamaño dado de digestor para las materias primas que son la mezcla probable en esta aplicación. Para ello, se ha tenido un buen conocimiento a partir de los resultados del digestor más grande del Resource Testing Center. El deseo es atraer a socios para otros PEID en la segunda fase del proyecto.

El Ministerio de Recursos Naturales y Medio Ambiente de Samoa tiene un gran interés en la posible aplicación de tecnologías de biodigestores. Han dirigido dos estudios de viabilidad respaldados por el programa de agua y saneamiento financiado por la UE y la oficina de la FAO de la ONU en Samoa. Los datos del "potencial de biogás" que provendrán del programa de análisis de recursos proporcionarán información muy necesaria sobre las circunstancias de Samoa para una amplia gama de posibles aplicaciones de los biodigestores. Samoa Biogas Systems, que se llamó BioEnceptionz, es una entidad con sede en Nueva Zelanda que opera bajo los principios de una empresa social sin fines de lucro. Ellos conciben, planifican con gobiernos anfitriones y donantes, e implementan estudios de viabilidad que involucran sistemas avanzados de biomasa y energía basada en residuos adecuados para las islas del Pacífico y otros países en desarrollo. Proporcionan pruebas de la aplicabilidad técnica y económica de las tecnologías. Están involucrados en el desarrollo de modelos de negocios financiables que pueden ser utilizados por las empresas locales cuando se implementan estos nuevos sistemas.

Resumen del Capítulo 4

Desde que Luo Guoui (1921), Matunga Leper (1987) y Jean-Louis Mouras (1881) construyeran los primeros digestores en China, India y Francia, respectivamente, con el paso de los años la tecnología ha ido evolucionando mucho 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.

Una primera clasificación de los digestores es atendiendo a la frecuencia de la carga, así los digestores pueden ser discontinuos, semicontinuos y continuos. Siendo estos últimos los que más se han desarrollado.

Atendiendo al grado de desarrollo tecnológico, se pueden establecer dos grupos, los digestores de pequeña escala y bajo coste, que se emplean principalmente en zonas rurales de países en desarrollo y el grupo constituido por digestores de tecnologías más avanzadas de los que se hablará en el capítulo posterior.

El grupo de digestores de pequeña escala y bajo coste lo constituyen tres modelos de digestor: los digestores de cúpula fija (modelo chino), digestores de tambor flotante (modelo hindú) y los digestores tubulares de polietileno (modelo taiwanés). Para que estas plantas tengan éxito se deben satisfacer al menos tres factores básicos limitantes: la disponibilidad de agua para hacer la mezcla con el estiércol que será introducida en el digestor, la cantidad de materia prima así como la aceptación y el correcto manejo de la tecnología por parte de las comunidades donde se implementan. De hecho, uno de los requisitos que se exige al diseño de los biodigestores es la simplicidad, tanto en la ejecución de la obra como en su manejo y su mantenimiento (Gómez et al, 2010). Desde el punto de vista práctico, se ha aportado información sobre el diseño y construcción de un digestor tubular de polietileno. Se ha seleccionado este modelo por ser de construcción simple y económica (Preston, 2002), y por ser el más empleado en ALC.

La biodigestión a escala familiar ha sido muy difundida en países como China e India desde el último cuarto del siglo pasado y más recientemente en Nepal, Tailandia, América Latina y África del Sur. En los últimos años se han realizado experiencias en algunos países, principalmente en China y la India, pero también en otras zonas como Nepal, Tanzania o la Zona Andina (Perú-Bolivia), donde se han llevado a cabo programas de implementación de biodigestores. En concreto, muchos programas y proyectos, a través de organizaciones de cooperación internacional, vienen desarrollando alternativas tecnológicas apropiadas que posibiliten el acceso a una energía limpia y segura en la zona andina (Perú-Bolivia).

Respecto a los PEID, en Samoa, una idea innovadora de proyecto ha convertido un desafío ambiental en un activo de energía. Samoa ha llevado a cabo un proyecto para convertir la invasora planta de Merremia, otras malezas invasoras y desechos agrícolas verdes en energía renovable en forma de biogás.

Samoa afrontó la rápida propagación de la vid invasora Merrimia, una vid que ha matado a más del 60 por ciento de los bosques de Samoa. Pero la vid, como biomasa que es, también puede ser potencialmente combustible para la bioenergía. Samoa ha desarrollado sistemas de energía de biogás alimentados por la vid y otros residuos verdes que se eliminaban quemándolos. El objetivo ha sido demostrar la viabilidad de soluciones energéticas en la isla, a través de la producción de biogás, y, al mismo tiempo, detener la propagación de la vid invasora.

En 2012 se aportaron fondos para un proyecto de demostración en Piu Village para mostrar que una vid invasora (merremia) podría ser un recurso para producir biogás que podría usarse en la cocina y

la iluminación para los hogares de las aldeas. En 2013, se inició la construcción del Resource Testing and Community Engagement Center con el fin de llevar a cabo investigación sobre biodigestores. El centro proporciona a Samoa la capacidad de probar y catalogar metódicamente el potencial de biogás de una amplia gama de materias primas posibles que pueden utilizarse en biodigestores para producir biogás, incluso para operaciones a escala comercial.

La siguiente etapa del proyecto se extendió desde abril de 2014 a 2015 y su objetivo ha sido doble. Por un lado, proporcionar un biodigestor de residuos verdes que produce biogás que se puede utilizar para algunos fines en el propio sitio, por ejemplo, cocinar y calentar agua en un vivero de Women in Business (WIB). WIB es una organización que ayuda a los agricultores sostenibles a exportar productos orgánicos y contribuir con el PIB de Samoa. Por otro lado, lo que podría ser un paso hacia un proyecto más grande, construir un biodigestor que almacena al menos 60 metros cúbicos de biogás. Una cuestión clave ha sido saber cuántos metros cúbicos por día de gas se pueden producir a partir de un tamaño dado de digestor para las materias primas que son la mezcla probable en esta aplicación. Para ello, se ha tenido un buen conocimiento a partir de los resultados del digestor más grande del Resource Testing Center. El deseo es atraer a socios para otros PEID en la segunda fase del proyecto.

5. Tecnologías anaerobias avanzadas

Como se ha visto, en función del sistema de carga los digestores anaerobios se pueden clasificar en discontinuos, semicontinuos y continuos. En estos últimos, la carga y descarga se realizan de forma continua. Al no existir paradas, tiene un rendimiento mucho mayor. Estos sistemas han sido los que más se han estudiado, desarrollándose nuevas tecnologías.

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. El principal objetivo de estos digestores, también llamados de Alta Velocidad, es tratar los residuos de forma eficiente y económica. 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 residuo a tratar.

En el presente capítulo se presentan las principales tecnologías anaerobias avanzadas, es decir que tienen una mayor velocidad de degradación. Éstas a su vez se dividen en base a cómo están los microorganismos en el digestor y a la separación de fases del proceso. Se muestran sus diseños y características, así como sus aplicaciones en función del residuo.

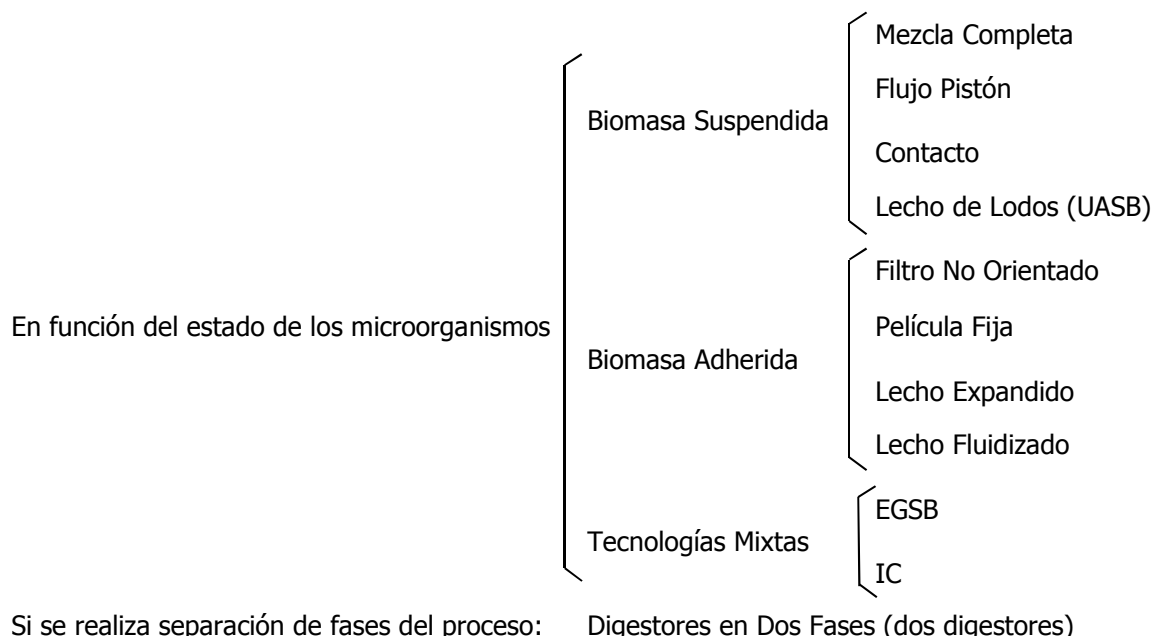
5.1. Interacción entre sustrato, nutrientes y microorganismos

Dada la complejidad que presentan muchas aguas residuales por su composición química y 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, en ciertos casos de tratamientos, se debe considerar casi siempre que existen poblaciones microbianas heterogéneas. Éstas son normalmente una mezcla muy compleja de diferentes géneros 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 producen, cuando son excedidas, fracasos en el proceso. 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 está en aprovechar la sinergia de las mezclas, y compensar carencias de cada uno de los sustratos por separado.

Las tecnologías de los digestores anaerobios varían mucho en relación a la 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. Cada uno de estos grupos está constituido, a su vez, por distintos tipos de digestores. Por otra parte, puesto que el proceso de digestión anaerobia tiene lugar en varias fases en las que intervienen diferentes microorganismos, que actúan con distintas velocidades, también ha surgido la tecnología de digestores en Dos Fases con el fin de favorecer cada etapa por separado. La **Figura 13** muestra las principales tecnologías existentes.



Fuente: Elaborado por el autor en base a la información recopilada.

Figura 13: Clasificación de las tecnologías de los digestores anaerobios

Algunos autores clasifican estas Tecnologías de Alta Velocidad como: Digestores de Primera Generación (Mezcla Completa, Flujo Pistón y Contacto), de Segunda Generación (UASB, Filtro No Orientado, Película Fija, Lecho expandido y Lecho Fluidizado) y de Tercera Generación (híbridos de los digestores de segunda generación – algunos con más funciones) (Abbasi et Tauseef, 2012).

5.2. Tecnología de los digestores anaerobios de Biomasa Suspendida

Los digestores de biomasa suspendida son los que primero se desarrollaron. En ellos los microorganismos (la biomasa microbiana) se encuentran en crecimiento libre o suspendido, están como "flotando", es decir no están fijos a ningún soporte. A su vez, este grupo está constituido por distintos tipos de digestores que se pueden clasificar, de menor a mayor grado de complejidad técnica, en digestores de: Mezcla Completa, Flujo Pistón, Contacto anaerobio y Lecho de lodos. A continuación, se describe cada uno de ellos.

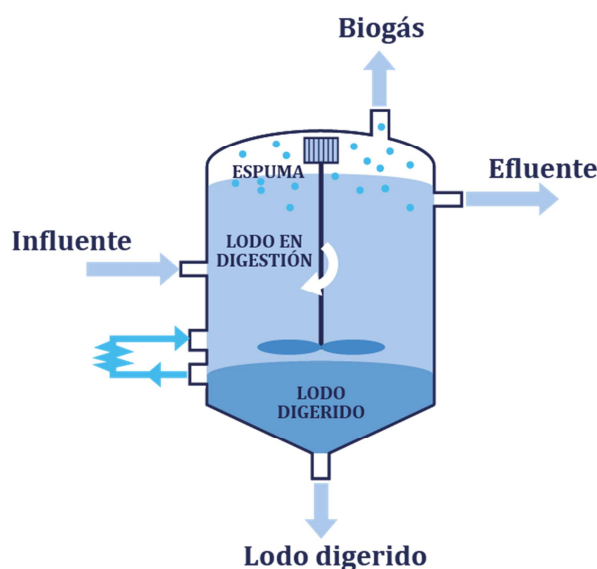
5.2.1. Digestor de Mezcla completa o CSRT

Los digestores de Mezcla Completa, o también llamados CSTR (continuously stirred tank reactor) por sus siglas en inglés, son técnicamente sencillos. Se caracterizan por disponer de un sistema para mezclar el contenido del digestor de forma continua o periódicamente. La mezcla se puede producir de forma mecánica, hidráulica o neumática, en este último caso se produce por la compresión y

burbujeo del biogás. La mezcla por gas es preferible en grandes digestores. La eficiencia del tratamiento de un CSTR mejora mediante el calentamiento del contenido del digestor con un sistema de control de temperatura adecuado (Abbasi et al., 2012). Por lo general cuentan con calefacción para mantener la temperatura del lodo en digestión en el rango mesófilo (35-37°C). Estos digestores se operan de forma semicontinua o continua, es decir, el residuo se alimenta de forma periódica (semicontinuo) o continuamente al digestor. En algunos casos, dependiendo del residuo a tratar, se purgan periódicamente. Al aislar el digestor y mezclar el contenido, es posible instalar digestores de grandes capacidades, por ejemplo, hasta 5.000 m³ (Walfer, 2008).

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, éstos han de ser altos (15-30 días). Según Rittmann y McCarty (2001), el mínimo TRH para un digestor de mezcla completa anaerobio a 35°C es de 10 días. El tiempo de arranque oscila entre 30 y 90 días.

Un esquema de un digestor de estas características se recoge en la **Figura 14**.



Fuente: Elaborado por el autor en base a la información recopilada.

Figura 14: Esquema de un digestor de Mezcla Completa

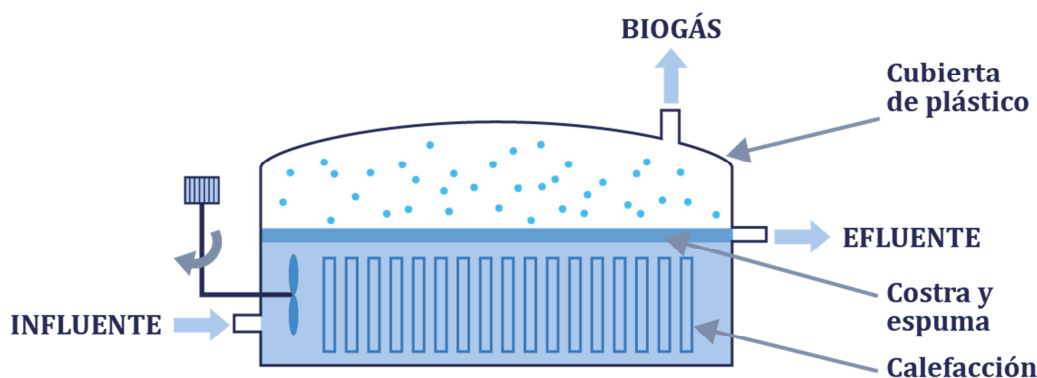
Las concentraciones de biomasa activa (anaerobia) que se pueden conseguir son limitadas, lo que supone que las cargas volumétricas y las producciones de gas en estos digestores sean bajas. Se consiguen cargas volumétricas en el proceso de 1-6 kg DQO/m³/d. En cuanto a concentración de sólidos, ésta oscila 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. Digestor de 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 (**Figura 15**).

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

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 (Carreras, 2010).



Fuente: Elaborado por el autor en base a la información recopilada.

Figura 15: Esquema de un digestor de Flujo Pistón

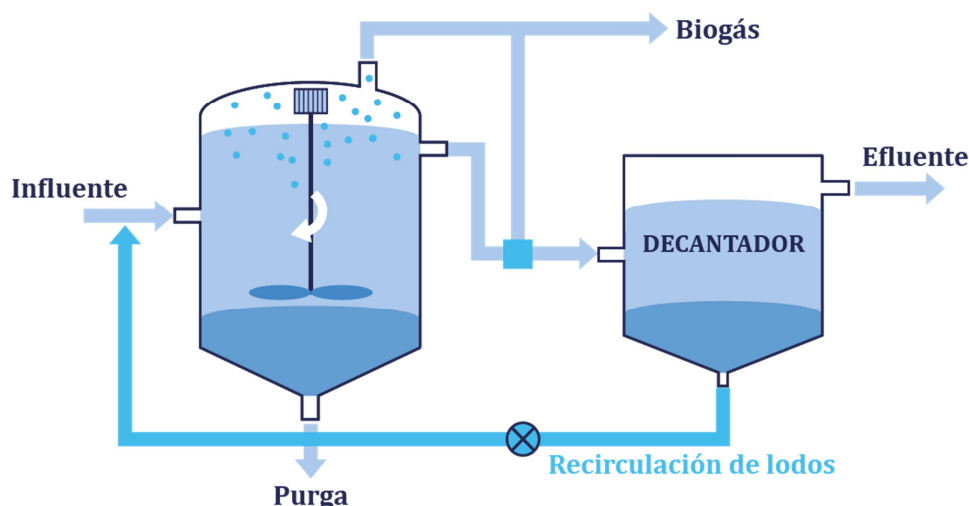
5.2.3. Digestor de Contacto

En los digestores CSTR (como en los de baja velocidad descritos en el Capítulo 5) parte de la población microbiana sale del digestor junto con el efluente. Se pensó, que si la pérdida de población microbiana podía ser compensada, en otras palabras si se mejora el tiempo de residencia de sólidos (TRS) incluso cuando baja el tiempo de residencia hidráulico (TRH), dará lugar a una mayor concentración de microorganismos en el digestor, haciendo la digestión mucho más eficiente.

Para lograr esto, en los digestores de contacto existe una separación y recirculación de población microbiana (lodos) del efluente con la alimentación del digestor por medio de un decantador (**Figura 16**). Con ello se consigue aumentar la concentración de biomasa (sólidos) en el digestor y disminuir, por tanto, el TRH. En consecuencia, como el TRS es superior al TRH, aumenta la eficacia del proceso. El rendimiento del digestor depende principalmente de la eficiencia con la que los microorganismos y las SS decantan. Por otra parte, periódicamente, en función de las características del residuo, puede ser necesario purgar el digestor para evitar la acumulación de sólidos no biodegradables.

Los tiempos de residencia hidráulicos de estos digestores oscilan entre 2 y 6 días. La concentración de biomasa en el digestor es del orden de 4-6 g/L, con concentraciones máximas que pueden llegar a 25-30 g/L, dependiendo de la decantación del lodo. La velocidad de carga es de 0,5-10 kg DQO/m³-día (Abbasi et al., 2012). El TRS requerido se podría mantener mediante el control de la velocidad de reciclado. El tiempo de arranque oscila entre 20 y 60 días y con respecto a la concentración de sólidos, ésta es de entre 5 y 10 g SSV/L en el interior y 0,5 y 20 g de SS/L en el efluente (Carreras, 2010).

El proceso es adecuado para residuos lácteos, desechos de azúcar de remolacha, etc. La dificultad se encuentra en la obtención de una buena sedimentación (Steffen 1961; van den Berg y Lentz 1979).



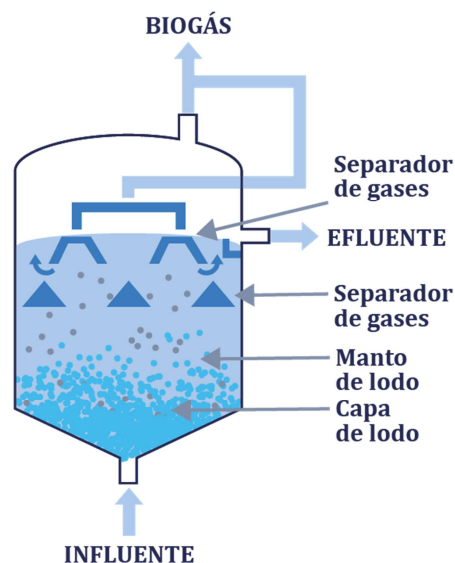
Fuente: Elaborado por el autor en base a la información recopilada.

Figura 16: Esquema de un Digestor de Contacto

5.2.4. Digestor de Lecho de lodos o UASB

Posteriores desarrollos en el diseño de digestores anaerobios se han concentrado en la retención de la microflora activa dentro del digestor, independiente del flujo, y sin el uso de procedimientos de reciclaje (Colleran et al., 1983). Estos reactores de biomasa "retenidas" incluyen el digestor Lecho de lodos o UASB y los digestores: filtro anaerobio de flujo ascendente (FAFA), película fija de flujo descendente (PFFD), lecho fluidizado (LF) y lecho expandido (LE). Los digestores FAFA, PFFD, LF y LE se basan en la propensión de las bacterias, especialmente los metanógenos, para adherirse a la superficie de materiales de soportes inertes que aseguran su retención dentro del digestor (Evans et al., 2009) y se verán en el siguiente apartado. El diseño UASB depende de la agregación de la flora activos en gránulos densos que son retenidas en el reactor durante períodos extremadamente largos por la operación de un dispositivo separador de gas - líquido - eficiente (Lettinga et al., 1980).

El principal problema asociado con los digestores de Filtro Anaerobio es la obstrucción de los filtros por el crecimiento de las bacterias en suspensión. Con el fin de superar esta situación se desarrolló el digestor UASB. Su descubridor fue Gaetze Lettinga, que sustituyó los soportes sólidos de los digestores de Filtro Anaerobio (FA) por un dispositivo de recogida de gases (**Figura 17**) para evitar el tipo de taponamiento del soporte por el crecimiento de las bacterias en suspensión, que se produce en los digestores FA (Lettinga, et., al 1983). En los digestores de Lecho de Lodos, también conocidos como UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*) por sus siglas en inglés, la biomasa microbiana activa forma gránulos densos, que son muy sedimentables (Abbasi y Abbasi, 2010). El resultado es que se alcanza una concentración muy alta de biomasa activa por unidad de volumen del digestor.



Fuente: Elaborado por el autor en base a la información recopilada.

Figura 17: Esquema de un Digestor UASB o Lecho de lodos

Los digestores UASB pueden operar a altas velocidades de carga de DQO y proporcionar el tratamiento adecuado a menores TRH que los que pueden obtener con los digestores FA. 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 un adecuado colector del efluente. La alimentación entra a través de la parte inferior del reactor y fluye hacia arriba. Después de pasar a través del lodo granular activo el agua residual tratada pasa a través de un dispositivo de separación de gas-líquido-sólido. Este dispositivo separa los sólidos (gránulos) a partir del efluente líquido y también separa las burbujas de gas a partir del efluente. Del digestor solo sale el efluente líquido mientras que los lodos sólidos se asientan de nuevo en el digestor y el gas se recoge en el colector de gas.

La clave del rendimiento de los digestores UASB es la calidad de los gránulos del lodo (Hulshoff Pol, et al., 2004; Aiyuk, et al., 2006; Durai y Rajasimman, 2011). Mientras que algunos residuos producen un lodo granular con bastante facilidad (residuos que contienen principalmente ácidos volátiles y residuos de la elaboración de azúcar), otros residuos desarrollan este lodo granular muy lentamente y algunos no lo desarrollan. Por lo tanto, esto constituye el principal reto para la tecnología UASB. Cuando se inocula con una gran cantidad de lodo granular de un digestor que está funcionando bien, a menudo ayuda. El lodo conserva sus características la mayor parte de las veces con un determinado tipo de residuos, pero no siempre cuando se cambia de un residuo a otro (O'Flaherty et al 2006; Ward et al 2008).

Los mecanismos de formación de gránulos de alta densidad que se encuentran en los digestores UASB pueden ser biológicos o fisicoquímicos. En el primer caso se seleccionan bacterias que granulan y en el segundo se utilizan precipitantes (sulfuros, carbonatos). En la zona inferior se desarrolla una capa de lodo concentrado (4-10%) con buenas características de sedimentabilidad. Sobre esa capa se desarrolla una capa de crecimiento bacteriano más disperso (manto de lodos) en la 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, por el 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 digestor UASB es esencialmente un sistema de crecimiento en suspensión en el que se mantiene una adecuada tasa de cargas hidráulica y orgánica con el fin de facilitar la agregación de la biomasa

densa, proceso conocido como granulación. El tamaño de los gránulos es de aproximadamente 1-3 mm de diámetro. Dado que los gránulos son más grandes en tamaño y peso, se sedimentan y mantienen dentro del digestor. La concentración de biomasa en el digestor puede llegar a ser de 50 g/L. Por lo tanto, se puede lograr un TRS muy alto incluso a un TRH muy bajo, de 4 horas.

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 a 30 kg DQO/m³d). 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 de 0 a 5 g SS/l en el efluente (Carreras, 2010).

Se emplean para el tratamiento de distintas aguas residuales agroindustriales tales como: alcohólicas, fábrica de levaduras, cerveceras, cafetera, feculeras, conserveras, elaboración de azúcar, conserveras, destilerías, lácteas, papelería, etc.

5.3. Tecnología 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. Éstos van formando una capa de biomasa adherida y, parte de ellos, 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 biomasa, 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 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. La **Ilustración 4** muestra distintos tipos de soportes fijos utilizados.

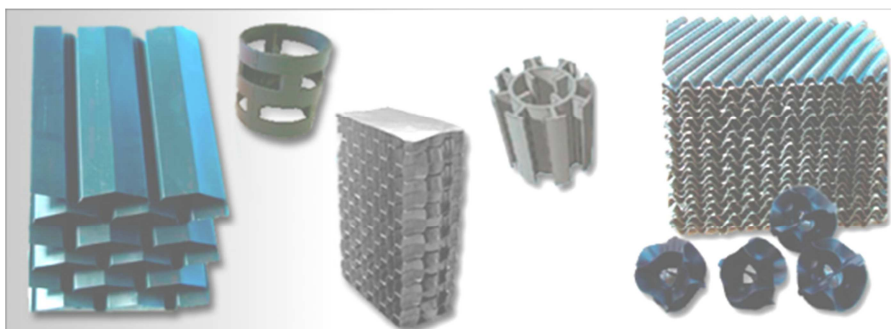


Ilustración 4: Algunos soportes fijos utilizados.

5.3.1. Digestor de 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 (Carreras, 2010). Una vez las aguas residuales se introducen en el digestor, se desarrolla una película de microbiana en la superficie del soporte. 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 a 70 días y la concentración de sólidos es de 10 a 20 g SSV/l en el interior del digestor y de 0 a 10 g SS/l en el efluente.

A su vez, dentro de éstos, podemos diferenciar dos tipos: Filtros No Orientados y Filtros Orientados o de Película Fija.

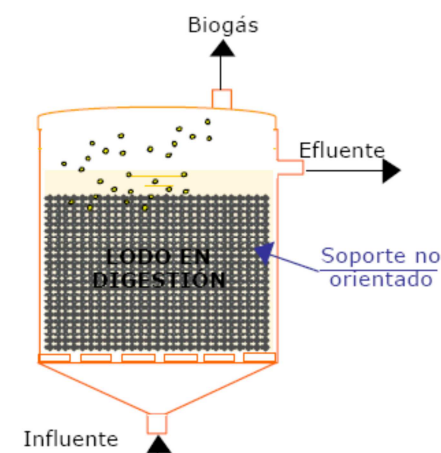
Filtros Anaerobios no orientados

Estos digestores están constituidos por una columna vertical rellena de material inerte (soporte) que está colocado de forma aleatoria. La granulometría ha de ser uniforme, con diámetros de 4 a 7 cm. La **Ilustración 5** muestra un tipo de soportes fijo utilizado en digestores españoles.



Ilustración 5: Soporte fijo utilizado en digestores españoles.

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 18**).



Fuente: Elaborado por el autor en base a la información recopilada.

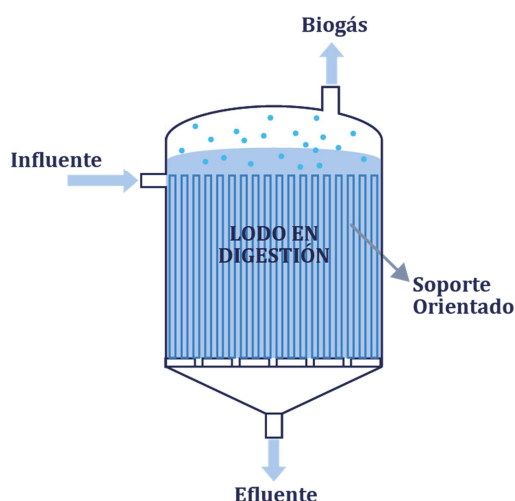
Figura 18: Esquema de un digestor de Filtro No Orientado.

El proceso es particularmente adecuado para residuos solubles diluidos o residuos con materiales suspendidos fácilmente degradables. A veces presentan problemas de colmatación y de caminos preferenciales (Young, J.C., and Dahab, M.F., 1983).

Filtros Orientados o de Película Fija

Este digestor fue desarrollado para evitar los problemas que tenían los FA debido a la acumulación de sólidos en el soporte y la consiguiente colmatación del digestor. El soporte es similar a los FA, pero en este caso, el soporte inerte está formando bloques y se coloca en una posición orientada, no al azar, dentro del digestor (**Figura 19**). Son de flujo descendente, los residuos entran por la parte superior y fluyen hacia abajo.

La formación y estabilidad de la película de biomasa activa en la superficie del soporte del digestor es importante (Murray, WD y Van Den Berg, L., 1981). Los digestores PF son capaces de tratar una amplia variedad de residuos desde diluidos hasta razonablemente concentrados (Kennedy, KJ y Vander Berg, I., 1982; Sharma, K., et al 2009.).



Fuente: Elaborado por el autor en base a la información recopilada.

Figura 19: Esquema de un digestor de Película Fija

5.3.2. Digestor de Biomasa adherida a superficies móviles

Estos digestores contienen un manto de material inerte de pequeño tamaño (de 0,3 a 3 mm) que se mantiene expandido por la velocidad ascensional del influente (Van Haandel, A. et al. 2006). El material inerte puede ser de diversos materiales, como arena o PVC, y ha de tener una superficie específica muy elevada, entre 1.000 y 4.000 m²/m³ (Carreras, 2010). La **Ilustración 6** muestra un tipo de soporte móvil utilizado en digestores españoles. 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.



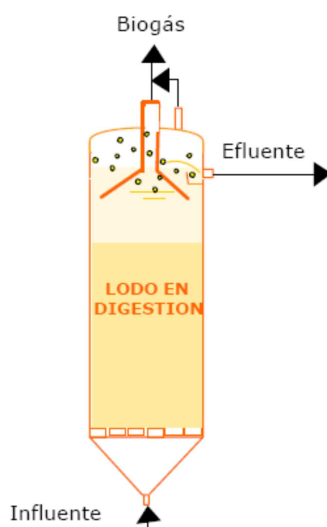
Ilustración 6: Soporte móvil utilizado en digestores españoles.

Estas tecnologías pueden soportar cargas elevadas ($10\text{--}40 \text{ kg DQO/m}^3\cdot\text{d}$) 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 g SS/L. La expansión del lecho mejora el contacto influente-biomasa 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 anteriores, siendo menor la relación diámetro/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.

Lecho Expandido

Se considera de lecho expandido cuando se logra una expansión de 15-30% (**Figura 20**). 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 (Carreras, 2010).

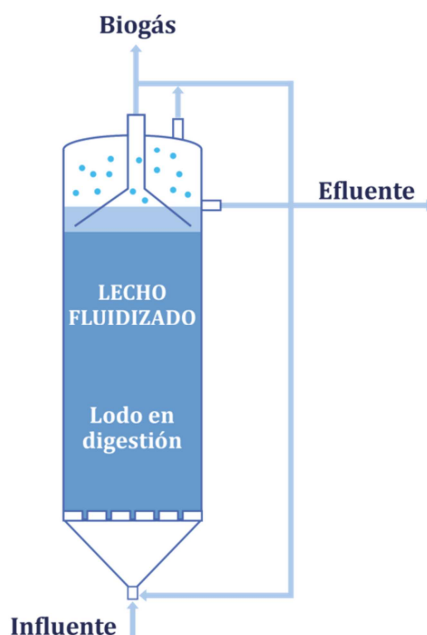


Fuente: Elaborado por el autor en base a la información recopilada.

Figura 20: Esquema de un digestor de Lecho Expandido

Lecho Fluidizado

En estos digestores la expansión es superior al 30%, pudiendo llegar a alcanzar el 100% e incluso más. En estos digestores, la concentración de sólidos en el interior del digestor es de 10 a 40 g SSV/l y la velocidad ascensional del influente es de 6 a 20 m/h (Carreras, 2010). Para lograr estas elevadas velocidades de flujo, suele ser necesario recircular parte del efluente. La **Figura 21** muestra un esquema de este tipo de digestores.



Fuente: Elaborado por el autor en base a la información recopilada.

Figura 21: Esquema de un digestor de Lecho Fluidizado

5.4. Tecnologías Mixtas

Las dificultades para el control de los reactores de lecho fluidizado, así como sus requerimientos energéticos han llevado a desarrollar los conceptos de reactores lecho de lodos granulares expandidos o EGSB (expanded granular sludge bed) y de circulación interna o IC (Internal Circulation), en los cuales se prescinde del soporte inerte para el biofilm. Es decir, han surgido nuevas generaciones de los UASB. Hay autores que los consideran de tercera generación.

La característica distintiva es un aumento de la velocidad de flujo del agua residual pasando a través del lecho de lodo. El aumento del flujo permite la expansión parcial (fluidificación) del lecho de lodo granular, mejorando el contacto del lodo con las aguas residuales, así como la mejora de la segregación de las pequeñas partículas inactivas en suspensión desde el lecho de lodo.

El aumento de la velocidad de flujo se lleva a cabo mediante la utilización de reactores altos o por la incorporación del reciclaje del efluente (o ambos).

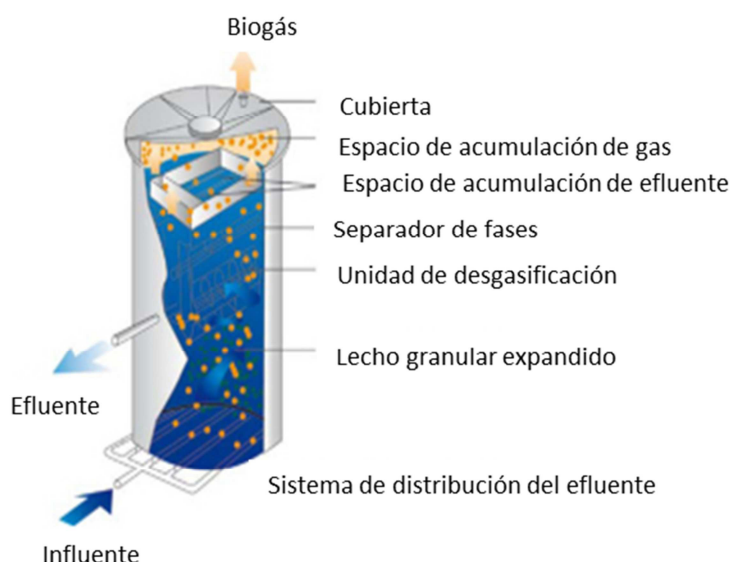
5.4.1. Digestores EGSB

El sistema de separación de fases es algo más sofisticado que en los UASB. El reactor EGSB (la **Figura 22** es un ejemplo de digestor EGSB comercial) tiene una tasa de carga orgánica u OLR (organic loading rates) de hasta 20 kg DQO/m³.d y la recirculación permite trabajar sin inconvenientes con un amplio rango de concentraciones (Tshilumba, 2004).

Aprovechan al máximo la alta sedimentabilidad de los gránulos anaeróbicos y operan con velocidades ascensionales de más de 8 m/h (hasta 30 m/h), mediante un aumento en la relación altura/diámetro respecto a los UASB tradicionales (altura entre 12 y 20 m) y una recirculación externa.

La eliminación de la resistencia a la transferencia de masa hacia el biofilm producida por la turbulencia permite trabajar en condiciones psicrófilas con buen éxito, así como con efluentes de bajas concentraciones de materia orgánica (menos de 1g DQO/L). También se ha indicado su uso para efluentes que tienden a generar problemas de espuma en los sistemas UASB.

El diseño EGSB es adecuado para aguas residuales solubles de baja carga (menos de 1 a 2 g DQO soluble/l) o para aguas residuales que contienen partículas en suspensión poco biodegradables o inertes, que no es conveniente que se acumulen en el lecho de lodo.



Fuente: Pountal, 2015.

Figura 22: Esquema de un digestor de EGSB

5.4.2. Digestores IC

Los digestores IC (**Figura 23**) o de recirculación interna tienen una OLR de hasta 35 kg DQO/m³.día, mayor que los digestores EGSB (Tshilumba, 2004). Esta alta tasa de carga orgánica se debe, principalmente, a su recirculación interna que permite un mejor contacto entre la biomasa y el influente del agua residual, lo que da como resultado una mayor actividad de la biomasa.

Además, el reactor IC posee 2 módulos de separación de 3 fases, que separan el gas, el líquido y la biomasa, uno de ellos a mitad de altura y otro en el extremo superior. La mezcla gas-líquido colectada en la zona media se transporta hacia la parte superior donde se desgasifica. Entonces el líquido retorna al extremo inferior donde se mezcla con la corriente de entrada. Esto mejora la

retención de la biomasa y, en consecuencia, permite una mayor actividad de la biomasa y una mejor calidad final del efluente.

Este tipo de digestor se ha aplicado en las siguientes industrias: Industria de la celulosa y el papel en la industria cervecera y de bebidas, industria de la destilación y la fermentación, industrias química y petroquímica

Más de 161 reactores IC habían sido construidos en todo el mundo en los últimos 10 años previos a 2004, convirtiendo al reactor IC en una de las tecnologías anaeróbicas más demandadas del mundo (Tshilumba, 2004).



Fuente: Pountal, 2015

Figura 23: Esquema de un digestor IC

5.5. Digestores de Dos 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. Las últimas tecnologías de digestión anaerobia avanzada buscan separar las fases y optimizarlas separadamente.

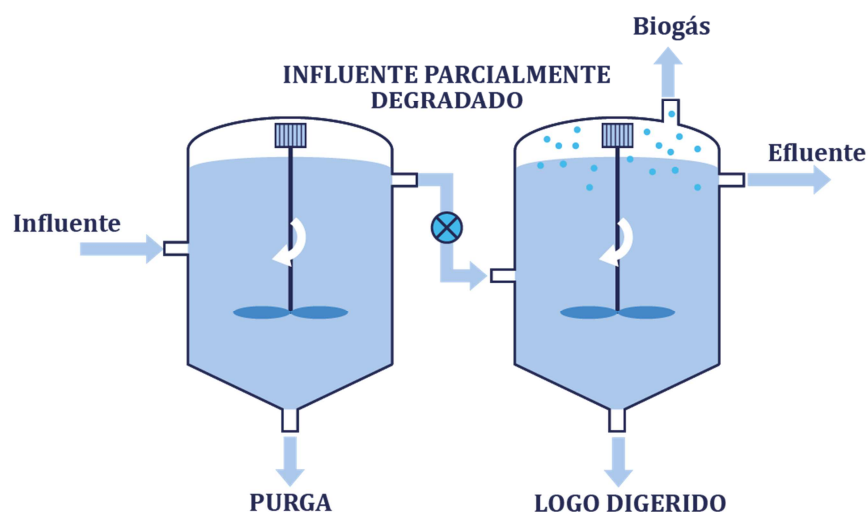
El digestor en Dos Fases está constituido por dos digestores en cada uno de los cuales se realiza una parte del proceso fermentativo (**Figura 24**). Esta separación de fases es muy interesante cuando las condiciones ambientales óptimas de las diferentes poblaciones bacterianas, que intervienen en el proceso, no son las mismas. De esta forma se pueden favorecer ambas por separado (Abbasi y Abbasi, 2010).

Se han realizado experiencias separando la fase acidogénica de la metanogénica y también, en algún caso, realizando la hidrólisis en el primer digestor y la acidogénesis y metanogénesis en el segundo. Las variantes de estos sistemas de dos fases presentan como desventaja una mayor complicación de la planta y posibles situaciones desfavorables, al impedir las interrelaciones que existen entre los microorganismos de las fases acidogénica y metanogénica.

Entre las ventajas que aporta este sistema cabe destacar:

- El primer digestor actúa de amortiguador a la llegada de algún golpe de carga del influente, aportando gran seguridad y estabilidad al sistema; también este digestor eliminará el oxígeno disuelto del influente, por lo que la eficacia en el segundo digestor es alta.
- Permite conseguir un biogás con mayor riqueza en metano, lo que repercute en el balance económico.
- Admite una mayor flexibilidad en variaciones de carga, pH y temperatura, a la vez que ofrece mayores facilidades en la actuación, seguimiento y control.

Esta tecnología se ha desarrollado en gran medida por los buenos rendimientos que está alcanzando.



Fuente: Elaborado por el autor en base a la información recopilada.

Figura 24: Esquema de un digestor de Dos Fases

5.6. Comparación entre las distintas tecnologías

La **Tabla 37** muestra los parámetros característicos de cada tecnología.

Tabla 37: Parámetros característicos de las tecnologías de digestión anaerobia

Parámetro	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	10-30	5-15	10-40	10-40
SS 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	6-10
Relación de recirculación de lodos	-	0,5-2	-	-	2-100	5-500

Fuente: Elaborado por el autor en base a la información recopilada.

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 38**.

Tabla 38: Comportamiento de las tecnologías de digestión anaerobia

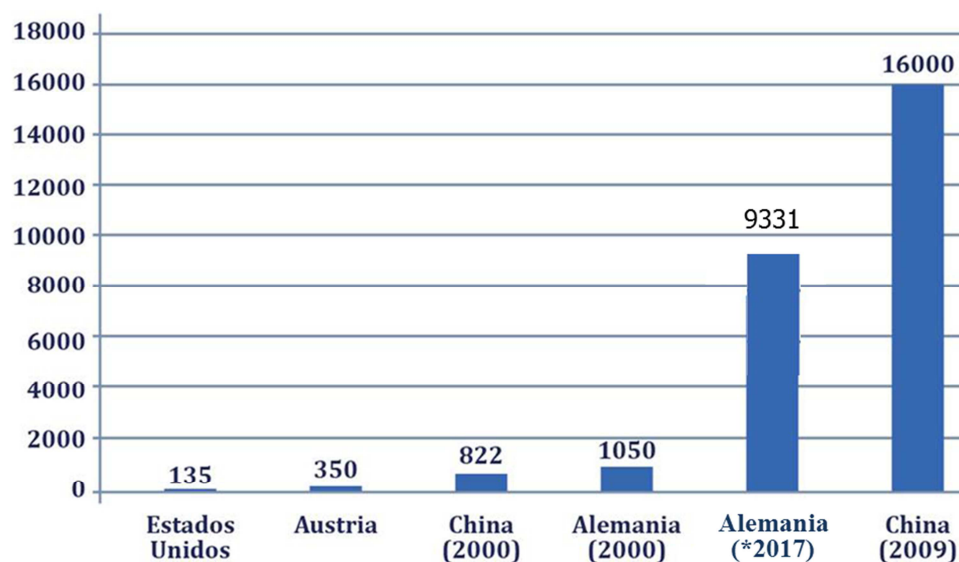
Parámetro	Mezcla Completa	Contacto	UASB	Filtro	Lecho Fluidizado
Puesta en marcha	-	++++	+	+++	++
Operación	+	+	++	++++	++
Controlabilidad	-	++++	++	++	++
Resistencia a choques:	-	++	++++	++++	++++
Temperatura	-	++	+++	++++	++++
Tóxicos	-	+++	++++	++++	++++
Cargas orgánicas	+++	++	+	-	+
Sólidos suspendidos	++++	+++	-	-	-
Procesado de lodos					

- = malo; += aceptable; +++ bueno; ++++ muy bueno; +++++ excelente
Fuente: Elaborado por el autor en base a la información recopilada.

5.7. Evolución de los digestores industriales

Tanto China como Alemania han tenido un crecimiento espectacular en plantas de digestión anaerobia de mayor escala que las vistas anteriormente, como se muestra en la **Figura 25**.

Nº de digestores



Fuente: Burns, 2009 y FvB, 2018.

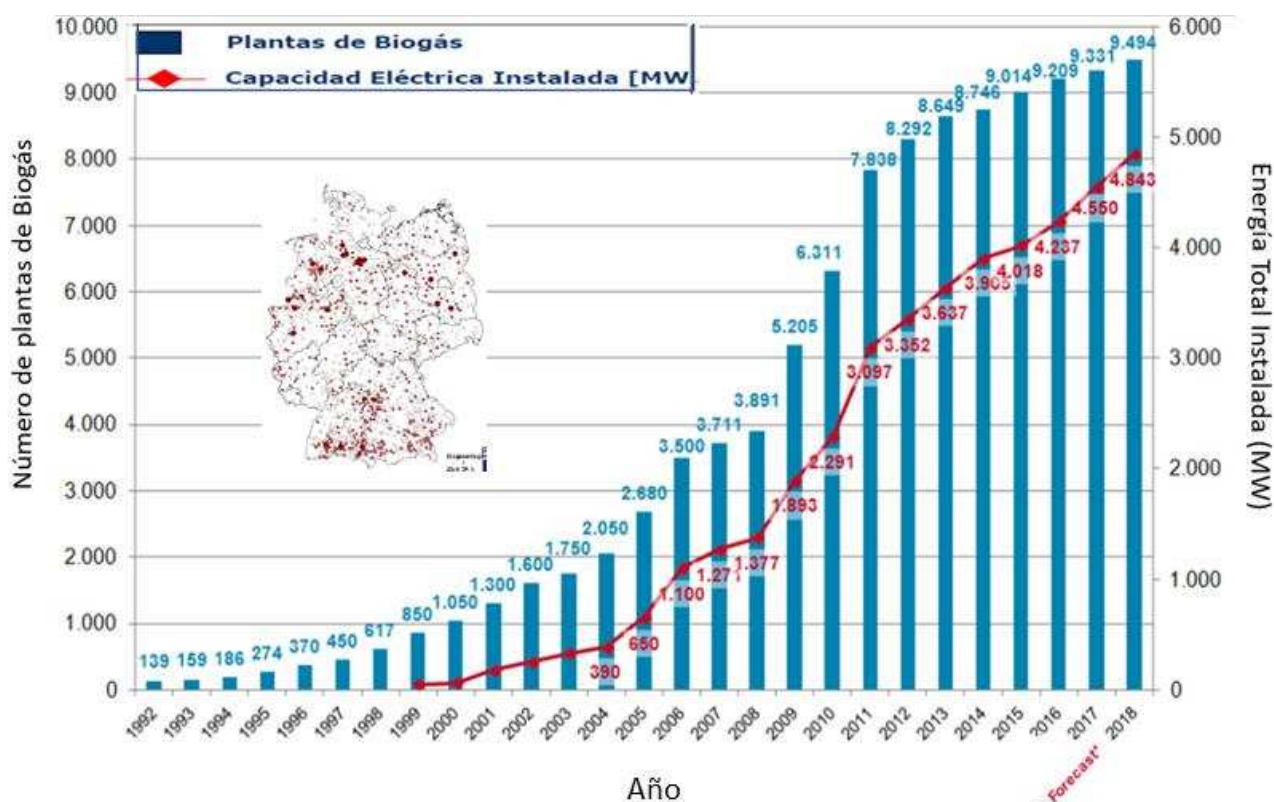
Figura 25: Distribución de los digestores existentes en el mundo

Alemania es el país europeo que más ha apoyado al biogás. Los datos oficiales aportados por la Fachverband Biogas (FvB), nombre original de la Asociación Alemana del Biogás, confirman el aumento considerable del número de plantas de biogás, principalmente en explotaciones agrarias, a lo largo de los últimos años.

En este país mejoraron el proceso haciendo codigestión de deyecciones ganaderas con cantidades importantes de ensilado de maíz, de este modo mejoraron la relación C/N, ya que los purines la tienen baja por su elevado contenido de nitrógeno. Esto ha influido considerablemente en las decisiones de siembra de los agricultores alemanes. Según encuestas sobre la siembra realizada durante la primavera, en 2010 la superficie destinada para este fin aumentó en un 12%, ascendiendo a 1,86 millones de hectáreas.

La FvB señaló que en 2011 entraron en funcionamiento más de 1.310 nuevas plantas, que equivalían a 650 MW. La asociación alemana también constata que en 2009 la producción media de las plantas bajó, debido probablemente a que el sector agrario utilizó cantidades importantes de estiércol de origen animal en los digestores. La explicación está en que los agricultores alemanes se beneficiaron del cobro de una bonificación adicional, que ascendía a unos 4 céntimos/kWh, con el aprovechamiento de este tipo de sustrato. Esta gratificación fue introducida en la Ley Alemana de Energías Renovables para incentivar el aprovechamiento de productos de deshecho y residuales.

La **Figura 26** muestra la evolución de las plantas de biogás en Alemania. A finales de este año, 2017, estiman que podrían contarse un total de 9346 instalaciones y alcanzar los 4.497 MW de potencia instalada.



Fuente: Fachverband Biogas (FvB, 2018).

Figura 26: Evolución de las plantas de biogás en Alemania

5.8. Experiencia práctica en un PEID de la Región del Caribe: Planta de Digestión Anaerobia de Brugal en República Dominicana

A continuación se da información de la planta de digestión anaerobia, ubicada en un PEID del Caribe, concretamente en República Dominicana, que trata las vinazas de la destilería de Ron Brugal, produciendo al mismo tiempo una importante cantidad de biogás que se aprovecha en la propia planta.

5.8.1. Introducción

El consorcio Brugal de la República Dominicana es actualmente el mayor productor de alcohol y ron de la isla. La destilería está situada en San Pedro de Macorís, a 70 Km al este de la ciudad de Santo Domingo y la fábrica de Ron Brugal está ubicada en Puerto Plata a 215 km al norte de la ciudad capital.

La capacidad de la destilería es de 55.000 L/d en dos juegos de columnas quemadora-concentradora y rectificadora respectivamente. Las dos columnas quemadoras-concentradoras trabajan al vacío y con ebullicores. De las dos columnas rectificadoras, una tiene ebullicor y la otra no.

La producción de vinazas, que es de 12 a 13 veces la producción de alcohol, va a una planta de tratamiento con digestor anaeróbico del tipo Filtro "Down-Flow" y el biogás producido se quema en una caldera instalada para aportar calor al proceso.

5.8.2. Proceso

En las plantaciones de azúcar de la isla se extrae el jugo, que se transformará en melaza. Ésta es después conducida a las destilerías de Brugal para ser almacenada en enormes depósitos y diluida con agua. Durante el proceso de fermentación, el azúcar se transforma en alcohol y el producto resultante se dispone para su destilación.

Cuando se destila el mosto fermentado de melazas para obtener alcohol, se obtiene un residuo líquido de color oscuro llamado vinaza. Esta vinaza contiene 90% de agua y 10% de sólidos. De estos sólidos, el 95% son sólidos solubles y el 5% están en suspensión. Es un agua residual muy contaminante y ha de ser tratada convenientemente, ya que puede constituir un problema medioambiental importante pues, además, su generación es elevada, de 12 a 13 veces la cantidad de alcohol producido. Si una empresa produce 55.000 litros de alcohol por día, deberá producir de 660.000 a 715.000 litros de vinaza por día.

La composición promedio de la vinaza generada en la destilería de ron Brugal de San Pedro de Macorís se muestra en la **Tabla 39**. La variación de la composición va a depender de las características de las diferentes melazas que se usen en la fermentación y del proceso de fermentación en sí mismo.

Tabla 39: Composición promedio de la vinaza

Parámetro	Valor	Unidad
DBO	36.000-42.000	mg/L
DQO	80.000-105.000	mg/L
SST	4.000-10.000	mg/L
pH	4,0-5,0	-
Alcalinidad (CaCO₃)	600-1.700	mg/L
Ácidos volátiles (Ácido acético)	4.000-7.000	mg/L
Gravedad específica	1,02-1,05	-
Sulfatos	4.000-10000	mg/L
Temperatura	80-90	°C

Fuente: Del Toro, 2001.

5.8.3. Planta de tratamiento de las vinazas generadas en Ron Brugal

Desde 1974, la compañía Bacardi y su experto en biotecnología, el Dr. Michael Szendrey, comenzaron a hacer experimentos en planta piloto, con un digestor de flujo descendente que contenía en su interior un relleno plástico de PVC en forma de "panal de abeja". Este relleno servía de soporte a las bacterias. Como inóculo se utilizó estiércol de vaca previamente preparado.

Después de varios años de experimentos, y una vez analizados todos los tipos de digestores disponibles, se decidió por instalar el digestor desarrollado por la compañía Bacardi y el Dr. Szendrey en Puerto Rico. En diciembre de 1981, la compañía Bacardi puso en marcha la planta de tratamiento, con un digestor de 1,93 millones de galones de capacidad. El proyecto se completó con la instalación de una caldera para quemar el biogás producido. Actualmente hay tres digestores en funcionamiento de la misma capacidad (**Ilustración 7**).

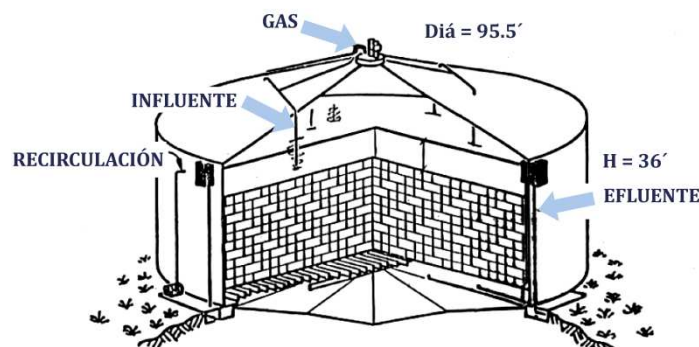


Ilustración 7: Digestores de la planta de tratamiento de vinazas de Ron Brugal

5.8.4. Características de la digestión anaerobia de Brugal

La tecnología elegida fue digestores Filtro del tipo "Down-Flow", es decir, de flujo descendente. La **Figura 27**, muestra un esquema del digestor. Es un tanque de 1,93 millones de galones de capacidad, donde el 75% de su volumen está ocupado por un soporte plástico de PVC, para que las bacterias queden retenidas.

ESQUEMA DEL DIGESTOR ANAERÓBICO



Fuente: Del Toro, 2001.

Figura 27: Esquema del Digestor anaerobio de Brugal en RD

Arranque del digestor: Todo proceso biológico necesita tiempo para adaptarse, es necesaria una fase inicial de adaptación de las bacterias. Para arrancar el digestor, se cargó inicialmente con 100.000 lb de material del digestor de Bacardi. Este material tenía un 20% de sólidos, lo que equivale a 20.000 lb de materia seca. Además de alimentarlo con vinaza, como todo proceso biológico, necesitó tiempo para adaptarse. Después de 3 a 5 meses, el digestor comenzó a estabilizarse, es decir, había suficientes bacterias en las celdas de PVC (Del Toro, A.G., 2001).

Operación del Digestor y Parámetros: El digestor se alimenta por arriba y constantemente hay varias bombas recirculando material en flujo descendente. El nivel se controla automáticamente y cualquier exceso de gas se quema en una antorcha. Los parámetros óptimos de operación del proceso se muestran en la **Tabla 40**.

Tabla 40: Parámetros óptimos de operación del proceso

Parámetro	Valor
Temperatura alimentación vinaza	Máx. 37 °C
Temperatura en el digestor	Máx. 39 °C
pH	7,0 - 7,2
Ácidos Volátiles	Máx. 3.500 mg/l
Alcalinidad	Máx. 3.000 mg/l
% Metano en biogás	50 - 57
% Reducción	70 - 80

Fuente: Del Toro, 2001.

El porcentaje de reducción va en función de la diferencia entre la DQO de entrada al digestor y la DQO de salida. Se toma la DQO como referencia, porque es un análisis que se hace rápido (2 horas), al contrario que la DBO, que dura cinco días. Cualquier variación en estos parámetros, provoca la baja producción de gas y/o gas de mala calidad.

5.8.5. Características del Biogás obtenido en la planta

El digestor está diseñado para producir 24.000 ft³/h de biogás con una alimentación promedio de 28 m³/h. El biogás producido tiene la composición que muestra la **Tabla 41**.

Tabla 41: Composición del biogás de la planta de digestión anaerobia de ron Brugal

Compuesto	Concentración (%)
Metano (CH ₄)	50 - 55% (V/V)
Sulfuro de Hidrógeno (H ₂ S)	1 - 3%
Gas Carbónico (CO ₂)	35 - 49%
Poder Calorífico	500 Btu / ft ³
Producción de Biogás	9 ft ³ / lb.DQO _{eliminado}
Energía Disponible	4.500 Btu/lb.DQO _{eliminado}
Eficiencia de Remoción	70 - 80%

Fuente: Del Toro, 2001.

5.9. El proyecto singular y estratégico PROBIOGÁS

El proyecto singular y estratégico PROBIOGÁS integró un conjunto de actividades de carácter científico y tecnológico, que estaban interrelacionadas entre sí, y que tenían como objetivo común "el desarrollo de sistemas sostenibles de producción y uso de biogás en entornos agroindustriales, así como la demostración de su viabilidad y promoción en España". En PROBIOGÁS participaron 15 centros de investigación y 16 empresas o instituciones relacionadas con las distintas áreas del biogás. Tuvo una duración de 7 años y fue financiado por el Gobierno Español, a través de su programa de ayudas a Proyectos Singulares y Estratégicos, y con Fondos Europeos. Las actividades del proyecto comenzaron a finales de 2007.

Los residuos agroindustriales son especialmente importantes en España, ya que es el primer país europeo en superficie dedicada a cultivo, el cuarto en producción ganadera y el quinto en producción alimentaria a nivel industrial.

5.9.1. Objetivo

El principal objetivo del proyecto fue el desarrollo de sistemas sostenibles de producción y uso de biogás en entornos agroindustriales, así como la demostración de su viabilidad y promoción en España.

Además, se plantearon una serie de objetivos específicos entre los que se encuentran los siguientes:

1. Facilitar el desarrollo y consolidación del "Biogás Agroindustrial" como Energía Renovable en España desde una contribución de carácter científico-técnico.
2. Demostrar la capacidad de las plantas de biogás para contribuir a la reducción de emisiones de CO₂ y otros gases de efecto invernadero, así como a la sostenibilidad global de los entornos agroindustriales (actividades agrícolas, ganaderas y de las industrias alimentarias).
3. Cuantificar la cantidad y disponibilidad de materias primas, principalmente residuos orgánicos, su potencial de producción de biogás y la sostenibilidad de su utilización.
4. Desarrollar nuevas técnicas de codigestión anaerobia para aquellos residuos agroindustriales más frecuentes y con mayores posibilidades en España.
5. Caracterizar y mejorar los digestatos producidos en los sistemas de codigestión anaerobia para su aplicación en cultivos autóctonos.
6. Evaluar las alternativas de uso del biogás agroindustrial, incluyendo su utilización como combustible en motores de cogeneración, vehículos de automoción, mezcla en redes de gas natural y pilas de combustible, entre otros.
7. Demostrar la viabilidad y sostenibilidad a escala industrial de las plantas de codigestión anaerobia de residuos agroindustriales a través de varios proyectos de demostración.

8. Difundir los resultados del proyecto a través de folletos, guías, páginas web (www.probiogas.es), presencia en jornadas, seminarios, congresos, medios de comunicación, etc., tanto en los sectores profesionales relacionados, como en la sociedad en general.

5.9.2. Alcance

Las actividades de PROBIOGAS se centraron en el biogás obtenido con materiales de origen agroindustrial, diferenciándose del que tiene su origen en vertederos o en depuradoras urbanas, e incluso del biogás producido con la fracción orgánica de residuos municipales. El "entorno agroindustrial" definido en PROBIOGAS engloba principalmente actividades de tipo agrícola, ganadero y de las industrias alimentarias, así como otras actividades que podrían compartir este escenario en un futuro (cultivos energéticos o las industrias bioenergéticas) (Carreras, 2011b).

Otro aspecto relevante a destacar, en el alcance del proyecto PROBIOGÁS, es que todas las técnicas de digestión anaerobia que se estudiaron emplean siempre el concepto de "codigestión".

El proyecto estuvo formado por 13 subproyectos e incluyó estudios de viabilidad, actividades de investigación y desarrollo, proyectos de demostración a escala industrial, y acciones complementarias para la coordinación y difusión del proyecto.

Dentro del subproyecto 1 se desarrolló una herramienta informática, METANIZA, que permite evaluar la sostenibilidad de plantas de biogás agroindustrial en España desde tres puntos de vista: económico, energético y medioambiental (Peña et al., 2012).

Asimismo, dentro de los subproyectos de demostración cabe destacar el proyecto: Codigestión de residuos cítricos y ganaderos (SP8). Tuvo como objetivo la valoración de residuos ganaderos (estiércol procedente de 2000 cabezas de ganado vacuno) en codigestión con residuos cítricos. Se utilizó la tecnología en Dos Fases, un digestor de Flujo Pistón (900 m³) y otro de Mezcla Completa (2.200 m³) (**Ilustración 8**). El biogás se convierte en electricidad mediante un motor de cogeneración de 499 kW con aprovechamiento de energía térmica. Se obtiene: una generación de 4.000.000 kWh/año (electricidad verde), una energía eléctrica y térmica equivalente a 307 viviendas y una reducción de emisiones de 2.808 t de CO₂.

Se encuentra disponible información del proyecto PROBIOGÁS en su página web: www.probiogas.es



Ilustración 8: Planta de biogás realizada en el marco de PROBIOGÁS

Resumen del Capítulo 5

El objetivo primario del tratamiento de un residuo es disminuir en lo posible en contenido de materia orgánica, lo que se logra facilitando el desarrollo de las poblaciones microbianas implicadas. Como se ha comentado con anterioridad, el conocimiento más profundo de los microorganismos implicados en la degradación anaerobia y en los parámetros que regulan el proceso, ha permitido progresar notablemente en los aspectos tecnológicos, mejorando notablemente el rendimiento.

Existe en la actualidad un gran número de tecnologías, más avanzadas que las vistas en el capítulo anterior, aplicadas al tratamiento de residuos por digestión anaerobia. El diseño de los digestores ha ido evolucionando con el fin de conseguir elevadas concentraciones de biomasa (microorganismos) en los digestores y una mayor permanencia de la misma en ellos (alto tiempo de retención de sólidos), incluso trabajando con elevadas velocidades de carga (bajo tiempo de residencia hidráulico).

Los digestores anaerobios de tecnologías más avanzadas pueden dividirse en dos grandes grupos: los digestores con los microorganismos (biomasa) no unidos a un soporte, es decir de crecimiento libre o suspendido (*non attached*) y los digestores con los microorganismos (biomasa) unidos a un soporte o de lecho fijo (*fixed-film*). Cada uno de estos grupos está constituido, a su vez, por distintos tipos de digestores. El primer grupo lo constituyen, de menor a mayor grado de complejidad, los digestores: Mezcla Completa, Flujo Pistón, Contacto y UASB, y el segundo grupo, dependiendo de si los soportes están fijos o no dentro del digestor se pueden clasificar en digestores de Filtro y de Película Fija (soporte fijo) y Lecho Expandido y Lecho Fluidizado (soporte no fijo). No obstante, hace relativamente poco tiempo, han surgido una nueva generación de digestores que tienen características del UASB y del lecho fluidizado. Estos son los digestores EGSB e IC. Hay autores que los consideran de tercera generación. La característica distintiva es un aumento de la velocidad de flujo del agua residual pasando a través del lecho de lodo. El aumento del flujo permite la expansión parcial (fluidificación) del lecho de lodo, mejorando el contacto del lodo con las aguas residuales, así como la mejora de la segregación de las pequeñas partículas inactivas en suspensión desde el lecho de lodo. Por otra parte, puesto que el proceso de digestión anaerobia tiene lugar en varias fases, en las que intervienen diferentes microorganismos que actúan con distintas velocidades, también surgió la tecnología de digestores en dos fases, con el fin de favorecer cada etapa por separado. La elección del tipo de digestor dependerá, principalmente, de las características del residuo a tratar.

Cabe destacar el espectacular crecimiento que han tenido China y Alemania en cuanto al número de digestores instalados. Los países se desarrollan en la medida que desarrollan su capacidad tecnológica, es decir, la capacidad de identificar y evaluar la oferta de componentes tecnológicos transferibles, de evaluar y seleccionar una tecnología, explotarla, adaptarla, mejorarla y desarrollar por último tecnologías propias. En ese sentido, tanto las empresas privadas como el Estado, juegan un papel importante.

Desde el punto de vista privado, cabe destacar la planta industrial de tratamiento de vinazas que tiene la empresa Brugal en San Pedro de Macorís (República Dominicana). Después del necesario proceso de caracterización e investigación, la destilería cuenta con dos digestores de tres millones de galones de capacidad de tecnología Filtro. La planta tiene una eficiencia de eliminación de 70-80%, una producción de biogás de $9 \text{ ft}^3/\text{DQO}_{\text{eliminada}}$, una energía disponible de $4.500 \text{ Btu/lb.DQO}_{\text{eliminada}}$ y un porcentaje de metano del biogás de 50-55%, lo que supone un poder calorífico de 500 Btu/ft^3 . Todo el biogás obtenido es utilizado en una de las dos calderas que dispone la planta para producir calor en el proceso. Los datos de la planta demuestran que la digestión anaerobia es una tecnología consolidada y que puede rendir beneficios medioambientales y económicos a través de la producción de biogás.

Con el fin de potenciar el desarrollo de estos digestores para tratar los residuos agroindustriales en España, se llevó a cabo el proyecto singular estratégico PROBIOGÁS, subvencionado por el Ministerio

de Ciencia e Innovación y en el que han participado 31 socios, (15 centros de I+D y 16 empresas/instituciones) de 9 Comunidades Autónomas. PSE PROBIOGÁS se constituyó como un conjunto de actividades de carácter científico-tecnológico, 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. Uno de los resultados obtenidos fue la construcción de un digestor de Dos Fases, un digestor Flujo Pistón (900 m³) y otro de Mezcla Completa (2.200 m³) para tratar estiércol vacuno en codigestión con residuos agroindustriales. La producción de biogás se convierte en electricidad mediante un motor de cogeneración.

6. Biogás de vertedero sanitario de RSU

De los métodos actualmente existentes para el tratamiento de los residuos, el vertido sigue siendo la opción más utilizada debido a los bajos costes económicos que conlleva, al rechazo social a la incineración y a las limitaciones existentes para reciclar o comportar residuos. Según una publicación del Banco Mundial sobre una revisión global de la gestión de residuos sólidos el 59 % de los residuos en el mundo se depositan en vertederos (Hoornweg and Bhada-Tata, 2012).

El concepto de vertedero controlado apareció describiendo una operación de "cortar y cubrir" utilizada para los residuos depositados en California, en los años 30. En Europa esta técnica fue introducida en Bradfor (Inglaterra) en 1935, poco después en Francia, y en España después de 1945. Con el tiempo este sistema se ha ido perfeccionando y en los últimos años han tenido lugar considerables avances científicos y técnicos, tanto en el conocimiento del proceso de descomposición que sufren los residuos depositados, como en la realización de obras de ingeniería adecuadas y en la maquinaria empleada.

En un vertedero controlado los residuos urbanos se descargan sobre el terreno y se extienden formando capas de poco espesor. A continuación, se compactan para reducir su volumen y se cubren con materiales adecuados para minimizar los riesgos de contaminación ambiental y favorecer las transformaciones biológicas de los materiales fermentables. Estas capas se limitan por taludes, al objeto de que las lluvias no las arrastren, operándose sobre un frente limitado con el fin de limitar los taludes descubiertos.

Cuando los residuos son depositados tiene lugar la degradación biológica de la materia orgánica que contienen. El proceso que se produce habitualmente se denomina digestión anaerobia. De forma general se puede admitir que un vertedero controlado se comporta como un digestor anaerobio que, a través de una serie de procesos fisicoquímicos y principalmente microbiológicos (fermentación anaerobia) que tienen lugar en el interior de las plataformas de vertido, da como resultado la aparición de una mezcla de gases o "biogás" y un líquido con una elevada carga orgánica y por consiguiente con alto poder contaminante a la vez que maloliente conocido como "lixiviado". El biogás es fácilmente aprovechable energéticamente.

Cuando un vertedero ha completado su capacidad para recibir residuos debe procederse a su clausura y sellado que deben estar especificados en el proyecto inicial. Deben contemplarse sistemas de control y seguimiento ambiental (control de gases, control y tratamiento de lixiviados,...) y acondicionar el espacio que ocupa para darle el uso final que se haya previsto en la fase de planificación.

A pesar de su simplicidad, lo cual constituye una de sus ventajas, el vertido controlado (relleno sanitario) no admite los actos improvisados. Debe contemplarse como una obra de ingeniería, y como tal exige un proyecto concreto que, basado en estudios adecuados, permita la selección apropiada de la solución más conveniente. Un vertedero se considera controlado cuando se toman todas las medidas oportunas para evitar todo lo que sea nocivo o molesto al medio ambiente.

El Banco Interamericano de Desarrollo (BID) ha formulado un conjunto de directrices para sectores y subsectores específicos de reconocido impacto sobre el cambio climático. Estas directrices tienen por objeto proporcionar los criterios mínimos, claros y cuantitativos, de desempeño en materia de cambio climático que deben cumplirse para que el BID pueda respaldar proyectos, así como orientación sobre evaluación y reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero de los proyectos. La finalidad de las directrices sobre vertederos consiste en establecer, para el financiamiento de nuevos vertederos y plantas de biogás, un enfoque que esté en consonancia con el compromiso del BID de proteger el medio ambiente y reducir los efectos adversos del cambio climático. En el marco de estas directrices, que sólo se aplican actualmente a nuevas plantas de biogás, el BID establece normas innovadoras para financiar proyectos de construcción de vertederos, al requerir la reducción de las

emisiones de gases de efecto invernadero mediante la captación y destrucción de biogás (Boulet, et al., 2010).

6.1. Tratamiento de los RSU en los PEID

El vertido es el acto de eliminación final de los residuos y es la opción menos deseada de acuerdo con la jerarquía de la gestión de los residuos (WARR Act No 58, 2001). Sin embargo, es muy utilizado en la mayoría de los países, entre ellos los PEID, principalmente por el hecho de que el vertido es relativamente barato en comparación con otras opciones de gestión de residuos (Renou et al., 2008), sobre todo si no se hace en las condiciones adecuadas, es decir un vertedero controlado o sanitario. Por ello, a menudo, la solución más frecuente para depositar los residuos es el vertedero no controlado. Como resultado del costo relativamente alto de los rellenos o vertederos sanitarios, las ciudades tienden a hacer pocos progresos hacia la implementación de vertederos controlados a menos que el marco regulatorio y las agencias ambientales apliquen la presión (The World Bank, 2011). Mientras tanto, la disponibilidad de la capacidad del vertedero en muchas naciones desarrolladas ha sido constante o decreciente debido a restricciones reglamentarias, de emplazamiento y de permisos ambientales en nuevos vertederos y expansiones de vertederos. Según la Directiva de Vertederos de la Unión Europea (UE), todos los países miembros de la UE deben reducir la cantidad de residuos biodegradables enviados a los vertederos (Directiva 1999/31/EC). Por ejemplo, España está obligada a reducir la cantidad de desechos biodegradables enviados a vertederos en función de la cantidad de este material vertido en 1995 al 75 por ciento en 2010, al 50 por ciento en 2013 y al 35 por ciento en 2016 (Real Decreto 1481). Como resultado, se han incorporado nuevos enfoques a la gestión de los residuos en las políticas públicas e institucionales a nivel local y nacional.

El objetivo del diseño del relleno sanitario es proporcionar una eliminación segura de los residuos al tiempo que se protege la salud humana y el medio ambiente. Los vertederos sanitarios deben diseñarse y administrarse para proteger el suelo, las aguas subterráneas, las aguas superficiales y el aire. Otros objetivos importantes del diseño del relleno sanitario son maximizar la cantidad de residuos en el espacio disponible dadas las condiciones del sitio, la geometría, la consideración de la estabilidad de la pendiente y los posibles usos futuros.

Si bien existen vertederos en muchos PEID, la mayoría de ellos están mal ubicados y mal administrados y, además, no son sanitarios (UNEP, 1998). No obstante, no sucede así en todos los casos, el PEID que tiene una economía basada en el turismo, como Cuba, prohíbe tanto el depósito en vertedero como el vertido al mar (Binder y Mosler, 2007). En las Islas Cook del Pacífico los RSU se embalan antes de ser depositados en vertedero con el fin de ampliar la vida útil de los vertederos (ADB, 2014, citado por Moheer et al, 2015). Por otra parte, muchos PEID como Fiyi, las Islas Cook y Tonga están ya avanzando hacia el relleno sanitario debido a los impactos ambientales y de salud negativos de los vertidos incontrolados de residuos (UNEP, 1999; ADB, 2014a). Un ejemplo de un relleno o vertedero sanitario que está bien administrado es el vertedero sanitario de Mare Chicose en Mauricio, con una capacidad de 224.990 m², donde los residuos se disponen en celdas con doble revestimiento de polietileno de alta densidad, gestión de lixiviados, cubierta final y superficie y monitoreo del agua subterránea en el lugar, junto con la generación de 3,3 MW de electricidad del gas de vertedero (Kowlessar, 2012; Beerachee, 2012 citados por Mohee et al, 2015).

No obstante, a pesar de que el vertedero sanitario representa la manera más barata de eliminación de residuos, sigue siendo la opción menos deseable debido a la pérdida de materiales potencialmente útiles que tienen los residuos, tales como los materiales reciclables que pueden volver a utilizarse.

Como se ha puesto de manifiesto en el borrador de la ONU (ONU, 2017), uno de los problemas más importantes que tienen los PEID está relacionado con los residuos. Es necesaria la implementación del PAM (Programa de Acción Mundial para la Protección del Medio Marino frente a Actividades Terrestres) para prevenir, reducir y controlar los residuos y la contaminación, así como la necesidad

de proporcionar apoyo para la creación de capacidad para reducir y gestionar los residuos y la contaminación.

La seguridad alimentaria genera preocupación en los PEID, porque la variabilidad climática afecta a la agricultura. Los residuos sólidos son fuentes de gases de efecto invernadero (GEI), no sólo por su relación con la producción y el consumo, sino también por las emisiones de metano (CH_4) cuando se depositan en vertederos que no cumplen con las medidas de seguridad adecuadas. Las emisiones de CH_4 producen aproximadamente el 16% del efecto invernadero total (IPCC, 2014). A nivel mundial, los vertederos son la tercera fuente antropogénica más grande de metano, representando aproximadamente el 11 por ciento de las emisiones mundiales de metano estimadas, o casi 799 millones de toneladas métricas de emisiones equivalentes de dióxido de carbono, en 2010 (USEPA, 2011). Por lo tanto, las emisiones de metano de vertedero representan la mayor fuente de emisiones de GEI en el sector residuos.

El relleno o vertedero sanitario sigue siendo el método predominante de eliminación de residuos no solo en los PEID sino en la mayoría de los países. Sin embargo, como se ha hecho referencia, en ocasiones se denominan rellenos o vertederos sanitarios a vertederos a cielo abierto o a aquellos que no cumplen con los requisitos mínimos para ser considerados como tales. La captura del biogás reduce considerablemente las emisiones de metano y, cuando se usa el gas capturado para generar energía, puede llevar a un ahorro de gases de efecto invernadero. Cabe destacar que ese gas tiene un importante valor energético que puede ser fácilmente aprovechable, como se verá en el próximo capítulo. Por lo tanto, gestionar bien los vertederos tiene unos beneficios medioambientales indudables pero también unos beneficios económicos que pueden llegar a ser muy importantes.

La incorporación de las mejores prácticas integradas de gestión residuos sólidos y la recuperación de la energía del biogás de vertedero pueden ayudar a proteger la salud humana y el medio ambiente de los peligros de los residuos mal gestionados, depositados de manera inadecuada. Encontrar la combinación adecuada de prácticas para cumplir con los medios y las necesidades de la comunidad local ayudará a garantizar una población y un medio ambiente más sanos.

La cantidad de metano que se produce depende principalmente de la composición, cantidad y contenido de humedad de los residuos y las prácticas de diseño y gestión del vertedero. Los rellenos sanitarios, diseñados para maximizar la descomposición anaeróbica de los desechos, producen más metano que los vertederos a cielo abierto y otras opciones de eliminación de residuos sólidos que permiten la descomposición aeróbica. A medida que los países en desarrollo realizan la transición a rellenos o vertederos sanitarios controlados, las emisiones de metano aumentarán a medida que se depositen más residuos. Como resultado, las medidas de extracción y control de los gases del vertedero tienen una importancia creciente para la gestión de estas emisiones. Por ejemplo, en la década de 1990, varias ciudades importantes de Sudáfrica experimentaron problemas con la mayor demanda de capacidad de vertedero, que presentaba oportunidades tanto para la recolección de biogás de vertederos de residuos cerrados existentes como para el diseño de nuevas instalaciones de rellenos sanitarios que optimizaban la producción de biogás con fines comerciales (USAID, 2004). Varios municipios implementaron después la recuperación de biogás en vertederos mejor gestionados y fueron construidos nuevos rellenos sanitarios.

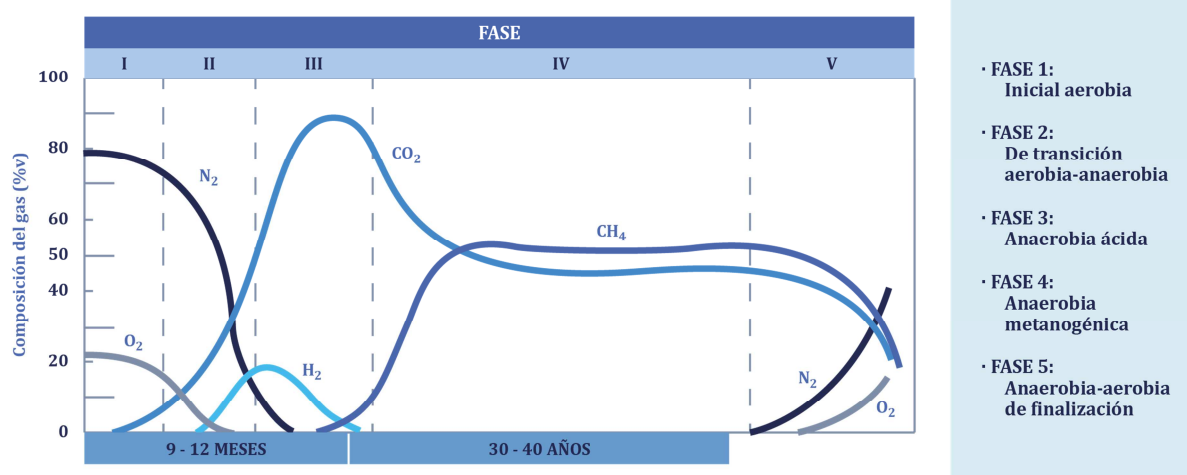
La recuperación de metano en rellenos sanitarios, la minimización de residuos, el reciclaje, la digestión anaerobia, el compostaje y la incineración de residuos con recuperación de energía pueden reducir las emisiones de GEI. Los cambios en los patrones de estilo de vida y de comportamiento pueden contribuir a la mitigación del cambio climático.

Hay un acuerdo general en todo el sector de los residuos que dice que el mayor beneficio para el clima se logra a través de una mejor gestión de los materiales más importantes para la prevención de residuos (USEPA, 2012). El reciclaje de la mayoría de los materiales da como resultado una disminución de gases de efecto invernadero. En general, la disminución de residuos y el aumento de materiales recuperados representan las principales actividades para las que el sector de los residuos puede contribuir significativamente a la mitigación del cambio climático.

La gestión de los residuos sólidos es una poderosa herramienta para reducir las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) en un mundo donde la responsabilidad compartida es fundamental para los cambios necesarios en la forma en que hacemos las cosas ahora.

6.2. Etapas del proceso de formación de biogás en un vertedero sanitario

El proceso de formación de biogás en un vertedero sanitario tiene lugar a través de cinco etapas o fases que quedan recogidas en la **Figura 28**.



Fuente: Tchobanoglous, 1993.

Figura 28: Proceso de formación de gases en un vertedero

Las características de estas etapas son las siguientes:

1. Fase aerobia: Es la fase inmediata al vertido. Comienza el proceso de degradación, en ella predomina el N_2 . Los microorganismos aerobios consumen el oxígeno disponible y se produce una creciente formación de CO_2 . Tiene una duración corta, se estima que aproximadamente de 15 días.
2. Primera fase anaerobia (ausencia de metano) o también conocida como fase de transición: Predomina el cambio de bacterias de aerobias a anaerobias. Esta etapa se caracteriza por la ausencia de oxígeno y la formación de ácidos de fermentación. Al final de la misma se alcanza una mayor concentración de CO_2 , la aparición de H_2 y el descenso de la proporción de N_2 . Su duración es aproximadamente de 2 meses.
3. Segunda fase anaerobia (formación y aumento de metano): Es una fase anaeróbica donde se produce el comienzo de la aparición de metano y el descenso de los demás productos. El pH empieza a bajar al tiempo que los residuos se convierten en ácidos. Se estima que tiene una duración de 2 años.
4. Tercera fase anaeróbica o de estabilización: Los ácidos producidos en las fases anteriores se convierten en metano y dióxido de carbono. El pH vuelve a tener niveles más neutros. La producción de biogás es máxima en esta fase. Comienza aproximadamente al año de la deposición de los residuos. Tiene una duración de entre 10 y 20 años, dependiendo de las condiciones del vertedero. Se caracteriza por mantener las concentraciones de CH_4 y CO_2 en torno al 60 y 40% respectivamente.
5. Fase anaerobia-aerobia de finalización. Se produce una disminución progresiva en la generación de biogás. La disponibilidad de materia orgánica y nutrientes llega a ser limitada. Se estabiliza la composición del lixiviado. Continúa la degradación lenta de la materia orgánica más recalcitrante.

6.3. Conveniencias de la extracción del biogás

La extracción del biogás se considera necesaria desde el punto de vista medioambiental y en muchos casos también desde el punto de vista energético. Estos gases generados se desplazan por la masa de vertido, alcanzan la superficie y fluyen al exterior, por tanto desde el punto de vista medioambiental es importante su extracción, ya que:

- Se eliminan compuestos que contribuyen de manera importante al efecto invernadero. El hecho de que el biogás esté constituido principalmente por metano (CH_4) gas con importante efecto invernadero, hace que su captación evite la liberación de estos compuestos a la atmósfera y, por tanto, disminuya de manera importante su contribución a dicho problema ambiental.
- Se eliminan posibles riesgos de explosiones (ya ocurridas en algunos vertederos) al alcanzar concentraciones críticas determinados gases que lo componen (CH_4 en este caso) al ser reactivos con el oxígeno del aire en determinadas proporciones
- Se evitan posibles riesgos de incendios, sobre todo en días donde se alcanzan elevadas temperaturas.
- Se eliminan posibles daños en la vegetación de la zona, ya que el biogás desplaza al aire del suelo e impide el correcto desarrollo de las plantas (no se debe plantar en la superficie de un vertedero si previamente no ha sido desgasificado).
- Se evitan olores desagradables, debido a la presencia en el biogás de compuestos que, si bien están presentes en pequeñas proporciones, tienen el inconveniente de ser extremadamente malolientes, tal es el caso del ácido sulfhídrico y los mercaptanos principalmente.
- Se evitan posibles riesgos de reducción de la concentración de ozono. El posible contenido en hidrocarburos clorados y fluorados (freones) del biogás plantea un problema específico. Estos compuestos están contenidos en los botes de spray y pueden escapar al exterior cuando los envases de metal se hayan corroído. Debido a su estabilidad química, especialmente los hidrocarburos fluorados, alcanzan la estratosfera donde el átomo de cloro se separa y el radical provoca la ruptura de la molécula de ozono.

Desde el punto de vista energético también es importante su recuperación, ya que puede constituir un potencial de energía como se verá posteriormente.

6.4. Infraestructura de extracción y aprovechamiento del biogás en un vertedero sanitario

Mejorar las condiciones de un vertedero al nivel de un relleno o vertedero sanitario diseñado y operado correctamente mejorará probablemente la recolección de biogás. Es importante que las partes interesadas comprendan cómo los diversos componentes de un vertedero afectan a la generación de biogás, el contenido de metano y la eficiencia de recolección del sistema de recolección de biogás, incluyendo cómo las fallas comunes en el diseño y la operación general pueden afectar la generación de biogás. La implementación de oportunidades de capacitación puede ayudar a reducir estos defectos de diseño y funcionamiento. Los rellenos sanitarios bien diseñados y operados generarán biogás que se puede recolectar y usar de manera factible y proporcionar ahorros de costos a lo largo de la vida del proyecto.

Un modo de reducir las molestias y riesgos relacionados con las emisiones de gas y al mismo tiempo aprovecharlo para generar energía es proceder a extraerlo. Esto se consigue realizando en la plataforma de vertido un sistema de pozos a los que se les une un sistema de tuberías para transportar el gas al sitio donde pueda ser procesado.

Una instalación de extracción de biogás de vertedero está constituida principalmente por pozos de captación, tuberías asociadas, conjunto de válvulas, equipo de control y monitorización, bomba de extracción, sistemas de limpieza del biogás y equipos de aprovechamiento y eliminación de los gases sobrantes y, asimismo, de los suministradores de energía que hacen que todo funcione.

A continuación, se describe brevemente los elementos básicos de un sistema de extracción con aprovechamiento de biogás en un relleno sanitario.

6.4.1. Pozos de captación y Líneas de conducción

A través de los pozos de captación regularmente distribuidos por toda la superficie del vertedero se realiza la extracción del biogás generado en el interior de la plataforma de vertido. En los pozos se introducen tuberías perforadas en aproximadamente un 20% de su área superficial (**Ilustración 9**) para permitir la captación del gas; mientras que en la parte superior, en el último tramo de 2-3 m aproximadamente, no lo están para evitar fugas. Generalmente se utilizan de polietileno de alta densidad, aunque también pueden ser de otros materiales poliméricos sintéticos. Entre el pozo y las tuberías, que tienen un diámetro inferior, se introduce grava con objeto de conseguir el drenaje del biogás.

Los pozos están constituidos por un cabezal de cierre especial para evitar entradas de oxígeno al caudal de gas ni salidas de éste a la atmósfera. Puede quedar al aire (**Ilustración 10**) o enterrado (**Figura 29**). La profundidad de los pozos irá en función del número de capas de vertido depositadas. Se colocan los pozos necesarios para cubrir toda la superficie del vertedero teniendo en cuenta que el radio de acción sea, aproximadamente de 25 m para vertederos sanitarios con profundidades de al menos 20 m

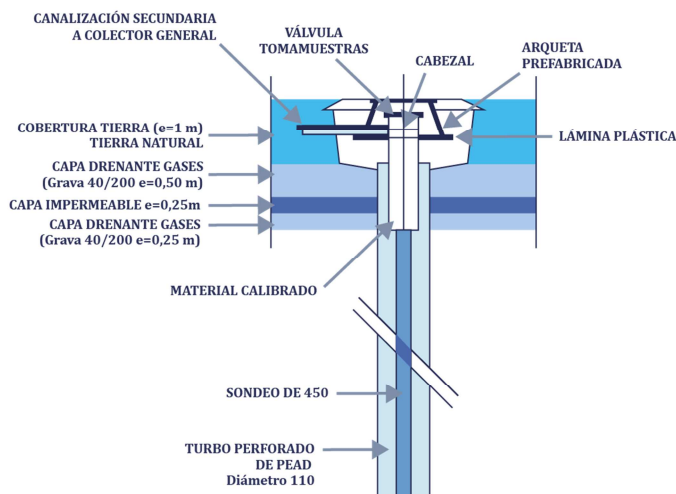


Ilustración 9: Tuberías perforadas



Ilustración 10: Cabezal de pozo de extracción externo

La conducción del biogás hasta el centro de aspiración y medición se realiza a través de líneas o tuberías (**Ilustración 11**), en este caso ciegas, de polietileno de alta densidad desde la cabeza de los pozos hasta la planta de extracción o los colectores según el sistema empleado.



Fuente: Elaborado por el autor en base a la información recopilada.

Figura 29: Pozo con cabezal en arqueta.

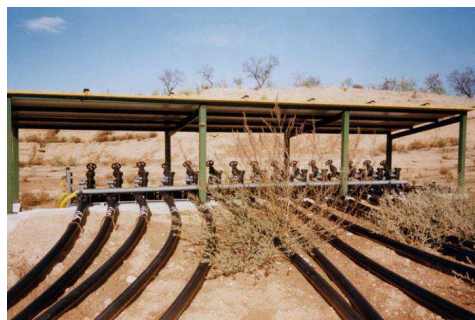


Ilustración 11: Líneas de conducción del biogás

Los pozos, aunque menos frecuentes, también pueden ser horizontales. Los pozos de extracción horizontal pueden instalarse mientras un vertedero está aún recibiendo residuos y se pueden usar si se desea la extracción de biogás en un área antes del cierre. Los pozos de extracción horizontal se colocan en una zanja dentro de la basura. La zanja se rellena con grava (u otro agregado como astillas de neumáticos o vidrios rotos) y la tubería perforada se instala en el centro de la zanja. Se recomienda un tejido geotextil en la parte superior de la zanja para reducir la obstrucción del agregado por el relleno o la basura de arriba.

6.4.2. Antorcha

Todas las instalaciones de extracción y aprovechamiento de biogás deben de estar equipadas con una antorcha como medida de seguridad para eliminar el biogás que no es aprovechado (**Ilustración 12**). La quema se efectúa por razones medioambientales (reducción de las emisiones de metano), pero ante todo para atenuar los riesgos de incendio y explosión.



Ilustración 12: Antorcha instalada en vertedero

6.4.3. Estación de regulación y medida

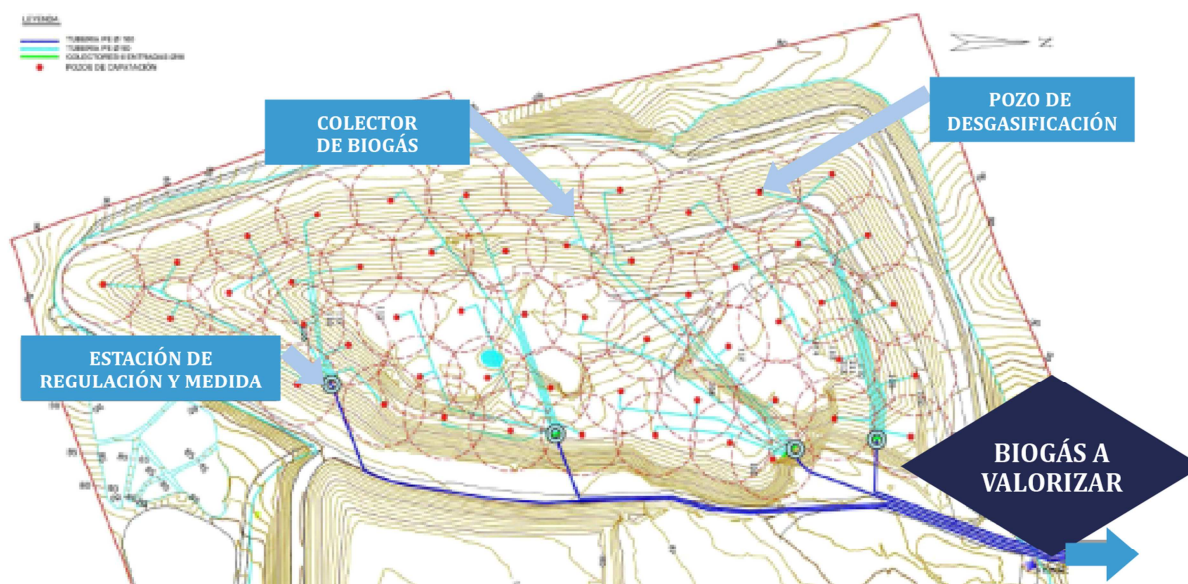
La estación de regulación y medida (**Ilustración 13**) controla la cantidad y calidad (metano y oxígeno) del biogás extraído en cada línea. El emplazamiento de la instalación se dispondrá dentro de un área que no afecte a la explotación normal del vertedero y próximo en lo posible a los pozos de captación.



Ilustración 13: Estación de regulación y medida

6.4.4. Sistema de captación del biogás de vertedero

La **Figura 30** muestra un esquema con todos los elementos necesarios para llevar a cabo la extracción global de biogás de un relleno sanitario.



Fuente: Sin autorización para proporcionar el nombre del vertedero.

Figura 30: Sistema de extracción global de biogás en un relleno sanitario

6.4.5. Limpieza y acondicionamiento del biogás de vertedero.

El biogás de vertedero debe ser refinado previamente en cualquiera de sus aplicaciones energéticas. Además, suele tener mayor número compuestos minoritarios que el biogás procedente de biodigestores. Los sistemas de depuración varían en función del uso que se le vaya a dar. La utilización más empleada es la cogeneración. En ese caso, y debido a su alto contenido de humedad, y normalmente presencia de compuestos corrosivos es necesario acondicionarlo antes de su aprovechamiento

A continuación se muestran los componentes que se deben reducir/eliminar y el motivo.

- Vapor de agua. El vapor de agua disminuye drásticamente el PCI del biogás, así como, facilita la formación de ácidos corrosivos. Para su eliminación se dispone un sistema de eliminación de agua para eliminar la mayor parte del vapor de agua que arrastra el biogás. Normalmente suelen utilizarse instalaciones frigoríficas.
- Hidrocarburos halogenados. Particularmente aquellos que poseen cloro y flúor favorecen la corrosión de las partes internas de las máquinas.
- Sulfuro de hidrógeno (H_2S). Prevenir la corrosión y evitar concentraciones tóxicas para el ser humano, así como, prevenir la formación de óxidos de azufre (SO_2) que posibilita la formación del ácido sulfuroso (H_2SO_3) que es altamente corrosivo. Es necesaria su eliminación por debajo de ciertos límites para que el biogás pueda ser utilizado por los equipos.
- Siloxanos. Evitar la deposición de sílice en las diferentes partes internas de las máquinas, con ello, eliminar la posibilidad de desgastes de partes y piezas y la pérdida de estabilidad de partes que giran a gran velocidad.

Existen métodos específicos para la reducción de H_2S , como los biofiltros y filtros de hierro, y para la reducción de humedad, como trampas de agua y condensación. Como métodos generales para la reducción de H_2S , siloxanos, vapor de agua, hidrocarburos halogenados, etc, se emplea carbón activo o una combinación de métodos.

Este tema se desarrolla más en profundidad en el siguiente capítulo.

6.4.6. Costes de inversión asociados

La viabilidad económica de los proyectos de aprovechamiento energético del biogás de vertedero depende en gran medida de identificar mecanismos de financiamiento adecuados, evaluar la viabilidad económica de varias opciones y seleccionar la opción más viable para cumplir los objetivos de las partes interesadas (por ejemplo, objetivos financieros, beneficios de salud pública, protección ambiental y mitigación del cambio climático).

En la **Tabla 42** se resumen los costes de inversión asociados a la tecnología de biogás de vertedero. (Terraza and Willumsen, 2010).

Tabla 42: Costes de inversión de una planta de biogás de vertedero sanitario

Componentes	Coste	Coste/t (\$U.S.) *
Preparación del proyecto	10% - 15% de la inversión total	0,08 - 0,18 US\$/t
Sistema de captación	30.000 - 50.000 US\$/ha	0,15 - 0,40 US\$/t
Sistema de bombeo de gas**	75 - 200 US\$/m ³ biogás/hora	0,05 - 0,30 US\$/t
Sistema de quemado	40 - 80 US\$/m ³ biogás/hora	0,02 - 0,04 US\$/t
Unidades de motor de gas/ generador	1.100 - 1.700 US\$/kWe instalado	0,60 - 1,10 US\$/t
Sala de calderas	40 - 80 US\$/kW calor instalado	0,17 - 0,34 US\$/t

* Toneladas de residuos en vertedero. ** Incluye el soplador o compresor, el control y la regulación y el tratamiento.

Fuente: Terraza and Willumsen, 2010.

En la **Tabla 43** se resumen los costes de operación y mantenimiento asociados a la tecnología de biogás de vertedero (Terraza and Willumsen, 2010).

Tabla 43: Costes anuales de operación y mantenimiento para diferentes sistemas de biogás de vertedero sanitario

Tipo de planta de biogás	Coste anual de operación y mantenimiento*
Planta con sistema de antorcha	4% - 8% del costo total de la inversión
Planta con sistema de calderas	4% - 8% del costo total de la inversión
Planta con producción de electricidad	10% - 12% del costo total de la inversión

* Toneladas de residuos en vertedero. Fuente: Terraza and Willumsen, 2010.

6.5. Potencial energético de un vertedero sanitario

La propiedad más interesante del biogás es su valor energético, debido a su elevado contenido de metano. La composición del biogás afecta a las posibilidades de su aprovechamiento, ya que la concentración de metano determina su poder calorífico inferior (PCI) y una elevada concentración de alguno de sus componentes traza (ácido sulfhídrico, compuestos orgánicos halogenados,...) puede hacerle lo suficientemente corrosivo como para hacer inviable su aprovechamiento energético, principalmente en motores. El PCI de un biogás con un contenido de metano del 60% es de 5.500 kcal/m³N.

6.5.1. Producción de biogás en un vertedero sanitario.

La producción de biogás depende de varios parámetros, a saber: 1. La temperatura en el vertedero (a mayor temperatura, más rápida es la descomposición y la producción de biogás); 2. El índice de humedad de la masa de residuos, determinado por el tipo de desechos y el nivel de precipitaciones en la zona (la producción óptima de biogás requiere un nivel de humedad del 50-60 % o superior); 3. La composición de los residuos (el contenido de carbono degradable determina la producción potencial de biogás); 4. La estructura de los residuos (las partículas pequeñas ofrecen condiciones más apropiadas para las bacterias productoras de metano); 5. La antigüedad de los residuos (en general, la producción máxima ocurre entre 3 y 8 años después del vertido y decrece gradualmente durante los 30 a 75 años siguientes); 6. El uso de una cobertura final para impedir la penetración de aire de la atmósfera, permitiendo no obstante la infiltración del agua de lluvia, y 7. El diseño, el plan operativo y las prácticas de relleno en las instalaciones, en especial las prácticas de compactación y

cobertura (EPA, 2005a). La estimación de la producción de biogás de un vertedero sanitario es por tanto difícil de evaluar.

Teóricamente, se puede considerar que se producen 370 m³ de biogás por tonelada de residuos depositados, con un contenido aproximado al 50% en materia orgánica y con una humedad de 35%. Teniendo en cuenta que sólo una parte del residuo es biometanizable, que no todo el biogás puede ser extraído, (en general un 50-70% utilizando tecnologías de extracción eficientes) y que una parte puede escaparse a la atmósfera, se puede considerar que, como dato orientativo, por tonelada de residuo depositado pueden extraerse y utilizarse 100 m³ de biogás en un periodo de tiempo de 15 a 20 años.

En un estudio realizado por ISWA a nivel mundial (ISWA, 2004) también se examinó la tasa real de extracción de biogás (m³ de biogás por tonelada de residuos al año) a partir de las plantas de biogás existentes. El análisis arrojó una tasa de extracción de 3 a 6 m³ de biogás por tonelada de residuos sólidos al año durante la vida útil de cada uno de los vertederos estudiados.

En cuatro de los cinco proyectos analizados en la región de ACL como parte del estudio del Banco Mundial, las tasas de extracción oscilaban entre 2 y 5 m³ de biogás por tonelada al año, con excepción de una instalación en la que el nivel extremadamente alto de lixiviado impedía la extracción de los pozos de gas, limitando la extracción a tan sólo 0,5 m³ anuales de gas por tonelada (Boulet, et al, 2010).

Los valores experimentales descritos en la bibliografía difieren considerablemente debido precisamente al carácter local de los factores anteriormente reseñados, incluso dentro de un mismo país estos factores pueden variar de unas regiones a otras, lo que dificulta la aplicación directa de los datos bibliográficos obtenidos de estudios realizados. Debido a estas variaciones, la realización de un proyecto de desgasificación con aprovechamiento de biogás en un vertedero requiere estudios previos de viabilidad para establecer la calidad y cantidad de biogás producido con objeto de poder estimar el potencial energético del mismo.

Durante los últimos 30 años se han desarrollado diversos modelos para estimar la producción y extracción de biogás (EPA, 2005a): (i) el modelo de orden cero toma como supuesto la producción de un volumen anual constante de biogás hasta que todo el carbono degradable se descomponga; al no incluir el efecto de la antigüedad de los residuos, este modelo sólo permite una estimación de las emisiones nacionales y globales de biogás; (ii) el modelo de primer orden parte del supuesto de que los residuos se degrada de forma exponencial con el tiempo; un modelo de primer orden usado con frecuencia es el modelo de emisiones de biogás (LandGEM) 3.02 de la Agencia de Protección del Medio Ambiente (EPA) de los Estados Unidos (EPA. Modelo de emisiones LandGEM); (iii) el modelo multifase tiene en cuenta volúmenes específicos de distintos tipos de residuos, incluido su contenido en carbono, para estimar la producción de biogás a partir de cada categoría de residuos. Este modelo se utiliza para las estimaciones en proyectos del MDL y puede consultarse en el sitio virtual del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC) (IPCC, 2006).

De ellos, el LandGEM de la USEPA es el modelo más empleado en Estados Unidos y en un gran número de países (EPA, 2005b). De él se han hecho versiones adaptadas a las características de algunos países de ALC (Centro América, Ecuador, Colombia, México, ver Webgrafía).

Landfill Gas Emissions Model (LandGEM). Version 3.02.

El "Landfill Gas Emissions Model" (LandGEM) es una herramienta de estimación automatizada, encuadrada en el programa de cálculo "Microsoft Excel", utilizada para poder estimar las emisiones producidas en un relleno sanitario de RSU, tanto de biogás, como de cada uno de los gases componentes del mismo como el metano, el dióxido de carbono, los componentes orgánicos que no sean metano y otros tipos de contaminantes atmosféricos que se podrían producir en el mismo, debido a la naturaleza heterogénea de los RSU vertidos.

En páginas Web están disponibles los enlaces a este modelo así como versiones del mismo adaptadas a distintos países.

El modelo se basa en una ecuación de primer orden donde se estima la cantidad de metano al año que se produce en el vertedero y a partir de la misma, se estiman el resto de las cantidades de emisiones de los demás gases contaminantes.

$$Q_{CH_4} = \sum_{i=1}^n \sum_{j=0.1}^1 kL_0 \left(\frac{M_i}{10} \right) e^{-kt_{ij}}$$

La ecuación cuenta con unos factores de emisión o parámetros esenciales en la misma, ya que proporcionan la información adecuada para poder estimar con más precisión la cantidad y tipo de emisiones que se forman en un vertedero de RSU, estos parámetros incluyen factores tan importantes en la producción de biogás como pueden ser la humedad, la temperatura, la cantidad de nutrientes disponibles para los microorganismos, el pH, la composición de los RSU, la presencia de residuos peligrosos... ya que la formación de biogás se basa en reacciones biológicas anaerobias, en las que los factores ambientales externos influyen de una manera importante.

El modelo utiliza dos tipos de factores de emisión por defecto para la k (constante de generación de biogás) y la L_0 (potencial de generación de biogás). La primera está influida por la temperatura, humedad, disponibilidad de nutrientes para los microorganismos y el pH y la segunda, por el tipo y la composición de los RSU.

- $k \Rightarrow$ influida por la temperatura, humedad, disponibilidad de nutrientes para los microorganismos y el pH.
- $L_0 \Rightarrow$ influida por el tipo y la composición de los RSU.

Los factores por defecto son los de la CAA (Clean Air Act) basados en normativa de EEUU y los de inventario. Estos últimos son los que la EPA recomienda para estimar emisiones y realizar un inventario de las mismas, de un modo general, pudiéndose extrapolar a las condiciones normales que se dan en cualquier vertedero de RSU.

También se da la opción de poder introducir estos factores de emisión estimados con los datos del vertedero sobre el que se quieran estimar sus emisiones. Esta opción sería la más acertada, ya que se tendrían en cuenta las características y factores ambientales del vertedero en concreto, que como se ha comentado anteriormente, son tan importantes tenerlas en cuenta para poder conocer de un modo más fidedigno la cantidad de biogás, y de los gases que lo componen, que se generan en un vertedero.

Los datos que requiere el modelo LandGEM para estimar las emisiones que se van a producir en un vertedero de RSU, son básicamente:

- año de apertura.
- año de clausura (Si se desconoce lo calcula, teniendo en cuenta la cantidad de RSU anual que se introduzca y la capacidad total calculada del vertedero).
- cantidad anual de RSU depositados.
- L_0 y k por defecto o calculándolas con los datos característicos de cada instalación.
- gases contaminantes que se desee estimar.

6.5.2. Potencial del biogás

En 2003, se contabilizó a nivel mundial un total de 1.150 plantas de conversión de biogás en energía (ISWA, 2004), con una producción de energía de 3.920 MW y una tasa de extracción de 3,1 m³/t/año (Willumsen, 2003). Posteriormente, la EPA reunió información actualizada sobre 509 plantas de

biogás operativas en Estados Unidos hasta 2009. La nueva información y las estimaciones basadas en datos previos indican que en 2008 existían en el mundo aproximadamente 1.400 plantas de biogás (Boulet, 2010). Actualmente, la utilización del biogás para aplicaciones energéticas (en los vertederos tradicionales y biorreactores) es sólo, aproximadamente, el 10% de su uso potencial.

Respecto a España, en poco más de 10 años se ha pasado de no tener ninguna planta de biogás de vertedero a tener más de 40. En 42 vertederos españoles se está aprovechando el biogás para generar energía eléctrica a través de más de 100 motores de cogeneración, con una potencia instalada que supera los 100 MW (Carreras, 2011a). Este rápido crecimiento tuvo un origen medioambiental, ya que fue motivado por la entrada en vigor del Real Decreto 1481/2001 que regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero, el cual a su vez fue emitido por exigencia de la Directiva Europea relativa al vertido de residuos (Directiva 1999/31/CE).

Los vertederos sanitarios de Brandeirantes (Brasil), Monterrey (México) y Doña Juana (Colombia), entre otros, son ejemplos de aprovechamiento energético del biogás extraído de los rellenos sanitarios de la región de ALC, que han surgido como proyectos MDL.

En cuanto a la utilización del biogás, éste puede usarse en la generación de energía siempre que las condiciones del mercado energético local aseguren su viabilidad. La energía producida de esta forma desplaza el consumo de combustibles fósiles y reduce las emisiones de gases de efecto invernadero por las plantas generadoras existentes. Los sistemas de aprovechamiento de la energía del biogás pueden ser de varios tipos y se verán en el Capítulo 7.

6.6. Proyectos MDL en vertederos sanitarios.

El Mecanismo de Desarrollo Limpio (MDL) es una herramienta que ha permitido financiar proyectos para reducir las emisiones de GEI en países no industrializados, siempre, y esto es condición indispensable, que contribuyan al desarrollo social, económico y ambiental del país donde se implementa. Los proyectos relacionados con la captura de biogás en vertedero están contemplados como proyectos MDL.

Este mecanismo ha permitido el registro de 7.800 proyectos y programas en 107 países en desarrollo con cientos de miles de millones de dólares en inversiones, que significaron 1.500 millones menos de toneladas de gases de efecto invernadero liberadas a la atmósfera (IPS, 2014).

En abril de 2012, América Latina y el Caribe (ALC) tenía registrados 584 proyectos MDL (15% del total), China 1.832 (47%) e India 786 (20%) de India. Sin embargo, en términos relativos, la participación de ALC en el MDL es muy superior a la de otras regiones del mundo como Europa y Asia Central, África y Medio Oriente, las cuales tienen sólo el 1%, 3% y 1% del total de proyectos, respectivamente (Estadísticas MDL, 2012).

En cuanto al tipo de proyectos MDL en ALC, los relativos a la captura de metano en vertederos, con el 12%, ocupan el tercer lugar después de los proyectos de energías renovables (56%) y proyectos de metano evitado (21%). Por detrás, a cierta distancia están los proyectos de eficiencia energética tanto del lado de la oferta como de la demanda (3% cada uno), los proyectos de forestación y reforestación (2%), la reducción de HFC y N₂O (2%) y el cambio de combustible (1%).

Sin embargo, actualmente el instrumento de la Organización de las Naciones Unidas para apoyar proyectos de emisiones de carbono en los países en desarrollo, el MDL (encargado de las reducciones certificadas de emisiones (RCE)), está en crisis debido al desplome de los precios que se pagan por créditos de carbono. El precio de las RCE cayó a 0,30 dólares en 2014, comparado con los más de 30 dólares de 2009.

El MDL ha colapsado porque en los últimos años cayó la demanda de los principales compradores, países obligados a disminuir sus emisiones contaminantes en el marco del Protocolo de Kyoto, debido a que los objetivos de reducción no aumentaron significativamente y a que hubo un crecimiento económico más lento. Según el presidente de la junta ejecutiva del MDL, el origen del problema fue la directiva de la Unión Europea (UE) de 2009 (de restringir la posibilidad de los créditos internacionales y de prohibirlos del todo a partir de 2020), que entró en vigor el 1 de enero de 2013 (ISP, 2014a).

Para la Alianza de Pequeños Estados Insulares (APEI, AOSIS en inglés), creada en 1990 con el objetivo principal de consolidar las voces de los PEID para enfrentar el recalentamiento planetario, dado que la financiación es un pilar central del acuerdo climático de 2015, el estado actual del MDL es otro tema preocupante. Desde la perspectiva de la APEI, sostienen que se puede aumentar el precio de los RCE con "tecnologías verdes y con incentivos para que los países tengan proyectos más favorables al medio ambiente" a través del MDL (ISP, 2014b). En 2012 los PEID tenían 31 proyectos en proyecto y 10 proyectos registrados, que sumaban 8215k RCE. En 2015, 28 PEID no tenían proyectos MDL en preparación (Williams, 2015).

6.6.1. Caso práctico. Nueva planta en el vertedero sanitario de Bordo Poniente (México)

El 1 de noviembre de 2012, se dio a conocer la adjudicación del contrato de explotación de la planta de biogás del vertedero sanitario de Bordo Poniente (México) al consorcio BMLMX Power Company SAPI durante 25 años. El consorcio, formado por tres empresas españolas (Energía Sur de Europa, CLP Organogas y Tegner) y empresas mexicanas (RAM Carbon México, JCH Inversion Redituable e Iberaltec), se encargará de gestionar la producción de biogás del vertedero de Bordo Poniente, del Distrito Federal de México, el mayor vertedero de México que ha acumulado residuos durante dos décadas.

El contrato implica el saneamiento y la clausura definitiva del vertedero, que acumula 72 millones de toneladas de residuos y genera el 26% de los gases de efecto invernadero que emite la Ciudad de México. El proyecto incluye la construcción de una planta que utilizará el biogás para generar de 58 megavatios por hora. La nueva planta de biogás conllevará la inversión de 125 millones de euros. La licitación permitirá al consorcio gestionar una concesión a 25 años para producir biogás en el Bordo Poniente. El proyecto ha sido considerado el quinto de su tipo más importante de ALC. Cuando expire la concesión el consorcio hispano mexicano dejará la gestión del vertedero en manos de la comisión Nacional del Agua. El proyecto energético y cierre definitivo de Bordo Poniente permitirá que se dejen de emitir a la atmósfera 1,2 millones de toneladas de CO₂ cada año.

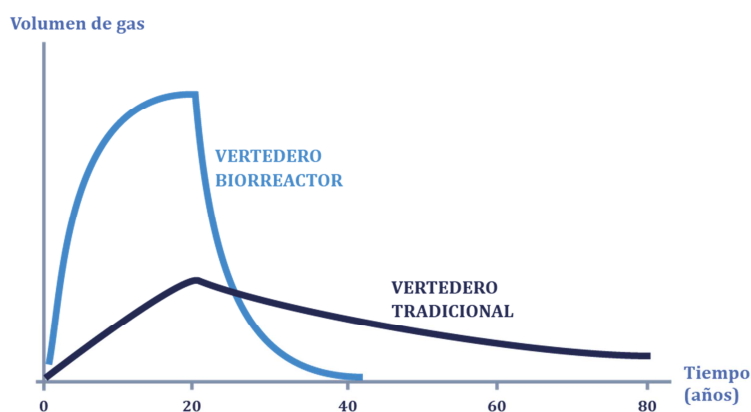
6.7. Vertedero Biorreactor Anaerobio

El Reglamento de la Ley de Aire Limpio de la USEPA (40 CFR 63.1990, Normas Nacionales de Emisiones para Peligrosos Contaminantes del Aire) define un vertedero biorreactor anaerobio como:

"Un vertedero sanitario de RSU, o una parte de él, al que se añade líquido, incluido lixiviado o condensado del biogás, a la masa de residuos de manera controlada (a menudo en combinación con recirculación de lixiviados) para llegar a un promedio mínimo de humedad del 40% en peso, con el fin de acelerar o mejorar la biodegradación anaeróbica de los residuos".

Por lo tanto, la función principal del veredero biorreactor es acelerar la degradación y estabilizar los residuos manteniendo la humedad adecuada para los microorganismos (Reinhart et al., 2002).

La investigación indica que un vertedero biorreactor puede generar biogás a un ritmo más alto que los vertederos tradicionales (Yazdani et al., 2006). El biogás también se genera durante un período de tiempo más corto debido a que se agota antes la fuente de residuos (**Figura 31**). El resultado es que el biorreactor produce más biogás en un periodo de tiempo más corto que el vertedero tradicional.



Fuente: Yazdani, 2007; ITRC, 2018.

Figura 31: Producción de metano en un vertedero biorreactor y un vertedero convencional.

6.7.1. Características de los vertederos biorreactores anaerobios

Los lixiviados se inyectan en el biorreactor para estimular el proceso de biodegradación natural. Los biorreactores con frecuencia necesitan el aporte de otros líquidos tales como aguas pluviales, aguas residuales, y lodos de las plantas de tratamiento de aguas residuales para complementar al lixiviado y mejorar así el proceso microbiológico a través del control de la humedad (Reinhart and Townsend, 1998).

El vertedero biorreactor se diferencia de un vertedero convencional en que recircula controladamente el lixiviado; los vertederos que únicamente recirculan los lixiviados no necesariamente funcionarán como biorreactores optimizados.

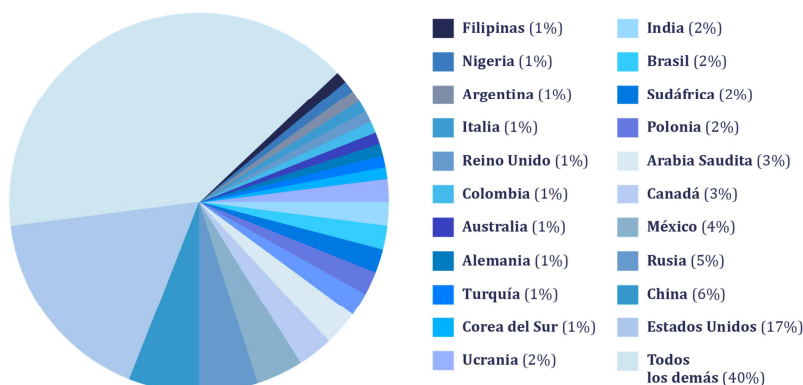
Así pues, el contenido de humedad es el factor más importante que promueve la degradación acelerada. La tecnología de biorreactor se basa en el mantenimiento de contenido de humedad óptimo próximo a la capacidad de campo (aproximadamente entre el 35 y 65%) y añadir líquidos cuando sea necesario para mantener ese porcentaje. El contenido de humedad, combinado con la acción biológica de los microorganismos presentes en los residuos es lo que produce la degradación de los mismos. Una consecuencia es, como se ha dicho, que produce más biogás en un periodo de tiempo más corto que el vertedero convencional.

6.7.2. Ventajas potenciales de los vertederos biorreactores anaerobios

El hecho de que la descomposición y estabilización biológica de los residuos en un vertedero biorreactor se produzca en un período de tiempo mucho más corto del que lo hace en un vertedero convencional (seco) proporciona una serie de ventajas (Valencia, R. 2008), las cuales se describen a continuación (EPA, 2003):

- Descomposición y estabilización biológica de los residuos en años mientras que en los vertederos convencionales tardan décadas.
- Baja toxicidad y movilidad de los residuos debido a las condiciones anaerobias.

- Reducción de los costes de tratamiento de los lixiviados.
- Se gana entre un 15 y un 30% en espacio en los vertederos ya que aumenta la densidad de los residuos.
- Se produce un significativo aumento de la generación de biogás que puede ser utilizado para producir energía.
- Se reduce el mantenimiento post-clausura.
- Al generarse antes el biogás y en un periodo corto de tiempo, se puede recuperar mayor cantidad disminuyendo así las emisiones a la atmósfera, previniéndose por tanto el efecto invernadero y reduciéndose al mínimo los riesgos ambientales asociados a la descomposición del residuo (Figura 32).



Fuente: EPA, 2004

Figura 32: Emisiones mundiales de metano de vertederos (2005)

A su vez, esta circunstancia favorece su aplicación en proyectos de recuperación de energía. Algunos estudios indican que el biorreactor aumenta la posibilidad de hacer rentable la recuperación del biogás y a su vez reduce las emisiones fugitivas (Yazdani et al., 2006). Esto supone que son una buena oportunidad para utilizarlos en los proyectos de recuperación de energía. Como se ha comentado, actualmente, la utilización del biogás para aplicaciones energéticas (en los vertederos tradicionales y biorreactores) es sólo, aproximadamente, el 10% de su uso potencial. El Departamento de Energía de EE.UU. estima que si actualmente la tecnología de biorreactores se aplicase al 50% de los residuos que se depositan en vertederos, podrían proporcionar más de 270 mil millones de pies cúbicos de metano al año, lo que equivaldría al uno por ciento de las necesidades eléctricas de Estados Unidos.

6.7.3. Consideraciones a tener en cuenta en los vertederos biorreactores anaerobios

La Agencia Estadounidense de Protección Ambiental (USEPA) está recopilando información sobre las ventajas e inconvenientes de los vertederos biorreactores a través de estudios de casos en vertederos existentes y datos adicionales con el fin de poder identificar normas específicas para los biorreactores o recomendar los parámetros de funcionamiento. La EPA antes de identificar las normas o recomendar los parámetros debe tener en cuenta una serie de consideraciones.

Los vertederos biorreactores generalmente son sistemas de ingeniería que tienen altos costes iniciales de inversión y requieren un seguimiento y control adicionales durante su vida útil, aunque se espera que supongan un menor control durante el periodo post-clausura que el necesario para los vertederos convencionales. Las cuestiones que se deben abordar durante el diseño y operación de un vertedero sanitario biorreactor son: El aumento de las emisiones de gases; El aumento de los olores; La inestabilidad física de la masa de residuos debido al aumento de la humedad y la densidad; La inestabilidad de los sistemas de revestimiento; Las posibles filtraciones superficiales y Los incendios de rellenos sanitarios.

6.7.4. Investigaciones de la EPA sobre el vertedero sanitario biorreactor. Caso práctico: vertedero del Condado de Yolo

La EPA está estudiando y realizando investigaciones y demostraciones en vertederos biorreactores con el fin de evaluar distintos aspectos como el diseño, la monitorización, el comportamiento, la viabilidad económica, etc. Uno de los principales estudios es el realizado en el vertedero sanitario del Condado de Yolo. En primer lugar se realizó un biorreactor a escala piloto y, dados los buenos resultados obtenidos, posteriormente se hicieron dos más a escala de demostración (3,5 y 6 acres), como parte del Proyecto XL de la USEPA (*United States Environmental Protection Agency*). El objetivo general del proyecto es gestionar el vertido para una rápida degradación de los residuos sólidos y la máxima la generación y control de emisiones. La degradación anaerobia de los residuos se acelera mejorando las condiciones del procesos biológico lo que implica inyectar cantidades controladas de líquido (lixiviados, aguas subterráneas, aguas grises, etc.).

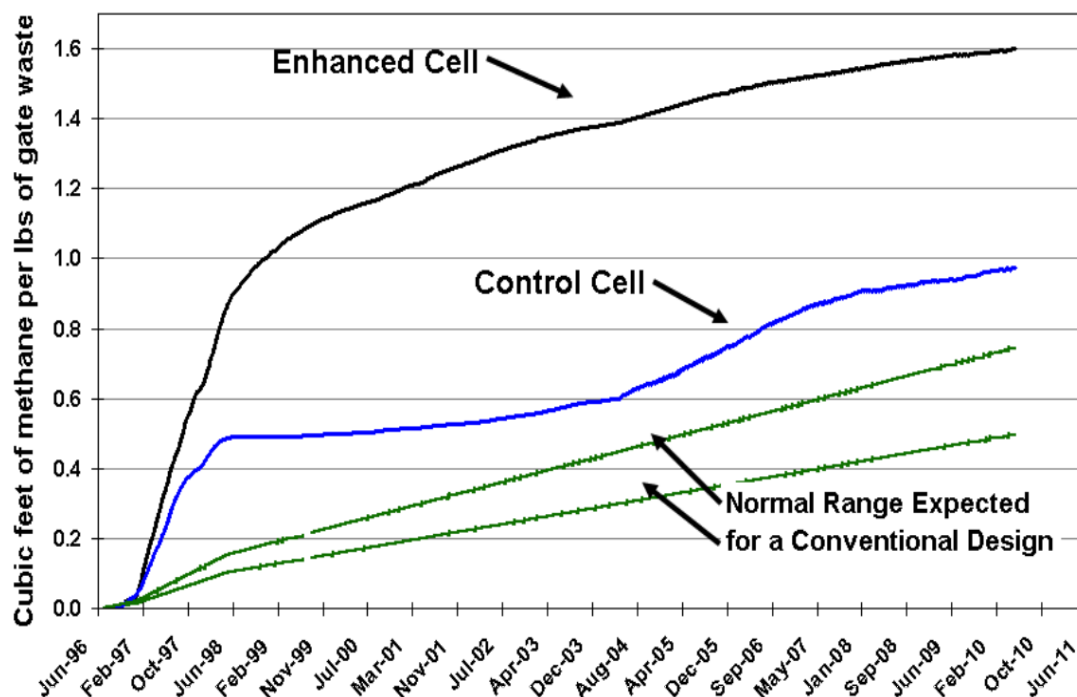
Ensayo piloto:

El proyecto piloto de demostración de Yolo consistió en la construcción y operación de dos células piloto, que contenían alrededor de 9.000 toneladas de RSU cada una. Una celda recibió adición de recirculación de líquidos, "celda mejorada", mientras que la otra se operaba como control, es decir como un vertedero tradicional (Yazdani et al., 2002).

Las características más importantes fueron:

- Un sistema de recogida de lixiviados bajo los residuos de alta permeabilidad.
- Múltiples sensores de humedad y temperatura distribuidos por las celdas (más de 50) para controlar el proceso.
- Uso de un residuo permeable (Green Waste) como cobertura diaria para mejorar la permeabilidad.
- Una geomembrana para cubrir la superficie y evitar emisiones de gases.
- Introducción y recirculación de líquidos mediante la adición superficial en múltiples puntos.
- La extracción de gas mediante la aplicación de un pequeño vacío.

Las características específicas de las celdas de ensayo fueron: 100 pies por 100 pies por 40 pies de profundidad. Los sensores de humedad y temperatura se encontraban en 3 capas de la celda mejorada y en dos de la celda control. La adición de líquido fue lenta y de fácil gestión, de 0,2 a 0,6 gal/ft².day. Tras varios años de estudio, los resultados obtenidos se muestran en la **Figura 33**. Como se puede observar hay una diferencia considerable en la producción de biogás entre una celda y otra.



Fuente: Seiser and R. Yazdani, 2014.

Figura 33: Metano acumulado en la celda mejorada y la celda control. Experiencia piloto.

Esto se evidencia en la **Ilustración 14** que muestra el estado de las dos celtas después de los años de investigación.



Celda Control

Celda Biorreactor

Fuente: Yazdani, 2006.

Ilustración 14: Estado de las celdas control y biorreactor después de unos años de investigación

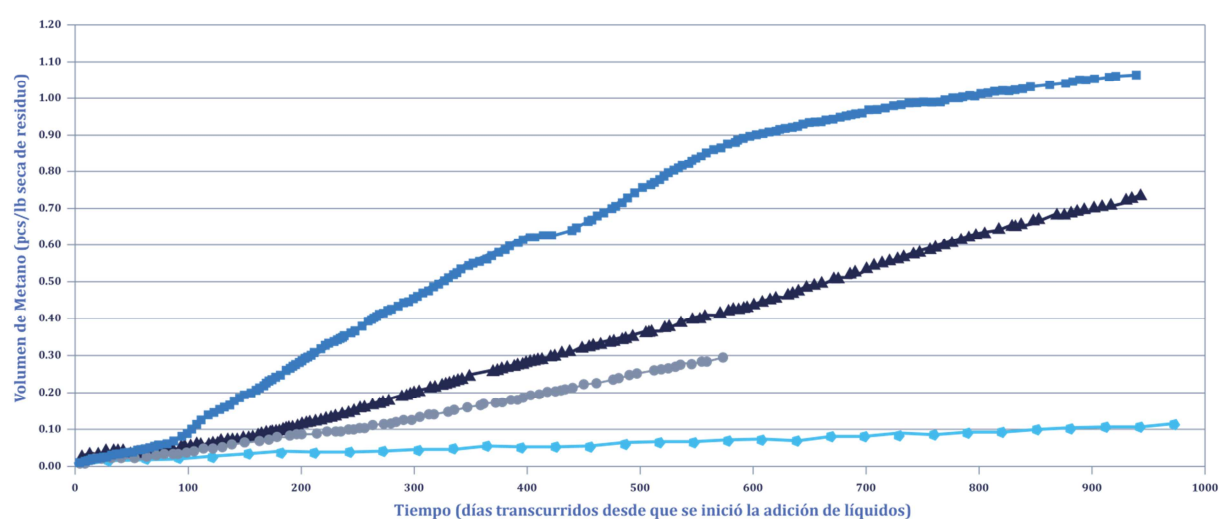
Como se evidencia en las imágenes, la celda Biorreactor ha sufrido un mayor asentamiento como consecuencia de que los procesos degradativos han ocurrido más rápidamente. Los buenos

resultados alcanzados en la experiencia piloto motivaron la realización de un ensayo a escala de demostración.

Escala de Demostración

La segunda fase del proyecto implicó la construcción de un módulo de 9,5 acres que contenía una celda de 6 acres y otra de 3,5 acres en el vertedero central del Condado de Yolo (California). Todas las celdas fueron muy instrumentalizadas para controlar el rendimiento del biorreactor (sensores de humedad, temperatura....)

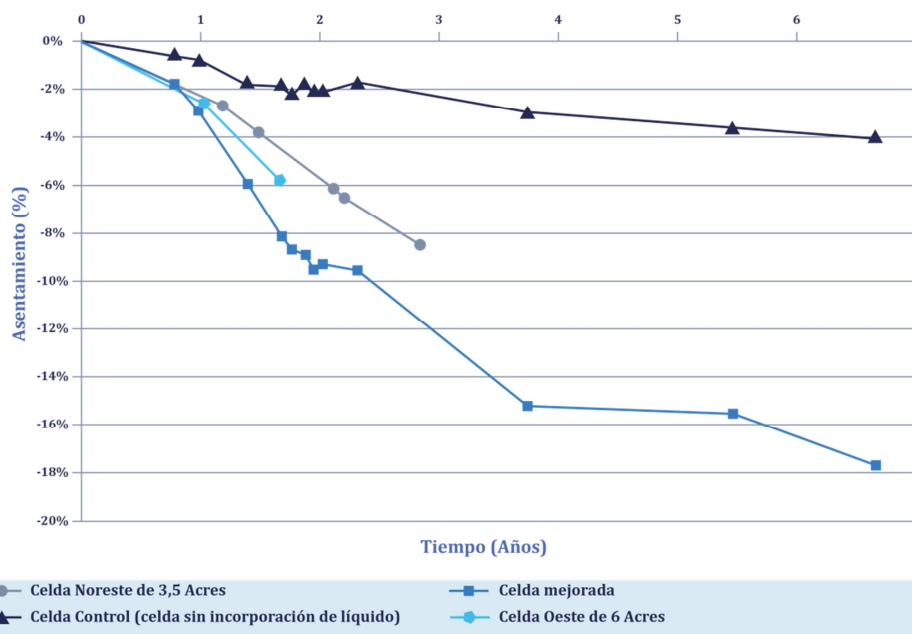
En la **Figura 34** se muestra los resultados obtenidos en cuanto al porcentaje de volumen de metano acumulado en el conjunto de las experiencias llevadas a cabo con las celdas anaerobias sensorizadas en el vertedero de Yolo en el marco del proyecto XL de la EPA. En todos los casos se obtienen unos valores superiores a los estimados para una celda control (Yazdani et al., 2006).



Fuente: Yazdani, 2006. 2007.

Figura 34: Metano acumulado en las celdas control y biorreactor. Proyecto de demostración

Del mismo modo, la **Figura 35** muestra los resultados obtenidos en relación al asentamiento que se ha producido en el conjunto de las experiencias llevadas a cabo en Estados Unidos con las celdas anaerobias sensorizadas en el marco del proyecto XL de la EPA. En todos los casos se obtienen unos valores superiores a los estimados para una celda convencional. En todos los casos se observa un asentamiento mayor en las celdas anaerobias biorreactores que en la celda control.



Fuente: Yazdani, 2006,2007.

Figura 35: Asentamiento producido en la celda control y las celdas anaerobias biorreactores

Como conclusiones del estudio se puede decir que el vertedero piloto biorreactor de Yolo County, se ha comportado como se esperaba en prácticamente todos los aspectos. Entre los principales beneficios cabe destacar el aumento de la captura de metano para energía y la prevención de las emisiones de metano. Este éxito sirvió de base para la ampliación a una gran escala en el propio vertedero. Los resultados obtenidos en la celda de mayor tamaño confirman de nuevo el mayor rendimiento alcanzado en las celdas que son infiltradas con líquido.

Resumen del Capítulo 6

De los métodos actualmente existentes para el tratamiento de los residuos, el vertido sigue siendo la opción más utilizada debido a los bajos costes económicos que conlleva, al rechazo social a la incineración y a las limitaciones existentes para reciclar residuos. A pesar de su simplicidad en comparación con otras tecnologías (incineración, gasificación), lo cual constituye una de sus ventajas, el relleno sanitario no admite los actos improvisados. Debe contemplarse como una obra de ingeniería, y como tal exige un proyecto concreto que, basado en estudios adecuados, permita la selección apropiada de la solución más conveniente. Un vertedero (o relleno) se considera sanitario cuando se toman todas las medidas oportunas para evitar todo lo que sea nocivo o molesto al medio ambiente. Según una publicación del Banco Mundial sobre una revisión global de la gestión de residuos sólidos el 59 % de los residuos en el mundo se depositan en vertederos (Hoornweg and Bhada-Tata, 2012).

Al enterrar los residuos, la fracción orgánica contenida en ellos se va degradando de forma lenta y en condiciones anaerobias lo cual hace que al cabo del tiempo en los rellenos sanitarios se forme biogás en el interior de sus plataformas de vertido. Este gas es conveniente extraerlo no solo desde un punto de vista ambiental, pues se evita la emisión de gases de efecto invernadero (GEI), sino también porque se puede utilizar como fuente de energía. Una instalación de extracción de biogás de vertedero está constituida principalmente por pozos de captación, tuberías asociadas, conjunto de válvulas, equipo de control y monitorización, bomba de extracción, sistemas de limpieza del biogás y

equipos de aprovechamiento y eliminación de los gases sobrantes y, asimismo, de los suministradores de energía que hacen que todo funcione.

La generación de biogás depende de varios parámetros: temperatura, índice de humedad, composición, estructura y antigüedad de los residuos, uso de cobertura final y diseño.

Existen modelos para estimar la generación de biogás en un vertedero sanitario. De ellos, el LandGEM de la USEPA es el modelo más empleado en Estados Unidos y en un gran número de países (EPA, 2005b). De él se han hecho versiones adaptadas a las características de algunos países de ALC (Centro América, Ecuador, Colombia, México, ver Webgrafía).

El Mecanismo de Desarrollo Limpio (MDL) es una herramienta que ha permitido financiar proyectos para reducir las emisiones de GEI en países no industrializados, como es el caso de los proyectos relacionados con la captura de metano en vertedero. Este mecanismo ha permitido el registro de 7.800 proyectos y programas en 107 países en desarrollo con cientos de miles de millones de dólares en inversiones, que significaron 1.500 millones menos de toneladas de gases de efecto invernadero liberadas a la atmósfera (IPS, 2014_a).

Sin embargo, actualmente el instrumento de la Organización de las Naciones Unidas para apoyar proyectos de emisiones de carbono en los países en desarrollo, el MDL, (encargado de las reducciones certificadas de emisiones (RCE)), está en crisis debido al desplome de los precios que se pagan por créditos de carbono. El precio de las RCE cayó a 0,30 dólares en 2014, comparado con los más de 30 dólares de 2009. Según el presidente de la junta ejecutiva del MDL, el origen del problema fue la directiva de la Unión Europea (UE) de 2009 (de restringir la posibilidad de los créditos internacionales y de prohibirlos del todo a partir de 2020), que entró en vigor el 1 de enero de 2013 (ISP, 2014_a).

Para la Alianza de Pequeños Estados Insulares (APEI), creada en 1990 con el objetivo principal de consolidar las voces de los PEID para enfrentar el recalentamiento planetario, dado que la financiación es un pilar central del acuerdo climático de 2015, el estado actual del MDL es otro tema preocupante. Desde la perspectiva de la APEI, sostienen que se puede aumentar el precio de los RCE con "tecnologías verdes y con incentivos para que los países tengan proyectos más favorables al medio ambiente" a través del MDL (ISP, 2014_b). En 2012 los PEID tenían 31 proyectos en proyecto y 10 proyectos registrados, que sumaban 8215k RCE. En 2015, 28 PEID no tenían proyectos MDL en preparación (Williams, 2015).

En cuanto a los vertederos biorreactores, en Estados Unidos se está llevando a cabo desde hace unos años, una importante investigación sobre ellos por las ventajas que tienen frente a los vertederos convencionales. Un vertedero biorreactor anaerobio es un sistema aislado del medio que favorece la degradación microbiana de los residuos biodegradables mediante la adición de humedad, controlando las condiciones que influyen sobre el proceso. Su funcionamiento se basa en añadir cantidades controladas de un líquido para incrementar el contenido de humedad de la basura depositada en los vertederos, favoreciendo la biodegradación anaerobia por estimulación de los microorganismos presentes. Lo más usado es la recirculación del efluente de drenaje (lixiviados). El objetivo que se pretende es acelerar el proceso degradativo de los residuos biodegradables y la producción de biogás consiguiendo la estabilización del proceso en un plazo de tiempo más corto, de unos 10 años frente a los más de 30 años que dura en los rellenos sanitarios convencionales. Entre sus principales ventajas destaca la reducción de la emisión de GEI, poder aprovechar antes el biogás y recuperar medioambientalmente antes la zona. Su principal inconveniente es que tiene un mayor coste y la necesidad de un mayor seguimiento para controlar la adición del lixiviado y la estabilización del relleno.

Actualmente en Estados Unidos hay muchos proyectos de investigación relacionados con esta tecnología. La EPA está haciendo un seguimiento de diversos vertederos biorreactores con fin de poder resolver las incertidumbres que aún existen sobre la estabilidad de la masa de vertido, el comportamiento del revestimiento y el aumento de las posibles emisiones al producirse mayor cantidad de biogás. Uno de los estudios que se lleva realizando desde hace varios años es en el

vertedero sanitario de Yolo (California). Los buenos resultados obtenidos en celdas piloto llevó a la realización de un vertedero biorreactor a escala de demostración en el que también se ha comprobado que hay una diferencia significativa en la producción de biogás y un mayor asentamiento, lo que confirma que el proceso degradativo ha experimentado una importante aceleración.

7. El Biogás

Biogás es el nombre genérico de los gases producidos como consecuencia de la degradación anaerobia o biometanización de los residuos orgánicos, con independencia de la materia prima y la técnica empleada. El que se produce por el vertido de la materia orgánica de los RU en vertederos también es conocido en la bibliografía como gas de vertedero.

El biogás está constituido principalmente por metano y dióxido de carbono. El valor energético del biogás por lo tanto estará determinado por la concentración de metano, éste es de entre 20 y 25 MJ/m³, comparado con los 33 y 38 MJ/m³ para el gas natural (Werner et al 1989). Su densidad es de 1,2 kg/m³, por tanto menos denso que el aire, y su temperatura de inflamación es de 600°C. La composición del biogás afecta a las posibilidades de su aprovechamiento, ya que la concentración en metano determina su Pci y una elevada concentración de alguno de sus componentes traza puede hacerle lo suficientemente corrosivo como para hacer inviable su aprovechamiento energético, principalmente en motores.

7.1. Características de los principales constituyentes

Como se ha comentado, el biogás está constituido principalmente por metano y dióxido de carbono. El generado en los vertederos de RU, debido a la variabilidad de la materia orgánica de estos residuos, contiene además otros muchos gases que están presentes en mínimas cantidades dependiendo de la composición de los residuos, la edad del vertedero, las condiciones del lugar, la gestión del vertedero y la presencia de un sistema de recogida del biogás (Carreras et al., 2005).

La composición y producción del biogás depende del sustrato digerido y del funcionamiento del proceso. Teniendo en cuenta la heterogeneidad en la composición de los residuos (y, por tanto, su contenido energético), cantidad de biogás que se puede producir a partir de un determinado tipo de sustrato dependerá de su composición química. Como dato orientativo la **Tabla 44** muestra la composición del biogás en función del sustrato utilizado.

Tabla 44: Composición del biogás en función del sustrato utilizado

Componente	Residuos Agrícolas	Lodos de Depuradora	Residuos Industriales	Gas de Vertedero
Metano	50-80%	50-80%	50-70%	45-60%
Dióxido de carbono	30-50%	20-50%	30-50%	40-60%
Agua	Saturado	Saturado	Saturado	Saturado
Hidrógeno	0-2%	0-5%	0-2%	0-0,2%
Sulfuro de hidrógeno	100-700 ppm	0-1%	0-8%	0-1%
Amoniaco	Trazas	Trazas	Trazas	0,1-1%
Monóxido de carbono	0-1%	0-1%	0-1%	0-0,2%
Nitrógeno	0-1%	0-3%	0-1%	2-5%
Oxígeno	0-1%	0-1%	0-1%	0,1-1%
Compuestos orgánicos	Trazas	Trazas	Trazas	0,01-0,6% NMOCS

Fuente: Modificada de Coobs, 1990; Tchobanoglous, Theisen, and Vigil 1993; EPA, 1995 (Gas de vertedero).

En general, se puede considerar que el biogás está constituido principalmente por metano (50-60%) y dióxido de carbono (30-40%), y en menor proporción por nitrógeno (0-3%), hidrógeno (0-1%), oxígeno (0-1%), compuestos orgánicos volátiles (trazas) y sulfuro de hidrógeno (trazas). Su composición media se muestra en la **Figura 36** y es la siguiente (% en vol.):

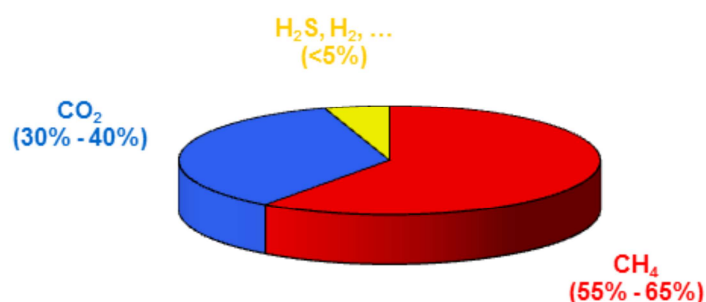


Figura 36: Composición del Biogás

El biogás, debido al metano, posee un poder calorífico aproximado de 4.500 a 5.600 Kcal/m³. El poder calorífico del biogás está determinado por la concentración de metano (8.500 Kcal/m³), pudiéndose aumentar eliminando todo o parte del CO₂ presente en el biogás. La potencia calorífica inferior del biogás es aproximadamente de 5.250 Kcal/m³, para una riqueza en metano del 60%.

Las características de sus principales constituyentes se muestran a continuación.

7.1.1. Metano

Es un gas incoloro, inodoro e insípido. Su masa específica es inferior a la del aire, es decir 0,717 frente a 1,29, con un Pci de 35,0 MJ/m³. Es altamente explosivo, sus límites, inferior y superior, de explosividad en aire son, respectivamente, 5% y 15%. Su solubilidad en agua es alrededor de 60 mg/l. El metano no es un gas tóxico pero puede causar el desplazamiento del oxígeno en la atmósfera del suelo y crear un riesgo de asfixia. Es un gas que incide de forma importante en el efecto invernadero, absorbe la radiación infrarroja terrestre (calor) que de otro modo escaparía al espacio, característica de los gases de efecto invernadero. Es un GEI 21 veces más potente que el CO₂. El metano es más abundante en la atmósfera ahora que en los últimos 400.000 años y un 150% más alto que en el año 1750. La degradación de la materia orgánica mal gestionada contribuye significativamente (al menos en un 5%) a las emisiones de metano en el mundo.

7.1.2. Dióxido de carbono

Desde el punto de vista cuantitativo, el segundo gas en importancia en la composición del biogás es el dióxido de carbono (CO₂). Este gas es inodoro, incoloro y no inflamable. Es más denso que el aire. A pesar de su "no toxicidad" natural (algún tiempo discutida) el dióxido de carbono es peligroso para la vida por desplazamiento del oxígeno en el sistema respiratorio. Es también un gas con una importante incidencia en el efecto invernadero.

7.1.3. Compuestos minoritarios

Nitrógeno (N₂) y Oxígeno (O₂): El nitrógeno y el oxígeno, principales constituyentes del aire, están sólo presentes en el gas de vertedero si el aire atmosférico ha penetrado en la plataforma de vertido.

Hidrógeno (H₂): El Hidrógeno se produce en las primeras fases de la degradación anaerobia de la materia orgánica. Es un compuesto "no tóxico" pero puede actuar como un simple asfixiante por desplazamiento del oxígeno. El hidrógeno es el gas más ligero y tiende a subir rápidamente a la atmósfera.

Monóxido de Carbono (CO): El monóxido de carbono es un gas muy tóxico. Es incoloro, inodoro e inflamable. Está presente en el gas de vertedero en concentraciones muy pequeñas, próximas al 0,001% en vol. y cuando tiene lugar la combustión del residuo en ausencia de oxígeno.

Amoniaco (NH₃): El amoniaco puede producirse en cantidades traza durante las fases iniciales de la degradación anaerobia. Sin embargo, también pueden encontrarse en el biogás de vertedero concentraciones de amoniaco de alrededor de 30 mg/m³.

Sulfuro de Hidrógeno (H₂S): El sulfuro de hidrógeno se un compuesto altamente tóxico e inflamable. Tiene también un olor desagradable. Es emitido generalmente en cantidades traza, sin embargo, si el residuo contiene grandes cantidades de compuestos azufrados entonces la producción de sulfuro de hidrógeno puede ser significativa. Es de vital importancia conocer su concentración, ya que su presencia puede afectar las posibilidades de aprovechamiento energético del biogás debido a su alto poder corrosivo.

Compuestos orgánicos volátiles (COV's): Estos compuestos pueden representar entre el 1 y 2 % en volumen del gas de vertedero, es decir alrededor de 3 mg/m³. Es importante conocer estos compuestos desde el punto de vista medioambiental, ya que algunos de ellos pueden ser compuestos peligrosos para la salud en concentraciones elevadas.

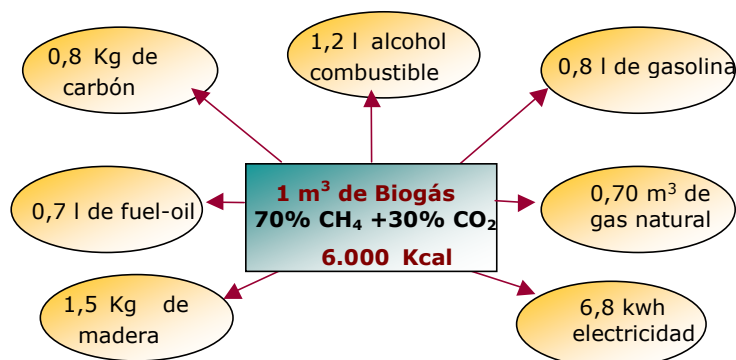
Los compuestos orgánicos volátiles están constituidos por un número importante de hidrocarburos, especialmente alcanos y alquenos y sus productos de oxidación (aldehídos, cetonas, alcoholes y ésteres), así como de hidrocarburos aromáticos, compuestos halogenados y compuestos organosulfurados.

El creciente interés en la contaminación del aire por productos gaseosos ha motivado que en la bibliografía se citen numerosas investigaciones sobre compuestos orgánicos volátiles de gas de vertedero. Se estima que pueden encontrarse hasta 350 compuestos de trazas diferentes.

Siloxanos: Están teniendo cada vez más presencia en el biogás y son motivo de preocupación, no porque sean perjudiciales para la salud humana o el medio ambiente, sino por los problemas técnicos que provoca en la valorización energética que se hace del biogás, en concreto en los motores.

7.2. Equivalencias del Biogás con otros combustibles

La **Figura 37** muestra las equivalencias que tiene el biogás con otras fuentes de energía



Fuente: Elaboración propia.

Figura 37: Equivalencias del biogás con otros combustibles

7.3. Utilización del Biogás como fuente de energía

La utilización del biogás como fuente de energía va aumentando día a día, según se va dando mayor importancia a las energías renovables como alternativa a las fuentes tradicionales de energía de origen no renovable (petróleo, gas, carbón, etc.). El biogás puede utilizarse en prácticamente las mismas aplicaciones energéticas desarrolladas para el gas natural. Su utilización ha ido evolucionando a lo largo de los años. Sus primeras aplicaciones energéticas fueron en cocinas familiares y lámparas en países como China e India.

La **Tabla 45** muestra el consumo y rendimiento de los principales aparatos/equipos que utilizan biogás en países en desarrollo.

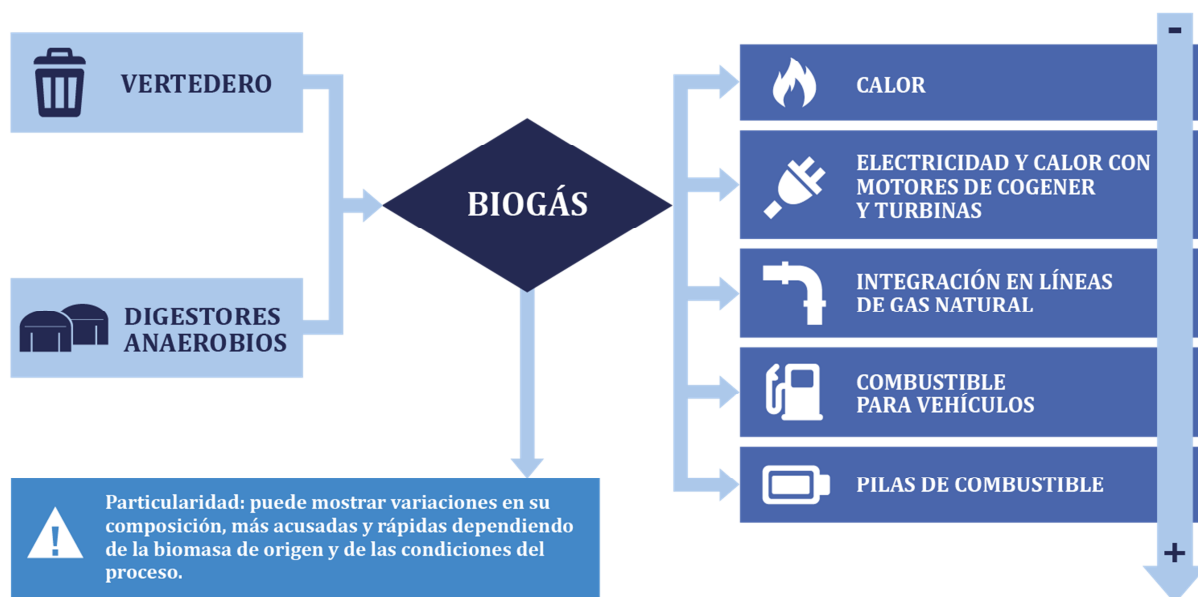
Tabla 45: Consumo de biogás y rendimiento de aparatos utilizados en países en desarrollo

Aparato	Consumo	Rendimiento
Quemador de cocina	300-600 L/h	50-60%
Lámpara de mantilla (60 W)	120-170 L/h	30-50%
Nevera de 100 l	30-75 L/h	20-30%
Motor a gas	0,5 m ³ /kWh	25-30%
Quemador de 10 kW	2 m ³ /h	80-90%
Infrarrojo de 200 W	30 L/h	95-99%
Cogenerador	1 kWe; 0,5 m ³ /kWh; 2 kW térmicos	Hasta 90%

Fuente: Hilbert, 2005.

Un metro cúbico de biogás en su total combustión es suficiente para: Generar 1.25 kW/h de electricidad; Generar 6 horas de luz equivalente a una bombilla de 60 watt; Poner en funcionamiento un refrigerador de 1 m³ de capacidad durante 1 hora; Hacer funcionar una incubadora de 1 m³ de capacidad durante 30 minutos o Hacer funcionar un motor de 1 HP durante 2 horas.

En la actualidad, las aplicaciones de mayor interés (**Figura 38**) son: Obtención de calor por combustión directa; Motores para la generación de electricidad con y sin recuperación de calor (cogeneración); Sistemas de cogeneración; Integración a la red de gas natural y Combustible para Vehículos motorizados. De éstas, las más comunes son la combustión directa para la producción de calor y la generación de energía eléctrica con motores de cogeneración. No obstante, existe un interés creciente por otras alternativas como son su aplicación como combustible de automoción y su integración en la red de gas natural. La Figura 38 también muestra el grado de limpieza a aplicar al biogás en función de su uso.



Fuente: Elaborado por el autor en base a la información recopilada.

Figura 38: Aplicaciones actuales del biogás de mayor interés y grado de refinado necesario

7.3.1. Obtención de calor por combustión directa

La aplicación del biogás para la obtención de calor por combustión directa es la que menos requisitos necesita en cuanto a su calidad mientras que su aplicación en pilas combustibles es la que exige un mayor nivel de pureza.

El biogás se puede utilizar en la generación de calor, a través de su combustión. El biogás mezclado con aire puede ser quemado en un amplio espectro de artefactos descomponiéndose principalmente en CO_2 y H_2O .

La combustión completa sin exceso de aire y con oxígeno puro, puede representarse por las siguientes ecuaciones químicas:



El requerimiento mínimo de aire sería del 21% pero esta cifra debe aumentarse para lograr una buena combustión.

Debido al contenido de dióxido de carbono, el biogás tiene una velocidad de propagación de la llama lenta, 43 cm/s y por lo tanto la llama tiende a escaparse de los quemadores.

Sus aplicaciones son: calefacción y agua caliente, calentamiento de los digestores, incinerar o esterilizar desechos provenientes del sector médico, para el secado de forraje, y en calentadores, cocinas de gas, lámparas o quemadores-estufas, tanto de uso industrial como doméstico.

Como se ha hecho referencia, también se puede aplicar en otros aparatos, como refrigeradores domésticos o quemadores infrarrojos, comúnmente utilizados en la calefacción de ambientes en ganadería (criaderos o parideras). Recientemente, se han desarrollado equipos para el enfriamiento de leche y/u otros productos agrícolas, lo que abre un importante campo de aplicación directa y rentable del biogás.

El principal inconveniente que presenta el biogás cuando se utiliza para producir calor es la necesidad de ubicar la zona de consumo de este calor lo más cerca posible de la zona donde se genera, ya que debido al bajo poder calorífico del biogás, éste no puede ser trasladado de forma rentable por tuberías. Por ello, lo habitual es que el calor generado por la combustión del biogás sea utilizado en las propias instalaciones productoras.

7.3.2. Generación de electricidad

Esta aplicación es, sin duda, el uso más interesante que tiene el biogás en la actualidad. El biogás puede ser usado para generar electricidad de tres formas diferentes: Motores de combustión que van unidos a generadores de electricidad; Turbinas o microturbinas de gas y Pilas de combustible estacionarias

Generación de electricidad mediante motores de combustión

El biogás se puede usar como combustible para motores de combustión interna, tanto de gasolina (motores de ciclo Otto) como de gasóleo (diésel), pero previamente deben ser eliminadas las impurezas que pueden afectar al rendimiento y mantenimiento de los mismos. El biogás tiene un octanaje que oscila entre 100 y 110, lo que hace que sea muy adecuado para su uso en motores de alta relación volumétrica de compresión, aunque como contrapartida tiene una baja velocidad de encendido.

Generación de electricidad mediante turbinas de gas

El uso de las turbinas de gas ha aumentado considerablemente al ser menos contaminantes debido a su mejor rendimiento. Este crecimiento se ha visto favorecido por el incremento de actividad en el sector del gas y además por el crecimiento sostenido de la demanda. Una de las ventajas de las turbinas es que requieren menor tiempo de instalación que otros sistemas equivalentes, por lo que resultan muy adecuadas para proyectos de desarrollo rápido. Tiene mayor rendimiento si se utiliza en ciclos combinados.

A pesar de su buen funcionamiento, debe tenerse en cuenta la fuerte dependencia que presentan estos sistemas a determinados parámetros como la humedad o la presión, y que condicionan tanto la potencia que la turbina es capaz de producir como su rendimiento.

Algunas de sus ventajas son:

- Pueden producir electricidad y calor simultáneamente (cogeneración).
- Prácticamente todo el calor de proceso se puede recuperar (alto rendimiento).
- Pueden operar conectados a la red eléctrica de forma continua.
- Bajo nivel de contaminantes y ruidos.
- Pueden trabajar en ciclo combinado (gas y vapor) aumentando su rendimiento.
- Permiten el uso de combustibles de bajo poder calorífico (biogás).

Hidrógeno y Pilas combustibles

La progresiva disminución de las reservas de combustibles fósiles y los problemas medioambientales asociados a su combustión obligan a la búsqueda de nuevas alternativas energéticas. En este contexto, el hidrógeno surge como un nuevo "vector energético", es decir, un transportador de energía primaria hasta los lugares de consumo que ofrece, además, importantes ventajas. El hidrógeno se presenta así, como uno de los mejores candidatos para ser "el combustible del futuro". Se puede obtener hidrógeno a partir de fuentes de energía renovables como la eólica, fotovoltaica o hidráulica, mediante la electrólisis del agua, constituyendo un proceso cíclico totalmente limpio. También puede producirse a partir de la biomasa por descomposición térmica o biológica, o bien de los propios combustibles fósiles como el gas, el petróleo o el carbón.

Las tecnologías en procesos de hidrógeno y pilas de combustible son un nuevo campo prometedor que va encaminado hacia la nueva economía llamada del hidrógeno, que se espera sea comercial en los próximos años y que requerirá un gran número de técnicos muy especializados en la materia.

7.3.3. Sistemas de cogeneración

Estos sistemas buscan la mayor eficiencia en el aprovechamiento de la energía contenida en el biogás.

En estos casos la potencia mecánica provista por el eje del motor es aprovechada para generar electricidad a través de un generador. Simultáneamente y por medio de una serie de intercambiadores de calor ubicados en los sistemas de refrigeración (agua y aceite) del motor y en la salida de los gases de escape, se recupera la energía térmica liberada en la combustión interna. Ésta puede utilizarse para calentar el agua para la calefacción del digestor o para cualquier uso industrial o agroindustrial que requiera energía calorífica, de este modo se logra un mejor aprovechamiento de la energía que la lograda mediante la generación convencional de electricidad, donde el calor generado en el proceso se pierde.

Las principales características que ha de tener un motor de biogás que genere energía eléctrica son las siguientes:

- Una vida útil operando a plena carga.
- Excelente grado mecánico de eficiencia.
- Operación y mantenimiento sencillos.
- Rápida disponibilidad de repuestos.
- Bajo nivel de ruido y emisiones de gases contaminantes.
- Enfriamiento por agua para que esta sea aprovechada con otros fines.
- Que pueda operar con biogás con un contenido alto de humedad y trazas de otros gases, a parte del metano.
- Que no contenga metales corrosibles.

Instalaciones de evacuación de energía eléctrica

La energía producida en la unidad de cogeneración ha de ser transformada y acondicionada para su inyección a la red. Las plantas que producen energía eléctrica para inyección a red cuentan con un Centro de Transformación o una Subestación Elevadora, cuando la planta es de grandes dimensiones y la potencia a evacuar justifica la inversión.

7.3.4. Integración en la red de gas natural

Habría que someter al biogás a un proceso de purificación y enriquecimiento para igualar las características del gas natural pero es una tecnología que existe y que ha demostrado su viabilidad en otros países, como Suecia. El biogás producido en este tipo de plantas (biometano) tiene una composición similar al que circula por la red de distribución general. Con esta posibilidad han surgido nuevas perspectivas de aprovechamiento. El biogás, previamente depurado para que alcance los requerimientos de calidad del gas natural, se puede introducir en su red de distribución, ya que, al igual que el gas natural, está constituido principalmente por metano, y con ello, el uso en grandes centrales eléctricas o en el sector de transportes.

Entre las ventajas de este uso destacan:

- Se reduce la dependencia energética.
- Se reducen los costes de transporte.
- La red conecta la zona de producción con las áreas de mayor densidad de población, lo que permite que el gas llegue a nuevos consumidores.

- Es posible aumentar la producción en un lugar remoto y todavía utilizar el 100 % del gas.
- Permite mejorar la seguridad de suministro local, factor muy importante ya que la mayor parte de los países consumen más gas natural del que producen.

7.3.5. Combustible para vehículos

Junto con la generación de electricidad, ésta es la aplicación con más futuro del biogás. El uso del biogás como combustible en el transporte es similar, tecnológicamente hablando, al del gas natural.

El biogás puede sustituir al gas natural en los vehículos propulsados por este combustible, previo refinado del biogás para eliminar impurezas (CO_2 , H_2S , NH_3 , agua y partículas sólidas) y, de esta forma, elevar los niveles de metano hasta casi el 95% (IEA-Bioenergy, 2001). En este sentido, se han desarrollado dos tipos de tecnología para el refinado y limpieza del biogás para su uso como combustible para automoción:

- La absorción en agua (absorción física).
- La absorción en alcianoamina (absorción química).

La elección de una u otra tecnología depende de la composición del biogás, la capacidad del tratamiento y la aplicación posterior del biogás.

Una vez transformado, las posibilidades de uso son iguales:

- Comprimido.
- Licuado.

En la actualidad se está llevando a cabo en España el proyecto AGROBIOMET, proyecto de demostración de un sistema sostenible de producción y uso de biometano en vehículos a partir de residuos ganaderos y biomásas alternativas (Rodríguez et al., 2013)

7.4. Producción de energía a partir de Biogás en los PEID

En zonas rurales de países en vías de desarrollo las aplicaciones energéticas son generalmente a nivel familiar, utilizándose principalmente para cocinar e iluminar.

Con producciones mayores, las aplicaciones más evidentes son las dos más utilizadas a nivel general:

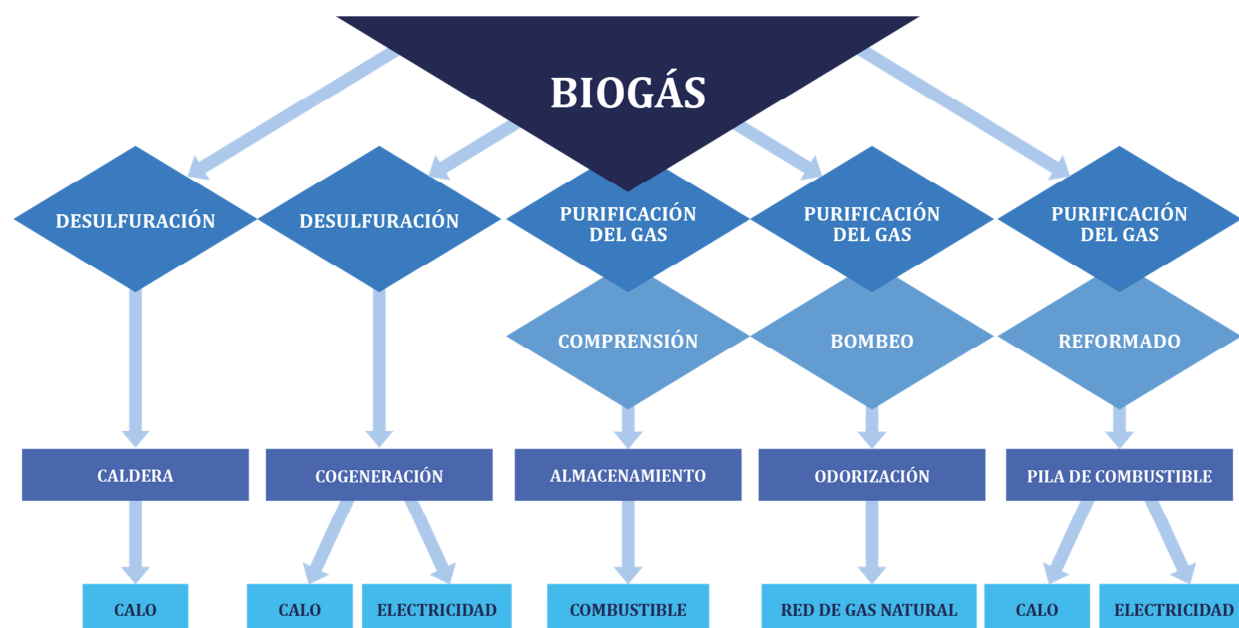
A) Unidades de motor de gas o generador: constituyen el medio más común para producir electricidad a partir de biogás. Para plantas pequeñas y medianas, se suelen utilizar grupos motor-generadores que pueden llegar a tener potencias de 1 MW. En algunos casos, el calor recuperado a partir del enfriamiento del motor y los gases de escape se utiliza para calefacción. Los sistemas de producción combinada de calor y electricidad (CHP) permiten un aprovechamiento mucho más eficiente de la energía si se da un uso adecuado al calor excedente recuperado. En algunas plantas más grandes de biogás se utilizan turbinas de gas o de vapor.

B) La producción de calor en un sistema de calderas es otro uso frecuente dado al biogás, el cual puede quemarse en un horno o sala de calderas para producir agua caliente, vapor o aire caliente para calefacción o secado; La tecnología para producir energía a partir de unidades de motor de gas o generador y salas de calderas es muy conocida, y existen en la región suficientes conocimientos y experiencia en la materia, así como piezas de recambio.

7.5. Tratamiento del biogás en función del uso

El biogás debe ser refinado previamente en cualquiera de sus aplicaciones energéticas. En este sentido, las operaciones de depuración varían en función del uso del biogás. La **Figura 39** muestra el tratamiento necesario en función de la utilización del biogás.

Los requerimientos de calidad son mayores cuando se utiliza como combustible de automoción, se inyecta en las líneas de distribución del gas natural o se utilizan en pilas de combustible. La purificación del biogás incluye la eliminación de CO_2 , SH_2 , NH_3 , agua y siloxanos.



Fuente: Elaborado por el autor en base a la información recopilada.

Figura 39: Tratamiento necesario a aplicar al biogás en función de su utilización.

ACONDICIONAMIENTO DEL BIOGÁS

Debido a su alto contenido de humedad y otros gases el biogás ha de tratarse y acondicionarse antes de su aprovechamiento en las unidades de cogeneración. A continuación se indican las características del gas que deben acondicionarse:

- Reducción y/o eliminación del H_2S y trazas de otros gases, purificación.
- Reducción de humedad.
- Reducción de CO_2 .
- Corrección, calibración y control de presión.

7.5.1. Reducción de humedad

Cuando el biogás sale de los biodigestores está saturado al 100% con humedad. Este problema se incrementa durante el verano debido a las altas temperaturas. Entre los factores que influyen el

contenido de humedad se encuentran: el tipo de biomasa y porcentaje de disolución. Junto al vapor de agua en la corriente de biogás viajan partículas sólidas que no reaccionan o que se mantienen inertes durante el proceso de biogasificación, ambos elementos son perjudiciales para el aprovechamiento del biogás, por lo cual, se hace necesaria una reducción de éstos hasta valores adecuados para el uso del biogás como material energético.

Las tuberías de captación se instalarán de tal manera que los condensados fluyan de regreso al digestor o hacia los puntos de descarga de condensados. La pendiente mínima de instalación será del 5%. Se instalará una unidad de condensación antes del aprovechamiento del biogás en la unidad de cogeneración. Si se enfría el biogás a temperaturas de entre 0 y 5°C se condensa la mayor parte de la humedad. Este tipo de soluciones combinadas con otras técnicas para la reducción de H_2S dan excelentes resultados y se obtiene un biogás de excelente calidad.

Los motores a biogás para la generación eléctrica tienen establecidos como límite máximo de contenido de humedad un rango comprendido entre el 70 y el 80% HR dependiendo del fabricante del motor y del contenido de partículas extrañas.

7.5.2. Reducción de H_2S

El biogás está compuesto mayoritariamente por gas metano (CH_4) y CO_2 en proporciones de 55-65% a 40-45% aproximadamente y trazas de otros gases como el sulfuro de hidrógeno (H_2S). El contenido de H_2S es de entre 0,1 y 1%. A pesar de ser un porcentaje bajo, es necesario reducirlo debido a las siguientes razones:

- Toxicidad del H_2S .
- Corrosión de metales por presencia de H_2S y CO_2 .
- En la combustión se puede formar SO_2 , que es altamente corrosivo.
- Disminución del poder calorífico del gas.
- Favorece la formación de hidratos.

El método más habitual y sencillo para la desulfuración del biogás es la inyección de pequeños volúmenes de oxígeno en el interior del digestor. Es un proceso que se ha desarrollado de manera efectiva en los últimos 10 años y aplicado con notable éxito en la purificación de biogás en biodigestores en toda Europa, pero sobre todo en Alemania. Las sulfobacterias, bacterias oxidantes, transforman el H_2S en azufre elemental y ácido sulfhídrico y agua a través del suministro de oxígenos. Durante este tratamiento se obtiene un polvo amarillo de azufre que se deposita sobre la superficie de la biomasa, en las paredes interiores del digestor, etc. Este polvo de azufre puede ser utilizado como fertilizante. El suministro de oxígeno se realiza mediante compresores. Si la dosificación del oxígeno es la adecuada se puede obtener una reducción de H_2S de hasta el 95%. La cantidad de oxígeno que se suministra al digestor es tan baja que no surgen problemas en el interior del mismo.

7.5.3. Reducción de CO_2

Cuando se requiera un biogás de mayor calidad y poder calorífico (para su inyección a la red de distribución general se puede reducir el contenido de CO_2 . Este tratamiento está especialmente indicado para las grandes plantas de biogás donde el gasto en el sistema de purificación está justificado.

El método más simple y eficiente para la eliminación del dióxido de carbono es su absorción en agua de cal. Este método requiere una constante vigilancia debido a que el agua de cal se agota y es

necesario reponerla frecuentemente. Pueden utilizarse otras soluciones químicas aunque la más económica es la de agua de cal.

Otro método es utilizar otro elemento fuertemente alcalino como medio de absorción de estos gases, como por ejemplo los efluentes de cultivos de micro algas. Se inyecta el biogás a contracorriente en estas aguas de manera que el agua que resulta de esta reacción contiene carbonato de hidrógeno.

7.5.4. Tratamiento mediante filtros

El tratamiento biológico de gases contaminados se ha establecido como alternativa a los sistemas convencionales de tratamiento de gases, especialmente cuando los compuestos contaminantes se encuentran en una concentración baja y el flujo a tratar es elevado. El principal componente de un biofiltro es el medio filtrante donde los compuestos no deseados del biogás son adsorbidos para poder ser degradados posteriormente por microorganismos que se forman en el medio.

El biogás es introducido al lecho filtrante por medio de un soplador. El filtro consiste en un tanque relleno de un medio filtrante (tierras, virutas de madera, turba, piedra volcánica, una mezcla de varios, etc.) acondicionado con un material abultante (partículas de poliestireno, piedras, etc.) cuya función es dar soporte y, en algunos casos, como fuente de nutrientes a los microorganismos.

Resumen del Capítulo 7

El biogás procede de un proceso degradativo de la materia orgánica en condiciones anaerobias. Está constituido principalmente por metano (CH_4) entre el 50 y 70% y dióxido de carbono (CO_2) entre 30 y 50%, más otra serie de compuestos presentes en pequeñas proporciones como hidrógeno (H_2), oxígeno (O_2), nitrógeno (N_2), Sulfuro de hidrógeno (H_2S), Compuestos orgánicos volátiles (COV's) y siloxanos, principalmente.

Tiene muchas aplicaciones energéticas. En zonas rurales de países en desarrollo se utiliza a nivel familiar en cocinas y lámparas principalmente. En general sus principales aplicaciones son combustión directa para la producción de calor y en motores de cogeneración produciendo electricidad y calor. Otros usos que están adquiriendo cada vez mayor importancia son su utilización como combustible en vehículos a motor y su inyección a la red de gas natural.

Cada aplicación exige unos requerimientos de pureza, siendo el menos restrictivo el uso para combustión directa. En motores de cogeneración hay que controlar principalmente los niveles de ácido sulfhídrico y siloxanos, por problemas de corrosión y abrasión, respectivamente. Para su uso en vehículos a motor y para inyectarlo a la red es necesario limpiarlo para conseguir las características del gas natural. Aunque existen diferencias importantes en el coste, existen en el mercado tecnologías para aplicar cualquiera de los usos mencionados.

Glosario

Acetogénesis: Etapa microbiológica donde los Ácidos Grasos Volátiles (AGV's) y los alcoholes formados en la Acidogénesis, son degradados a acetato, gas carbónico e hidrogeno principalmente, por medio de bacterias fermentativas.

Acidogénesis: Etapa microbiológica donde los aminoácidos, ácidos orgánicos y azúcares producidos en la Hidrólisis, son transformados a alcoholes, dióxido de carbono, hidrógeno y ácidos grasos volátiles (AGV's), mediante microorganismos fermentativos o por oxidantes anaerobios.

Ácido sulfhídrico: Acido inorgánico formado por la disolución y disociación en agua del sulfuro de hidrógeno (H_2S). En estado gaseoso se le conoce con el nombre de sulfuro de hidrógeno.

Ácidos volátiles: Ácidos grasos de cadena corta ($C1-C2$) que son producidos por las bacterias formadoras de ácido.

Aerobio: En presencia de oxígeno.

Alcalino: Condición en la que hay presente una cantidad suficiente de sustancias alcalinas para dar lugar a un pH por encima de 7,0.

Anaerobio: Sin presencia de oxígeno

Bacterias aerobias: Bacterias que viven y se reproducen sólo en un ambiente que contiene oxígeno disponible para su respiración, tal como oxígeno atmosférico u oxígeno disuelto en agua

Bacterias anaerobias: Bacterias que viven y se reproducen sólo en un ambiente que no contiene oxígeno.

Bacterias formadoras de ácido: Grupo de bacterias en un digestor que producen ácidos volátiles como uno de los subproductos de su metabolismo.

Bacterias formadoras de metano: Grupo de bacterias en un digestor que utilizan acetato y H_2 como fuente de energía y producen metano.

Basurero a cielo abierto: Lugar donde se arrojan los residuos a cielo abierto en forma no controlada sin recibir ningún tipo de tratamiento sanitario. Sinónimo de botadero, vaciadero, tiradero, etc.

Basurero controlado: Lugar para la disposición final de los residuos sólidos, que no cuenta con la infraestructura propia de un relleno sanitario, pero sí con algunas medidas de control.

Beneficios - Los beneficios tangibles de un sistema de biogás son las que son fácilmente cuantificables y tienen un valor monetario. Estos beneficios incluyen el valor del gas y del digerido producido. Beneficios intangibles son aquellos que no están cuantificados o relacionados con un valor monetario tan fácilmente. Ejemplos incluyen el valor de una mejora en el saneamiento ambiental y la prevención de olores.

Biogás: Gas producto de la descomposición de la materia orgánica en ausencia de oxígeno por acción directa de bacterias metanogénicas. Está compuesto por una mezcla de gases, en la que predominan metano y dióxido de carbono y trazas de ácido sulfhídrico, nitrógeno e hidrógeno, entre otros.

Biodigestión anaerobia: Proceso bioquímico de fermentación microbiana de sustancias orgánicas en ausencia de oxígeno.

Biodigestor: Elemento que permite la descomposición anaeróbica de la materia orgánica y la formación de biogás.

Biol: Digestato o Digerido. Subproducto semilíquido resultante de la digestión anaerobia. Tiene un uso potencial como fertilizante orgánico. Puede aplicarse de forma directa, o previa separación en dos fracciones, sólida y líquida

Cabutz - La fracción sólida que queda después de la separación de la suspensión digerida de la digestión anaeróbica termófila de estiércol de vaca.

Capacidad tampón - Medida de la resistencia a los cambios de pH causados por los compuestos en los lodos.

Carga del biodigestor: Proceso de alimentación de la digestión.

Caseta de seguridad del motogenerador: Construcción que protege a la instalación eléctrica y equipos de aprovechamiento energético del biogás.

Cobertura diaria alternativa: Material que no siendo tierra se usa para cubrir la superficie de los rellenos sanitarios activos al final de cada día para controlar las enfermedades, incendios, olores, etc.

Compost: Compost aquí se refiere a material orgánico estabilizado y filtrado listo para usos hortícolas o agrícolas. Si el material digerido anaeróbicamente se utiliza como compost, debe ser estabilizado biológicamente, normalmente a través de aireación y maduración.

Compostaje: descomposición controlada de la materia orgánica en condiciones aerobias por la cual el material se transforma al material húmico. El proceso es exotérmico dando como resultado un aumento de la temperatura. El proceso se emplea para mejorar la calidad del estiércol como fertilizante.

Corona: Parte superior y plana del biodigestor.

Degradación: Descomposición de la materia orgánica) por sustancias químicas, físicas y / o acción biológica.

Deshidratación: Proceso de eliminación de agua de un material sólido por técnicas de evaporación, filtración, centrifugación o similares. La deshidratación de lodos suele ser el paso final de los procesos de tratamiento de aguas residuales.

Desnitrificación: Reducción anaerobia de los compuestos de nitrógeno, tales como nitratos, a nitrógeno elemental.

Digerido (Digestato): Subproducto semilíquido resultante de la digestión anaerobia. Tiene un uso potencial como fertilizante orgánico. Puede aplicarse de forma directa, o previa separación en dos fracciones, sólida y líquida

Digestato (Biol): Subproducto semilíquido resultante de la digestión anaerobia. Tiene un uso potencial como fertilizante orgánico. Puede aplicarse de forma directa, o previa separación en dos fracciones, sólida y líquida.

Digestión: Descomposición controlada de sustancias orgánicas, normalmente bajo condiciones anaeróbicas.

Digestión Anaerobia: El proceso de degradación y estabilización de materiales orgánicos por la acción de bacterias anaeróbicas con la producción de biogás (biometanización). El proceso es ligeramente exotérmico.

Digestor: Elemento que permite la descomposición anaeróbica de la materia orgánica y la formación de biogás, es decir, el proceso microbiológico de descomposición de la materia orgánica, en la ausencia de oxígeno se lleva a cabo en los reactores, llamado digestores.

Digestor Anaerobio: Elemento que se construye para degradar la materia orgánica por bacterias anaerobias.

Digestor anaerobio de contacto - Digestor anaerobio en el que los microorganismos se separan de la suspensión efluente por sedimentación u otros medios y se devuelven al digestor para aumentar la tasa de estabilización.

Digestor continuo o de alimentación continua: Digestor que se carga continuamente o regularmente con pequeñas cantidades de residuo fresco a intervalos cortos. El residuo recién cargado automáticamente desplaza un volumen igual de efluente y el proceso continúa sin interrupción

Digestor de mezcla completa (CSTR siglas en inglés): Digestor en el que todo su contenido se mezcla para crear una suspensión homogénea.

Digestor discontinuo: Digestor en el que todo el material de alimentación se añade en una sola carga. La descarga se produce cuando se llega al final del tiempo de retención.

Digestor flujo pistón: Digestor en el que los materiales residuales entran por un extremo y empujan a los residuos más antiguos hacia el extremo opuesto. Los digestores de flujo pistón no suelen tener mezcladores internos, y la descomposición de materia orgánica se segrega a sí mismo de forma natural a lo largo de la longitud del digestor.

Disposición final: Acción de depositar o confinar permanentemente residuos en diversos tipos de sitios e instalaciones

Dióxido de carbono (CO₂): Gas resultante de la combustión u oxidación completa de cualquier fuente de carbono.

Efluente: Lodo o suspensión que sale del digestor

Enzima: Sustancia orgánica compleja (en su mayoría una proteína) producida por las células vivas y que tiene la propiedad de acelerar transformaciones tales como los procesos de digestión.

Especificaciones Técnicas- Conjunto de elementos técnicos que regulan el diseño, construcción y operación de Sistemas de Biodigestión. Especificaciones Técnicas Sistemas de Biodigestión.

Estiércol: Deyecciones animales, normalmente la materia fecal del ganado.

Facultativo: Capacidad de los microorganismos para vivir tanto en condiciones aeróbicas o anaeróbicas

Filtro de retención de ácido sulfhídrico: Sistema de depuración del biogás de las trazas de ácido sulfhídrico que lo contaminan.

Flujo pistón: Movimiento sin mezclar en la dirección axial (longitudinal) en un digestor.

Fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos: Fracción biogénica de los RSU. La FORSU se puede separar de la corriente de residuos en origen (separación en origen), o posteriormente por separación mecánica, recogiendo líneas de una combinación de ambos. La fracción de madera y papel es más recalcitrante a la degradación biológica y por lo tanto no es deseada para la conversión de materias primas bioquímicas

Gasómetro: Sistema independiente que recibe y almacena el gas producido en un digestor

Gasómetro flotante - Contenedor de biogás que consiste en un tanque con la parte superior abierta e invertido que flota sobre un líquido como el lodo (efluente) líquido del digestor o agua; se eleva cuando se llena con el biogás y se hunde cuando el gas se consume. El peso de la cubierta flotante controla la presión del gas que se descarga del gasómetro.

Generación de energía eléctrica: Proceso de generación de energía eléctrica mediante motogeneradores que utilizan como combustible la mezcla de gases producido por el biodigestor.

Geomembrana: Material sintético utilizado como aislante.

Hidrólisis: Reducción de biopolímeros de gran contenido molecular como polisacáridos, lípidos y proteínas a moléculas más sencillas como azúcares simples, ácidos orgánicos y aminoácidos, por acción de enzimas producidas por microorganismos aerobios facultativos, en presencia de agua.

Infiltración: Penetración de un líquido a través de poros o intersticios de un suelo, subsuelo o cualquier material natural o sintético.

Influente: Materia que entra en un digestor.

Inóculo: Cualquier material, como material de alimentación digerido, que se añade a un digestor de reciente creación para iniciar la degradación de la materia orgánica y la producción de metano

Instalación Eléctrica: Conjunto de elementos que conducen, distribuyen, y utilizan la energía eléctrica.

Lodos: La suspensión de partículas sedimentadas resultantes del proceso de sedimentación. Mezcla de materia orgánica fermentada y agua.

Laguna secundaria: Elemento para recepción y almacenaje transitorio de los efluentes del biodigestor.

Lodos del digestor: Mezcla de materia orgánica fermentada y agua.

Manual de Operación: Documento que describe las diferentes actividades involucradas en la operación del sistema de biodigestión anaeróbica.

Materia inorgánica: Material en solución o suspensión, tales como arena, sal, hierro, calcio y otros minerales, que no son degradados por microorganismos

Materia orgánica: Materiales que provienen de fuentes animales o vegetales. La materia orgánica en general puede ser degradada por microorganismos

Medidor de flujo de biogás: El instrumento utilizado para cuantificar el volumen de biogás que fluye del biodigestor hacia el quemador o al motogenerador.

Mesofílico: Dentro de un rango de temperaturas moderadas, normalmente 30 a 40 °C.

Metabolismo: Cambios bioquímicos en las células vivas mediante los cuales se suministra energía a los procesos y actividades vitales, y de nuevo se sintetiza material (catabolismo+anabolismo).

Metano (CH₄): Gas inodoro e incoloro, inflamable y el componente principal del gas natural, gas de carbón y biogás

Metanogénesis: Etapa final del proceso de biodigestión anaeróbica que implica la conversión de compuestos simples de carbono en metano por la acción de bacterias metanogénicas.

Material de cobertura: Suelo utilizado para cubrir los residuos sólidos compactados en un relleno sanitario

Material reciclable: Son materiales que después de servir a su propósito original, tienen propiedades físicas por las cuales pueden ser reutilizados o transformados en nuevos productos

Monitoreo Ambiental: Conjunto de acciones para la verificación periódica del grado de cumplimiento de los requerimientos establecidos para evitar la contaminación ambiental.

Monóxido de carbono (CO): Gas resultante de la combustión incompleta o incompleta oxidación de cualquier fuente de carbono.

Motogenerador: Dispositivo electromecánico generador de energía eléctrica utilizando el biogás como combustible.

Planta de Biogás: Planta utilizada para procesar la materia orgánica con el fin de producir biogás y lodos

Población económicamente activa: la integran las personas que tienen una ocupación o que sin tenerla la están buscando activamente. Está compuesta por la población ocupada más la población desocupada.

Poder calorífico: La cantidad de calor que se puede obtener a partir de un combustible, generalmente se expresa en términos de calorías por unidad de peso (o volumen) del combustible.

Proceso anaerobio de contacto: Proceso de digestión anaeróbica en la que los microorganismos se separan de la suspensión efluente por sedimentación u otros medios y se devuelven al digestor para aumentar la tasa de estabilización.

Purines: Mezcla de estiércol y agua procedente de corrales para el ganado

Quemador: Sistema para llevar a cabo la combustión completa del metano, que es generado en el Biodigestor.

Relación carbono/nitrógeno (relación C/N): proporción de carbono orgánico frente a la de nitrógeno total.

Reacción endotérmica: Reacción química que necesita energía para que se lleve a cabo

Reacción exotérmica: Reacción química en la que se libera energía cuando se lleva a cabo.

Rechazo: Material que queda después de la separación de la materia orgánica y los materiales reciclables del flujo de residuos mezclados. Constituido principalmente por material inorgánico, el rechazo por lo general contiene también una cantidad significativa de material orgánico. Dependiendo de su composición, el rechazo puede ser tratado biológicamente o quemado antes de su disposición final.

Reciclaje: Actividad mediante la cual determinados residuos sólidos provenientes de los servicios de aseo urbano son separados, recogidos, clasificados y procesados para reincorporarlos a un ciclo doméstico, comercial o industrial.

Relleno sanitario: Técnica de ingeniería para el confinamiento de los residuos sólidos municipales. Comprende el esparcimiento, acomodo y compactación de los residuos sobre un lecho impermeable, su cobertura con tierra u otro material inerte por lo menos diariamente, para el control de la proliferación de vectores y el manejo adecuado de gases y lixiviados, con el fin de evitar la contaminación del ambiente y proteger la salud de la población. El relleno sanitario cuenta con proyecto de ingeniería, control de ingreso en la puerta, pesaje y no existen segregadores en el sitio.

Remoción de lodos: Procedimiento empleado para descargar el biodigestor de los sólidos asentados en el proceso.

Residuos sólidos domiciliarios: Residuos sólidos o semisólidos de origen exclusivamente residencial, generados por la actividad humana dentro de la vivienda.

Residuos sólidos urbanos o municipales: Residuos sólidos o semisólidos provenientes de las actividades propias de los núcleos poblacionales en general, que incluyen los residuos de origen domiciliario, comercial, de servicios, institucional, de mercados, hospitalarios comunes o no peligrosos, los generados en las oficinas de las industrias, en el barrido y limpieza de calles y áreas públicas, en podas de plantas de calles, plazas y jardines públicos. Los residuos peligrosos generalmente no se consideran RSU.

Revestimiento: barrera impermeable de plástico y/o arcilla densa diseñado para mantener los lixiviados dentro de un vertedero

Seguridad: Protocolo de procedimientos a seguir y equipos a instalar, para evitar accidentes durante la operación del sistema de biodigestión anaeróbica.

Sistema de recogida de residuos: Sistema de tuberías instalado para conducir los residuos al biodigestor.

Sistema de calentamiento del biodigestor: Intercambiador de calor que permite inyectar calor al sistema, para mantener una temperatura apta para la producción de biogás.

Sistema de agitación: Sistema que provoca turbulencia en el biodigestor.

Sistema de colección de biogás: Sistema que colecta el biogás dentro del biodigestor y lo conduce hacia el sistema de manejo de gases.

Sistema de manejo de gases: Equipo que seca, presuriza y cuantifica volumétricamente el flujo del biogás que sale del biodigestor y va hacia el quemador y/o al motogenerador de energía eléctrica.

Sistema de medición de gases: Instrumento utilizado para cuantificar el volumen de biogás que fluye del biodigestor hacia el quemador o al motogenerador.

Sistema de condensación de humedad: Sistema que retira la humedad contenida en el biogás.

Sobrenadante - Líquido retirado del lodo sedimentado. Sobrenadante se refiere comúnmente al líquido entre el lodo de la parte inferior y la espuma de la superficie de un digestor anaerobio o el material líquido que queda después de la separación de la suspensión.

Sólidos Suspendedos: Sólidos que se encuentran en suspensión en agua u otros líquidos.

Sólidos totales: Suma de componentes disueltos y en suspensión en una muestra, es decir, cantidad de material sólido (o materia seca) que queda después de eliminar la humedad de una muestra. Generalmente se expresa en miligramos por litro o como porcentaje. El contenido de humedad más los ST (ambos expresados como porcentaje de peso húmedo) es igual al 100 por ciento.

Sólidos volátiles: Cantidad de material combustible en una muestra (el resto es ceniza). El valor se expresa como un porcentaje de los ST, pero en ocasiones puede darse como una fracción del peso en húmedo. SV se utilizan como un indicador de la biodegradabilidad de un material, aunque la biomasa recalcitrante (es decir, lignina) que es parte de los SV es menos digerible. Debido a la simplicidad del procedimiento de medida, es comúnmente divulgado en la literatura de DA.

Talud: La inclinación de las paredes de la excavación del biodigestor, con respecto al suelo.

Tasa de relleno: tasa de residuos aceptados en el sitio, expresada sobre la base de operación diaria o anual (generalmente en toneladas).

Termofílica: Digestión a una temperatura relativamente alta, normalmente en el intervalo de 50-70 °C

Termofusión: Fenómeno de soldado térmico de la geomembrana del vertedero sanitario.

Tiempo de Retención: Periodo teórico de residencia en un volumen o una unidad determinada. Se calcula normalmente dividiendo el volumen activo de la unidad por la tasa de flujo del líquido que entra en él.

Tiempo de retención hidráulico: El tiempo promedio que un líquido permanece en un digestor antes de su descarga. Es igual al volumen activo del reactor dividido por la velocidad de flujo del líquido que entra en él. Por lo general, se expresa en días, pero puede ser tan corto como horas.

Tiempo de retención sólidos - El tiempo promedio que la biomasa (microorganismos) permanecen en un digestor. TRS y TRH son iguales para los digestores de mezcla completa y flujo pistón. Otros conceptos de reactores, como por ejemplo los digestores UASB, permiten que los sólidos tengan un mayor tiempo de contacto con los microorganismos, manteniendo un digestor de volumen más pequeño y un mayor rendimiento.

Toxicidad. - Condición que inhibe o destruye el crecimiento o la función de un organismo vivo.

Vertedero a cielo abierto: Lugar donde se arrojan los residuos a cielo abierto en forma no controlada sin recibir ningún tipo de tratamiento sanitario. Sinónimo de botadero, vaciadero, tiradero, basurero, etc.

Vertedero sanitario: Técnica de ingeniería para el confinamiento de los residuos sólidos municipales. Comprende el esparcimiento, acomodo y compactación de los residuos sobre un lecho impermeable, su cobertura con tierra u otro material inerte por lo menos diariamente, para el control de la proliferación de vectores y el manejo adecuado de gases y lixiviados, con el fin de evitar la contaminación del ambiente y proteger la salud de la población. El vertedero sanitario cuenta con proyecto de ingeniería, control de ingreso en la entrada, pesaje y no existen segregadores en el sitio.

Vertedero Biorreactor Anaerobio: Vertedero sanitario de RSU operado como un biorreactor reciclando lixiviado (u otro sistema de gestión) para aumentar la velocidad de descomposición orgánica y la producción de biogás.

Vida útil: Período de tiempo en el que un sistema proceso o material es capaz de dar el servicio para el que fue diseñado, construido o fabricado.

Volumen Activo: El volumen real disponible en un digestor para la acción bacteriana.

Volumen de gas específico: Volumen diario de biogás producido por unidad de volumen del digestor.

WARR ACT 2001 N° 58= Ley para promover la eliminación de desechos y la recuperación de recursos; para establecer el Recurso. NSW; derogar la Ley de Minimización y Manejo de Residuos de 1995; para enmendar el. Ley de Protección del Medio Ambiente de 1997; y para otros fines.

Bibliografía

- Abbasi, T. and Abbasi, S.A. (2010). *Renewable Energy Sources and Their Environmental Impact*. PHI Learning Private Limited. New Delhi. ISBN-97881-203-3994-1.
- Abbasi, T., Tauseef, S.M. and Abbasi, S.A. (2012). *Biogas Energy*. XIII, 169 p. ISBN: 978-1-4614-1039-3.
- Abraham, E.R., Ramachandran, S. and Ramalingam, V. (2007). *Biogas: Can it be an important source of energy?* Environmental Science and Pollution Research 14 (1), 67-71.
- Acharya C.N. (1958). *Preparation of fuel gas and manure by anaerobic fermentation of organic materials*. En: Indian Council of Agricultural Research Bulletin no. 115.
- ADB (2014). *Solid Waste Management in the Pacific*. Appropriate Technologies. Asian Development Bank.
- ADB (2011). *Technical Assistance Report: Solid Waste Management in the Pacific*. Asian Development Bank.
- Advanced Holdings Ltd. (2008). *Advanced to invest S\$1.8 million to Build and Operate Singapore 1st Biogas Plant*. Advanced Holdings Limited.
- AEA – Bioenergy (2001). *Biogas upgrading and utilisation*. Report of Task 24: Energy from biological conversion of organic waste. International Energy Agency Technology Environment, Culham, Oxfordshire (UK). 20 p.
http://www.recyclenow.org/Report_IEA_Bioenergy_1MB.pdf
- AEBIG (2010). *El Futuro del Biogás en España*. Disponible en: www.aebig.es
- AEMA (2007). *Inventario anual de gases de efecto invernadero de la Comunidad Europea 1990-2005 e informe del inventario 2007*. EEA Technical Report, nº 7, 176 p. Disponible en: http://reports.eea.europa.eu/technical_report_2007_7/en/Full%20report%20Annual%20European%20Community%20greenhouse%20gas%20inventory%201990-2005%20and%20inventory%20report%202007.pdf
- Agronoticias (2012) La FAO edita un manual sobre biogás. <http://www.fao.org/in-action/agronoticias/detail/es/c/509267/>
- Ahring, B.K., Angelidaki, I. and Johansen, K. (1992). *Anaerobic treatment of manure together with industrial waste*. Water Science Technology. Vol 25 (7), pp. 311-318.
- Ahring, B.K., Sandberg, M. and Angelidaki, I. (1995). *Volatile fatty acids as indicators of process imbalance in anaerobic digesters*. Applied microbiological Biotechnology. Vol. 43 (3).
- Ainia (2007). *Gestión y mantenimiento de depuradoras en industrias agroalimentarias*. Disponible en: http://www.ainia.es/html/sites/09/portalsociado/curso_depuras.pdf

- Ainia (2010). *Producción de biogás a partir de residuos ganaderos*. Disponible en: <http://www.slideshare.net/ainiappt/la-produccion-de-biogs-a-partir-de-residuos-ganaderos>
- Al-Ansari, M.S., 2012. Municipal solid waste management systems in the Kingdom of Bahrain. *Int. J. Water Resour. Environ. Eng.* 4, 150–161.
- Álvarez Doménech, G., Gordillo Bolasell, M.A. y Sánchez Ferrer, A. (2001). *Estudio de los parámetros que afectan la producción de biogás en un vertedero controlado*. *Residuos*, 61: 28-33.
- American Public Health Association, American Water Works Association y Water Pollution Control Federation (1992). *Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales*. Díaz de Santos, 1ª Edición. Madrid España. ISBN: 9788479780319.
- American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation (1999). *Standard Methods for the Examination of Waste and Wastewater*. 20th edition. ISBN 0-87553-235-7.
- Angelidaki, I. and Ahring, B.K. (1993). *Thermophilic digestion of livestock waste: the effect of ammonia*. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 38, 560–564
- Angelidaki, I. and Ahring, B.K. (1997). *Anaerobic digestion in Denmark. Past, present and future*. III curso de Ingeniería Ambiental, pp. 336-342. Lleida, octubre de 1997. España.
- Angelidaki, I. and Ellegaard, L. (2003). *Codigestion of manure and organic wastes in centralized biogas plants*. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 109: 95-105.
- Archer, D.B. and Kirsop, B.H. (1990). *The microbiology and control of anaerobic digestion*. In: Andrew, W. (Ed.), *Anaerobic Digestion: A Waste Treatment Technology*. Critical Reports on Applied Chemistry, vol. 31, pp. 43–91.
- ASAE (2003) *Manure Production and Characteristics*. American Society of Agricultural Engineers. Standard D384.2. Disponible en : <http://large.stanford.edu/publications/coal/references/docs/ASAESTandard.pdf>
- ASAE (2005). *Manure Production and Characteristics*. American Society of Agricultural Engineers. Standard D384.2. Disponible en : http://evo31.ae.iastate.edu/ifafs/doc/pdf/ASAE_D384.2.pdf
- Arvizu, J.L. y Huacuz J.M. (2003). *Biogás de rellenos sanitarios para producción de electricidad*. Boletín IIE. pp. 118-123. Disponible en: <http://www.iie.org.mx/boletin042003/apli.pdf>
- ATEGRUS (2010). *Observatorio sobre Vertederos Controlados de Residuos No Peligrosos, Peligrosos e Inertes en España*. Disponible en: http://www.bipro.de/waste-events/doc/events08/es_pres_10.pdf
- Balasubramaniam, U., Zisengwe, L.S., Meriggi, N. and Buysman, E. (2008). *Biogas production in climates with long cold winters*. Disponible en: http://www.susana.org/docs_ccbk/susana_download/2-1502-biogascoldclimatesweb-wecf0608.pdf

- Barker, H.A. (1956). *Biological Formation of Methane*. En: Bacterial Fermentations: Chap. I De: John Wiley and Sons (Ed.). New York.pp:1.
- Barlaz, M.A., Ham, R.K. and Schaefer, D.M. (1989). *Mass balance analysis of decomposed refuse in lab scale landfill*. Journal Environmental Engineering, 115:1088-1102.
- Bazara, X., Galimany, F. y Torres, R. (2003). *Digestión anaerobia en el tratamiento de efluentes y lodos residuales*. Tecnología del Agua., nº 233, pp.34-46, 2003.
- Beerachee, B., 2012. Overview of wastes management in Mauritius. Solid Waste Management Division, Ministry of Local Government and Outer Islands.
- Bernal, P., Albuquerque, J.A., Bustamante, M.A. y Clemente, R. (2011). *Guía de utilización agrícola de los materiales digeridos por biometanización*. Ministerio de Ciencia e Innovación. Disponible en : www.probiogas.es
- Beyebach, A. (2005). *El biogás de vertederos*. Ambienta, 47: 66-69.
- BID (2011). *Análisis de la experiencia de América Latina y el Caribe con proyectos del Mecanismo para un Desarrollo Limpio*. Disponible en: http://www.google.es/url?sa=t&rct=j&q=proyectos+MDL+en+ALC&source=web&cd=1&ved=0CCwQFjAA&url=http%3A%2F%2Ffinanzascarbono.org%2Fcomunidad%2Fmod%2Ffile%2Fdownload.php%3Ffile_guid%3D3629&ei=mSO8UdnFD6KN7QbA8IH4Dg&usg=AFQjCNFX4nOBg4ZILmsvfPaW3XzZPZe0gg
- Binder, C.R., Mosler, H.J., 2007. Waste-resource flows of short-lived goods in households of Santiago de Cuba. Resour. Conserv. Recycl. 51, 265–283. Biogen, 2011. BIOGEN Corp. Ltd. signs an MoU with UNEP to promote Biomass.
- Botero, R. y Preston, T.R. (1986). *Manual de instalación de un biodigestor de bajo costo*. Centro para la investigación en Sistemas Sostenibles de Producción Agropecuaria (CIPAV), Cali, Colombia, 35p. Disponible en: <http://www.utaoundation.org>.
- Boulet, E., Brackmann, S., Breisinger, M., Terraza, H. y Willumsen, H. (2010). *Directrices sobre vertederos un enfoque favorable a la inversión en vertederos sin impacto sobre el cambio climático*. Documento del Banco Interamericano de Desarrollo. Disponible en: http://www.unclearn.org/sites/www.unclearn.org/files/inventory/idb07_spn.pdf
- Brakel, J. (1980). *Small-scale anaerobic digesters (Biogas Plants): A critical review of the pre-1970 literature*. Softbank, Ex-Library Delfy University Press.
- Braun, B., Huber, P. and Meyrath, J. (1981). *Ammonia toxicity in liquid piggery manure digestion*. Biotechnol. Lett. 3, 159–164.
- Brown, K.A. and Maunder, D.H. (1994). *Exploitation of Landfill Gas: a UK Perspective*. Water Science & Technology, 30:143-151.
- Burns, R. (2009). *Current State of Manure Anaerobic Digestion in the U.S. and Beyond*. Energy Production from Anaerobic Digestion of Dairy Manure. Madison, WI. September 28-29.
- Business Mega, 2011. Mauritius to Have Biogas Plant Soon. Available at<. <http://business.mega.mu/2011/05/10/mauritius-have-biogas-plant-soon/>

- Buxton, D. and Brian, R. (2010). *Disposal of latrine waste: Is biogas the answer? A review of literature* Daniel Buxton & Brian Reed EWB-UK National Research Conference. Disponible en: http://www.hedon.info/docs/EWB_ENERGY_Daniel_Buxton_and_Brian_Reed_Disposal_of_latrine_waste_Is_Biogas_the_answer.pdf
- Buxton, D. and Reed, B. (2010). *From Small Steps to Giant Leaps...putting research into practice*. EWB-UK National Research Conference 2010. Hosted by The Royal Academy of Engineering 19th.
- Callagham, F.J., Wase, D.A.J., Thayanithy, K. and Forster, C.F. (1999). *Co-digestion of waste organic solids: batch studies*. Bioresource Technology. Vol 67, pag. 117-122.
- Campos, E., Bonmatí, A., Teira, M.R. y Flotats, X. (2001). *Aprovechamiento energético de lodos residuales y purines. Producción de Biogás*. Jornadas Técnicas sobre Energía. Barcelona.
- Carreras, N., Dorronsoro J.L., Pérez, R. y Herraiz, I. (2005). *Estudio de la generación de gases a diferentes profundidades en un vertedero sin desgasificar de RSU clausurado hace más de siete años*. Residuos, 82: 76-84.
- Carreras, N. y Dorronsoro J.L. (2006). *Generación de energía a través del biogás extraído de los vertederos españoles*. Residuos, 89: 66-70.
- Carreras, N. (2008). *Clasificación, Planificación, Diseño, Construcción y Explotación de Vertederos*. En: Jornada Técnica sobre Gestión Integral de Vertederos Controlados. IFAES. Madrid.
- Carreras, N. (2010). *Tipos de digestores, selección en función del residuo*. Capítulo en: Energía de la Biomasa, volumen II, Energías Renovables. Sebastián, F., García, D., Rezeau, A. Eds. Eds. Prensas Universitarias de Zaragoza. ISBN 978-84-15031-01-7.
- Carreras, N. (2011_a). *Producción de energía en vertederos españoles. El vertedero Biorreactor*. Experiencias en EEUU. En XIII Conferencia ATEGRUS sobre vertederos controlados. Lleida. España.
- Carreras, N. (2011_b). *PROBIOGÁS*. Vídeo de 11:00 minutos de duración. Dep. Legal M-1553-2011. Disponible en: <http://www.ciemat.es/portal.do?IDM=65&NM=2>.
- CEDECAP. (2007), *Biodigestor de Polietileno: Construcción y Diseño*. Disponible en: <http://www.produccion-animal.com.ar/Biodigestores/11-polietileno.pdf>
- CEPAL, FAO e IICA. (2012). *Perspectivas de la agricultura y del desarrollo rural en las Américas: una mirada hacia América Latina y el Caribe*. Santiago, Chile, FAO, 2012. ISBN13: 978-92-5-307355-9. 176 pag. Disponible en: <http://repiica.iica.int/docs/B2993E/B2993E.PDF>
- Chandrappa, R., Das, D.B. (2012). *Waste quantities and characteristics*. In: Chandrappa, R., Das, D.B. (Eds.), Solid Waste Management, Principles and Practice. Springer-Verlag, Heidelberg, p. 53.
- Chará, J., Pedraza, G. and Conde, N. (1999). *The productive water decontamination system: A tool for protecting water resources in the tropics*. Livestock Research for Rural Development 11.

- Chawla, O.P. (1986). *Advances in biogas technology*. Publications and Information Division, Indian Council of Agricultural Research, New Delhi.
- Chen, Y.R. and Hashimoto A.G. (1978). *Kinetics of methane fermentation*. Biotechnology and Bioengineering Symp. Vol. 8.
- Chen, W.H., Han, S.K. and Sung, S. (2003). *Sodium inhibition of thermophilic methanogens*. J. Environ. Eng. 129 (6), 506–512.
- Chen, Y., Jay, J. and Creamer, K.S. (2008). *Inhibition of anaerobic digestion process: A review*. Bioresource Technology 99, 4044-4064.
- Chen, Y., Yang, G., Sweeney, S. and Feng, Y. (2009). *Household biogas use in rural China: A study of opportunities and constraints*. Renew Sustain Energy Rev.
- Choi, H.B., Hwang, K.Y. and Shin E.B. (1997). *Effects on anaerobic digestion of waste activated sludge pre-treatment*. Water Science and Technology, 35, 207-11.
- Chu, Steven y Majumdar, Arun (2012): “Opportunities and challenges for a sustainable energy future”. *Nature*, 488, (agosto), págs. 294 a 303. Disponible en: <http://www.nature.com/nature/journal/v488/n7411/full/nature11475.html>.
- Colleran, E., Barry, M., Wilkie, A. and Newll, P.J. (1982). *Anaerobic digestion of agricultural wastes using the upflow anaerobic filter design*. Process Biochemistry. Vol. 17.
- Colleran, E., Wilkie, A., Barry, M., Faherty, G., O’kelly, N. and Reynolds, P.J. (1983). *One and two stage anaerobic filter digestion of agricultural wastes*. In: Third international symposium on anaerobic digestion, Boston, MA.
- Colleran, E., Finnegan, S. and Lens, P. (1995). *Anaerobic treatment of sulphate-containing waste streams*. Anton van Leeuwenhoek. 67, 29–46.
- Colomer Mendoza, F.J. y Gallardo Izquierdo, A. (2007). *Identificación de peligros asociados a un vertedero controlado*. Residuos 97, 86-95.
- Consigny, A., Paulus, E., Turcotte, A., 2005. Wastewater Biogas Digester System for a Rural Residence in Barbados. Bellairs Research Institute, McGill University.
- Coombs, J. (1990). *The present and future of anaerobic digestion*, en *Anaerobic digestion: a waste treatment technology*. Editado por Wheatley, A. Critical reports on applied chemistry. Vol. 31, pp. 93-138. Elsevier applied science LTD.
- Cooper, C.D. (1990). *Landfill Gas Emission—A Final Report of a Research Project Sponsored by the Florida Center of Solid and Hazardous Waste Management*, #90-1, May 15.
- Cseh, T., Czako, L., Toth, J. and Tengerdy, R.P. (1984). *Two-phase anaerobic fermentation of liquid swine waste to methane*. Biotechnology and Bioengineering, Vol. 26.
- Cuesta, M.J., Martín, F., Vicente, G. y Villar, S. (2009). *Situación actual de la producción de biogás y de su aprovechamiento*. Informe de Vigilancia Tecnológica. ISBN: 978-84-612-9487-9.

- Curry, N. y Pillay, P. (2012): "*Biogas prediction and design of a food waste to energy system for the urban environment*". *Renewable Energy*, vol. 41 (mayo), págs. 200 a 209.
- De Baere, L.A., Devocht, M., Van Assche, P. and Verstraete, W. (1984). *Influence of high NaCl and NH₄Cl salt levels on methanogenic associations*. *Water Res.* 18, 543–548.
- De la Torre, N. (2008). *Digestión anaerobia en comunidades rurales*. Disponible en: http://e-archivo.uc3m.es/bitstream/10016/11627/1/PFC_Nadia_deLaTorre_Caritas.pdf
- Del Toro, A.G. (2001). *Producción de alcoholes*. Consorcio Ron Brugal República Dominicana. Tercer Taller Internacional de Producción de Alcoholes (TIPAL 01). Matanzas, Cuba. Abril, 2001.
- Deublein, D. and Steinhauser, A. (2008). *Biogas from Waste and Renewable Resources: An introduction*. Wiley-VCH editors Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim 447 pp.
- Dinsdale, R.M., Premier, G.C. and Hawkes, D.L. (2000). *Two-stage anaerobic codigestion of waste activated sludge and fruit/vegetable waste using inclined tubular digesters*. *Bioresource technology*. Vol. 72. pp. 159-168.
- Domínguez, M.A. (2010). *Obtención y utilización del gas de vertedero*. Capítulo en: *Energía de la Biomasa, volumen II, Energías Renovables*. Sebastián, F., García, D., Rezeau, A. Eds. Prensas Universitarias de Zaragoza. ISBN 978-84-15031-01-7. ISBN 978-84-15031-01-7.
- Eastern Research Group Inc. and Tetra Tech (2011). *Resource Assessment for Livestock and Agro-Industrial Wastes-Dominican Republic*. Global Methane Initiative.
- Eden, R. (2005). *The three dimensional modelling of flare stacks combusting landfill gas*. Sardinia 2005. International Waste Management and Landfill Symposium Sta. Margherita di Paula, Italy.
- Energética XXI. (2006). *Los motores a gas Jenbacher de GE-Energy apoyan un proyecto innovador de energía a partir del biogás en el noroeste de España*. *Energética XXI, Revista de Generación de Electricidad*, 54, Marzo. 2 p. Disponible en: http://energetica21.com/articulos/me/me_mar06_1.pdf
- Engelhart, M., Krüger, M., Kopp, J. and Dichtl, N. (2000). *Effects of desintegration on anaerobic degradation of sewage excess sludge in down-flow stationary fixed film digesters*. *Wat. Sci. Tech*, **41**(3), 171-177.
- EPA (1995). U.S. Environmental Protection Agency. *Compilation of Air Pollutant Emissions Factors*, AP-42, Fifth Addition, Volume 1: Stationary Point and Area Sources. January 1995. Section 2.4—Municipal Solid Waste Landfills. Available at: <http://www.epa.gov/ttn/chief/ap42/ch02/>
- EPA (2003). *Bioreactors*. Disponible en : <http://www.epa.gov/osw/nonhaz/municipal/landfill/bioreactors.htm>
- EPA (2004). *Global Anthropogenic Emissions of Non-CO₂ Greenhouse Gases 1990-2020*. (EPA Report 430-R-06-003) . Available at: <https://www.epa.gov/global-mitigation-non-co2-greenhouse-gases/global-anthropogenic-emissions-non-co2-greenhouse-gases>

- EPA (2005). *First-Order Kinetic Gas Generation Model Parameters for Wet Landfills*. Report: EPA-600/R-05/072. Available at: <http://nepis.epa.gov/Adobe/PDF/P100ADRJ.pdf>
- EPA (2005b). *Landfill Gas Emissions Model (LandGEM) Version 3.02 User's Guide*. Disponible en: <http://www.epa.gov/ttn/catc/dir1/landgem-v302-guide.pdf>
- EPA (2006). *Global Anthropogenic Non-CO₂ Greenhouse Gas Emissions: 1990-2020*. Report EPA 430-R-06-003. <http://www.epa.gov/climatechange/Downloads/EPAactivities/GlobalAnthroEmissionsReport.pdf>
- EPA (2010). *Overview of Anaerobic Digestion and Digesters*. EPA Region 2. NorthEast Biogas Webinar, March 24. Available at: http://www.epa.gov/wastes/conserve/foodwaste/docs/feasibility_study_berndt.pdf
- Eurostat (2017). Municipal waste generated by country in selected years (kg per capita). http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/images/f/fe/Municipal_waste_generated_by_country_in_selected_years_%28kg_per_capita%29.png
- Evans, E.A., Evans, K.M., Ulrich, A., Ellsworth, S. and Abbasnezhad, H. (2009). *Anaerobic processes*. *Water Environ Res* 81(10):1293–1345. doi:10.2175/106143009X12445568399613
- Fachverband Biogas (2017). Development of the number of biogas plants and the total installed electric output in megawatt (MW) in Germany. [https://www.biogas.org/edcom/webfwb.nsf/id/DE_Branchenzahlen/\\$file/17-10-13_Biogasindustryfigures-2016-2017.pdf](https://www.biogas.org/edcom/webfwb.nsf/id/DE_Branchenzahlen/$file/17-10-13_Biogasindustryfigures-2016-2017.pdf)
- Fachverband Biogas (2018). Branchenzahlen 2017 und Prognose der Branchenentwicklung 2018. [https://www.biogas.org/edcom/webfwb.nsf/id/DE_Branchenzahlen/\\$file/18-05-25_Biogas_Branchenzahlen-2017_Prognose-2018_end.pdf](https://www.biogas.org/edcom/webfwb.nsf/id/DE_Branchenzahlen/$file/18-05-25_Biogas_Branchenzahlen-2017_Prognose-2018_end.pdf)
- Fadel, M. and Massoud, M. (2001). *Methane emissions from wastewater management*. *Environmental Pollution*. Vol. 114. 177-185.
- Fannin, K.F. (1987). *Start-up, operation, stability and control*. Anaerobic digestion of biomass. Ed. D.Y. Chynoweth and R. Isaacson. Elsevier applied science LTD.
- FAO (2012). *Biogás: una opción para diversificar la matriz energética y generar abonos naturales a partir de desechos orgánicos*. Available at: <http://www.rlc.fao.org/es/prensa/noticias/biogas-una-opcion-para-diversificar-la-matriz-energetica-y-generar-abonos-naturales-a-partir-de-desechos-organicos/>
- FAO (2012). *Manual de Biogás*. <http://www.fao.org/docrep/019/as400s/as400s.pdf>
- FAO (2013). Escritorio Regional deFAO para América Latina y el Caribe. Available at: <http://www.fao.org/americas/noticias/ver/pt/c/230145/>
- FAO (2013). Small Island Developing States In numbers. Disponible en: http://unohrrls.org/custom-content/uploads/2014/04/SIDS_IN_NUMBERS_121813_FA_WEB.pdf

- FAO (2014). *FAO Activities in Small Island Developing States*. Available at: <http://www.fao.org/3/a-i3984e.pdf>
- FAO (2016). *State of Food Security and Nutrition in Small Island Developing States (SIDS)*. Disponible en: <http://www.fao.org/3/a-i5327e.pdf>
- FAO (2017). *Global Action Programme on Food Security and Nutrition in Small Island Developing States*. Available at: <http://www.fao.org/3/a-i7297e.pdf>
- Feijoo, G., Soto, M., Méndez, R. and Lema, J.M. (1995). *Sodium inhibition in the anaerobic digestion process: antagonism and adaptation phenomena*. Enzyme Microb. Technol. 17, 180–188.
- Fernández, N., Montalvo, S., Fernández-Polanco, F., Guerrero, L., Cortes, I., Borja, R., Sánchez, E. and Travieso, L. (2007). *Real evidence about zeolite as microorganisms immobilizer in anaerobic fluidized bed reactors*. Process Biochemistry 42(4), 721-728.
- Fernández-Polanco, F., y García, P.A. (1993). *Tecnología y diseño de reactores*. Depuración anaerobia de aguas residuales. II. Retema, nº 6 (37), pp. 61-68.
- Fernández-Polanco, F., y García, P.A. (2000). *Procesos biológicos anaerobios. Bases y parámetros de operación*. Jornadas sobre tratamientos biológicos de residuos orgánicos, Gobierno de la Rioja. Dirección General de Calidad Ambiental, Logroño.
- Fernández-Polanco F., Fernández-Polanco M. y García, P.A. (2002). *Criterios para la selección de tecnología de digestión anaerobia de residuos sólidos*. Disponible en: www.bvsde.paho.org/bvsacd/unam7/criterios.pdf.
- Fernández-Polanco, F., Nieto, P., Pérez Elvira, S.I. and Fernández-Polanco, M. (2006). *Automated manometric method to assess anaerobic toxicity of chemicals*. Water Science and Technology 54 (2), 95-101.
- Ferrer, I., Gamiz, M., Almeida, M. and Ruiz, A. (2009). *Pilot project of biogas production from pig manure and urine mixture at ambient temperature in Ventanilla (Lima, Peru)*. Waste Management 29(1), 168-173
- Ferrer, I., Uggetti, E., Poggio, D. y Velo, E. (2009). *Producción de biogás a partir de residuos orgánicos en biodigestores de bajo coste*. Disponible en: <http://grecdh.upc.edu/publicacions/congressos/energia-1/cng03-ferrer-et-al-ii-upc-sost-paper.pdf>
- Figueroa (2015). *Construirán fábrica de biogás en Yauco*. Disponible en: <https://www.elnuevodia.com/ciencia/ciencia/nota/construiranfabricadebiogasenyauco-2087587/>
- Finanzas Carbono (2012). Estadísticas MDL. Disponible en: <http://finanzascarbono.org/mercados/mecanismo-desarrollo-limpio/estadisticas/>
- Flotats, X. y Sarquella, L. (2008). *Producció de biogás per codigestió anaerobia*. Col·lecció Quadern Pràctic, nº 1. Institut Català d'Energia. Barcelona. pp. 55.
- FMAM. (2005). El Fondo para el Medio Ambiente Mundial y los Pequeños Estados Insulares. Disponible en:

<http://documents.worldbank.org/curated/en/332271468762006581/pdf/333380SPANISH0GEF1SIDS.pdf>

- Francois, V., Feuillade, G., Matejka, G., Lagier, T. and Skhiri, N. (2007). *Leachate recirculation effects on waste degradation: Study on columns*. Waste Management 27, 1259–1272.
- Fry, L.J. (1973). *Methane Digesters* is also published, independently, as Newsletter No. 3, Spring 1973, by The New Alchemy Institute, Box 432, Woods Hole, Massachusetts 02543, Eigh© 1973 L. John Fry and Richard, M.
- Gallert, C., Bauer, S. and Winter, J. (1998). *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.
- Gan, L. and Yu, J. (2008). *Bioenergy transition in rural China: Policy options and co-benefits*. Energy Policy 36, p. 531-540.
- Gandolla, M., Acaia, C. and Fisher, C. (1998). *Landfill gas migration in the subsoil. Experiences of control and remediation*. James&James Science Publishers, Ltd. London, UK. 237-245.
- Gannon, E., H. Marron, S. Regan, M. Walsh, J.J. Lenehan, K. Reidy, M. Maher, P. Blagden, W.L. Magette, and O.T. Carton. (1994). *Monaghan Agricultural Waste Management Study*. Study Commissioned from Teagasc by Monaghan County Council
- García Encina, P.A. and Hidalgo, M.D. (2005). *Influence of substrate feed patterns on biofilm development in anaerobic fluidized bed reactors*. Process Biochemistry 40, 2509-2516.
- García, H., Rico, C., García, P.A. and Rico, J.L. (2008). *Flocculants effects in biomass retention in a UASB reactor treating dairy manure*. Bioresource Technology 99, 6028-6036. 2008.
- Garfi, M., Ferrer-Martí, L., Villegas, V. and Ferrer, I. (2011). *Psychrophilic anaerobic digestion of guinea pig manure in low-cost tubular digesters at high altitude*. Bioresource Technology, 102(10), 6356-6359. doi:10.1016/j.biortech.2011.03.004.
- Gene, P. and Owen, W. (1986). *Fundamentals of anaerobic digestion of wastewater sludges*. Journal of Environmental Engineering 112:867-916.
- Gendebien, A. Gendebien, A., Pauwels, M., Constant, M., Ledrut-Damanet, M.J, Nyns, E.J., Willemsen, H.C., Butson, J., Fabry, R. and Ferrero, G. L. (1992). *Landfill gas from environment to energy*. Final Report - Contract No 88-B-7030-11-3-17 – Directorate General Energy – Commission of the European Communities – EUR 14017/1 EN – ISBN 92 92-826-3672-0.
- GIS, 2014. Two Waste to Energy Plants Operational in 2017.
<http://www.govmu.org/English/News/Pages/Two-Waste-to-Energy-plants-operational-inMauritius-in-2017,-announces-Minister-Aim%C3%A9.aspx>
- Gómez, M., Villén, D. and Sebastián, F. (2010). *Plantas de digestión anaerobia en países en vías de desarrollo*. Capítulo en: Energía de la Biomasa, volumen II, Energías Renovables. Sebastián, F., García, D., Rezeau, A. Eds Pressas Universitarias de Zaragoza. ISBN 978-84-15031-01-7.

- González-Fernández, C., León-Cofreces, C. and García-Encina, P.A. (2008). *Different pretreatments for increasing the anaerobic biodegradability in swine manure*. Bioresource Technology 99 (18), 8710-8714.
- Greeley, S.A. and Velzy, C.R. (1936). *Operation of sludge gas engines*. Sewage Works Journal 8 (1): 57-63.
- GTZ/GIZ (1999). Biogas digest: Volume 2: Biogas application and product development. GTZ. Disponible en: <http://ebookbrowse.net/isat-gtz-1999-biogas-digest-volume-ii-biogas-application-and-product-development-pdf-d331669159>
- GTZ/EnDev (2010). *Installation manual for low-cost polyethylene tube digesters*. Germany. Disponible en: https://energypedia.info/images/1/19/Low_cost_polyethylene_tube_installation.pdf
- Guardia, Y. (2012). *Estudio de la digestión anaerobia en dos fases para el tratamiento de las aguas residuales de despulpe del beneficiado húmedo del café*. Tesis Doctoral. ETSIA. Disponible en: http://oa.upm.es/14684/1/YANS_GUARDIA_PUEBLA.pdf
- Gujer, W. and Zehnder, A.J.B. (1983). *Conversion Processes in Anaerobic Digestion*. Water Sci. Technol. 15, 127-167.
- Hashimoto, A.G. (1986). *Ammonia inhibition of methanogenesis from cattle waste*. Agric. Wastes 17, 241-261.
- Hernández, O. (2012). *Procesos y desafíos políticos del biogás en México y Brasil. Los casos de salinas Victoria y Bandeirantes*. Fac. Latinoamericana de C. Sociales. México. Disponible en: http://www.flacso.edu.mx/biblioiberoamericana/TEXT/MGAP_X_promocion_2010-2012/Hernandez_O.pdf
- Hernández Muñoz, A. (2001). *Depuración y desinfección de aguas residuales*. Curso Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos, Quinta edición. España.
- Hettiarachchi, H., Meegoda, J. and Hettiaratchi, P. (2009). *Effects of gas and moisture on modeling of bioreactor landfill settlement*. Waste Management 29, 1018-1025.
- Hidalgo, M.D. y García, P.A. (2001). *Influencia del sulfato en la degradación anaerobia de materia orgánica*. Ingeniería Química, nº 383, pp. 183-191, 2001.
- Hilbert, J.A. (2005). *Manual para la producción de Biogás*. Instituto de Ingeniería Rural. INTA-Castelar. Pp. 57.
- Hivos (2013). *Data on Africa biogas partnership programme*. <http://sites.google.com/site/biogas4all/> (accessed 1.06.14)
- Hoornweg, D and Ghada-Tata, P. (2012). *WHAT A WASTE A Global Review of Solid Waste Management*. World Bank. Disponible en: <http://documents.worldbank.org/curated/en/302341468126264791/pdf/68135-REVISED-What-a-Waste-2012-Final-updated.pdf>
- Hughes, K.L., Christy, A.D. and Heimlich J.E. (2005). *Bioreactor Landfills* Ohio State University Fact Sheet CDFS-139-05, 1-3.

- Hurtado, M.E. (2012). *Biogás 'mejoraría sustentabilidad del agro' en Latinoamérica*. Disponible en: <http://www.scidev.net/es/latin-america-and-caribbean/news/biog-s-mejorar-a-sustentabilidad-del-agro-en-latinoam-rica.html>
- IDAE (2007). Biomasa: Digestores anaerobios. Disponible en : http://www.idae.es/index.php/mod.documentos/mem.descarga?file=/documentos_10737_Biomasa_digestores_07_a996b846.pdf
- IICA (2009). *Installation of a low cost polyethylene biodigester*. Belize Audubon Society, IICA & Ministry of Agriculture and Fisheries.
- Imhoff, K. & G. Fair. (1956). *Sewage Treatment* (2nd ed.). John Wiley & Sons, Inc., New York.
- Imhoff, P.T., Reinhart, D.R., Englund, M., Guérin, R., Gawande, N., Han. B., Jonnalagadda, S., Townsend, T.G. and Yazdani, R. (2007). *Review of state of the art methods for measuring water in landfills*. Waste Management 27. 729–745. Disponible en: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0956053X06001486>
- Inglis, S. (2006). *Evaluating payback of farm-scale digesters*. In: Proceedings from the 6th Annual BioCycle Conference on Renewable Energy from Organics Recycling, Minneapolis, MN. 30 October – 1 November, 2006.
- IPCC (2006). *Directrices 2006 del IPCC para inventarios nacionales de gases de efecto invernadero*, Volumen 5 (Desechos), Sección 3. Disponible en: <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol5.html>.
- IPS (2014_a). Mecanismo de Desarrollo Limpio está en una encrucijada en Lima. Disponible en: <http://www.ipsnoticias.net/2014/12/mecanismo-de-desarrollo-limpio-esta-en-una-encrucijada-en-lima/>
- IPS (2014_b). Si es bueno para los Estados insulares es bueno para el planeta. Disponible en: http://old.ipscuba.net/index.php?option=com_k2&view=item&id=10703:si-es-bueno-para-los-estados-insulares-es-bueno-para-el-planeta&Itemid=7
- Isaka, M., Mofor, L., Wade, H., 2013. Pacific lighthouses: renewable energy opportunities and challenges in the Pacific Islands Region (Samoa). Int. Renew. Energy Agency.
- ISKCON, 2004. ISKCON Vedic Farm Mauritius. Disponible en: http://www.iskconmauritius.org/iskcon_vedic_farm_iskcon_goshalla_and_biogas_plant.htm
- ISIS (2006). *Biogas China*. Report 02/10/06. Disponible en: <http://www.i-sis.org.uk/BiogasChina.php>
- ISWA (2004). Revista de la Asociación internacional de residuos sólidos (ISWA), Waste Management World, julio-agosto de 2004: *Landfill gas recovery plants. Looking at types and numbers worldwide*, Hans Willumsen, LFG Consult.
- ITRC (2005). *Characterization, Design, Construction, and Monitoring of Bioreactor Landfills*. ALT-3. Washington, D.C.: Interstate Technology & Regulatory Council, Alternative Landfill Technologies Team.
- ITRC (2018). Technical and Regulatory Guideline for Characterization, Design, Construction, and Monitoring of Bioreactor Landfills. Available at: <https://slideplayer.com/slide/4661087>

- Joysury, R., Abeeluck, D., 2013. Diagnostic Analysis of Wastewater Management in Mauritius. International Wrap-up Workshop on Safe use of Wastewater in Agriculture.
- Kashyap, D.R., Dadhich, K.S. and Sharma, S.K. (2003) *Biomethanation under psychrophilic conditions: a review*. *Bioresource Technology*, **87**, 147-153.
- Kennedy, K. and Van den Berg, L. (1982a). *Anaerobic digestion of piggery waste using a stationary fixed film reactor*. *Agric Wastes* 4(2):151–158. doi:10.1016/0141-4607(82)90023-3.
- Khanal, S.K. (2008). *Anaerobic biotechnology for bioenergy production: principles and applications*. Wiley-Blackwell, Ames
- Khanal, S. (2009). *Anaerobic biotechnology for bioenergy production*. Published online: March 27, 2009. DOI: 10.1002/9780813804545.
- Klass, D. C. (1998). *Biomass for Renewable Energy, Fuels and Chemicals*. San Diego, Academic Press.
- Koster, I.W., Rinzema, A., De Vegt, A.L. and Lettinga, G. (1986). *Sulfide inhibition of the methanogenic activity of granular sludge at various pH levels*. *Water Res.* 20, 1561–1567.
- Kowlessar, P., 2012. Solid Waste Management in Mauritius. Solid Waste Management Division, Ministry of Local Government and Outer Islands.
- Kranert, M., Kusch, S., Huang, J., Fischer, K., 2012. Anaerobic digestion of waste. In: Karagiannidis, A. (Ed.), *Waste to Energy: Opportunities and Challenges for Developing and Transient Economies*. Springer, pp. 128–129.
- Krich, K., Augenstein, D., Batmale, J.P., Benemann, J., Rutledge, B. and Salour, D. (2005). *A Sourcebook for the production and use of renewable natural gas in California*. California Institute for Energy and Environment. 282 p.
- KSET, 2012. Kievnov Science and Environmental Technologies Co. Ltd. Domestic Biogas. <http://www.kievnov.com/biogas/domestic-biogas/>
- Kumar, S., Mathieux, F., Onwuboly, G., Chandra, V., 2008. A Novel Powder Metallurgy-based Method for the Recycling of Aluminium Adapted to Small Island Developing States in the Pacific. CIRP International Conference on Life Cycle Engineering, Sydney.
- Lansing, S., Botero, R. and Martin, J.F. (2008). *Wastewater treatment and biogas production in small-scale agricultural digesters*. *Bioresource Technology* 99, 5881-5890.
- Lansing, S., Viquez, J. Martínez, H. Botero, R. and Martin, J. (2008). *Quantifying electricity generation and waste transformations in a low-cost, plug-flow anaerobic digestion system*. *Ecological Engineering* 34. pp. 332-348.
- Lansing, S., Martin, J.F., Botero, R. Nogueira a Silva, T. and Dias da Silva, E. (2010). *Methane production in low-cost, unheated, plug-flow digesters treating swine manure and used cooking grease*. *Bioresource Technology*. 101, 12. pp 4362-4370.
- Lay, J.J., Li, Y.Y. and Noike, T. (1997). *Influences of pH and moisture content on the methane production in high-solids sludge digestion*. *Water Research*, Vol. 31 (10). 1997.

- Lema, J.M. y Méndez, R.J. (1997). *Tratamientos biológicos anaerobios*. Capítulo en: Contaminación e ingeniería ambiental, volumen III, Contaminación de las aguas, Bueno, Julio, L. Sastre, H., Lavín, A. eds, F.I.C.Y.T, Oviedo, España.
- Lemoine, C. H. (2003). *Bioreactor landfills. An innovative solution or a risk experiment?* Alternative Service Delivery in Kampala City Council. Kampala City, Uganda.
- Letcher T.M. and Vallero D.A. (2011). *Waste*. Ed Elsevier.
- Lettinga, G., van Velsen, A.F.M., Hobma, S.W., de Zeeuw, W. and Klapwijk, A. (1980). *Use of the upflow sludge blanket (USB) reactor concept for biological wastewater treatment, especially for anaerobic treatment*. Biotechnol Bioeng 22(4):699–734. doi:10.1002/bit.260220402.
- Lettinga, G. (2001). *Digestion and degradation: air for life*. Water Sci. Technol. 44 (8), 157–176.
- Lin, C.Y. (1992). *Effect of heavy metals on volatile fatty acid degradation in anaerobic digestion*. Water Res. 26, 177–183.
- Lin, C.Y. (1993). *Effect of heavy metals on acidogenesis in anaerobic digestion*. Water Res. 27, 147–152
- Lixin, Z. (2007). *Current Status and its Potential for Large and Middle-sized Biogas Plant in China*. Paper presented at the Methane to Markets Partnership Expo, Beijing, 30 October – 1 November.
- López, I., Passeggi, M., Odriozola, M., Borges, L. and Borzacconi, L. (2010). *Tratamiento anaerobio de destilería de caña de azúcar*. Disponible en: <http://aiquruguay.org/congreso/download/TL44.pdf>
- Lusk P. (1998). *Methane recovery from animal manures*. The current opportunities casebook. NREL, Golden. Colorado USA pp: 3-7.
- MAGRAMA (2010). *El Sector del Biogás Agroindustrial en España*. Disponible en: http://www.magrama.gob.es/es/ganaderia/temas/requisitos-y-condicionantes-de-la-produccion-ganadera/docbiogasversion21-09-2010_tcm7-5925.pdf
- Mahony, T., O'Flaherty, V., Colleran, E., Killilea, E., Scott, S. and Curtis, J. (2002). *Feasibility Study for Centralised Anaerobic Digestion for Treatment of Various Wastes and Wastewaters in Sensitive Catchment Areas*. R&D Report Series No. 16. Environmental Protection Agency
- Marañón, E., Fernández, Y. y Castellón, L. (2009). *Manual de Estado del Arte de la Co-digestión Anaerobia de Residuos Ganaderos y Agroindustriales*. Disponible en Proyecto Probiogás: www.probiogas.es
- Marchaim, U. (1992). *Biogas processes for sustainable development*. FAO. Disponible en: http://books.google.es/books?id=NLDRTXyp0lcC&printsec=frontcover&hl=es&source=gbp_g_e_summary_r&cad=0#v=onepage&q&f=false
- Marshall, A.D. (2010). Agricultural Censuses in the Small Island Developing States (SIDS) – Recent country experiences. Disponible en: http://www.fao.org/fileadmin/templates/ess/documents/meetings_and_workshops/ICAS4/

[Agricultural Censuses in the Small Island Developing States SIDS %E2%80%93 Recent Country Experiences.pdf](#)

- Martí, J. (2008). *Biodigestores Familiares. Guía de diseño y manual de instalación*. Cooperación Técnica Alemana - GTZ. Bolivia. ISBN: 978-99954-0-339-3. Disponible en: <http://www.upc.edu/grecdh/cas/energia/publicacions.htm>
- Martí, N. (2006) *Phosphorus precipitation in Anaerobic Digestion Process*. Dissertation.com. Boca Raton. Florida. USA. ISBN: 1-58112-332-9.
- Martín González, S. (1997). *Producción y recuperación del biogás en vertederos controlados de residuos sólidos urbanos: análisis de variables y modelización*. Tesis Doctoral: pp. 211-220. Universidad de Oviedo.
- Mata-Álvarez, J., Macé, S. y Llabrés, P. (2000). *Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives*. Bioresource Technology, vol. 74, pp. 3-16.
- Mata-Alvarez, J. (2003). *Biomethanization of the Organic Fraction of Municipal Solid Wastes*. IWA Publishing, London, UK (2003) pp. 42.
- McCarty, P.L. and McKinney, R. (1961). *Salt toxicity in anaerobic digestion*. J. Water Pollut. Control Fed. 33, 399–415.
- McCarty, P.L. (1982). *Anaerobic Digestion*. D.E. Hughes, D.A. Stafford, B.F. Wheatley, W. Bader, G. Lettinga, E.J. Nuns, W. Verstraete and R.L. Wentworth, eds. Elsevier Biomedical, Amsterdam, pp. 3-22. McCoy, J.H. (1962) J. Appl. Bact. 25:213-224.
- McCarty PL (1982). *One hundred years of anaerobic treatment*. In: Hughes DE, Stafford DA, Wheatley BI et al (eds) *Anaerobic digestion, 1981: proceedings of the second international symposium on anaerobic digestion*. Elsevier Biomedical, Amsterdam, pp 3–22.
- Medina, M., 2011. Municipal solid waste management in third world cities: lessons learned and a proposal for improvement. Human Settlement Development-Vol. III, Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS).
- Mehta, R., Barlaz, M., Yazdani, R., Augenstein, D., Bryars, M. and Sinderson, L. (2002). *Refuse decomposition in the presence and absence of leachate recirculation*. Journal of Environmental Engineering 128 (3), 228–236.
- Merry, S. M., (2000). *Project description: Field reconnaissance of Payatas landfill waste slide in Quezon City, Philippines*.
- Metcalf & Eddy. (1995). *Ingeniería de aguas residuales: tratamiento, vertido y reutilización*. McGrawHill. 3ª edición. España.
- Mohee, R; Mauthoor, S; Bundhoo, ZM; Somaroo, G3; Soobhany, N; Gunasee, S. (2015). Estado actual del manejo de desechos sólidos en pequeños estados insulares en desarrollo: una revisión. Waste Manag. 2015 Sep; 43: 539-49. doi: 10.1016 / j.wasman.2015.06.012. Epub 2015 23 de junio.
- Moletta, R. (2008). *La méthanisation*. ISBN 978-2-7430-1036-2. Ed. Lavoisier.

- Montes, M.E. (2008). *Estudio técnico-económico de la digestión anaerobia conjunta de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos y lodos de depuradora para la obtención de biogás*. Tesis doctoral. E.T.S.I. de Caminos, Canales y Puertos. Disponible en: http://oa.upm.es/1049/1/MARIA_ESTELA_MONTES_CARMONA.pdf.
- Morales, J. (2011). *Impacto ambiental de la actividad azucarera y estrategias de mitigación*. Universidad Veracruzana. Monografía. P 72. Disponible en: <http://cdigital.uv.mx/bitstream/123456789/32477/1/moralestrujillo.pdf>
- Moss, A. and Lansing, S. (2010). *Small-scale digestion technology and applications*. In 10th Annual Conference on Renewable Energy from Organics Recycling, Des Moines, IA. BioCycle/JG Press, Emmaus, PA.
- Munasingha, S., & Wijesuriya, K. (2007). *Using a Biogas Digester*. Colombo, Sri Lanka: Practical Action.
- Muñoz Valero, J.A., Ortiz Cañavate, J. y Vázquez Minguela, J. (1985). "Técnica y Aplicaciones Agrícolas de la Biometanización". Mº Agricultura, Pesca y Alimentación.
- Muñoz R., Villaverde S., Guieysse B. and Revah, S. (2007). Two phase partitioning bioreactors for treatment of volatile organic compounds. *Biotechnology Advances* 25(4) 410-422.
- Murray, W.D. and Van Den Berg, L. (1981). *Effects of nickel, cobalt, and molybdenum on performance of methanogenic fixed-film reactors*. *Appl Environ Microbiol* 42(3):502–505.
- Myles, R. (2001). *Implementation of Household Biogas Plant by NGO's in India*. VODO International Conference on Globalization and Sustainable Development. Antwerp: Belgian Government.
- Nagpal, S., Chuichulcherm, S., and Peeva, L. (2000). *Microbial sulfate-reduction in a liquid-solid fluidized bed reactor*. *Biotechnology & Bioengineering*. 70: 370-380.
- Nallathambi, G.V. (1997). *Anaerobic digestion of biomass for methane production: a review*. *Biomass & Bioenergy* vol. 13 issues 1-2. 1997. pp. 83-114
- Neilson, C. E. (1998). *LM2500 Gas turbine modifications for biomass fuel operation*. *Biomass and Bioenergy*, 15(3): 269-273.
- Noguer, X. (2006). *Aprovechamiento energético de biogás en vertedero*. Seminario sobre tecnologías energéticas para la biomasa y residuos. Endesa. <http://www.fundacionenergia.es/>
- Noyola, A. (2012). *Inventario de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales municipales en América Latina y el Caribe y cuantificación de Gases de Efecto Invernadero en México*. Disponible en: http://cefimslp.gob.mx/9foro/P09/B/Ponencia_A.Noyola_SLP%2027-septiembre-2012.pdf
- Noyola, A., Padilla-Rivera, A., Morgan-Sagastume, J.M., Güereca, L.P. and Hernández-Padilla, F. (2012). *Typology of wastewater treatment technologies in Latin America*. *CLEAN – Soil, Air and Water*, 40(9): 926-932.

- NREL (2013). *Feasibility Study of Anaerobic Digestion of Food Waste in St. Bernard, Louisiana*. NREL/TP-7A30-57082 Technical Report. Disponible en: http://www.epa.gov/wastes/conserve/foodwaste/docs/feasibility_stdy_st_bernrd_la.pdf
- Ocwieja, S. M. (2010). *Life cycle thinking assessment applied to three biogas projects in central Uganda*. Master's Report. Michigan Technological University. Retrieved October 11, 2011. Disponible en: <http://cee.eng.usf.edu/peacecorps/5%20-%20Resources/Theses/Assessment/2009Ocwieja.pdf>.
- Oleszkiewicz, J.A. and Sharma, V.K. (1990). Stimulation and inhibition of anaerobic process by heavy metals – a review. *Biol. Wastes* 31, 45–67.
- Oliveira, D. A. F. (2002). *Estabilidade de taludes de maciços de resíduos sólidos urbanos*. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília. Brasília DF. 1-155.
- ONU (2017). Borrador del Plan de Trabajo y Presupuesto para el Subprograma de Evaluación y Gestión de la Contaminación Ambiental para 2017-2018. Disponible en: [file:///C:/Users/u3097/Downloads/LBS_COP3_UNEP\(DEPI\)CAR_IG.38-3_AMEP_Workplan_and_Budget-es.pdf](file:///C:/Users/u3097/Downloads/LBS_COP3_UNEP(DEPI)CAR_IG.38-3_AMEP_Workplan_and_Budget-es.pdf)
- ONU (2015). *La energía urbana sostenible*. Disponible en: <https://unchronicle.un.org/es/article/la-energ-urbana-sostenible-es-el-futuro>
- OPS (2005). *Informe regional sobre la evaluación de los servicios de manejo de residuos sólidos municipales en la Región de América Latina y el Caribe*. Washington, D.C.: OPS. ISBN 92 75 32577 4. Disponible en: <http://www.bvsde.paho.org/cursos/mrsm/e/fulltext/informe.pdf>
- OPS (2010). *Informe de la Evaluación Regional del Manejo de Residuos Sólidos Urbanos en América Latina y el Caribe*. IDB-MG-115. AIDIS -001/2011. Disponible en: <http://idbdocs.iadb.org/wsdocs/getdocument.aspx?docnum=36466973>
- OPS, AIDIS y BID (2010). *Informe de la Evaluación Regional del Manejo de Residuos Sólidos Urbanos en América Latina y el Caribe*. IDB-MG-115. AIDIS -001/2011. Disponible en: <http://idbdocs.iadb.org/wsdocs/getdocument.aspx?docnum=36466973>
- Orozco, C., Barrientos, H., Lopezlena, A., Cruz, J., Selva, C., Osorio, El. , Osorio, Ed., R. Chávez, R., Miranda, J., Arellano, J. y Giesseman, B. (2005). *Evaluación de una planta piloto de tratamiento de aguas residuales del procesamiento del café: características químicas*. *Higiene y Sanidad Ambiental*, 5: 123-131. Disponible en: <http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/cd27/higsand1.pdf>
- Owens, J.M. and Chynoweth, D.P. (1992). *Biochemical Methane Potential of MSW Components*. International Symposium on Anaerobic Digestion of Solid Waste, Venice, Italy. 15-17.
- Pacey, J., Augenstein, D., Morck, R., Reinhart D. and Yazdani, R. (1999). *The bioreactor landfill - an innovation in solid waste management*. *MSW Management*, Sept/Oct, 53-60.
- Pavlostathis, S.G. and Giraldo-Gómez, E. (1991). Kinetics of anaerobic treatment. *Wat. Sci.Tech.* **24** (8), 35-59.

- Paz, A. y Cristóbal, S. (2008) *Estudio de biogás en biodigestores tubulares unifamiliares de bajo costo en el Departamento de Cajamarca*, Proceedings III Taller de Biodigestores, ITDG-Soluciones Prácticas, Cajamarca, Perú.
- Pazos Bazán, L. (2006). *Pilas de combustible para un “ecobarrio” en Madrid*. Weblog de Energía y Sostenibilidad de Madrid (diciembre). Disponible en: <http://weblogs.madrimasd.org/energiasalternativas/>
- Pedraza, G., Chará, J., Conde, N., Giraldo, S. y Goraldo, L. (2002). *Evaluación de los biodigestores en geomembrana (PVC) y plástico de invernadero en clima medio para el tratamiento de aguas residuales de origen porcino*. Livestock Research for Rural Development, **14**.
- Peña, J.M., Carreras, N., Ruiz, B. y Pascual, A. (2012). La herramienta METANIZA. Sostenibilidad de plantas de biogás agroindustrial. CONAMA 2012. Congreso Nacional del Medio Ambiente. Madrid.
- People’s Daily. (2009). *More rural areas turn to biogas*. Disponible en: <http://english.people.com.cn/90001/90778/90857/90860/6705135.htm>.
- Pérez, I. y Garrido, N. (2008). *Tratamiento de efluentes de la industria alcoholaera*. Ingeniería Química Nº 455. 148-153. Disponible en: <http://www.inese.es/html/files/pdf/amb/iq/455/09ARTICULOEN.pdf>
- Pfeffer, J.T. (1974). *Reclamation of energy from organic refuse*. Final Report EPA-R-800776. Department of Civil Engineering. University of Illinois, Urbana.
- Pine, M.J. and Barker, H.A. (1956). *Studies on the Methane Fermentation*. XII. J. Bacteriol. 71:644.
- Poggio, D. (2007). *Diseño y construcción de dos digestores anaeróbicos en el altiplano andino peruano*. Bachelor Thesis, Universitat Politècnica de Catalunya.
- Poggi-Varaldo, H.M., Rodríguez-Vázquez, R., Fernández-Villagómez, G. and Esparza-García, F. (1997). *Inhibition of mesophilic solid-substrate anaerobic digestion by ammonia nitrogen*. Appl. Microbiol. Biotechnol. 47, 284–291.
- Powers, W.J., Van Horn, H.H., Wilkie, A.C., Wilcox, C.J. and Nordstedt, R.A. (1999). *Effects of anaerobic digestion and additives to effluent or cattle feed on odor and odorant concentrations*. J. Anim. Sci. 77, 1412–1421.
- Prasad, R.D., 2012. Empirical study on factors affecting biogas production. ISRN Renew Energy 2012.
- Prasertsan, S., Sajjakulnukit, B., 2006. Biomass and biogas energy in Thailand: potential, opportunity and barriers. Renew. Energy 31, 599–610.
- Preston, T.R. and Rodríguez, L. (2002). *Low-cost biodigesters at the epicenter of ecological farming systems*. Proceedings Biodigester Workshop, March 2002.
- Quichun, H. (2006). *The Promotion of Rural Domestic Biogas Plants in P.R. China*. Disponible en: http://www.hedon.info/docs/20060406_Biogas_promotion_China.pdf

- Rajabapaiah, P., Jayakumar, S. and Reddy, A.K.N. (1993). *Biogas electricity. The Pura Village case study*. In: T. B. Johansson, H. Kelly, A. K. N. Reddy, and R. H. Williams (eds.), *Renewable Energy Sources of Fuels and Electricity*. Washington, D.C.: Island Press, pp. 787-815.
- Rajendran, K., Aslanzadeh, S. and Taherzadeh, M.J. (2012). *Household Biogas Digesters—A Review*. *Energies* 2012, 5, 2911-2942. Disponible en: <http://www.mdpi.com/1996-1073/5/8/2911>
- Ramos-Suárez, J.L. and Carreras, N. (2011). *Anaerobic co-digestion of the microalgae Scenedesmus sp.* Editorial Ciemat. Informe Técnico 1229. ISSN: 1135-9420. Madrid.
- Ramos Suárez, J.L. and Carreras, N. (2012). *Anaerobic co-digestion of microalgae Scenedesmus sp. and Opuntia maxima*. 20th European Biomass Conference and Exhibition (EU BC&E 2012).
- REEEP Policy Database, 2012. Seychelles Renewable Energy. Disponible en: <http://www.reegle.info/policy-and-regulatory-overviews/SC>
- Reinhart D.R. and Townsend T.G. (1997). *Landfill bioreactor design and operation*. Lewis Publishers, New York, NY, 1997.
- Reinhart D.R. and Townsend T.G. (1998). *Landfill bioreactor design and operation*. Lewis, New York, 1998.
- Reinhart D.R., McCreanor P.T. and Townsend T.G. (2002). *The bioreactor landfill: Its status and future*. *Waste Manage Res.* 20: 172–186.
- Renard, P., Bouillon, C., Neveau, H. and Nyns, E.-J. (1993). *Toxicity of a mixture of polychlorinated organic compounds towards an unacclimated methanogenic consortium*. *Biotechnol. Lett.* 15 (2), 195–200.
- Renou, S., Givaudan, J.G., Poulain, S., Dirassouyan, F., Moulin, P. (2008). *Landfill leachate treatment: review and opportunity*. *J. Hazard. Mater.* 150, 468–493.
- Rittmann, B. E., & McCarty, P. L. (2001). *Environmental biotechnology: Principles and applications* (International ed.). Singapore: McGraw Hill.
- Rodríguez, M., Peña, J.M., Carreras, N., Ramos, J.L., Ruiz, B. y Pascual, A. (2013). *AGROBIOMET, proyecto de demostración de un sistema sostenible de producción y uso de biometano en vehículos a partir de residuos ganaderos y biomásas alternativas*. Bioenergía 2013. Madrid.
- Rosillo-Calle, F., Woods, J., 2003. Individual Country Biomass Resource Assessment Profiles for Fiji, Kiribati, Samoa, Tonga, Tuvalu & Vanuatu. SOPAC Technical Report 364.
- Rowse, L.E. (2011). *Design of Small Scale Anaerobic Digesters for Application in Rural Developing Countries*. Tesis para obtener el grado de Master. University of South Florida. Disponible en: <http://scholarcommons.usf.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=4519&context=etd&sei-redir=1&referer=http%3A%2F%2Fwww.google.es%2Furl%3Fsa%3Dt%26rct%3Dj%26q%3DRo%26wse%26ble%26design%26of%26digester%26source%3Dweb%26cd%3D1%26ved%3D0CCwQFjAA%26url%3Dhttp%253A%252F%252Fscholarcommons.usf.edu%252Fcgi%252Fviewconte>

nt.cgi%253Farticle%253D4519%2526context%253Detd%26ei%3Db305UY2EloishQeEtlGgBw%26usg%3DAFQjCNFc4k-uu5Xx0zt-5PsUbcNJI1Rxwg#search=%22Rowse%20LE%20design%20digester%22

- Sarasa, J. (2010). *Digestión anaerobia y dimensionado de biodigestores*. Capítulo en: Energía de la Biomasa, volumen II, Energías Renovables. Sebastián, F., García, D., Rezeau, A. Eds. Prensas Universitarias de Zaragoza. ISBN 978-84-15031-01-7.
- Sebastián, F., García, D. y Rezeau, A. (2010). *Energía de la Biomasa (Vol II)*. Prensas Universitarias de Zaragoza. 1ª Edición. ISBN 978-84-15031-01-7.
- Second World Biomass Conference. Vol. II Ed. W. P. M. VAN SWAAIJ. (2004). ISBN 88-89407-04-2. pp. 1832-1835.
- Seiser, R. And Yazdani, R. (2014). Energy innovations small grant natural gas program. Available at: <http://www.yolocounty.org/home/showdocument?id=31490>
- Sharma, N., & Pellizzi, G. (1991). *Anaerobic biotechnology and developing-countries: 1. technical status*. Energy Conversion and Management, 32(5), 447-469. doi:10.1016/0196-8904(91)90006-5.
- Sharma, K., Liu, H., Lau, B.L.T., Li, J., Yu, T. and Liu, Y. (2009). *Biofilm fixed film systems*. Water Environ Res 81(10):1194–1216. doi:10.2175/106143009X12445568399532.
- Shirley, T (1659). Communicated a paper to the royal society on an inflammable gas which issued from a well near Wigan in Lancaster ; and Rev. John Clayton nearly a century later, in examining the locality, found that the gas issued from a bed of coal.
- SIDS (2013). *Small Island Developing States (SIDS) Statistics*. Available at: <http://unohrrls.org/custom-content/uploads/2013/09/Small-Island-Developing-States-Factsheet-2013-.pdf>
- SIDS Action Platform (2016). Bringing Biogas to Samoa. Available at: <http://www.sids2014.org/partnerships/?p=7630>
- SNV (2014). Senegal biogas programme closes. Available at <http://www.snvworld.org/en/regions/africa/news/senegal-biogas-programme-closes> (Accessed on 15 June 2014).
- Söhngen, N. L. (1906). Über bakterien, welche methan ab kohlenstoffnahrung and energiequelle gebrauchen. En: Parasitenkd. Infectionskr. Abt. 2(15): 513–7.
- Sosnowski, P., Wieczorek, A. and Ledakowicz, S. (2003). Anaerobic co-digestion of sewage sludge and organic fraction of municipal solid wastes. Adv. Environ. Res. 7, 609–616.
- Spagnoletta, S.A. (2007) Viability study for the application of small-size biodigesters in the Andean rural zone of Cajamarca (Peru), MSc. Thesis, Loughborough University. Disponible en: <http://www.upc.edu/grecdh/cas/energia/publicacions.htm>
- Speece, R. E. (1996). *Anaerobic biotechnology for industrial wastewaters* (1st ed.). Nashville, TN, USA: Archae Press.

- Squires, C.O., 2006. Public Participation in Solid Waste Management in Small Island Developing States. Caribbean Development Bank
- Stafford, D.A. (1974). Methane production from waste. Effluent Water Treatment Journal, 14, 73, 1974.
- Stafford, A.D. and Hawkes, L.D. (1980). *Methane production from waste organic matter*. CRC Press, Inc., Boca Raton FL, USA. p:285.
- Steffen, A. (1961). *Operation of full-scale anaerobic contact treatment plant for meatpacking wastes*, Proceedings of the 16th industrial waste conference. Purdue University, USA, pp 423–437.
- Steffen, R., Szolar, O. and Braun, R. (1998). Feedstocks for Anaerobic Digestion. Q:\RODL\PROYECTOS\AD-NETT\FEEDNEW.DOC. Disponible en: http://www.adnett.org/dl_feedstocks.pdf
- Summer, R., and Bousfield, S. (1976). Practical aspects of anaerobic digestion. Process Biochemistry, 11, pp. 3-6 (5).
- Tanksali, A.S. (2013). Treatment Of Sugar Industry Wastewater By Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor. International Journal of ChemTech Research. Vol.5, No.3, pp 1246-1253 April-June 2013.
- Tchobanoglous, G., Burton, F. L., & Stensel, H. D. (Eds.). (2003). *Wastewater engineering: Treatment and reuse*. New York, NY: McGraw Hill.
- Tchobanoglous G, Theisen H, and Vigil S. (1993). *Integrated Solid Waste Management, Engineering Principles and Management Issues*. New York: McGraw-Hill, Inc. pp. 381-417.
- Tchobanoglous, G., Theissen, H. y Vagil, S. A. (1998). *Gestión integral de residuos sólidos*, Ed. McGraw-Hill/ Interamericana de España S.A., pp 1107.
- Terraza, H. and Willumsen, H. (2009). *Guidance Note on Landfill Gas Capture and Utilization*. Inter-American Development Bank. Technical Notes Nº 108. Disponible en: http://www.resol.com.br/textos/guidance_note_on_landfill_gas_capture-idb.pdf
- Thaman, R.R., Morrison, R.J., Morrell, W.J., Thaman, B., 2003. Wasted Islands? Waste and the need for integrated waste management in the Pacific Islands-Current status and prospects for reduction and safe disposal. Invited Paper Presented at the Barbados Plan of Action +10 (BPoA+10) Meeting of Experts on Waste Management in Small Island Developing States (SIDS), Havana, Cuba, 27 October-1 November.
- The World Bank (2011). Analysis of Technology Choices. Disponible en: <http://web.worldbank.org/WBSITE/EXTERNAL/TOPICS/EXTURBANDEVELOPMENT/EXTUSW/M/O,,contentMDK:20239704~menuPK:497751~pagePK:148956~piPK:216618~theSitePK:463841,00.html>
- Tibbar Construction Services Inc., 2014. USVI Biomass Project FAQs. http://www.tibbarconstruction.com/usvi_biomass_faqs.html
- The World Bank (2014). GDP per capita (current US\$). <http://data.worldbank.org/indicator/NY.GDP.PCAP.CD>

- Tianren Trade News. (2009). *Over 30.5 million Chinese household are using biogas for cooking*. Disponible en: <http://www.tianren.com/en/news.asp?id=180>.
- Tilche, A. and Vieira, S.M.M. (1991). *Discussion report on reactor design of anaerobic filters and sludge bed reactors*. Water Science and Technology, Vol. 24. 1991.
- Titjen, C. (1975). *From Biodung to Biogas: Historical review of European experience*. Energy, agriculture and waste management. W.J. Jewell ed. Ann Arbor Science 347-59.
- Tolaymat, T., Kremer, F., Carson, D. and Davis-Hoover, W. (2004) Monitoring Approaches for Landfill Bioreactors. EPA/600/R-04/301. Disponible en: http://www.scsengineering.com/Pubs-News/bioreactor_Monitoring.pdf
- Townsend, T.G., Kumar, D. and Ko, J.H. (2008). *Bioreactor Landfill Operation*. A Guide for Development, Implementation and Monitoring. Hinkley Center for Solid and Hazardous Waste Management, 46 pp.
- Tshilumba, D. (2004). *Internal circulation reactor: pushing the limits of anaerobic industrial effluents treatment technologies*. Proceedings of the 2004 Water Institute of Southern Africa (WISA) Biennial Conference 2 –6 May 2004 ISBN: 1-920-01728-3.
- UN, no date. Programme of Action for the Sustainable Development of Small Island Developing States. <http://www.un-documents.net/sids-act.htm>
- UN (2010). *Trends in Sustainable Development Small Island Developing States*. Department of Economic and Social Affairs: Division for Sustainable Development. United Nations.
- UN (2015). Sustainable Development Knowledge Platform. Small Island Developing States. Disponible en: <https://sustainabledevelopment.un.org/topics/sids/list>
- UNDP (2014). *Pacific Island Greenhouse Gas Abatement through Renewable Energy Project*. Disponible en: <http://www.ws.undp.org/content/samoa/en/home/presscenter/articles/2014/03/13/samoa-where-garden-weeds-become-renewable-energy.html>
- UNEP, no date. Environmentally Sound Management of Solid Wastes and Sewagerelated Issues. <http://www.unep.org/Documents.multilingual/Default.asp?DocumentID=52&ArticleID=69&l=en>
- UNEP (1996). Environmental Management in the Brewing Industry. Technical Report Series No. 33. ISBN 9280715232. 232 pp.
- UNEP, 1998. *Management of Wastes in Small Islands Developing States*. Progress in the implementation of the Programme of Action for the Sustainable Development of Small Island Developing States. Disponible en: <http://islands.unep.ch/dd98-7a2.htm>
- UNEP (1999). *Waste Management in Small Island Developing States*. Progress in the Implementation of the Programme of Action for the Sustainable Development of Small Island Developing States. Disponible en <http://islands.unep.ch/d99-6a2.htm>

- UNEP, 1999. Waste Management in Small Island Developing States. Progress in the Implementation of the Programme of Action for the Sustainable Development of Small Island Developing States. Disponible en <http://islands.unep.ch/d99-6a2.htm>
- UNESCO (2015). GRAPHIC. Aguas subterráneas y cambio climático. Disponible en <http://unesdoc.unesco.org/images/0024/002428/242861s.pdf>.
- UNESCO (2015). Afrontar los Retos. Estudios de casos e indicadores. Contribución de la UNESCO a la edición 2015 del informe de Naciones Unidas para el Desarrollo Hídrico Mundial. Disponible en:
https://books.google.es/books?id=HXR5DAAAQBAJ&pg=PA23&lpg=PA23&dq=PEID+tratamiento+aguas&source=bl&ots=Ngsc-ICCQA&sig=cGt5LHg8k3VqaGPf36BvW87oE34&hl=es&sa=X&ved=0ahUKEwi_msrTtt_XAhUIM8AKHbp_B9AQ6AEIKzAB#v=onepage&q=PEID%20tratamiento%20aguas&f=false
- USAID (2004). Draft Final: Study of the Market Potential for Recovered Methane in Developing Counties. http://pdf.usaid.gov/pdf_docs/PNADK799.pdf.
- USAID (2009). *China – Nature Conservancy alternative energy project*. Indoor Air Pollution (IAP) Update, July 6. Disponible en: <http://iapnews.wordpress.com/2009/07/06/china-nature-conservancy-alternative-energy-project>
- USEPA (2004). AgSTAR Handbook: A manual for developing biogas systems at commercial farms in the United States, 2nd ed. Roos, K.F., Martin, Jr., J.H., Moser, M.A. (Eds.). EPA 430-B-97-015.
- USEPA (2006). *Market opportunities for biogas recovery systems: A guide to identifying candidates for on-farm and centralized systems*. AgSTAR Program: USEPA, USDA, and DOE Energy and Pollution Prevention. EPA-430-8-06-004.
- USEPA (2011). DRAFT: Global Anthropogenic Emissions of Non-CO2 Greenhouse Gases: 1990–2030. EPA 430-D-11-003.
<http://www.epa.gov/climatechange/EPAactivities/economics/nonco2projections.html>.
- USEPA (2012). International Best Practices Guide for Landfill Gas Energy Projects. Disponible en: http://www.globalmethane.org/documents/toolsres_lfg_IBPGcomplete.pdf
- Valencia, R. (2008). Enhanced stabilization of municipal solid waste in bioreactor landfills. CSR Press/Balkema. ISBN 978-0-415-47831-1.
- Vallés., J. L. Flores., J. L. Lequerica y A. Madarro (1980). *Producción de Metano por fermentación anaeróbica I. Descripción del proceso*. Rev. Agroquim. Tecnol. Aliment. 20(2). 189-208.
- Van den Berg, L. and Lentz, C. (1979). *Developments in the design and operation of anaerobic fermenters*, First Bioenergy R&D Seminar. National Research Council of Canada, Ottawa.
- Van Haandel, A., Kato, M.T., Cavalcanti, P.F.F. and Florencio, L. (2006). Anaerobic reactor design concepts for the treatment of domestic wastewater. Rev Environ Sci Biotechnol 5(1):21–38. doi:10.1007/s11157-005-4888-y.

- Varnero, M.T. (2011). *Manual de Biogás*. FAO 2011. ISBN 978-95-306892-0. Disponible en: http://www.fao.org/alc/file/media/pubs/2011/manual_biogas.pdf
- Vázquez Minguela, J. (1990). *Tratamiento anaerobio de aguas residuales agroindustriales: criterios de dimensionamiento y aplicación del biogás*. Curso Energías Renovables. UPM. Madrid.
- Velo, E. (2006). *Aprovechamiento energético de la biomasa*. En: Energía, participación y sostenibilidad. *Tecnología para el desarrollo humano*. Ed. E. Velo, J. Sneij, J. Delclòs, 131-144. Disponible en: <http://www.upc.edu/grecdh/cas/energia/publicacions.htm>
- Vesilind, P. A. (1998). *Wastewater treatment plant design* (4th ed.). London, UK and Alexandria, VA, USA: IWA Publishing and the Water Environment Federation.
- Visser, A., Hulshoff Pol, L.W. and Lettinga, G. (1996). *Competition of methanogenic and sulfidogenic bacteria*. Water Science and Technology. 33; 99-110.
- Volta, A. (1778). *Briefe über die natürlich entstehende, entzündbare Sumpfluft*. H.Steiner& Co., Winterthur 172 p.
- WARR Act No 58 (2001). *Waste Avoidance and Resource Recovery Act 2001 No 58*. Available at: http://classic.austlii.edu.au/au/legis/nsw/num_act/waarra2001n58391.pdf
- Walfer, M. (2008). Training material on anaerobic wastewater treatment. Ecosan Expert Training. Course, Version 3. Seecon gmbh, Switzerland.
- Wangi, T. (2013). Solid Waste Management in Papua New Guinea. <http://devpolicy.org/solid-waste-management-in-papua-new-guinea-20130812/>
- Waste Management Association of Australia (WMAA) (2008). *Bioreactor Landfill Technology*, 1-53.
- Water Environment Federation. (1996). *Operation of municipal water treatment plants*. Manual of practice Nº. 11. Volume III, Solids Processes, 5th ed, Alexandria, VA, EE.UU.
- Water Environment Federation and American Society of Civil Engineers. (1998). *Design of municipal wastewater treatment plants*, volume III, Solids Processing and disposal, 4th ed., Alexandria, VA, EE.UU.
- Weiland, P. (2006). Biomass Digestion in Agriculture: A successful pathway for the energy production and waste treatment in Germany. *Engineering in Life Sciences* 6: 302-9.
- Werner, U., Stoehr, U., and Hees, N. (1989). *Biogas plants in animal husbandry*. A publication of the Deutsche Gesellschaft fuer Technische Zusammenarbeit (GTZ) GmbH.
- Widdel, F. (1988). *Microbiology and ecology of sulphate- and sulphur-reducing bacteria*. In Zehnder, A.J.B. (Ed.) *Biology of anaerobic microorganisms*, John Wiley & Sons, New York. Pp.469-585.
- Wilkie, A.C., Riedesel, K.J. and Owens, J.M. (2000). *Stillage characterization and anaerobic treatment of ethanol stillage from conventional and cellulosic feedstocks*. *Biomass and Bioenergy*, **19**, 63-102.

- Williams, P.T. (2005). Waste treatment and disposal. Ed Jonh Wiley & Sons, Ltd.
- Williams, M. (2015). Gender and Climate Change Financing: Coming Out of the Margin. Ed. Routledge. ISBN1317440560, 9781317440567. Pp. 554.
- Willumsen, H. C. (2003). *Landfill gas plants: number and type worldwide*. Proceedings of the Sardinia'05. International Solid and Hazardous Waste Symposium. October 2005, published by CISA. University of Cagliari. Sardinia.
- Wong, M.H. and Cheung, Y.H. (1995). *Gas production and digestion efficiency of sewage sludge containing elevated toxic metals*. Bioresource Technology. 54, 261–268.
- World Bank Group (1998). *Fruit and Vegetable Processing*. Pollution Prevention and Abatement Handbook. Disponible en: http://www.ifc.org/wps/wcm/connect/b76bd080488552d8aca4fe6a6515bb18/fruitandvg_PPAH.pdf?MOD=AJPERES&CACHEID=b76bd080488552d8aca4fe6a6515bb18.
- WRAP (2013). *New Markets for Digestate from Anaerobic Digestion*. WRAP. ISS001-001, Date August 2011. Accessed on January 8, 2013. Disponible en: http://www.wrap.org.uk/sites/files/wrap/New_Markets_for_AD_WRAP_format_Final_v2.c6779ccd.11341.pdf.
- Xiaohua, Wang, Jingfei and Li. (2005). *Influence of using household biogas digesters on household energy consumption in rural areas—a case study in Lianshui County in China*. Renewable Sustainable Energy Rev. 9, 229–236.
- Yazdani, R., Kieffer, J. and Akau, Hl. (2002). *Full scale bioreactor project at the Yolo county central landfill*. Final Technical Progress Report. Disponible en: <http://www.osti.gov/bridge/servlets/purl/803846-rq5AMn/native/803846.pdf>
- Yazdani, R., Kieffer, J., Sananikone, K. and Augenstein, D. (2006). *Full scale bioreactor landfill for carbon sequestration and greenhouse emission control*. Final Technical Progress Report, 1-137.
- Yazdani, R., Kieffer, J. and Sananikone, K. (2007). *Controlled Bioreactor Landfill. Program at the Yolo County Central Landfill*. Methane to Markets Partnership Expo. Beijing, China. https://www.globalmethane.org/expo-docs/china07/postexpo/landfill_yazdani.pdf
- Yerkes, D.W., Boonyakitombut, S. and Speece, R.E. (1997). Antagonism of sodium toxicity by the compatible solute betaine in anaerobic methanogenic systems. Water Sci. Technol. 37 (6–7), 15–24.
- Young, J.C. and Dahab, M.F. (1983). *Effect of media design on the performance of fixed-bed anaerobic reactors*. Water Sci Technol 15(8–9):369–383.
- Zeeman, G., Wiegant, W.M., Koster-Treffers, M.E. and Lettinga, G. (1985). *The influence of the total ammonia concentration on the thermophilic digestion of cow manure*. Agric. Wastes 14, 19–35.
- Zehnder, A.J.B. and Wuhrmann, X. (1977). Physiology of a Methanobacterium strain. Arch. Microbiol. 111, 199-205.

- Zehnder, A.J. (1978). Ecology of methane formation. In: Water Pollution Microbiology, II. John Wiley & Sons, Inc., New York, p.349.
- Zehnder, A. J., Ingvorsen, K., and Marti, T. (1982). *Microbiology of methane bacteria*. En: (D. E. Hughes et al., eds.) *Anaerobic Digestion*, Elsevier Biomedical Press, Amsterdam, pp. 45-68.

Páginas Web

Asociación *Methane to Markets*:

<http://www.methanetomarkets.org/>

Banco Asiático de Desarrollo, Iniciativa del mercado del carbono:

<http://www.adb.org/clean-energy/cmi.asp>

Banco Asiático de Desarrollo, programas sobre cambio climático:

<http://www.adb.org/documents/brochures/climate-change/default.asp>

Banco Asiático de Desarrollo, Programa de Energía Limpia y Medio Ambiente:

<http://www.adb.org/documents/clean-energy/ce-evolution.pdf>

Banco Mundial, evaluación ambiental:

<http://web.worldbank.org/wbsite/external/topics/environment/extenvass/0,,menupk:407994~pagepk:149018~pipk:149093~thesitepk:407988,00.html>

Cambio Climático

<http://beta.worldbank.org>

Directiva 1999/31/EC).

http://ec.europa.eu/environment/waste/landfill_index.htm

Directrices 2006 del IPCC para inventarios nacionales de gases de efecto invernadero, Volumen 5 (Desechos), Sección 3: <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol5.html>.

Directrices sobre vertederos. Un enfoque favorable a la inversión en vertederos sin impacto sobre el cambio climático.

<https://es.scribd.com/document/255445596/Directrices-Sobre-Vertaderos-1>

EPA, Modelo de emisiones de biogás LandGEM, v. 3.02:

<http://www.epa.gov/ttn/catc/products.html>;

Especificaciones Técnicas para el Diseño y Construcción de Biodigestores en México

<http://www.ance.org.mx/FIRCO/Documentos/EspecificacionesBiodigestores.pdf>

Estadísticas de los PEID

<http://unohrlls.org/custom-content/uploads/2013/09/Small-Island-Developing-States-Factsheet-2013-.pdf>

Grupo del Banco Mundial: Marco estratégico sobre desarrollo y cambio climático, 12 de octubre de 2008, en la página virtual sobre cambio climático:

<http://beta.worldbank.org>

IFC, Guías sobre medio ambiente, salud y seguridad para las plantas de manejo de residuos, 10 de diciembre de 2007:

[http://www.ifc.org/ifcext/sustainability.nsf/AttachmentsByTitle/gui_EHSGuidelines2007_WasteManagement_Spanish/\\$FILE/0000199659ESes+Waste+Management+Facilities+rev+cc.pdf](http://www.ifc.org/ifcext/sustainability.nsf/AttachmentsByTitle/gui_EHSGuidelines2007_WasteManagement_Spanish/$FILE/0000199659ESes+Waste+Management+Facilities+rev+cc.pdf)

Información esencial en el sitio virtual del Banco Mundial:

<http://web.worldbank.org/wbsite/external/topics/extsdnet/0,,pagepk:64885161~contentmdk:22339544~pipk:5929285~thesitepk:5929282,00.html>

Información sobre la ley de protección de la calidad del aire:

<http://www.epa.gov/air/caa/index.html>

<http://www.epa.gov/lmop/international/tools.html>

Información general sobre productos CATC (Clean Air Technology Center)

<http://www.epa.gov/ttn/catc/products.html>

Ley de protección de la calidad del aire de los Estados Unidos:

<http://epw.senate.gov/envlaws/cleanair.pdf>

Observatorio para la gestión de los residuos urbanos:

http://www.ambiente.gob.ar/observatoriosu/informacion_general/en_argentina.html

Programa de Aprovechamiento del Metano de los Vertederos – Modelos internacionales de biogás:

<http://www.epa.gov/lmop/international/tools.html>;

Programa de Aprovechamiento del Metano de los Vertederos. Modelo de emisiones de biogás de Centro América.

<http://www.epa.gov/lmop/international/centroamericano.html>

Programa de Aprovechamiento del Metano de los Vertederos. Modelo de emisiones de biogás de Ecuador.

<http://www.epa.gov/lmop/international/ecuador.html>

Programa de Aprovechamiento del Metano de los Vertederos. Modelo de emisiones de biogás de Colombia.

<http://www.epa.gov/lmop/international/colombia.html>

Programa de Aprovechamiento del Metano de los Vertederos. Modelo de emisiones de biogás de México.

<http://www.epa.gov/lmop/international/mexicano.html>

Unión Europea, Directiva relativa al vertido de residuos:

<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:1999:182:0001:0019:ES:PDF>

En Revista PROACTIVA Mecanismo de Desarrollo Limpio: Una oportunidad para Proactiva en América Latina. Alexandre Guyón. Coordinador de Proyectos MDL

http://www.proactiva.es/es/pt/images/stories/Proactiva/Mundo%20Proactiva/mundo_proactiva_n0.pdf

En Energías Renovables, 2013

<http://www.energias-renovables.com/articulo/el-biogas-del-mayor-vertedero-de-mexico-20121210>

y <http://www.finanzas.com/noticias/empresas/20121101/empresas-espanolas-gestionaran-gran-1600007.html>

Biogás de rellenos sanitarios para producir electricidad

<http://www.iie.org.mx/boletin042003/apli.pdf>

Carbon market program

<http://www.adb.org/documents/brochures/climate-change/default.asp>

Gestión de Residuos Sólidos en América latina y proyectos MDL

<http://reinnova.es/2011/pdf/05.02%20Francisco%20de%20la%20Torre.pdf>

Evaluación de manejo de residuos sólidos urbanos en América Latina

<http://www6.iadb.org/Residuos/informacion/InfoPais.bid>

Tratamiento de residuos

<http://www.universidadur.edu.uy/retema/archivos/ResiduosLiliana.pdf>

Funcionamiento de una planta de biogás

<http://www.eren.jcyl.es/web/jcyl/binarios/778/246/Bloque%20II%20Plantas%20de%20biogas%20Veronica%20Ma%C3%B1anes%20DALDUR.pdf?blobheader=application%2Fpdf%3Bcharset%3DUTF-8&blobheadername1=Cache-Control&blobheadername2=Expires&blobheadername3=Site&blobhead>

Evaluación de una ETAP

<http://upcommons.upc.edu/pfc/bitstream/2099.1/10383/3/Annex.pdf>

Real Decreto 1481/2001 sobre eliminación de residuos en vertedero

<http://www.boe.es/boe/dias/2002/01/29/pdfs/A03507-03521.pdf>

Legislación europea

<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31999L0031:es:NOT>

Observatorio nacional para la gestión de RSU

http://www.ambiente.gob.ar/observatoriosu/informacion_general/en_argentina.html

Inventario de plantas de tratamiento de aguas residuales municipales en ALC

http://cefimslp.gob.mx/9foro/P09/B/Ponencia_A.Noyola_SLP%2027-septiembre-2012.pdf

Índice de Figuras

Figura 1: PEID con el mayor crecimiento anual de la población (1990-2010).....	8
Figura 2: Viajes y turismo en los PEID: contribución total y directa al PIB	9
Figura 3: Tipos de sólidos	13
Figura 4: Distribución por número y por país de las diversas tecnologías de tratamiento para aguas residuales municipales	29
Figura 5: Esquema de las reacciones de la digestión anaerobia	36
Figura 6: Aplicaciones y productos del proceso de digestión anaerobia.....	39
Figura 7: Potencial máximo de biogás de residuos de la industria agroalimentaria	41
Figura 8: Efecto de la temperatura en la actividad anaeróbica.	46
Figura 9: Digestores de pequeña escala instalados en el mundo	63
Figura 10: Digestor anaerobio de campana fija.....	65
Figura 11: Digestor anaerobio de tambor flotante.....	66
Figura 12: Digestor anaerobio tubular de polietileno.....	67
Figura 13: Clasificación de las tecnologías de los digestores anaerobios	80
Figura 14: Esquema de un digestor de Mezcla Completa	81
Figura 15: Esquema de un digestor de Flujo Pistón	82
Figura 16: Esquema de un Digestor de Contacto.....	83
Figura 17: Esquema de un Digestor UASB o Lecho de lodos	84
Figura 18: Esquema de un digestor de Filtro No Orientado.	86
Figura 19: Esquema de un digestor de Película Fija.....	87
Figura 20: Esquema de un digestor de Lecho Expandido	88
Figura 21: Esquema de un digestor de Lecho Fluidizado.....	89
Figura 22: Esquema de un digestor de EGSB.....	90
Figura 23: Esquema de un digestor IC	91
Figura 24: Esquema de un digestor de Dos Fases	92
Figura 25: Distribución de los digestores existentes en el mundo.....	93
Figura 26 Evolución de las plantas de biogás en Alemania	94
Figura 27: Esquema del Digestor anaerobio de Brugal en RD	97
Figura 28: Proceso de formación de gases en un vertedero.....	105
Figura 29: Pozo con cabezal en arqueta.....	108
Figura 30: Sistema de extracción global de biogás en un relleno sanitario.....	109
Figura 31: Producción de metano en un vertedero biorreactor y un vertedero convencional	116
Figura 32: Emisiones mundiales de metano de vertederos (2005).....	117
Figura 33: Metano acumulado en la celda mejorada y la celda control. Experiencia piloto.	119
Figura 34: Metano acumulado en las celdas control y biorreactor. Proyecto de demostración	120
Figura 35: Asentamiento producido en la celda control y las celdas anaerobias biorreactores	121
Figura 36: Composición del Biogás.....	125
Figura 37: Equivalencias del biogás con otros combustibles.....	126
Figura 38: Aplicaciones actuales del biogás de mayor interés y grado de refinado necesario	128
Figura 39: Tratamiento necesario a aplicar al biogás en función de su utilización	132

Índice de Ilustraciones

Ilustración 1: Digestor de campana fija	65
Ilustración 2: Digestor tambor flotante	66
Ilustración 3: Digestor tubular	67
Ilustración 4: Algunos soportes fijos utilizados.....	85
Ilustración 5: Soporte fijo utilizado en digestores españoles.	86
Ilustración 6: Soporte móvil utilizado en digestores españoles.	88
Ilustración 7: Digestores de la planta de tratamiento de vinazas de Ron Brugal	96
Ilustración 8: Planta de biogás realizada en el marco de PROBIOGÁS.....	99
Ilustración 9: Tuberías perforadas	107
Ilustración 10: Cabezal de pozo de extracción externo.....	107
Ilustración 11: Líneas de conducción del biogás.....	108
Ilustración 12: Antorcha instalada en vertedero.....	108
Ilustración 13: Estación de regulación y medida	109
Ilustración 14: Estado de las celdas control y biorreactor después de unos años de investigación	119

Índice de Tablas

Tabla 1: PEID que componen las regiones del Caribe, Pacífico y AIMS.....	7
Tabla 2: Residuos producidos por distintas especies animales (deyecciones frescas).....	17
Tabla 3: Composición química de diversos residuos de origen animal (valores promedio sobre base seca).....	17
Tabla 4: Porcentaje de sólidos totales y volátiles para distintas especies ganaderas.....	17
Tabla 5: Características de residuos ganaderos en función de la producción	18
Tabla 6: Los 5 principales socios comerciales de los PEID	20
Tabla 7: Población económicamente activa en agricultura y porcentaje respecto al total en la región del Caribe.....	21
Tabla 8: Población económicamente activa en agricultura y porcentaje Con respecto al total en la región AIMS.	21
Tabla 9: Población económicamente activa en agricultura y porcentaje respecto al total en la región del Pacífico	22
Tabla 10: Poblaciones de los PEID de la Región del Caribe	23
Tabla 11: Poblaciones de los PEID de la Región del Pacífico	24
Tabla 12: Poblaciones de los PEID de la Región AIMS	24
Tabla 13: Tasa de generación de RSU per cápita en los PEID	25
Tabla 14: Composición media de los RSU en los PEID	26
Tabla 15: Origen y biodegradabilidad de los principales componentes de los residuos orgánicos	35
Tabla 16: Producción potencial de biogás a partir de distintos residuos	40
Tabla 17: Producción de biogás a partir de distintos residuos agroindustriales.....	40
Tabla 18: Producción potencial de biogás de distintos residuos ganaderos en función del contenido en SV del residuo y algunas características de estos residuos	41
Tabla 19: Producción potencial de varios tipos de residuos	42
Tabla 20: Características de un digerido tipo	42
Tabla 21: Potencial Redox y Digestión.....	45
Tabla 22: Relación C/N para diferentes sustratos	47
Tabla 23: Efecto de la concentración de nitrógeno amoniacal en digestores anaerobios.....	48
Tabla 24: Concentraciones estimulantes e inhibitoras de cationes	48
Tabla 25: Inhibidores más comunes en el proceso microbiológico de la digestión	49
Tabla 26: Valores de TRH para diferentes residuos animales	50
Tabla 27: Rangos de Temperaturas y de Tiempos de retención en la fermentación anaerobia	50
Tabla 28: Condiciones ideales para la digestión anaerobia en función de la fase	52
Tabla 29: Parámetros de operación de la Digestión Anaerobia	53
Tabla 30: Nº de digestores construidos en Asia y Africa a través de HIVOS y/o SNV hasta 2013 (SNV, 2014).....	64
Tabla 31: Producción de estiércol fresco diario por tipo de animal.....	68
Tabla 32: TRH en función de la temperatura ambiente	68
Tabla 33: Relación entre el diámetro y la longitud.....	69
Tabla 34: Materiales necesarios para la construcción de un digestor anaerobio tubular	70
Tabla 35: Dimensiones para la zanja	70

Tabla 36: Parámetros de funcionamiento recomendados para aplicaciones en el mundo en desarrollo rural.....	74
Tabla 37: Parámetros característicos de las tecnologías de digestión anaerobia	92
Tabla 38: Comportamiento de las tecnologías de digestión anaerobia	93
Tabla 39: Composición promedio de la vinaza	96
Tabla 40: Parámetros óptimos de operación del proceso.....	97
Tabla 41: Composición del biogás de la planta de digestión anaerobia de ron Brugal	98
Tabla 42: Costes de inversión de una planta de biogás de vertedero sanitario	111
Tabla 43: Costes anuales de operación y mantenimiento para diferentes sistemas de biogás de vertedero sanitario	111
Tabla 44: Composición del biogás en función del sustrato utilizado	124
Tabla 45: Consumo de biogás y rendimiento de aparatos utilizados en países en desarrollo	127

Acrónimos

A

ACT = Ley de Aire Limpio (Estados Unidos) (Clean air ACT).
ADEME = Agencia de medio ambiente y gestión de la energía (Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie).
AEBIG = Asociación Española del Biogás.
AEE = Agencia Extremeña de la Energía.
AEMA = Agencia Europea del Medio Ambiente.
AGV's = Ácidos grasos volátiles.
AIDIS = Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental.
AIMS = África, Océano Índico, Mediterráneo y Mar Meridional de China (Africa, Indian Ocean, Mediterranean and South China Sea).
ALC = América Latina y el Caribe.
APHA = Asociación Americana de Salud Pública (American Public Health Association).
APEI = Alianza de Pequeños Estados Insulares.
ASAE = Sociedad Americana de Ingenieros Agrícolas (American Society of Agricultural Engineers).
ASTM = Sociedad Americana para Pruebas y Materiales (American Society for Testing and Materials).
AWWA = Asociación Americana creada para mejorar suministro y Calidad del Agua (American Water Works Association).

B

BID = Banco Interamericano de Desarrollo.
BMP = Potencial Bioquímico de Metano (Biochemical Methane Potential).
BOD = Demanda biológica de oxígeno (Biochemical oxygen demand).
BOD₅ = Demanda biológica de oxígeno - 5 días. El período de prueba estándar de oxidación (o de incubación) para la DBO es de 5 días a 20 grados Celsius (° C) (Biochemical Oxygen Demand. The standard oxidation (or incubation) test period for BOD is 5 days at 20 degrees Celsius (°C)).
BTU = British thermal unit (medida estándar de energía).

C

CAA = Clean Air Act.
CARICOM = Comunidad del Caribe (Caribbean Community).
CE = Comunidad Europea.
CEDECAP = Centro de Demostración y Capacitación en Tecnologías Apropriadas.
CEPAL = Comisión Económica para América Latina y el Caribe.
CERs = Certificados de Reducción de Emisiones o Bonos de Carbono autenticados por la ONU (Certified Reduction Emissions).
CHP = Planta combinada de calor y electricidad. (Combined heat and power).
CIPAV = Centro para la Investigación en Sistemas Sostenibles de Producción Agropecuaria.
CMNUCC = Convenio Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático.
C/N = Relación carbono/nitrógeno.
COD = Demanda química de oxígeno (Chemical oxygen demand).
COV's = Compuestos orgánicos volátiles.
COT = Carbono orgánico Total.
CSTR = Digestor de mezcla completa (Continuous stirred-tank reactor).

D

DA = Digestión anaerobia.

DBO₅ = Demanda biológica de oxígeno. El período de prueba estándar de oxidación (o de incubación) para la DBO es de 5 días a 20 grados Celsius (° C).

DBO = DBO₅.

DQO = Demanda química de oxígeno.

DQO_s = Demanda química de oxígeno soluble.

DQO_t = Demanda química de oxígeno total.

E

EDAR = Estación depuradora de aguas residuales.

EGBS = Lecho de Lodo Granular Expandido (Expanded Granular Sludge Bed).

EPA = Agencia de Protección Medioambiental (Environmental Protection Agency of the U.S. federal government (USEPA)).

EPER = Registro Europeo de Emisiones de Sustancias Contaminantes (European Pollutant Emission Register).

EWB = Engineers without borders.

F

FAO = Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura (Food and Agriculture Organization).

FMAM = Fondo para el Medio Ambiente Mundial.

FORSU = Fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos.

FSM = Estados Federados de Micronesia (Federated States of Micronesia).

FvB = Asociación alemana de biogás (Fachverband biogas).

G

GEI = Gases de efecto invernadero.

GTZ = Organización Alemana para la Cooperación Técnica (Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit).

GWP = Calentamiento global potencial (Global-warming potential).

H

HDI = Índice de desarrollo humano (Human development index).

HLB = Huanglongbing (palagra de origen chino que significa enverdecimiento de los cítricos, es una enfermedad bacteriana grave que afecta a los cítricos).

HRT = Tiempo de residencia hidráulico (Hydraulic retention time).

I

IC = Circulación Interna (Internal Circulation).

IDAE = Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía.

IDB = Banco Interamericano de Desarrollo (Inter-American Development Bank).

IFPRI = Instituto Internacional de Investigación sobre Políticas Alimentarias (International Food Policy Research Institute).

IICA = Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura.

ILRI = International Livestock Research Institute.

INIA = Instituto Nacional de Innovación Agraria de Cajamarca – Perú.

IOC = Comisión del Océano Índico (Indian Ocean Commission).

IPCC= Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (Intergovernmental Panel on Climate Change).

ISF = Ingenieros sin fronteras.

ISWA = Asociación de Limpieza Pública y Residuos Urbanos (International Solid Waste Association).

ITDG = Instituto Técnico Diversificado Grajales (Colombia).

ITRC = Consejo Interestatal Regulatorio y de Tecnología (Interstate Technology & Regulatory Council).

L

LAC = América Latina y el Caribe (Latin America and the Caribbean).

M

MDL = Mecanismo de Desarrollo Limpio.

MS = Materia seca.

N

NMOCS = Compuestos orgánicos sin incluir al metano (Non-methane organic compounds).

NREL = Laboratorio Nacional de Energía Renovable (National Renewable Energy Laboratory).

O

ODS = Objetivos de Desarrollo Sostenibles.

OLR = Organic loading rate (tasa de carga orgánica) ($\text{kg VS}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$).

ONG = Organizaciones no Gubernamentales.

ONU = Organización de Naciones Unidas.

OPS = Organización Panamericana de la Salud.

P

PAM = Programa de Acción Mundial para la Protección del Medio Marino frente a Actividades Terrestres.

PCI = Poder calorífico inferior.

PEAD = Polietileno de alta densidad (HDPE = high density polyethylene).

PEID = Pequeños Estados Insulares en Desarrollo.

PIF = Foro de las Islas del Pacífico (Pacific Islands Forum).

PFR = Digestor de flujo pistón (Plug-flow reactor).

PGA = Presión absoluta en el digestor.

PNG = Papúa Nueva Guinea.

PTAR = Plantas de tratamiento de aguas residuales.

PVC = Policloruro de vinilo.

R

RCE = Reducciones certificadas de emisiones.

RSD = Residuo sólido domiciliario.

RSM = Residuo sólido municipal.

RU = Residuo urbano.

RSD = Residuo sólido domiciliario.

RSU = Residuo sólido urbano.

S

SC = Sólidos coloidales.

SD = Sólidos disueltos.

SEN= Sistemas Estadísticos Nacionales

SM = Sólidos minerales.

SRT = Tiempo de retención de sólidos (Solids retention time).

SRTlim min = tiempo de residencia de sólidos mínimo (Solids residence time minimum).

SS = Sólidos en suspensión.

SSV = Sólidos suspendidos volátiles.

SSM = Sólidos suspendidos minerales.

ST = Sólidos totales.

SV = Sólidos volátiles.

T

TOC = Carbono orgánico total (Total organic carbon).

TPC = Certificado de rendimiento tecnológico (Technology Performance Certificate).

U

UASB = Lecho de lodos de flujo ascendente (Up-flow anaerobic sludge blanket).

UN = Naciones Unidas (United Nations).

UNDP = Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (United Nations Development Programme).

UNEP= Programa de las Naciones Unidas para el medio Ambiente (United Nations Environment Programm).

UPC = Universidad Politécnica de Cataluña.

USA = Estados Unidos de América (United States of America).

USAID = Agencia de Estados Unidos para el desarrollo Internacional (United States Agency for International Development).

USEPA = Agencia de Protección Medioambiental de Estados Unidos de América (United States Environmental Protection Agency).

UV = Ultravioleta.

V

VFA = Ácidos grasos volátiles (Volatile fatty acids).

VOC's = Compuestos orgánicos volátiles (Volatile organic compounds).

W

WBG = World Bank Group.

WARR= Prevención de residuos y recuperación de recursos (Waste Avoidance and Resource Recovery).

WARR ACT 2001 No 58= Ley para promover la eliminación de desechos y la recuperación de recursos; establecer el Resource NSW (Recurso regulador); derogar la Ley de Minimización y Manejo de Residuos de 1995; para enmendar el. Ley de Protección del Medio Ambiente de 1997; y para otros fines. Esta Ley promueve la prevención de desechos y la recuperación de recursos para lograr una reducción continua en la generación de residuos. La Ley prevé el desarrollo de una Estrategia de residuos a nivel estatal e introduce un esquema para promover la responsabilidad extendida del productor por el ciclo de vida de un producto.

Símbolos y Abreviaturas

a = año
aprox. = aproximadamente
Btu = Unidad de energía inglesa equivalente a 1055 julios (British Thermal Unit).
°C = grados Celsius
cal = calorías
d = día
D = diámetro
°F = grados Fahrenheit
ft³ = pie cúbicos (cubic foot)
ΔG° = energía libre de Gibbs estándar
(g) = gas
g = gramo
H = altura
hab. = habitante
% = porcentaje
J = julio
kg = kilogramo
kcal. = kilocalorías
kg SV = kilogramos de sólidos volátiles
kPa = kilopascal
L o l = litro
lb = libra
log = logaritmo en base 10
m = metro
Máx = máximo
mbar = milibar
mg = miligramo
MJ = megajulios
m.s.n.m. = metros sobre el nivel del mar
μg = microgramos
μm = micra; micrometro
N = newton
n.d. = no determinado
Q = caudal (m³/d)
ρ = densidad (kg/m³)
P = presión
Pa = Pascales
Pci = poder calorífico inferior
ppm = partes por millón
s = segundo
US\$ = dólares de Estados Unidos (United States)
T = temperatura
temp. = temperatura
V = volumen

Fórmulas y símbolos químicos

C = carbono
 CO_3^{2-} = ión carbonato
 CO_2 = dióxido de carbono
 CH_4 = metano
 CH_3OH = metanol
 $\text{C}_2\text{H}_5\text{OH}$ = etanol
 CH_3COOH = ácido acético
 $\text{CH}_3\text{CH}_2\text{COOH}$ = ácido propiónico
 $\text{CH}_3\text{CH}_2\text{CH}_2\text{COOH}$ = ácido butírico
 $\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6$ = glucosa
N = nitrógeno
 NH_3 = amoníaco
P = fósforo
S = azufre
Zn = zinc
Pb = plomo
 H_2 = hidrógeno gas
 O_2 = oxígeno
 H_2O = agua
 H_2S = sulfuro de hidrógeno
 K_2O = óxido de potasio
 P_2O_5 = pentaóxido de fósforo
 SO_2 = dióxido de azufre
 CaCO_3 = carbonato cálcico
 NaCO_3 = carbonato sódico

Carreras, N.