

Gobierno de Chile
Ministerio de Energía



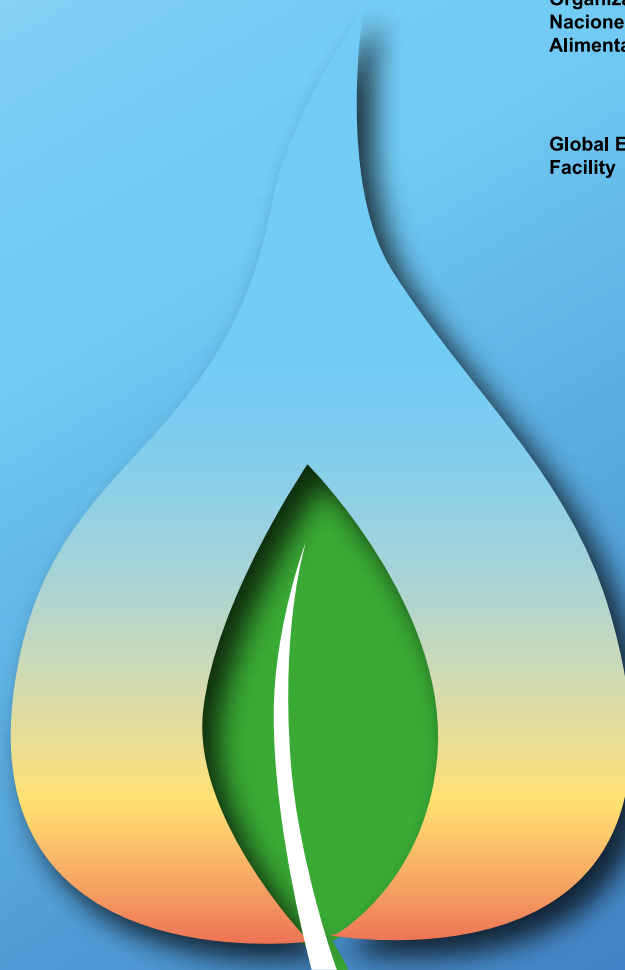
Programa de las Naciones
Unidas para el Desarrollo



Organización de las
Naciones Unidas para la
Alimentación y la Agricultura



Global Environment
Facility



MANUAL DE BIOGÁS

MANUAL DE BIOGÁS

MANUAL DE BIOGÁS

MINENERGIA / PNUD / FAO / GEF

Editado por:

Proyecto CHI/00/G32

“Chile: Remoción de Barreras para la Electrificación Rural con Energías Renovables”.

- Ministerio de Energía
- Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura
- Global Environment Facility

Las denominaciones empleadas en este producto informativo y la forma en que aparecen presentados los datos que contiene no implican, por parte de la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO), juicio alguno sobre la condición jurídica o nivel de desarrollo de países, territorios, ciudades o zonas, o de sus autoridades, ni respecto de la delimitación de sus fronteras o límites. La mención de empresas o productos de fabricantes en particular, estén o no patentados, no implica que la FAO los apruebe o recomiende de preferencia a otros de naturaleza similar que no se mencionan.

Las opiniones expresadas en esta publicación son las de su(s) autor(es), y no reflejan necesariamente los puntos de vista de la FAO.

ISBN 978-95-306892-0

Todos los derechos reservados. La FAO fomenta la reproducción y difusión del material contenido en este producto informativo. Su uso para fines no comerciales se autorizará de forma gratuita previa solicitud.

La reproducción para la reventa u otros fines comerciales, incluidos fines educativos, podría estar sujeta a pago de tarifas. Las solicitudes de autorización para reproducir o difundir material de cuyos derechos de autor sea titular la FAO y toda consulta relativa a derechos y licencias deberán dirigirse por correo electrónico a: copyright@fao.org, o por escrito al Jefe de la Subdivisión de Políticas y Apoyo en materia de Publicaciones, Oficina de Intercambio de Conocimientos, Investigación y Extensión, FAO, Viale delle Terme di Caracalla, 00153 Roma (Italia).

© FAO 2011

Preparación del Manual de Biogás:

Prof. María Teresa Varnero Moreno

Diseño y diagramación:

hernanromero@vtr.net

Santiago de Chile, 2011

INDICE

PRESENTACIÓN	5
INTRODUCCIÓN.....	7
1. PROCESOS DE BIODIGESTIÓN	11
1.1 Digestión aeróbica	11
1.2 Digestión anaeróbica	12
2. FUNDAMENTOS DE LA FERMENTACIÓN METANOGENICA	17
2.1 Etapas de la fermentación metanogénica.....	17
2.2 Microorganismos involucrados en cada fase de digestión anaeróbica	20
2.3 Beneficios ambientales de la biodigestión anaeróbica	23
3. FACTORES DETERMINANTES EN EL PROCESO METANOGENICO (PRODUCCIÓN DE BIOGÁS)	27
3.1 Naturaleza y composición bioquímica de materias primas.	27
3.2 Relación carbono/nitrógeno de las materias primas.	33
3.3 Niveles de sólidos totales y sólidos volátiles.	34
3.4 Temperatura	36
3.5 Tiempo de retención hidráulico (TRH) y velocidad de carga orgánica.....	39
3.6 Rangos de pH y alcalinidad	40
3.7 Nutrientes (niveles de sales).....	43
3.8 Potencial redox	44
3.9 Tóxicos e inhibidores de la metanogénesis	44
3.10 Promotores de la metanogénesis (inoculantes biológicos).....	48
4. USOS DEL BIOGÁS	53
4.1 Principios de la combustión	53
4.2 Aplicaciones del biogás	53
4.3 Purificación o acondicionamiento del biogás	55
4.4 Artefactos y adaptaciones necesarias.....	62
5. USOS DEL RESIDUO BIOFERMENTADO O LODOS DE DIGESTIÓN Y DE LOS EFLUENTES.....	67
5. 1. Acondicionador.....	68
5.2. Biofertilizante	69
5.3 Lodos de digestión anaeróbica	70
5.4 Efluentes del biodigestor.....	70
5.5 Usos de bioabono para recuperación de suelos degradados.....	72

6. TIPO Y GESTIÓN DE BIODIGESTORES	77
6.1 Componentes de un digestor anaeróbico	77
6.2 Configuraciones de un reactor anaeróbico para la producción de bioenergía	81
6.3 Clasificación de los bioreactores o biodigestores anaeróbicos.....	82
6.4 Digestor de mezcla completa.....	89
6.5 Otros sistemas	91
7. PRINCIPALES DIGESTORES EN EL MEDIO RURAL	95
7.1. Modelo Chino.....	96
7.2. Modelo Indiano.....	97
7.3 Biodigestores Horizontales.....	98
7.4 Digestor Batch (discontinuo o régimen estacionario).....	98
7.5 Otros tipos de biodigestores.....	100
7.6 Consideraciones de construcción y estimación de costos.....	101
8. TECNOLOGÍA DEL BIOGAS: FUNCIONAMIENTO Y ESQUEMA OPERATIVO DE UN BIODIGESTOR.....	105
8.1 Cálculos de cargas en función de materias primas	105
8.2 Capacidad de la planta de biogás.....	106
8.3 Localización y diseño del digestor.....	106
8.4 Etapa de arranque	107
8.5 Etapa de operación	110
8.6 Mantenimiento.....	111
8.7 Estudio de caso.....	112
REFERENCIAS	115

PRESENTACIÓN

Esta publicación es un esfuerzo conjunto del Ministerio de Energía del Gobierno de Chile, La Organización de la Naciones Unidas para la Alimentación y Agricultura, y el Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo, con el fin de contribuir al uso y fomento de las energías renovables no convencionales .

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 que como ayuda a la obtención de biofertilizante y tratamiento de problemas sanitarios en algunos casos, hacen que replicabilidad y difusión en los sectores con abundancia de materia orgánica de desecho sea atractivo.

Esperamos que esta publicación contribuya al desarrollo e implementación de proyectos con esta tecnología, y que esto se traduzca en un mejoramiento de la calidad de vida de las personas y haga nuestro entorno más sustentable.

INTRODUCCIÓN

Cuando a finales del siglo XVIII el físico italiano Alessandro Volta identificó por primera vez el metano (CH_4) como el gas inflamable en las burbujas que emergían de los pantanos, no se pudo imaginar la importancia que este gas podría llegar a tener para la sociedad humana en los siglos venideros.

El metano alcanzó una especial importancia durante la segunda guerra mundial debido a la escasez de combustibles. Con el fin de la guerra y la fácil disponibilidad de combustibles fósiles, la mayoría de las instalaciones fueron cesando en su funcionamiento. Sin embargo, en India, a comienzos de la década de los 60, se impulsó notablemente la tecnología de producción de biogás a partir de estiércol bovino con el doble propósito del aprovechamiento energético y la obtención de un biofertilizante. En China, a inicios de la década de los 70, se ha fomentado la construcción de digestores, mediante programas de ámbito nacional. En los países industrializados la historia de la tecnología de biodigestión ha sido diferente y el desarrollo ha respondido más bien a motivaciones medioambientales que puramente energéticas, constituyendo un método clásico de estabilización de lodos activos de las plantas de tratamiento de aguas residuales domiciliarias. Durante la década de los ochenta, volvió a adquirir cierta importancia como forma de recuperación energética en explotaciones agropecuarias y agroindustriales. Sin embargo, con la disminución de los precios del petróleo, a finales de los años ochenta, el interés por la tecnología de digestión anaeróbica volvió a decaer, aunque en algunos países industrializados se han desarrollado importantes programas de desarrollo de plantas anaeróbicas a escala industrial y doméstica. En la actualidad, el biogás se utiliza en todo el mundo como una fuente de combustible tanto a nivel industrial como doméstico. Su explotación ha contribuido a impulsar el desarrollo económico sostenido y ha proporcionado una fuente energética renovable alternativa al carbón y el petróleo.

La actividad agropecuaria y el manejo adecuado de residuos rurales pueden contribuir significativamente a la producción y conversión de residuos animales y vegetales (biomasa) en distintas formas de energía. Durante la digestión anaeróbica de la biomasa, mediante una serie de reacciones bioquímicas, se genera el biogás, el cual, está constituido principalmente por metano (CH_4) y dióxido de carbono (CO_2). Este biogás puede ser capturado y usado como combustible y/o electricidad. De esta forma, la digestión anaeróbica, como método de tratamiento de residuos, permite disminuir la cantidad de materia orgánica contaminante, estabilizándola (bioabonos) y al mismo tiempo, producir energía gaseosa (biogás).

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 (bioabono) 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: energía y productos con valor agregado.

PROCESOS DE BIODIGESTIÓN



1. PROCESOS DE BIODIGESTIÓN

El correcto manejo de los residuos orgánicos se logra a través de diferentes tratamientos que implican un reciclaje de estas materias orgánicas, transformándolas en productos con valor agregado. El reciclaje de materia orgánica ha recibido un fuerte impulso con el alto costo de los fertilizantes químicos, con la búsqueda de alternativas no tradicionales de energía, así como también, la necesidad de vías de descontaminación y eliminación de residuos.

La población microbiana juega un importante papel en las transformaciones de estos residuos orgánicos especialmente si se considera que disponen de un amplio rango de respuestas frente a la molécula de oxígeno, componente universal de las células. Esto permite establecer bioprocesos en función de la presencia o ausencia de oxígeno, con el objeto de tratar adecuadamente diversos residuos orgánicos.

1.1 Digestión aeróbica

La digestión aeróbica consiste en procesos realizados por diversos grupos de microorganismos, principalmente bacterias y protozoos que, en presencia de oxígeno actúan sobre la materia orgánica disuelta, transformándola en productos finales inocuos y materia celular.

Al comienzo, el proceso de digestión aeróbica tuvo escasa aceptación, debido a que se desconocían sus principios fundamentales, además de que encarecían los costos del tratamiento por la cantidad adicional de energía necesaria para el suministro de aire al proceso. En contraste, los procesos de digestión anaeróbica permiten utilizar el metano generado como fuente de energía. La principal ventaja del proceso aeróbico es la simplificación en las operaciones de disposición de los lodos comparada con la relativa complejidad operativa del proceso de digestión anaeróbica.

La digestión aeróbica es un proceso mediante el cual los lodos son sometidos a una aireación prolongada en un tanque separado y descubierto. El proceso involucra la oxidación directa de la materia orgánica biodegradable y la autooxidación de la materia celular.

En las primeras fases del proceso de digestión aeróbica, cuando una población de microorganismos se pone en contacto con una fuente ilimitada de sustrato, los microorganismos se reproducen con una tasa de crecimiento poblacional logarítmico que sólo está limitada por su propia habilidad de reproducirse. La tasa de consumo de oxígeno aumenta rápidamente debido a la absorción y asimilación de materia orgánica para la síntesis de nueva masa protoplasmática.

A medida que progresa la oxidación de la materia orgánica disponible, la tasa de crecimiento bacteriano empieza a disminuir. Las fuentes de carbono orgánico disponibles se hacen limitantes, y por consiguiente, también se presenta una disminución en la tasa de consumo de oxígeno. Cuando la cantidad de materia orgánica disponible es apenas suficiente para garantizar la subsistencia de las distintas especies de microorganismos, éstos comienzan a autooxidarse mediante su metabolismo endógeno.

La digestión aeróbica presenta diversas ventajas dentro de las cuales destacan la facilidad de operación del sistema, bajo capital de inversión comparada con la digestión anaeróbica, no genera

olores molestos, reduce la cantidad de coliformes fecales y por lo tanto, de organismos patógenos, produce un sobrenadante clarificado con una baja DBO_5 , con pocos sólidos y poco fósforo. El proceso presenta también sus desventajas, entre las que se suele mencionar los altos costos de operación causados por los altos consumos de energía, la falta de parámetros y criterios claros para el diseño y la dificultad que presentan los lodos digeridos aeróbicamente para ser separados mediante centrifugación y filtración al vacío.

1.2 Digestión anaeróbica

La digestión anaeróbica es un proceso biológico complejo y degradativo en el cual parte de los materiales orgánicos de un sustrato (residuos animales y vegetales) son convertidos en biogás, mezcla de dióxido de carbono y metano con trazas de otros elementos, por un consorcio de bacterias que son sensibles o completamente inhibidas por el oxígeno o sus precursores (e.g. H_2O_2). Utilizando el proceso de digestión anaeróbica es posible convertir gran cantidad de residuos, residuos vegetales, estiércoles, efluentes de la industria alimentaria y fermentativa, de la industria papelera y de algunas industrias químicas, en subproductos útiles. En la digestión anaerobia más del 90% de la energía disponible por oxidación directa se transforma en metano, consumiéndose sólo un 10% de la energía en crecimiento bacteriano frente al 50% consumido en un sistema aeróbico.

En la digestión anaeróbica, los microorganismos metanogénicos desempeñan la función de enzimas respiratorios y, junto con las bacterias no metanogénicas, constituyen una cadena alimentaria que guarda relación con las cadenas enzimáticas de células aeróbicas. De esta forma, los residuos orgánicos se transforman completamente en biogás que abandona el sistema. Sin embargo, el biogás generado suele estar contaminado con diferentes componentes, que pueden complicar el manejo y aprovechamiento del mismo.

El proceso anaeróbico se clasifica como fermentación anaeróbica o respiración anaeróbica dependiendo del tipo de aceptores de electrones.

1.2.1 Fermentación anaeróbica

En una fermentación anaeróbica, la materia orgánica es catabolizada en ausencia de un aceptor de electrones externo mediante microorganismos anaeróbicos estrictos o facultativos a través de reacciones de oxidación-reducción bajo condiciones de oscuridad. El producto generado durante el proceso acepta los electrones liberados durante la descomposición de la materia orgánica. Por lo tanto, la materia orgánica actúa como dador y aceptor de electrones. En la fermentación, el sustrato es parcialmente oxidado y por lo tanto, sólo una pequeña cantidad de la energía contenida en el sustrato se conserva.

La Figura 1.1 muestra la fermentación anaeróbica de glucosa en etanol. Es importante destacar que la mayor parte (dos tercios) del metano se produce mediante fermentación anaeróbica en el cual el acetato actúa como dador y aceptor de electrones. La producción de metano mediante esta vía se conoce comúnmente como metanogénesis acetotrófica. La fermentación anaeróbica se puede aplicar para la recuperación de biocombustibles (e.g. hidrógeno y butanol) y productos bioquímicos (nisina y ácido láctico).

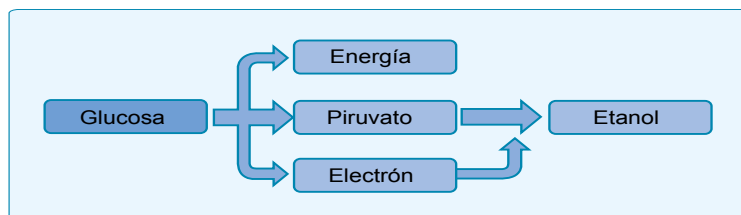


Figura 1.1. Fermentación anaeróbica de glucosa en etanol.

1.2.2 Respiración anaeróbica

La respiración anaeróbica es un proceso biológico de oxido-reducción de monosacáridos y otros compuestos en el que el aceptor terminal de electrones es una molécula inorgánica distinta del oxígeno, y más raramente una molécula orgánica. La realizan exclusivamente algunos grupos de bacterias y para ello utilizan una cadena transportadora de electrones análoga a la de las mitocondria en la respiración aeróbica. No debe confundirse con la fermentación, que es un proceso también anaeróbico, pero en el que no participa nada parecido a una cadena transportadora de electrones y el aceptor final de electrones es siempre una molécula orgánica.

La respiración anaeróbica requiere aceptores de electrones externos para la disposición de los electrones liberados durante la degradación de la materia orgánica (Figura 1.2). Los aceptores de electrones en este caso pueden ser CO_2 , SO_4^{2-} o NO_3^- . La energía liberada es mucho mayor a la que se produce durante la fermentación anaeróbica.

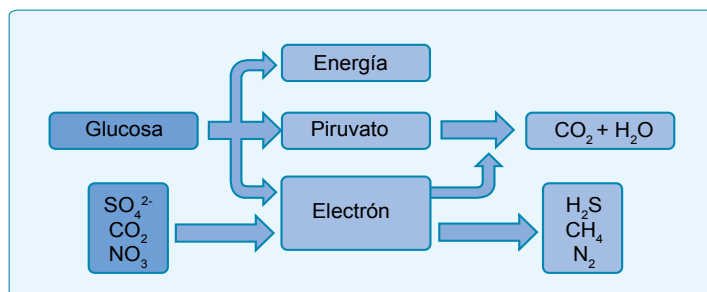


Figura 1.2. Respiración anaeróbica de la glucosa.

Cuando el CO_2 acepta los electrones liberados por la materia orgánica, se reduce a gas metano (CH_4). La producción de CH_4 mediante esta vía se conoce como metanogénesis hidrogenotrófica y es responsable de un tercio de la producción total de metano. Ciertos microorganismos anaeróbicos también utilizan el CO_2 como aceptor de electrones y reducen el hidrógeno a ácido acético. La presencia de sulfato en un ambiente anaeróbico desvía parte de la materia orgánica hacia la reducción de sulfato mediante un grupo especializado de bacterias anaeróbicas conocido como bacterias reductoras de sulfato. La liberación de sulfuro de hidrógeno, gas de olor penetrante, es característico en ambientes anaeróbicos en los cuales el sulfato actúa como aceptor de electrones. Cuando el nitrato (NO_3^-) actúa como aceptor de electrones, se reduce a gas nitrógeno. Este corresponde a un proceso biológico estándar para la

remoción de compuestos nitrogenados en las aguas residuales. El grupo de bacterias involucradas en este proceso se conocen como bacterias reductoras de nitrato o desnitrificadoras.

1.2.3 Productos finales de la digestión anaerobia

Los principales productos del proceso de digestión anaerobia, en sistemas de alta carga orgánica y en mezcla completa, son el biogás y un bioabono que consiste en un efluente estabilizado.

1.2.3.1 Biogás

El biogás es una mezcla gaseosa formada principalmente de metano y dióxido de carbono, pero también contiene diversas impurezas. La composición del biogás depende del material digerido y del funcionamiento del proceso. Cuando el biogás tiene un contenido de metano superior al 45% es inflamable. El biogás tiene propiedades específicas que se indican en la Tabla 1.1.

1.2.3.2 Bioabono

Las características del bioabono, dependen en gran medida del tipo de tecnología y de las materias primas utilizadas para la digestión. Durante el proceso anaeróbico, parte de la materia orgánica se transforma en metano, por lo que el contenido en materia orgánica es menor al de las materias primas. Gran parte de la materia orgánica de este producto se ha mineralizado, por lo que normalmente aumenta el contenido de nitrógeno amoniacal y disminuye el nitrógeno orgánico.

Tabla 1.1. Características generales del biogás

Composición	55 – 70% metano (CH_4) 30 – 45% dióxido de carbono (CO_2) Trazas de otros gases
Contenido energético	6.0 – 6.5 kW h m ⁻³
Equivalente de combustible	0.60 – 0.65 L petróleo/m ³ biogás
Límite de explosión	6 – 12 % de biogás en el aire
Temperatura de ignición	650 – 750°C (con el contenido de CH_4 mencionado)
Presión crítica	74 – 88 atm
Temperatura crítica	-82.5°C
Densidad normal	1.2 kg m ⁻³
Olor	Huevo podrido (el olor del biogás desulfurado es imperceptible)
Masa molar	16.043 kg kmol ⁻¹

Fuente: Deublein y Steinhäuser (2008)

FUNDAMENTOS DE LA FERMENTACIÓN METANOGÉNICA

2



2. FUNDAMENTOS DE LA FERMENTACIÓN METANOGÉNICA

2.1 Etapas de la fermentación metanogénica

La digestión anaeróbica es 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 anaeróbica de la materia orgánica en cuatro fases o etapas:

1. Hidrólisis
2. Etapa fermentativa o acidogénica
3. Etapa acetogénica
4. Etapa metanogénica

La primera fase es la hidrólisis de partículas y moléculas complejas (proteínas, carbohidratos y lípidos) que son hidrolizadas por enzimas extracelulares producidas por los microorganismos acidogénicos o fermentativos. Como resultado se producen compuestos solubles más sencillos (aminoácidos, azúcares y ácidos grasos de cadena larga) que serán metabolizados por las bacterias acidogénicas dando lugar, principalmente, a ácidos grasos de cadena corta, alcoholes, hidrógeno, dióxido de carbono y otros productos intermedios. Los ácidos grasos de cadena corta son transformados en ácido acético, hidrógeno y dióxido de carbono, mediante la acción de los microorganismos acetogénicos. Por último, los microorganismos metanogénicos producen metano a partir de ácido acético, H_2 y CO_2 .

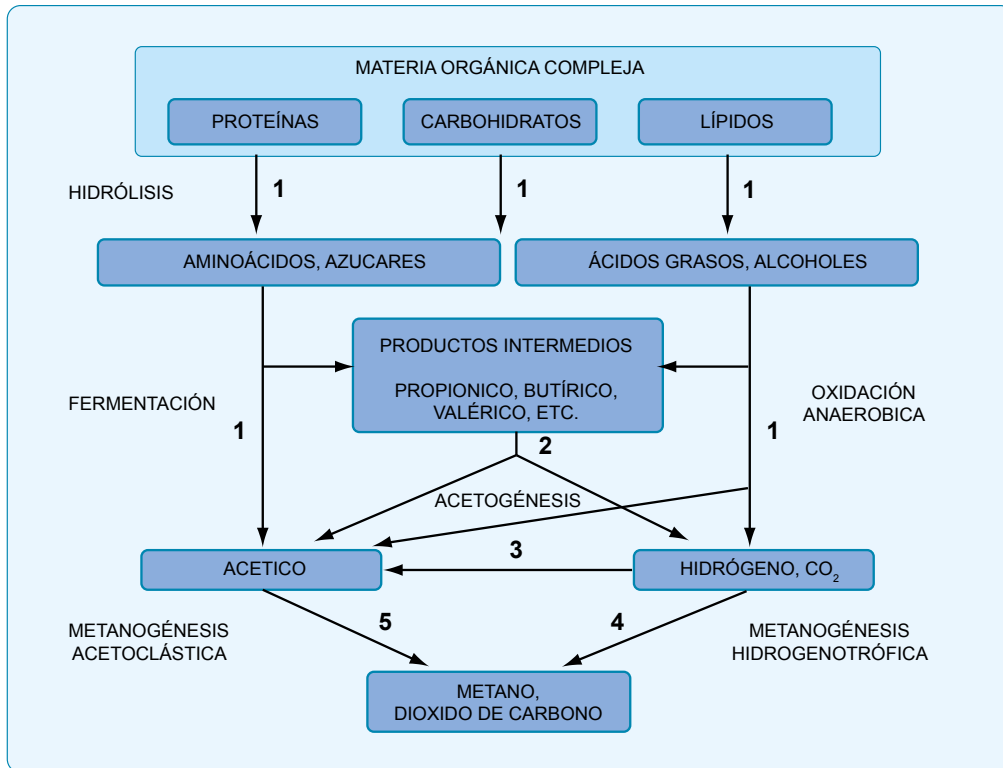
En la Figura 2.1 se muestra esquemáticamente las distintas fases del proceso de digestión anaeróbica, los microorganismos que intervienen en cada una de ellas y los productos intermedios generados.

2.1.1 Hidrólisis

La materia orgánica polimérica no puede ser utilizada directamente por los microorganismos a menos que se hidrolicen en compuestos solubles, que puedan atravesar la pared celular. La hidrólisis es el primer paso necesario para la degradación anaeróbica de sustratos orgánicos complejos. Por tanto, es el proceso de hidrólisis el que proporciona sustratos orgánicos para la digestión anaeróbica. La hidrólisis de estas moléculas complejas es llevada a cabo por la acción de enzimas extracelulares producidas por microorganismos hidrolíticos.

La etapa hidrolítica puede ser el proceso limitante de la velocidad global del proceso sobre todo cuando se tratan residuos con alto contenido de sólidos. Además, la hidrólisis depende de la temperatura del proceso, del tiempo de retención hidráulico, de la composición bioquímica del sustrato (porcentaje de lignina, carbohidratos, proteínas y grasas), del tamaño de partículas, del nivel de pH, de la concentración de NH_4^+ y de la concentración de los productos de la hidrólisis.

Figura 2.1. Esquema de reacciones de la digestión anaeróbica de materiales poliméricos.



(Pavlostathis y Giraldo-Gómez, 1991).

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.

Cualquier sustrato se compone de tres tipos básicos de macromoléculas: hidratos de carbono, proteínas y lípidos.

Las proteínas constituyen un sustrato muy importante en el proceso de digestión anaeróbica debido a que además de ser fuente de carbono y energía, los aminoácidos derivados de su hidrólisis tienen un elevado valor nutricional. Las proteínas son hidrolizadas en péptidos y aminoácidos por la acción de enzimas proteolíticas llamadas proteasas. Parte de estos aminoácidos son utilizados directamente en la síntesis de nuevo material celular y el resto son degradados a ácidos volátiles, dióxido de carbono, hidrógeno, amonio y sulfuro en posteriores etapas del proceso.

La degradación de los lípidos en ambientes anaeróbicos comienza con la ruptura de las grasas por la acción de enzimas hidrolíticas denominadas lipasas produciendo ácidos grasos de cadena larga y glicerol.

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. Los principales productos de la hidrólisis de la celulosa son celobiasa y glucosa, mientras que la hemicelulosa produce pentosas, hexosas y ácidos urónicos. La tasa de hidrólisis, en general, aumenta con la temperatura. La tasa de hidrólisis depende, también, del tamaño de las partículas, debido fundamentalmente a la disponibilidad de superficie para la adsorción de las enzimas hidrolíticas. Los pretratamientos físico-químicos, 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.

2.1.2 Etapa fermentativa o acidogénica

Durante esta etapa tiene lugar la fermentación de las moléculas orgánicas solubles en compuestos que puedan ser utilizados directamente por las bacterias metanogénicas (acético, fórmico, H_2) y compuestos orgánicos más reducidos (propiónico, butírico, valérico, láctico y etanol principalmente) que tienen que ser oxidados por bacterias acetogénicas en la siguiente etapa del proceso. La importancia de la presencia de este grupo de bacterias no sólo radica en el hecho que produce el alimento para los grupos de bacterias que actúan posteriormente, si no que, además eliminan cualquier traza del oxígeno disuelto del sistema.

Este grupo de microorganismos, se compone de bacterias facultativas y anaeróbicas obligadas, colectivamente denominadas bacterias formadoras de ácidos.

2.1.3 Etapa acetogénica

Mientras que algunos productos de la fermentación pueden ser metabolizados directamente por los organismos metanogénicos (H_2 y acético), otros (etanol, ácidos grasos volátiles y algunos compuestos aromáticos) deben ser transformados en productos más sencillos, como acetato (CH_3COO^-) e hidrógeno (H_2), a través de las bacterias acetogénicas. Representantes de los microorganismos acetogénicos son *Syntrophomonas wolfei* y *Syntrophobacter wolini*.

Un tipo especial de microorganismos acetogénicos, son los llamados homoacetogénicos. Este tipo de bacterias son capaces de crecer heterotróficamente en presencia de azúcares o compuestos monocarbonados (como mezcla H_2/CO_2) produciendo como único producto acetato. Al contrario que las bacterias acetogénicas, éstas no producen hidrógeno como resultado de su metabolismo, sino que lo consumen como sustrato. Según se ha estudiado, el resultado neto del metabolismo homoacetogénico permite mantener bajas presiones parciales del hidrógeno y, por tanto, permite la actividad de las bacterias acidogénicas y acetogénicas.

Los principales microorganismos homoacetogénicos que han sido aislados son *Acetobacterium woodii* o *Clostridium aceticum*.

A esta altura del proceso, la mayoría de las bacterias anaeróbicas han extraído todo el alimento de la biomasa y, como resultado de su metabolismo, eliminan sus propios productos de desecho de sus células. Estos productos, ácidos volátiles sencillos, son los que van a utilizar como sustrato las bacterias metanogénicas en la etapa siguiente.

2.1.4 Etapa metanogénica

En esta etapa, un amplio grupo de bacterias anaeróbicas estrictas, actúa sobre los productos resultantes de las etapas anteriores. Los microorganismos metanogénicos pueden ser considerados como los más importantes dentro del consorcio de microorganismos anaerobios, ya que son los responsables de la formación de metano y de la eliminación del medio de los productos de los grupos anteriores, siendo, además, los que dan nombre al proceso general de biometanización.

Los microorganismos metanogénicos completan el proceso de digestión anaeróbica mediante la formación de metano a partir de sustratos monocarbonados o con dos átomos de carbono unidos por un enlace covalente: acetato, H_2/CO_2 , formato, metanol y algunas metilaminas.

Los organismos metanogénicos se clasifican dentro del dominio Archaea y tienen características comunes que los diferencian del resto de procariotas.

Se pueden establecer dos grandes grupos de microorganismos, en función del sustrato principal que metabolizan: hidrogenotróficos, que consumen H_2/CO_2 y fórmico y acetoclásticos, que consumen acetato, metanol y algunas aminas.

Se ha demostrado que un 70% del metano producido en los reactores anaeróbicos se forma a partir de la descarboxilación de ácido acético, a pesar de que, mientras todos los organismos metanogénicos son capaces de utilizar el H_2 como aceptor de electrones, sólo dos géneros pueden utilizar acetato. Los dos géneros que tienen especies acetotróficas son *Methanosarcina* y *Methanothrix*. El metano restante proviene de los sustratos ácido carbónico, ácido fórmico y metanol. El más importante es el carbónico, el cual es reducido por el hidrógeno, también producido en la etapa anterior.

2.2 Microorganismos involucrados en cada fase de digestión anaeróbica

Las especies de microorganismos involucrados en el proceso varían dependiendo de los materiales que serán degradados. Los alcoholes, ácidos grasos, y los enlaces aromáticos pueden ser degradados por la respiración anaeróbica de los microorganismos.

Estos utilizan, entre otros nutrientes, el nitrato (*Paracoccus denitrificans*, *Pseudomonas stutzerii*), azufre (*Desulfuromonas acetoxidans*, *Pyrodictium occultum*), sulfato (*Desulfovibrio desulfuricans*, *Desulfonema limicola*), carbonato (*Acetobacterium woodi*, *Clostridium acetium*, *Methanobacterium thermoautotrophicum*), fumarato (*Escherichia coli*, *Wolinella succinogenes*) o Fe(III) (*Alteromonas putrefaciens*) como aceptores de electrones, por lo que pueden denominarse reductores de nitrato, reductores de sulfato, etc.

Sin embargo otros microorganismos también compiten por el nitrato como aceptor de electrones, por lo que el nitrato se reduce rápidamente a amonio y el nitrato como reductor juega un papel secundario en los procesos de fermentación.

Los reductores de sulfato participan activamente en la degradación de compuestos con poco oxígeno, tales como lactato y etanol.

En la primera y segunda fase de la degradación, participan bacterias de al menos 128 órdenes de 58 especies y 18 géneros. Las especies que se presentan principalmente son *Clostridium*, *Ruminococcus*, *Eubacterium* y *Bacteroides*.

En la tercera y cuarta fase de la degradación, se encuentran principalmente bacterias metanogénicas. En la actualidad, se han identificado 81 especies, de 23 géneros, 10 familias y 4 órdenes.

Además, existen diversos microorganismos que pertenecen al sistema ecológico de un biorreactor y que participan indirectamente en la degradación. Por ejemplo, *Staphylococcus*, especie se desarrolla con frecuencia en los digestores, puede provocar riesgos para la salud del personal que opera el digestor si no se toman las medidas sanitarias necesarias.

En las cuatro fases de la degradación, las especies *Acetobacter* y *Eubacterium* tienen una participación similar en el proceso (Tabla 2.1).

Tabla 2.1. Bacterias que participan en el proceso de fermentación durante las cuatro fases.

Taxonomía	Especies	Descripción	Metabolismo
Género: <i>Acetobacterium</i>	<i>A. woodii</i> <i>A. paludosum</i>	El género <i>Acetobacter</i> comprenden un grupo de bacilos Gram negativos, móviles que realizan una oxidación incompleta de alcoholes, produciendo una acumulación de ácidos orgánicos como productos finales.	Reducen autotróficamente compuestos poliméricos, oligómeros, monómeros y CO_2 , utilizando el hidrógeno como fuente de electrones. Estos microorganismos hacen posible la descomposición de los ácidos grasos y compuestos aromáticos.
Género: <i>Eubacterium</i>	<i>E. rectale</i> <i>E. siraeum</i> <i>E. plautii</i> <i>E. cylindroides</i> <i>E. brachy</i> <i>E. desmolans</i> <i>E. callandrei</i> <i>E. limosum</i>	El género <i>Eubacterium</i> consiste en un grupo de bacterias anaeróbicas obligadas Gram – positivas.	La mayoría de las <i>Eubacteria</i> sacarolíticas producen butirato como el principal producto de su metabolismo. Muchas especies son capaces de descomponer sustratos complejos a través de mecanismos especiales. Algunas especies se desarrollan autotróficamente, por lo tanto son capaces de cumplir funciones específicas en la descomposición anaeróbica.

Fuente: Insam, et al, 2009.

2.2.1 Bacterias que participan de la hidrólisis

Los microorganismos de muchos géneros son los responsables de la hidrólisis. Entre estos destacan: *Bacteroides*, *Lactobacillus*, *Propionibacterium*, *Sphingomonas*, *Sporobacterium*, *Megasphaera*, *Bifidobacterium*

2.2.2 Bacterias que participan de la acidogénesis

La mayoría de los microorganismos acidogénicos también participan de la hidrólisis. El género *Clostridium*, *Paenibacillus* y *Ruminococcus* están presentes en todas las fases del proceso de fermentación, pero son dominantes en la fase acidogénica.

El grupo *Cytophaga-Flavobacterium-Bacteroides* representa el segundo grupo más grande de microorganismos durante las dos primeras fases de la descomposición. Sin embargo, en la fase metanogénica representan menos del 5% del total de microorganismos. Esto indica que estos grupos son los principales responsables de la degradación de compuestos monoméricos.

2.2.3 Bacterias que participan de la acetogénesis

Estas bacterias sólo pueden sobrevivir en simbiosis con el género que consume hidrógeno. Todos los microorganismos acetogénicos tienen un período de regeneración de hasta 84 h.

Las bacterias acetogénicas reductoras de sulfato son capaces de degradar lactato y etanol, pero no son capaces de degradar ácidos grasos y compuestos aromáticos

2.2.4 Bacterias que participan de la metanogénesis

La última fase de la descomposición anaeróbica se encuentra dominada por un grupo especial de microorganismos, las Arqueas metanogénicas. Estas se caracterizan a través del co-factor F_{420} , el cual actúa en presencia de hidrogenasas como transportador de H_2 . Este puede detectarse por su autofluorescencia en un microscopio óptico.

Las metanogénicas activas aparecen en la segunda fase de la fermentación, la fase de acidogénica. Sin embargo, obviamente el número de Arqueas metanogénicas aumenta en la fase metanogénica. Las principales especies están representadas por *Methanobacterium*, *Methanospirillum hungatii*, y *Methanosarcina*.

2.2.5 Especies metanotróficas

Las especies metanotróficas (especies que consumen metano) se encuentran presentes en todas partes, pero no son deseables en una planta de producción de biogás. La mayoría de estos son aeróbicos. Estos microorganismos utilizan el oxígeno para degradar el metano y obtener su energía. Los productos metabólicos son el agua y el dióxido de carbono.

Los metanotróficos aeróbicos degradan aproximadamente el 17% de todo el metano en la atmósfera. Además de estos, existe otro grupo de metanotróficos, que es capaz de consumir

metano, sin necesidad de oxígeno. Estos se encuentran en su mayoría en los sedimentos marinos. Los microorganismos metanotróficos sintetizan sus lípidos a partir del metano.

2.3 Beneficios ambientales de la biodigestión anaeróbica

Al igual que el gas natural, el biogás tiene una amplia variedad de usos, pero al ser un derivado de la biomasa, constituye una fuente de energía renovable. Existen diversos beneficios derivados del proceso de conversión de residuos orgánicos en biogás.

La presión económica sobre los productos agrícolas convencionales se encuentra en continuo aumento. Muchos agricultores se ven obligados a renunciar a su producción, principalmente debido a que sus tierras no presentan rendimientos rentables. Sin embargo, en muchos países la producción de biogás se encuentra subvencionada o presenta incentivos económicos (por ejemplo, los proyectos MDL), proporcionando a los agricultores un ingreso adicional. Por lo tanto, en el sector agrícola, la implementación de tecnologías de digestión anaeróbica puede permitir obtener importantes beneficios económicos, ambientales y energéticos. Por otra parte, permite una gestión mejorada de nutrientes, reducir las emisiones de gases de efecto invernadero y a la captura y uso de biogás.

Cuando los residuos orgánicos se someten a una degradación aeróbica, se generan compuestos de bajo poder energético como CO_2 y H_2O . Gran parte de la energía se pierde y se libera a la atmósfera. Se estima que la pérdida de energía de un proceso aeróbico es aproximadamente veinte veces superior al de un proceso anaeróbico.

En el caso de la degradación anaeróbica, se generan productos del metabolismo con alto poder energético (por ejemplo, alcoholes, ácidos orgánicos y metano), los cuales sirven como nutrientes de otros organismos (alcoholes, ácidos orgánicos), o bien son utilizados con fines energéticos por la sociedad (biogás).

Otro beneficio ambiental importante de las plantas de biogás es la significativa reducción de la presión sobre los rellenos sanitarios. De esta forma se reducen significativamente los costos de la disposición de residuos orgánicos, e incluso se obtienen sub-productos con valor agregado (e.g. bioabono). Además, el tratamiento anaeróbico de los residuos orgánicos contribuye a la protección de las aguas subterráneas, reduciendo el riesgo de lixiviación de nitratos. Por otra parte, la digestión anaeróbica elimina el problema de emisión de olores molestos, como por ejemplo, el olor a amoníaco, producto de la acumulación de excretas y orina sin tratar.

La promoción e implantación de sistemas de producción de biogás colectivos -varias granjas-, y de co-digestión -tratamiento conjunto de residuos orgánicos de diferentes orígenes en una zona geográfica, usualmente agropecuarios e industriales- permite, además, la implantación de sistemas de gestión integral de residuos orgánicos por zonas geográficas, con beneficios sociales, económicos y ambientales.

La digestión anaerobia se puede llevar a cabo con uno o más residuos con las únicas premisas de que sean líquidos, contengan material fermentable, y tengan una composición y concentración relativamente estable. La co-digestión es una variante tecnológica que puede solucionar problemas o carencias de un residuo, si son compensadas por las características de otro.

El metano es un gas que en la atmósfera terrestre contribuye al efecto invernadero. El contenido de metano en la atmósfera se ha duplicado desde la última era de hielo a $1,7 \text{ ml m}^{-3}$ en la actualidad. Este valor se ha mantenido constante en los últimos años. El metano contribuye un 20% al efecto invernadero antropogénico. Entre las fuentes de metano de origen humano, más del 50% corresponde a la ganadería y hasta el 30% provienen a partir del cultivo de arroz.

Con el fin de poder comparar el efecto de los diferentes gases de efecto invernadero, a cada uno se le asigna un factor que representa una medida de su efecto invernadero o potencial de calentamiento global, en comparación con el CO_2 que se utiliza como “gas de referencia” (Tabla 2.2). El CO_2 equivalente de gases de efecto invernadero se puede calcular multiplicando el potencial de efecto invernadero en relación con la masa del gas respectivo. Indica la cantidad de CO_2 que produciría el mismo efecto invernadero en 100 años, es decir, el CH_4 es un gas de efecto invernadero más potente que el CO_2 en un factor de 21.

Tabla 2.2. Potencial de calentamiento de los gases de efecto invernadero.

Gas	Potencial de calentamiento
CO_2	1
CH_4	21
N_2O	310
SF_4	23900
PFC	9200
HFC	11700

Fuente: CNE, 2006

FACTORES DETERMINANTES EN EL PROCESO METANOGÉNICO (PRODUCCIÓN DE BIOGÁS)

3



3. FACTORES DETERMINANTES EN EL PROCESO METANOGÉNICO (PRODUCCIÓN DE BIOGÁS)

Es importante examinar algunos de los factores importantes que gobiernan el proceso metanogénico. Los microorganismos, especialmente los metanogénicos, son altamente susceptibles a los cambios en las condiciones ambientales. Muchos investigadores evalúan el desempeño de un sistema anaeróbico en función de la tasa de producción de metano, porque la metanogénesis se considera un paso limitante del proceso. Debido a esto, la biotecnología anaeróbica requiere de un cuidadoso monitoreo de las condiciones ambientales. Algunas de estas condiciones ambientales son: temperatura (mesofílica o termofílica), tipo de materias primas, nutrientes y concentración de minerales traza, pH (generalmente cercano a la neutralidad), toxicidad y condiciones redox óptimas. Estas condiciones se discuten a continuación:

3.1 Naturaleza y composición bioquímica de materias primas.

Las diversas materias primas que se pueden utilizar en la fermentación metanogénica, pueden ser residuos orgánicos de origen vegetal, animal, agroindustrial, forestal, doméstico u otros (Tabla 3.1).

Tabla 3.1. Residuos orgánicos de diversos orígenes.

Residuos de origen animal	estiércol, orina, guano, camas, residuos de mataderos (sangre y otros), residuos de pescados.
Residuos de origen vegetal	malezas, rastrojos de cosechas, pajas, forraje en mal estado.
Residuos de origen humano	heces, basura, orina.
Residuos agroindustriales	salvado de arroz, orujos, cosetas, melazas, residuos de semillas.
Residuos forestales	hojas, vástagos, ramas y cortezas.
Residuos de cultivos acuáticos	algas marinas, jacintos y malezas acuáticas.

Fuente: Varnero y Arellano, 1991.

Las características bioquímicas que presenten estos residuos deben permitir el desarrollo y la actividad microbiana del sistema anaeróbico. El proceso microbiológico no solo requiere de fuentes de carbono y nitrógeno sino que también deben estar presentes en un cierto equilibrio sales minerales (azufre, fósforo, potasio, calcio, magnesio, hierro, manganeso, molibdeno, zinc, cobalto, selenio, tungsteno, níquel y otros menores).

Normalmente las sustancias orgánicas como los estiércoles y lodos cloacales presentan estos elementos en proporciones adecuadas. Sin embargo en la digestión de ciertos desechos industriales puede presentarse el caso de ser necesaria la adición de los compuestos enumerados o bien un post tratamiento aeróbico.

Las sustancias con alto contenido de lignina no son directamente aprovechables y por lo tanto deben someterse a tratamientos previos (cortado, macerado, compostaje) a fin de liberar las sustancias factibles de ser transformadas de las incrustaciones de lignina. En el caso de estiércoles animales, la degradación de cada uno de ellos dependerá fundamentalmente del tipo de animal y la alimentación que hayan recibido los mismos.

Los valores tanto de producción como de rendimiento en gas de los estiércoles presentan grandes diferencias. Esto es debido al sinnúmero de factores que pueden intervenir en el proceso, que hacen difícil la comparación de resultados.

El contenido de agua de estas diversas materias primas varía entre 10 a 90% del peso fresco del residuo, dependiendo de la edad y órgano del residuo, formas de obtención. Los componentes orgánicos de estos residuos son variados y corresponden aproximadamente a un 50% del peso fresco, en función del contenido de agua y de las cenizas. Los principales grupos que se distinguen son (Tabla 3.2): carbohidratos (50% del total de la materia orgánica seca), compuestos nitrogenados (20%), lignina (10 a 40%) y el resto fracciones como cera, resinas, grasas. La composición promedio de la materia orgánica seca es: 48%C; 44%O; 7%H; 2%N. Los minerales presentes como (Tabla 3.3) calcio, potasio, magnesio, fósforo, azufre y elementos trazas son del orden de 1 a 10% del peso seco.

Tabla 3.2. Composición química de diversos residuos de origen animal y vegetal (valores promedios, base seca)

Materia Prima	Lípidos (%)	Proteínas (%)	Celulosa Hemicelulosa (%)	Lignina (%)	Ceniza (%)
Paja de trigo	1,10	2,10	65,45	21,60	3,53
Paja de centeno	9,62	5,42	59,95	12,70	12,31
Paja de arroz	2,35	12,26	30,51	10,61	12,55
Poroto verde	3,80	11,04	39,61	13,84	9,14
Pasto verde	8,05	4,94	57,22	9,80	19,99
Alfalfa	10,41	12,81	36,79	8,95	10,30
Hojas secas	4,01	3,47	32,78	29,66	4,68
Caña maíz		4,50	35,40	10,30	6,50
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 y Arellano, 1991.

Tabla 3.3. Rango de niveles de nutrientes en diversos residuos de origen animal y vegetal.

Materia Prima	C (%)	N(%)	P ₂ O ₅ (%)	K ₂ O (%)	CaO(%)	MgO (%)
Excretas:						
Bovino	17,4 – 40,6	0,3 – 2,0	0,1 – 1,5	0,10	0,35	0,13
Porcino	17,4 - 46,0	1,1 – 2,5	0,4 – 4,6	0,30	0,09	0,10
Caprino	35,0 – 50,0	1,0 – 2,0	0,2 – 1,5	2,30		
Equino	35,0 - 52,0	0,3 – 0,8	0,4 – 1,6	0,35	0,15	0,12
Ovino	35,0 – 46,0	0,3 – 0,6	0,3 – 1,0	0,15	0,33	
Conejos	23,0 - 35,0	1,0 – 1,9	0,9 – 1,8	2,10	0,45	0,15
Aves	28,0 – 35,0	1,4 – 2,0	2,0 – 2,8	1,40	0,80	0,48
Patos	29,0 - 41,0	0,6 – 0,8	1,0 – 1,5	0,40	0,80	
Pavos	17,4 – 41,0	0,6 – 0,8	0,5 - 0,8	1,10	0,80	
Humanas	2,5	0,8 – 1,0	0,5	0,30		
Mezclas:						
Porcino+paja	20,0 – 22,0	0,3 – 0,5	0,24	0,63	0,20	
Bovino+paja	44,0 – 46,0	0,3 – 0,5	0,79	1,55	0,30	
Rastrojo:						
Caña maíz	30,0 – 40,0	0,8 – 1,8	0,4 – 0,6	2,40	0,50	0,49
Paja de trigo	16,0 – 46,0	0,53	0,70	0,40	0,26	0,16
Paja de avena	22,0 – 29,0	0,53	0,40	0,30	0,40	
Paja cebada	58,0	0,64	0,19	1,07	0,33	0,33
Paja arroz	40,0 – 42,0	0,64	0,60	0,40	0,60	
Paja haba	28,0 – 33,0	1,5 – 1,9	0,40	2,30	1,35	
Tomate	27,0 – 30,0	2,60				
Papas	30,0	0,34	0,16	0,58	0,64	
Betarraga	30,0	2,00	0,70	5,30	1,95	0,83
Rabanitos	30,0	2,50				
Hojas secas	35,0 – 40,0	1,00	0,30	0,20	2,00	
Aserrín	44,0	0,06	0,01	0,01		

Fuente: Varnero y Arellano, 1991.

En términos generales, se pueden clasificar los sustratos en cuatro clases en función de su apariencia física, nivel de dilución, grado de concentración y características cuantitativas, como el porcentaje de sólidos totales (ST), sólidos volátiles (SV) y demanda química de oxígeno (DQO), como puede apreciarse en la Tabla 3.4

Los **sustratos de clase 1** pueden degradarse eficientemente en digestores tipo Batch o por lotes.

Los **sustratos de la clase 2** son degradados de manera eficiente en digestores mezcla completa de operación continua.

Por presentar una dilución mayor y en consecuencia una DQO menor, los **sustratos de clase 3** deben tratarse con digestores de alta eficiencia, como los de filtro anaerobio.

En cuanto a los **sustratos de clase 4**, debido a su alto contenido de DQO deben ser degradados en digestores aerobios intensivos para mayor eficiencia.

Tabla 3.4. Clasificación de sustratos para la Digestión Anaeróbica

Características	Clase	Tipo de Sustrato	Características Cuantitativas
Sólido	1	Basura Doméstica	> 20 % ST 40-70 % Fracción Orgánica
		Estiércol Sólido	
		Restos de Cosecha	
Lodo altamente contaminado, alta viscosidad	2	Heces Animales	100-150 g/l DQO 5%-10% ST 4%-8% SV
Fluidos con alto contenido de sólidos suspendidos (SS)	3	Heces Animales de cría y levante diluido con agua de lavado	3-17 g/l DQO 1-2 g/l SS
		Aguas residuales de mataderos	
Fluidos muy contaminados, sólidos en suspensión	4	Aguas residuales de agroindustrias	5-18 g/l DQO
		Aguas Negras	4-500 g/l DQO

Fuente: Esguerra, 1989

La degradación o descomposición de la materia orgánica es compleja y difícil de tratar en detalle, todos los problemas que se presentan. Simplificando esta situación, las fuentes carbonadas más utilizadas por los microorganismos quimiotróficos son los glúcidos o carbohidratos y de éstos compuestos orgánicos, principalmente las hexosas, las cuales son degradadas por diferentes vías metabólicas. Los fragmentos que alimentan estos procesos cíclicos, por una parte, dan

origen a cadenas carbonadas que participan en la formación de nuevas células microbianas y, al mismo tiempo, son usados en las oxidaciones y reducciones biológicas que están ligadas a la síntesis de moléculas ricas en energía. Si estos procesos tienen lugar en un medio con niveles de oxígeno ilimitado, corresponden a procesos de oxidación biológica o respiración aeróbica con desprendimiento de CO_2 y de energía equivalente a la mineralización total del sustrato orgánico utilizado por los microorganismos. Si por el contrario, el nivel de oxígeno en el sistema es bajo, determinando condiciones anaeróbicas, corresponde a procesos de reducción biológica o fermentaciones. En este caso, la liberación de energía y desprendimiento de CO_2 son menores que la obtenida en la respiración aeróbica. Además según el tipo de fermentación se desprenden otros gases como (Tabla 3.5) metano (CH_4), hidrógeno, o producción de otros compuestos como alcoholes, ácidos orgánicos, entre otros.

Tabla. 3.5 Producción y composición teórica de biogás en diversos compuestos orgánicos.

Compuesto orgánico	Fórmula química	Biogás m³/kg SV	CH ₄ m³/kg ST
Carbohidratos	C ₆ H ₁₀ O ₅	0,75	0,37
Lípidos	C ₁₆ H ₃₂ O ₂	1,44	1,44
Proteínas	C ₁₆ H ₂₄ O ₅ N ₄	0,98	0,49

Fuente: Varnero, 1991.

Por lo tanto, dependiendo de la composición bioquímica de cada materia prima, se tendrá una dinámica de producción de biogás (Figura 3.1; Tablas 3.6; 3.7)

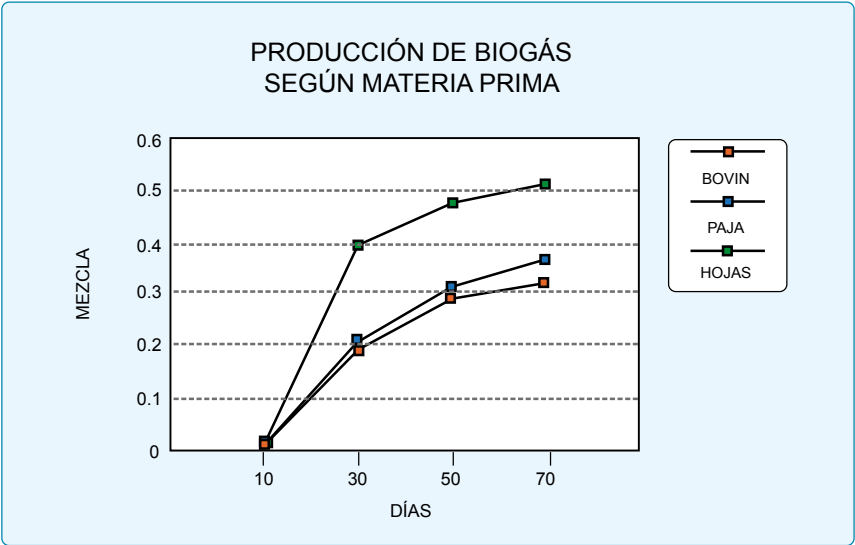


Figura 3. 1 Producción de biogás según tipo de materia orgánica.

Tabla 3.6. Producción de biogás por tipo de residuo animal.

Estiércol	Disponibilidad Kg/día*	Relación C/N	Volumen de biogás	
			m³/kg húmedo	m³/día/año
Bovino (500 kg)	10.00	25:1	0.04	0.400
Porcino (50 kg)	2.25	13:1	0.06	0.135
Aves (2 kg)	0.18	19:1	0.08	0.014
Ovino (32 kg)	1.50	35:1	0.05	0.075
Caprino (50 kg)	2.00	40:1	0.05	0.100
Equino (450 kg)	10.00	50:1	0.04	0.400
Conejo (3 kg)	0.35	13:1	0.06	0.021
Excretas humanas	0.40	3:1	0.06	0.025

Fuente: Varnero y Arellano, 1991.

* El dato se refiere a la cantidad estimada de estiércol que es posible recolectar de todo el producto.

Tabla 3.7. Producción de biogás a partir de residuos vegetales.

Residuos	Cantidad residuo Ton/ha	Relación C/N	Volumen de biogás	
			m³/Ton	m³/ha
Cereales (paja)				
Trigo	3.3	123:1	367	1200
Maíz	6.4	45:1	514	3300
Cebada	3.6	95:1	388	1400
Arroz	4.0	58:1	352	1400
Tubérculo (hojas)				
Papas	10.0	20:1	606	6000
Betarragas	12.0	23:1	501	6000
Leguminosas (paja)				
Porotos	3.2	38:1	518	1650
Habas	4.0	29:1	608	1400
Hortalizas (hojas)				
Tomate	5.5	12:1	603	3300
Cebolla	7.0	15:1	514	3600

Fuente: Varnero y Arellano, 1991.

3.2 Relación carbono/nitrógeno de las materias primas.

Prácticamente toda la materia orgánica es capaz de producir biogás al ser sometida a fermentación anaeróbica. La calidad y la cantidad del biogás producido dependerán de la composición y la naturaleza del residuo utilizado. Los niveles de nutrientes deben de estar por encima de la concentración óptima para las metanobacterias, ya que ellas se inhiben severamente por falta de nutrientes

El carbono y el nitrógeno son las principales fuentes de alimentación de las bacterias metanogénicas. El carbono constituye la fuente de energía y el nitrógeno es utilizado para la formación de nuevas células. Estas bacterias consumen 30 veces más carbono que nitrógeno, por lo que la relación óptima de estos dos elementos en la materia prima se considera en un rango de 30:1 hasta 20:1

La descomposición de materiales con alto contenido de carbono, superior a 35:1, ocurre más lentamente, porque la multiplicación y desarrollo de bacterias es bajo, por la falta de nitrógeno, pero el período de producción de biogás es más prolongado. En cambio, con una relación C/N menor de 8:1 se inhibe la actividad bacteriana debido a la formación de un excesivo contenido de amonio, el cual en grandes cantidades es tóxico e inhibe el proceso.

En términos generales, se considera que una relación C/N óptima que debe tener el material “fresco o crudo” que se utilice para iniciar la digestión anaeróbica, es de 30 unidades de carbono por una unidad de nitrógeno, es decir, C/N = 30/1. Por lo tanto, cuando no se tiene un residuo con una relación C/N inicial apropiada, es necesario realizar mezclas de materias en las proporciones adecuadas para obtener la relación C/N óptimas.

Sobre la base del contenido de carbono y de nitrógeno de cada una de las materias primas (Tabla 3.8) puede calcularse la relación C/N de la mezcla aplicando la siguiente formula (1):

$$K = \frac{C1*Q1 + C2*Q2 + Cn*Qn}{N1*Q1 + N2*Q2 + Nn*Qn}$$

K = C/N de la mezcla de materias primas.

C = % de carbono orgánico contenido en cada materia prima.

N = % de nitrógeno orgánico contenido en cada materia prima.

Q = Peso fresco de cada materia, expresado en kilos o toneladas.

Desde el punto de vista práctico es aconsejable manejarse con medidas volumétricas y determinar los parámetros: Densidad (D), Masa (M) y Volumen (V) a partir de la fórmula:

D = M/V, expresando la masa en kilos o toneladas y el volumen en litros o metros cúbicos.

Tabla 3.8. Valores promedios aproximados de la relación carbono/nitrógeno de algunos residuos disponibles en el medio rural.

Materiales	% C	% N	C/N
Residuos animales			
Bovinos	30	1.30	25:1
Equinos	40	0.80	50:1
Ovinos	35	1.00	35:1
Porcinos	25	1.50	16:1
Caprinos	40	1.00	40:1
Conejos	35	1.50	23:1
Gallinas	35	1.50	23:1
Patos	38	0.80	47:1
pavos	35	0.70	50:1
Excretas humanas	2.5	0.85	3:1
Residuos vegetales			
Paja trigo	46	0.53	87:1
Paja cebada	58	0.64	90:1
Paja arroz	42	0.63	67:1
Paja avena	29	0.53	55:1
Rastrojos maíz	40	0.75	53:1
Leguminosas	38	1.50	28:1
Hortalizas	30	1.80	17:1
Tubérculos	30	1.50	20:1
Hojas secas	41	1.00	41:1
Aserrín	44	0.06	730:1

Fuente: Varnero y Arellano, 1991.

3.3 Niveles de sólidos totales y sólidos volátiles.

Toda la materia orgánica está compuesta de agua y una fracción sólida llamada **sólidos totales** (ST). El porcentaje de sólidos totales contenidos en la mezcla con que se carga el digestor es un factor importante a considerar para asegurar que el proceso se efectúe satisfactoriamente. La movilidad de las bacterias metanogénicas dentro del sustrato se ve crecientemente limitada a

medida que se aumenta el contenido de sólidos y por lo tanto puede verse afectada la eficiencia y producción de gas.

Experimentalmente se ha demostrado que una carga en digestores semicontinuos no debe tener más de un 8% a 12 % de sólidos totales para asegurar el buen funcionamiento del proceso, a diferencia de los digestores discontinuos, que tienen entre un 40 a 60% de sólidos totales.

Para calcular el volumen de agua que se debe mezclar con la materia prima para dar la proporción adecuada de sólidos totales, es necesario conocer el porcentaje de sólidos totales de la materia prima fresca (Tabla 3.9)

Tabla 3.9. Datos promedios sobre el contenido de sólidos totales de diversos residuos.

Materias primas	% Sólidos totales
Residuos animales	
Bovinos	13.4 – 56.2
Porcinos	15.0 – 49.0
Aves	26.0 – 92.0
Caprinos	83.0 – 92.0
Ovejas	32.0 – 45.0
Conejos	34.7 – 90.8
Equinos	19.0 – 42.9
Excretas humanas	17.0
Residuos vegetales	
Hojas secas	50.0
Rastrojo maíz	77.0
Paja trigo	88.0 – 90.0
Paja arroz	88.8 – 92.6
Leguminosas (paja)	60.0 – 80.0
Tubérculos (hojas)	10.0 – 20.0
Hortalizas (hojas)	10.0 – 15.0
Aserrín	74.0 – 80.0

Fuente: Varnero y Arellano, 1991.

Por ejemplo, en el caso del estiércol de bovino fresco, suponiendo que tiene un 20% de sólidos totales y se quiere diluir esta carga a un 5% de sólidos totales, para saber cuánta agua se debe

agregar por kilo de excretas frescas, se realiza el siguiente cálculo:

$$\% \text{ S.T. (carga diluida)} = \frac{1 \text{ kg excreta} * \% \text{ S.T. excreta fresca}}{1 \text{ kg excreta fresca} + \text{agua agregada}}$$

$$0.05 = \frac{1 * 0.20}{1 + W \text{ agua}}$$

$$0.05 + 0.05W \text{ agua} = 0.20$$

$$W \text{ agua} = \frac{0.15}{0.05} = 3 \text{ litros/ kg excreta fresca}$$

Sólidos Volátiles (S.V.). Es aquella porción de sólidos totales que se libera de una muestra, volatilizándose cuando se calienta durante dos horas a 600°C.

Los SV contienen componentes orgánicos, los que teóricamente deben ser convertidos a metano.

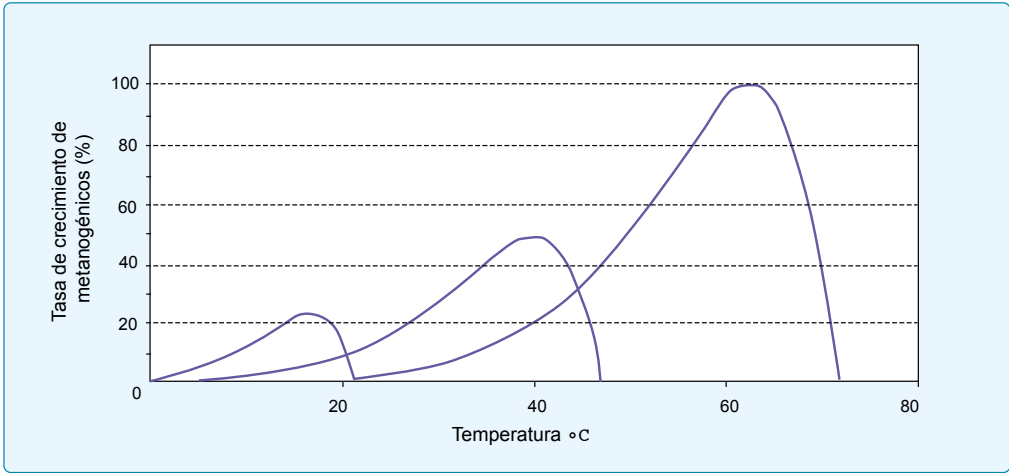
3.4 Temperatura

Los procesos anaeróbicos, al igual que muchos otros sistemas biológicos, son fuertemente dependientes de la temperatura. La velocidad de reacción de los procesos biológicos depende de la velocidad de crecimiento de los microorganismos involucrados que a su vez, dependen de la temperatura. A medida que aumenta la temperatura, aumenta la velocidad de crecimiento de los microorganismos y se acelera el proceso de digestión, dando lugar a mayores producciones de biogás.

La temperatura de operación del digestor, es considerada uno de los principales parámetros de diseño, debido a la gran influencia de este factor en la velocidad de digestión anaeróbica. Las variaciones bruscas de temperatura en el digestor pueden gatillar la desestabilización del proceso. Por ello, para garantizar una temperatura homogénea en el digestor, es imprescindible un sistema adecuado de agitación y un controlador de temperatura.

Existen tres rangos de temperatura en los que pueden trabajar los microorganismos anaeróbicos (Tabla 3.10) : psicrófilos (por debajo de 25°C), mesófilos (entre 25 y 45°C) y termófilos (entre 45 y 65°C), siendo la velocidad máxima específica de crecimiento ($\mu_{\max}$) mayor, conforme aumenta el rango de temperatura. Dentro de cada rango de temperatura, existe un intervalo para el cual dicho parámetro se hace máximo, determinando así la temperatura de trabajo óptima en cada uno de los rangos posibles de operación (Figura 3.2).

Figura 3.2. Tasa de crecimiento relativo de microorganismos psicrófilicos, mesófilicos y termófilicos.



Fuente: Speece (1996)

Tabla 3.10. Rangos de Temperatura y Tiempo de fermentación Anaeróbica

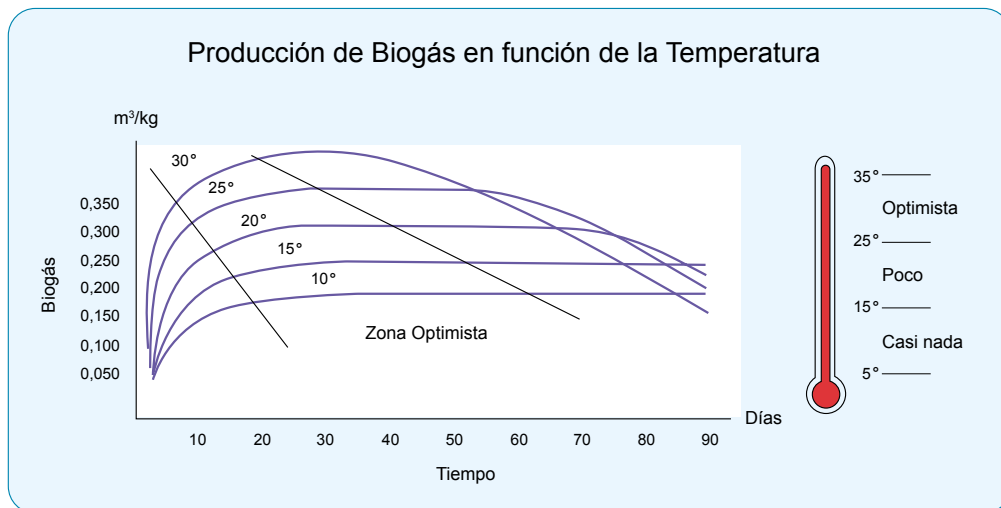
Fermentación	Mínimo	Óptimo	Máximo	Tiempo de fermentación
Psycrophilica	4-10 °C	15-18°C	20-25°C	Sobre 100 días
Mesophilica	15-20 °C	25-35°C	35-45°C	30-60 días
Thermophilica	25-45°C	50-60°C	75-80°C	10-15 días

Fuente: Lagrange, 1979.

Hasta el momento, el rango psicrófilico ha sido poco estudiado y, en general, se plantea como poco viable debido al gran tamaño del reactor necesario. Sin embargo, presenta menores problemas de estabilidad que en los otros rangos de temperatura de operación.

El régimen mesófilico de operación es el más utilizado, a pesar de que en la actualidad se está implementando cada vez más el rango termófilico, para conseguir una mayor velocidad del proceso, lo que implica, a la vez, un aumento en la eliminación de organismos patógenos. Sin embargo, el régimen termófilico 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. Como regla general, la actividad biológica se duplica cada incremento en 10°C dentro del rango de temperatura óptima (Figura 3.3) Para un óptimo funcionamiento del digestor, se recomienda que el tratamiento anaeróbico se diseñe para que opere con variaciones de temperatura que no excedan los 0.6 – 1.2 °C /día.

Figura 3.3. Producción de biogás en función de la temperatura.



Fuente: Varnero, 1991

Una técnica interesante es la combinación de dos fases de digestión, una primera termofílica de elevada carga orgánica y una segunda mesofílica con menor carga. Con este sistema se aprovechan las ventajas del sistema termofílico, pero se reducen los problemas de inestabilidad.

La temperatura del proceso actúa también sobre aspectos físico-químicos del mismo. La solubilidad de los gases generados desciende al aumentar la temperatura, favoreciéndose la transferencia líquido-gas. Esto supone un efecto positivo para gases tales como NH_3 , H_2 y H_2S , dada su toxicidad sobre el crecimiento de los microorganismos anaeróbicos. Una posible desventaja de este fenómeno es que el descenso de la solubilidad del CO_2 provocaría un aumento del pH, lo que generaría, en lodos de elevada concentración de amonio, posibles situaciones de inhibición por NH_3 .

Por otra parte, la solubilidad de la mayoría de las sales aumenta con la temperatura de manera que la materia orgánica es más accesible para los microorganismos aumentando así la velocidad del proceso. Sin embargo, si se trata de compuestos tóxicos, al aumentar su solubilidad con la temperatura serán potencialmente más tóxicos, lo que puede explicar parcialmente la mayor inhibición de determinados compuestos orgánicos en el rango termofílico, como los ácidos grasos (AG) de cadena larga.

Además, la temperatura influye directamente en determinados equilibrios químicos, con gran influencia sobre el proceso anaerobio, como los del amonio-amoniaco libre o ácidos grasos volátiles (AGV) ionizados-no ionizados. En general, con la temperatura se favorecen las formas no ionizadas, que resultan más tóxicas para los microorganismos (NH_3 y AGV- no ionizados). Por último, la viscosidad de sólidos y semisólidos disminuye al aumentar la temperatura lo que implica menores necesidades de agitación.

3.5 Tiempo de retención hidráulico (TRH) y velocidad de carga orgánica

Con este término se designa al volumen de sustrato orgánico cargado diariamente al digestor. Este valor tiene una relación de tipo inversa con el tiempo de retención, dado que a medida que se incrementa la carga volumétrica disminuye el tiempo de retención. El tiempo de retención, junto con la velocidad de carga orgánica determinada por el tipo de sustrato, son los principales parámetros de diseño, definiendo el volumen del digestor. La materia orgánica o sólidos volátiles (SV) se refiere a la parte de la materia seca (MS) o sólidos totales (ST), que se volatilizan durante la incineración a temperaturas superiores a 550°C. Los residuales de animales pueden tener un contenido de MS mayor del 10 % de la mezcla agua estiércol. Según los requerimientos operacionales para un reactor anaerobio, el contenido de MS no debe exceder el 10 % de la mezcla agua estiércol en la mayoría de los casos. Por eso, los residuales de granjas se deben diluir antes de ser tratados.

La eficiencia de la producción de biogás se determina generalmente expresando el volumen de biogás producido por unidad de peso de MS o SV. La fermentación de biogás requiere un cierto rango de concentración de MS que es muy amplio, usualmente desde 1% al 30%. La concentración óptima depende de la temperatura.

Las bacterias requieren de un cierto tiempo para degradar la materia orgánica. La velocidad de degradación depende en gran parte de la temperatura; mientras mayor sea la temperatura, menor es el tiempo de retención o fermentación para obtener una buena producción de biogás. Si se toma como ejemplo típico el uso de estiércol de ganado, los TRH varían con la temperatura media de cada región, con la variación diaria estacional (Tabla 3.11).

Tabla 3.11. Tiempo de retención hidráulico de estiércol de ganado en distintas regiones.

Tiempo de retención hidráulico	Características
30 – 40 días	Clima tropical con regiones planas. Ej. Indonesia, Venezuela, América Central.
40 – 60 días	Regiones cálidas con inviernos fríos cortos. Ej. India, Filipinas, Etiopía.
60 – 90 días	Clima templado con inviernos fríos. Ej. China, Corea, Turquía.

Fuente: Varnero, 1991

En un digestor que opera a régimen estacionario o “discontinuo”, el tiempo de retención es el que transcurre entre la carga del sistema y su descarga.

En un sistema de carga diaria (régimen semicontinuo), el tiempo de retención va a determinar el volumen diario de carga que será necesario para alimentar al digestor, ya que se tiene la siguiente relación:

$$\frac{\text{Volumen del digestor (m}^3\text{)}}{\text{Tiempo de retención (días)}} = \text{Volumen de carga diaria m}^3\text{/día}$$

Es decir que para un tiempo de retención de 30 días, cada día se carga 1/30 del volumen total del digestor, y en promedio los residuos orgánicos y la masa microbiana permanecen 30 días dentro del sistema. La cantidad de biogás producido por un digestor dependerá, entre otros, de la cantidad de residuo cargado diariamente. Generalmente se trabaja con tiempos de retención entre 20 y 55 días y con cargas diarias de 1 a 5 kg de sólidos totales por metro cúbico de digestor. Por lo tanto, mientras menor sea el tiempo de retención, el tamaño del digestor se reduce y también los costos.

Existe otro parámetro para identificar el tiempo de retención de las sustancias en el digestor, denominado Tiempo de Retención de los Sólidos Biológicos (TRSB), el que se determina como la relación entre la cantidad de MO o SV que entra al digestor y la cantidad de MO o SV que sale del sistema cada día. El TRSB es asumido para representar la media del tiempo de retención de los microorganismos en el digestor.

Estos parámetros son importantes para los digestores avanzados de alto nivel, los cuales han alcanzado un control independiente del TRSB y del TRH a través de la retención de la biomasa. La medición del TRH es más fácil y práctico que el TRSB al nivel de las granjas.

La selección de una mayor temperatura implicará una disminución en los tiempos de retención requeridos y consecuentemente serán menores los volúmenes de reactor necesarios para digerir un determinado volumen de material.

La relación costo beneficio es el factor que finalmente determinará la optimización entre la temperatura y el TRH, ya varían los volúmenes, los sistemas paralelos de control, la calefacción y la eficiencia.

Con relación al tipo de sustrato, generalmente los materiales con mayor proporción de carbono retenido en moléculas resistentes como la celulosa demandarán mayores tiempos de retención para ser totalmente digeridos.

En los sistemas de mezcla completa, el tiempo de retención hidráulico (TRH) coincide con el celular, por lo que el tiempo de retención deberá ser suficientemente largo como para asegurar el crecimiento de la población bacteriana. Al aumentar el TRH, aumenta el grado de materia orgánica degradada así como la producción de metano, aunque este último valor comenzará a disminuir una vez alcanzado el óptimo. El tiempo de retención usual en el rango mesofílico para lodos de depuradora está entre 15 y 20 días, aunque este valor depende mucho del tipo de reactor utilizado.

La velocidad de carga orgánica (VCO) es la cantidad de materia orgánica introducida diariamente en el reactor por unidad de volumen, siendo directamente dependiente de la concentración de sustrato y del tiempo de retención fijado. En ausencia de inhibidores, altas cargas orgánicas proporcionan altas producciones volumétricas de biogás aunque también aumenta el riesgo de sobrecargas puntuales que conllevan a la acidificación del reactor.

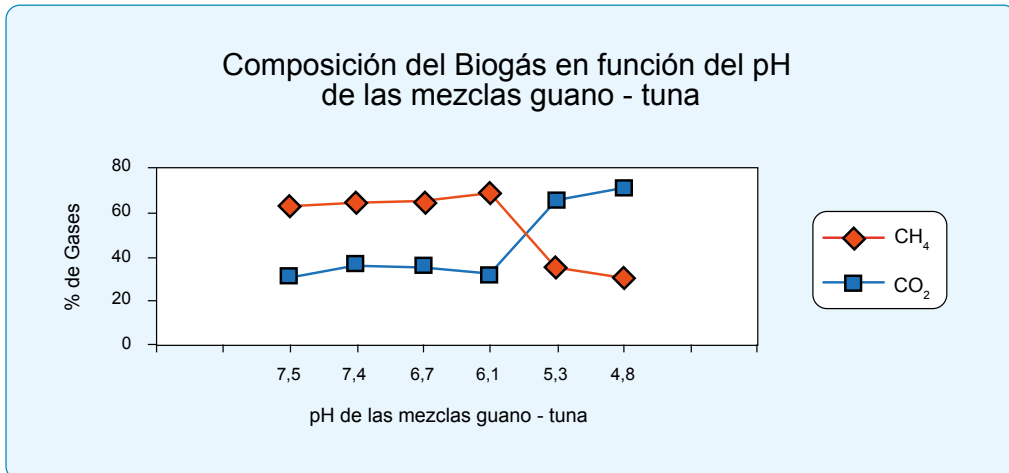
3. 6 Rangos de pH y alcalinidad

El proceso anaeróbico es afectado adversamente con pequeños cambios en los niveles de pH (que se encuentran fuera del rango óptimo). Los microorganismos metanogénicos son más

susceptibles a las variaciones de pH que los otros microorganismos de la comunidad microbiana anaeróbica. Los diferentes grupos bacterianos presentes en el proceso de digestión anaeróbica presentan unos niveles de actividad óptimos en torno a la neutralidad. El óptimo es entre 5.5 y 6.5 para acidogénicos y entre 7.8 y 8.2 para metanogénicos. El pH óptimo para cultivos mixtos se encuentra en el rango entre 6.8 y 7.4, siendo el pH neutro el ideal.

Para que el proceso se desarrolle satisfactoriamente, el pH no debe bajar de 6.0 ni subir de 8.0. El valor del pH en el digestor no sólo determina la producción de biogás sino también su composición (Figura 3.4). Una de las consecuencias de que se produzca un descenso del pH a valores inferiores a 6 es que el biogás generado es muy pobre en metano y, por tanto, tiene menores cualidades energéticas. Debido a que la metanogénesis se considera la etapa limitante del proceso, es necesario mantener el pH del sistema cercano a la neutralidad. Los acidogénicos son significativamente menos sensibles a valores más extremos de pH.

Figura 3.4. Composición del biogás en función del pH de la mezcla de materias primas



Fuente: Varnero y Arellano, 1991

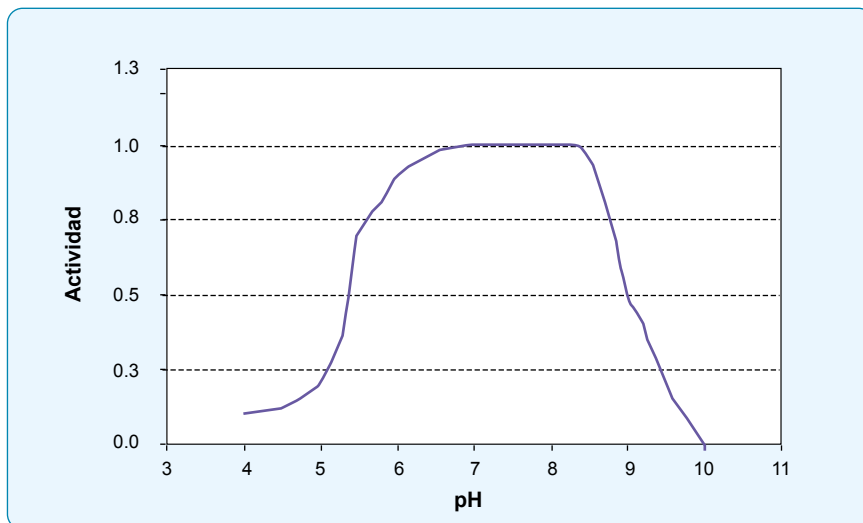
Los valores de pH bajos reducen la actividad de los microorganismos metanogénicos, provocando la acumulación de ácido acético y H_2 . Al aumentar la presión parcial del H_2 , las bacterias que degradan el ácido propiónico serán severamente inhibidas, causando una excesiva acumulación de ácidos grasos volátiles de alto peso molecular, particularmente ácidos propiónico y butírico, los cual disminuirá la producción de ácido acético, generando una disminución del pH. Si la situación no se corrige, el proceso eventualmente fallará.

Por otra parte, el pH afecta a los diferentes equilibrios químicos existentes en el medio, pudiendo desplazarlos hacia la formación de un determinado componente que tenga influencia en el proceso. Este es el caso de los equilibrios ácido-base del amoníaco y del ácido acético: Al aumentar el pH se favorece la formación de amoníaco que, en elevadas concentraciones, es inhibidor del crecimiento microbiano y a valores de pH bajos se genera mayoritariamente la forma no ionizada del ácido acético, que inhibe el mecanismo de degradación del propionato.

La actividad metanogénica (tasa de utilización de acetato) versus pH se muestra en la Figura 3.5.

La drástica caída de la actividad metanogénica sobre el pH 8.0 se puede deber a cambios de NH_4^+ a formas más tóxicas no iónicas de NH_3 .

Figura 3.5. Dependencia del pH de la actividad metanogénica.



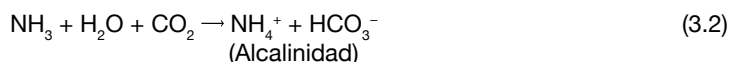
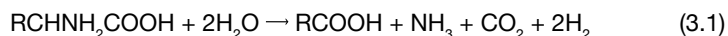
Fuente: Speece (1996)

En los procesos anaeróbicos, la caída del pH es causada frecuentemente por la acumulación de ácidos grasos volátiles (AGV) y/o por la excesiva acumulación de dióxido de carbono. Una de las primeras opciones para resolver el problema es reducir la tasa de carga orgánica volumétrica, hasta el punto en el cual los AGV se consuman más rápido de lo que se generan. Una vez que el exceso de AGV se ha agotado, el pH del sistema retorna a los rangos de operación normales y la metanogénesis comienza a repuntar.

La carga orgánica volumétrica puede incrementarse gradualmente a medida que el proceso se recupera, hasta completar la capacidad de carga. En circunstancias extremas, además de la disminución de la carga orgánica volumétrica se puede suplementar algún químico para ajustar el pH. Otra opción recientemente explorada consiste en la dosificación periódica de oxígeno en el sistema anaeróbico. La oxigenación limitada contribuye a eliminar drásticamente el exceso de AGV a través de los microorganismos facultativos. Estos microorganismos son menos susceptibles a cambios en el pH. Debido a que los metanogénicos son vulnerables a cambios bruscos en el pH fuera del rango óptimo, el sistema anaeróbico requiere una capacidad buffer suficiente (alcalinidad) para mitigar los cambios en el pH.

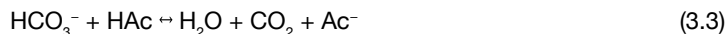
El pH de un sistema anaeróbico, operando dentro de los rangos aceptables, es controlado principalmente por la alcalinidad natural del sistema. La destrucción de la materia orgánica,

principalmente las proteínas, liberan amoníaco. Cada mol de nitrógeno orgánico teóricamente genera un equivalente de alcalinidad. El amoníaco reacciona con el dióxido de carbono durante una reacción bioquímica para producir bicarbonato de amonio, el cual contribuye a la alcalinidad del sistema, tal como muestran las siguientes ecuaciones:



Sólo los residuos que presentan altos contenidos de nitrógeno orgánico (e.g. proteínas) pueden contribuir adecuadamente a la alcalinidad. Muchos residuos ricos en carbohidratos (e.g. melasa, papa, almidón) no contribuyen a la alcalinidad porque carecen de nitrógeno orgánico. Por lo tanto, la digestión anaeróbica de aquellos residuos orgánicos requiere la suplementación de alcalinidad.

Cuando los AGV comienzan a acumularse en el reactor anaeróbico, estos son neutralizados por la alcalinidad presente en el reactor y mantienen el pH estable tal como se muestra en la siguiente ecuación:



En muchos casos, para mantener el pH óptimo en el reactor, es necesaria la suplementación de alcalinidad utilizando químicos tales como bicarbonato de sodio, carbonato de sodio, hidróxido de amonio, gas amoníaco, cal, hidróxido de sodio y potasio. Se prefiere el bicarbonato de sodio debido a su alta solubilidad y baja toxicidad.

Es importante considerar que en forma frecuente, el pH se utiliza como un parámetro para evaluar la correcta operación del sistema. Sin embargo, debido a que el efluente entra en contacto con el ambiente, los cambios en la presión parcial de los gases ácidos disueltos, especialmente el CO_2 , resulta en cambios en el pH.

El nivel de pH deseado para la operación del digestor se puede conseguir ajustando el pH de las materias primas que entran al digestor o controlando el pH en el digestor per se. Para conseguir el pH deseado, se requiere conocer la cantidad de químicos necesarios que se deben adicionar a las materias primas que entraran al digestor, en tanto que, en el último caso, tal conocimiento previo no se requiere. El reactor generalmente es monitoreado con un medidor de pH onlineconectado a un controlador. El pH deseado se programa y la adición de químicos (ácido o base) se lleva a cabo de forma automática. Aunque este tipo de control automatizado del pH es altamente deseable, es un sistema bastante costoso.

3.7 Nutrientes (niveles de sales)

Al igual que en todas las operaciones bioquímicas, se requieren macronutrientes (nitrógeno y fósforo) y micronutrientes (minerales traza) en el proceso anaeróbico para la síntesis de nueva biomasa. Sin embargo, una de las ventajas de los procesos de digestión anaeróbica, frente

a los procesos aeróbicos, es su baja necesidad de nutrientes derivada de los bajos índices de producción de biomasa que presentan los microorganismos anaeróbicos. La cantidad de nitrógeno y fósforo requerido para la síntesis de biomasa puede calcularse asumiendo la fórmula empírica de una célula bacteriana anaeróbica como $C_5H_7O_2N$. La masa celular consiste de aproximadamente 12% de nitrógeno, lo cual significa que unos 12 g de nitrógeno se requieren por cada 100 g de biomasa anaeróbica producida.

La demanda de fósforo corresponde a $1/7 - 1/5$ de la demanda de nitrógeno. Como regla general, se asume que un 10 % de la materia orgánica removida (DQO) durante el proceso anaeróbico se utiliza para la síntesis de biomasa. Esto puede utilizarse para calcular los requerimientos de nitrógeno y fósforo.

Además del nitrógeno y el fósforo, se han identificado otros diversos nutrientes traza como esenciales para los microorganismos anaeróbicos. Los metales traza tales como hierro, cobalto, molibdeno, selenio, calcio, magnesio, zinc, cobre, manganeso, tungsteno y boro a niveles de mg /L y la vitamina B12 en niveles de $\mu\text{g/L}$, se ha encontrado que mejoran la producción de metano. Algunos de los metales traza y sus roles en el proceso anaeróbico se discuten a continuación:

Níquel: el Ni es particularmente importante para los metanogénicos debido a que es un constituyente estructural del factor F430, el cual se encuentra exclusivamente en las bacterias metanogénicas.

Cobalto: El Co es importante debido a que también es un constituyente estructural de la vitamina B12, la cual cataliza la metanogénesis. El níquel, cobalto y otros minerales traza son esenciales para la degradación del metanol en un reactor bajo condiciones mesofílicas.

3.8 Potencial redox

Para adecuado crecimiento de los anaeróbios obligados el valor del potencial redox se debe mantener entre -220 mV a -350 mV a pH 7.0 de manera de asegurar el ambiente fuertemente reductor que las bacterias metanogénicas necesitan para su óptima actividad. Cuando se cultivan metanogénicas, se incorporan agentes reductores fuertes tales como sulfuro, cisteína o titanio III para ajustar el medio a un potencial redox adecuado.

3.9 Tóxicos e inhibidores de la metanogénesis

El proceso de digestión anaeróbica es inhibido por la presencia de sustancias tóxicas en el sistema. Estas sustancias pueden formar parte de las materias primas que entran al digestor o pueden ser subproductos de la actividad metabólica de los microorganismos anaeróbicos. Sustancias tales como amoníaco, metales pesados, compuestos halogenados, cianuro y fenoles, forman parte del primer grupo, en tanto que, sulfuro, amoníaco y ácidos grasos de cadena larga, forman parte del último grupo mencionado. Es interesante destacar que muchas de las bacterias anaeróbicas son capaces de degradar compuestos orgánicos refractarios.

En algunos casos, la magnitud del efecto tóxico de una sustancia puede ser reducido significativamente mediante la aclimatación de la población de microorganismos al tóxico. Por otra parte, muchas de estas sustancias a bajas concentraciones pueden ser estimuladoras del proceso.

3.9.1 Ácidos grasos volátiles.

La concentración de ácidos grasos volátiles (AGV), productos intermedios mayoritarios del proceso anaeróbico, es uno de los parámetros que más eficazmente pueden indicar la evolución del proceso. De hecho, este parámetro es uno de los más utilizados en los sistemas de control debido a su rápida respuesta ante variaciones del sistema. El término “volátil” indica que pueden ser recuperados por destilación a presión atmosférica. Durante la degradación anaeróbica, la materia orgánica compleja es hidrolizada y fermentada en compuestos de bajo peso molecular, incluyendo ácidos grasos de cadena corta (C2-C6). Estos incluyen principalmente ácidos acético, propiónico y butírico y en menores cantidades ácidos isobutírico, valérico, isovalérico y caproico.

En un sistema anaeróbico óptimo, la concentración de AGV en el efluente es relativamente baja y se encuentra usualmente en el rango de 50-250 mg HAc/l. Cuando la relación simbiótica entre acidogénicos y metanogénicos se rompe, los AGV se acumulan. La inhibición de los metanogénicos debido a la toxicidad (sulfuro, amoníaco, metales pesados, compuestos orgánicos sintéticos, etc.), cambios en las condiciones ambientales (pH, temperatura, potencial redox) o limitación de nutrientes pueden gatillar una acumulación de acetato e hidrógeno. Una presión parcial de hidrógeno excesiva, inhibe severamente a las bacterias que degradan ácido propiónico, resultando en la acumulación de éste.

Al igual que el sulfuro y el amoníaco, las formas no ionizadas de AGV inhiben las bacterias metanogénicas cuando presentan concentraciones de 30-60 mg/L. Un aumento en la concentración de ácidos volátiles en el sistema, implica una desestabilización del proceso y, en consecuencia, una disminución de la producción de biogás.

3.9.2 Hidrógeno.

El hidrógeno es también un compuesto intermedio importante del proceso anaeróbico. Su acumulación en el medio provoca la inhibición de la acetogénesis y, consecuentemente, la acumulación de ácidos grasos volátiles con más de dos átomos de carbono.

3.9.3 Nitrógeno amoniacal

El amoníaco puede estar presente en las materias primas que entran al digestor o ser producido durante la degradación anaeróbica de compuestos orgánicos nitrogenados tales como proteínas o aminoácidos. Las proteínas generalmente contienen 16% de nitrógeno. Durante el proceso anaeróbico, el nitrógeno orgánico es hidrolizado dando lugar a formas amoniacales. Aunque el nitrógeno amoniacal es un nutriente importante para el crecimiento bacteriano, una concentración excesiva puede limitar su crecimiento.

El nitrógeno amoniacal es la suma del ión amonio (NH_4^+) y del amoníaco (NH_3). Ambas especies se encuentran en equilibrio químico, y la concentración relativa de cada una depende del pH, tal indica la ecuación de equilibrio:



De las dos especies, la que parece inhibir el proceso es el amoníaco libre ya que se ha comprobado experimentalmente que el efecto inhibitorio por amonio aumenta a pH alcalino. Además del pH, la cantidad de amoníaco libre depende de la concentración del sustrato, de la relación C/N, de la capacidad tamponadora del medio y de la temperatura de digestión. Obviamente, aquellos residuos que contengan mayores proporciones de proteínas u otros compuestos nitrogenados son los que presentan más problemas de inhibición por amonio. Se ha reportado que los digestores que operan a mayores temperaturas son más sensibles a la toxicidad por amonio que aquellos que operan en el rango termofílico.

Muchas industrias agropecuarias generan residuos con altos contenidos de amoníaco. La digestión anaeróbica de tales residuos generalmente presenta problemas debido a los altos niveles de amoníaco. McCarty (1964) reportó que a niveles de amoníaco-N que excedían 3000 mg/L, el ión amonio se volvía tóxico independientemente del pH (Tabla 3.12).

Tabla 3.12. Concentración de amoníaco y su efecto en el proceso de digestión anaeróbica

Amoníaco-N (mg/L)	Efectos
50-100	Benéficos
200-1000	Sin efectos adversos
1500-3000	Efectos inhibitorios a niveles de pH altos
Sobre 3000	Tóxico

Fuente: Mc Carty, 1964.

3.9.4 Sulfatos y sulfuros.

La presencia de elevadas concentraciones de sulfato en el sustrato puede producir la inhibición del proceso anaeróbico, especialmente de la metanogénesis. En presencia de sulfatos, las bacterias metanogénicas compiten con las sulfato-reductoras por los mismos sustratos (acetato e hidrógeno), mostrando éstas últimas ventajas termodinámicas y cinéticas sobre las primeras. El resultado de esta competencia determinará la proporción de ácido sulfhídrico y metano en el biogás producido.

El sulfuro es también un inhibidor para muchos grupos bacterianos. El sulfuro puede producirse durante la degradación de materia orgánica que contiene azufre (proteínas), encontradas en residuos tales como el guano de cerdo. En general, los metanogénicos son más sensibles que los acidogénicos y acetogénicos, comenzando a ser tóxica una concentración de 50 mg/l, si los microorganismos metanogénicos no están aclimatados a los sulfuros. La forma más tóxica para los metanogénicos corresponde a la no ionizada (H_2S), por lo que la inhibición se favorece a pH bajos y a bajas temperaturas. La forma ionizada (HS^-) presenta menor toxicidad.

Por tanto, la inhibición tiene dos etapas, la primera debida a la competencia por el sustrato entre los microorganismos metanogénicos y sulfato-reductores y la segunda es una inhibición directa del crecimiento metanogénico por la presencia de sulfuros solubles.

3.9.5 Cationes y metales pesados.

Los cationes de metales alcalinos y alcalino-térreos tienen un efecto estimulador de la actividad de las bacterias a bajas concentraciones. A partir de un nivel de concentración, pueden

proporcionar toxicidad provocando una disminución de la velocidad de crecimiento.

La toxicidad de los cationes aumenta con el peso molecular, por lo que los metales pesados son los que provocan toxicidad a menor concentración. El orden de toxicidad de los metales pesados es $\text{Ni} > \text{Cu} > \text{Cr (IV)} \sim \text{Cr (III)} > \text{Pb} > \text{Zn}$.

Los niveles de inhibición varían mucho en función de varios factores. Si la introducción del catión en el reactor se produce de forma gradual, los microorganismos pueden aclimatarse y el efecto tóxico es menor. Los metales solubles representan mayores problemas para el proceso que las formas insolubles. La presencia de sulfuros también disminuye la toxicidad de metales mediante la formación de sulfuros de metal insolubles (con excepción de cromo), los cuales precipitan, pudiendo llegar a tolerarse elevadas concentraciones de metales pesados en estos casos. Aproximadamente 0.5 mg de sulfuro es necesario para precipitar 1.0 mg de metal.

Cuando se presentan combinaciones de estos cationes, el efecto que se produce es más complejo. Algunos actúan antagonicamente, reduciendo la toxicidad, y otros actúan sinérgicamente aumentándola.

3.9.6 Otros inhibidores

Debido a que la etapa de fermentación metánica tiene etapas realizadas por microorganismos estrictamente anaeróbicos, el oxígeno es un tóxico más del proceso. Concentraciones del orden de 1 $\mu\text{g/l}$ son inhibitorias. Otros inhibidores del proceso son el pH, determinadas sustancias orgánicas como ácidos grasos de cadena larga y alcoholes, en elevadas concentraciones, y la presencia de desinfectantes y antibióticos. En la Tabla 3.13 se presentan valores de concentraciones de ciertos inhibidores comunes. Estos valores se deben tomar como orientativos, puesto que las bacterias anaeróbicas presentan la capacidad de adaptarse después de un período de tiempo a condiciones que en un principio las afectaba severamente.

Tabla 3.13. Concentración inhibitoria de sustancias en un proceso anaeróbico

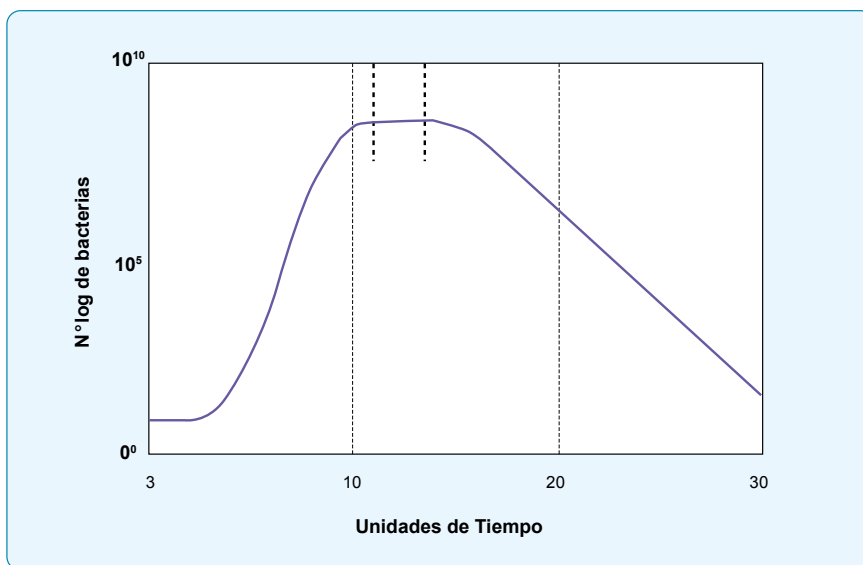
Inhibidores	Concentración inhibitoria
SO_4^-	5000 ppm
NaCl	40000ppm
NO_3^-	0.05 mg/ml
Cu	100 mg/l
Cr	200 mg/l
Ni	200-500 mg/l
CN^-	25 mg/l
Na	3500-5500 mg/l
K	2500-4500 mg/l
Ca	2500-4500 mg/l
Mg	1000-1500 mg/l

Fuente: Gene y Owen, 1986.

3.10 Promotores de la metanogénesis (inoculantes biológicos)

El crecimiento bacteriano dentro de los digestores sigue desde su arranque la curva típica graficada en la Figura 3.6, donde pueden distinguirse claramente tres etapas: La de arranque (I), la de estabilización (II) y la de declinación (III).

Figura 3.6. Crecimiento microbiano dentro de un digestor anaeróbico.



La primera etapa puede ser acortada mediante la inclusión de un determinado porcentaje de material de otro digestor rico en bacterias metanogénicas que se encuentran en plena actividad. Esto es particularmente importante en los digestores discontinuos que deben ser arrancados frecuentemente. De esta forma se alcanza en forma más rápida, la etapa de estabilización, con lo cual, puede incrementarse la producción de biogás por kg de estiércol. Los dos factores a tener en cuenta en la inoculación de un digestor es la proporción en que se agrega y la edad del mismo. Cuanto mayor sea la proporción y menor la edad del inóculo, mayor será la eficacia.

3.11 Agitación - Mezclado

Los objetivos buscados con la agitación son: remoción de los metabolitos producidos por las bacterias metanogénicas, mezclado del sustrato fresco con la población bacteriana, evitar la formación de costra que se forma dentro del digestor, uniformar la densidad bacteriana y evitar la formación de espacios “muertos” sin actividad biológica que reducirían el volumen efectivo del reactor y prevenir la formación de espumas y la sedimentación en el reactor.

En la selección del sistema, frecuencia e intensidad de la agitación se debe considerar que el proceso anaeróbico involucra un equilibrio simbiótico entre varios tipos de bacterias. La

ruptura de ese equilibrio en el cuál el metabolito de un grupo específico servirá de alimento para el siguiente implicará una merma en la actividad biológica y por ende una reducción en la producción de biogás.

La agitación aumenta la producción de gas y disminuye el THR, esto es básicamente por cuatro razones:

- Distribución uniforme de la temperatura y sustrato en el interior del biodigestor.
- Distribución uniforme de los productos, tanto intermedios como finales.
- Mayor contacto entre el sustrato y las bacterias, evitando la formación de cúmulos alrededor de las bacterias.
- Evitar la acumulación de lodo en la parte superior del digestor, también llamada “nata” o “espuma” que dificulta la salida del biogás.

Se distinguen 3 tipos de agitación, estas son:

- **Mecánica:** a través de agitadores manuales o con motores eléctricos.
- **Hidráulica:** a través de bombas de flujo lento se hace recircular la biomasa.
- **Burbujeo de biogás:** se recircula el biogás producido al fondo del biodigestor por medio de cañerías, para producir burbujeo y de esta manera movimiento de la biomasa

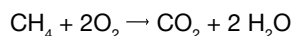
USOS DEL BIOGÁS 4



4. USOS DEL BIOGÁS

4.1 Principios de la combustión

La combustión es una reacción química en la cual ocurre una rápida oxigenación/oxidación del biogás. La combustión completa puede ser representada por la siguiente ecuación química:



El requerimiento de aire mínimo sería del 21% pero esta cifra debe ser aumentada para lograr una buena combustión. La relación aire-gas puede ser optimizada aumentando la presión del aire, incrementando la apertura de la válvula dosificadora de gas (el biogás requiere de una apertura 2 a 3 veces mayor a la utilizada por el metano puro y modificando la geometría del paso de aire desde el exterior).

La presión adecuada para un óptimo uso del biogás oscila entre los 7 y los 20 mbar. Se debe tener especial precaución en este aspecto, para lo cual se debe calcular las pérdidas de presión de salida del gasómetro (adicionándole contrapesos en el caso de gasómetros flotantes).

Energía equivalente (Valor Energético) Biogás Vs. otras fuentes

Valores	Biogás*	Gas Natural	Gas Propano	Gas Metano	Hidrog.
Valor Calorífico (Kwh/ m³)	7.0	10	26	10	3
Densidad (t/m³)	1.08	0.7	2.01	0.72	0.09
Densidad con respecto al aire	0.81	0.54	1.51	0.55	0.07
Limite de explosión (% de gas en el aire)	6-12	5-15	2-10	5-15	4-80
Temperatura de encendido	687	650	470	650	585
Máxima velocidad de encendido en el aire (m/s)	0.31	0.39	0.42	0.47	0.43
Requerimiento teórico de aire (m³/m³)	6.6	9.5	23.9	9.5	2.4

* Composición promedio del biogás: CH₄ (65%) – CO₂ (35%)

4.2 Aplicaciones del biogás

Existen diversas opciones para la utilización del biogás. Dentro de éstas destacan la producción de calor o vapor, generación de electricidad y combustible de vehículos.

4.2.1 Producción de calor o vapor

El uso más simple del biogás es para la obtención de energía térmica (calor). En aquellos lugares donde los combustibles son escasos, los sistemas pequeños de biogás pueden proporcionar la energía calórica para actividades básicas como cocinar y calentar agua. Los sistemas de pequeña escala también se pueden utilizar para iluminación.

Los quemadores de gas convencionales se pueden adaptar fácilmente para operar con biogás, simplemente cambiando la relación aire-gas. El requerimiento de calidad del biogás para quemadores es bajo. Se necesita alcanzar una presión de gas de 8 a 25 mbar y mantener niveles de H_2S inferiores a 100 ppm para conseguir un punto de rocío de 150°C.

4.2.2 Generación de electricidad o combinación de calor y electricidad

Los sistemas combinados de calor y electricidad utilizan la electricidad generada por el combustible y el calor residual que se genera. Algunos sistemas combinados producen principalmente calor y la electricidad es secundaria. Otros sistemas producen principalmente electricidad y el calor residual se utiliza para calentar el agua del proceso. En ambos casos, se aumenta la eficiencia del proceso en contraste si se utilizara el biogás sólo para producir electricidad o calor. Las turbinas de gas (microturbinas, desde 25 hasta 100 kW y turbinas grandes, > 100 kW) se pueden utilizar para la producción de calor y energía, con una eficiencia comparable a los motores de encendido por chispa y con un bajo mantenimiento. Sin embargo, los motores de combustión interna son los usados más comúnmente en este tipo de aplicaciones. El uso de biogás en estos sistemas requiere la remoción de H_2S (bajo 100 ppm) y vapor de agua.

Las celdas de combustible se consideran las plantas de energía a pequeña escala del futuro para la producción de electricidad y calor con una eficiencia superior al 60% y bajas emisiones.

4.2.3 Combustible para vehículos

El uso vehicular del biogás es posible y en la realidad se ha empleado desde hace bastante tiempo. Para esto, el biogás debe tener una calidad similar a la del gas natural, para usarse en vehículos que se han acondicionado para el funcionamiento con gas natural. La mayoría de vehículos de esta categoría han sido equipados con un tanque de gas y un sistema de suministro de gas, además del sistema de gasolina normal de combustible.

El biogás puede ser utilizado en motores de combustión interna tanto a gasolina como diesel. El gas obtenido por fermentación tiene un octanaje que oscila entre 100 y 110 lo cual lo hace muy adecuado para su uso en motores de alta relación volumétrica de compresión, por otro lado una desventaja es su baja velocidad de encendido.

Sin embargo su difusión está limitada por una serie de problemas:

- A fin de permitir una autonomía razonable el gas por su volumen debe ser almacenado en contenedores cilíndricos de alta presión (200 a 300 bar); este tipo de almacenamiento implica que el mismo deba ser purificado antes de su compresión.

- La conversión de los motores es costosa (instalación similar a la del gas natural) y el peso de los cilindros disminuye la capacidad de carga de los vehículos.
- Por último la falta de una adecuada red de abastecimiento y la energía involucrada en la compresión a gran escala de este tipo de uso.

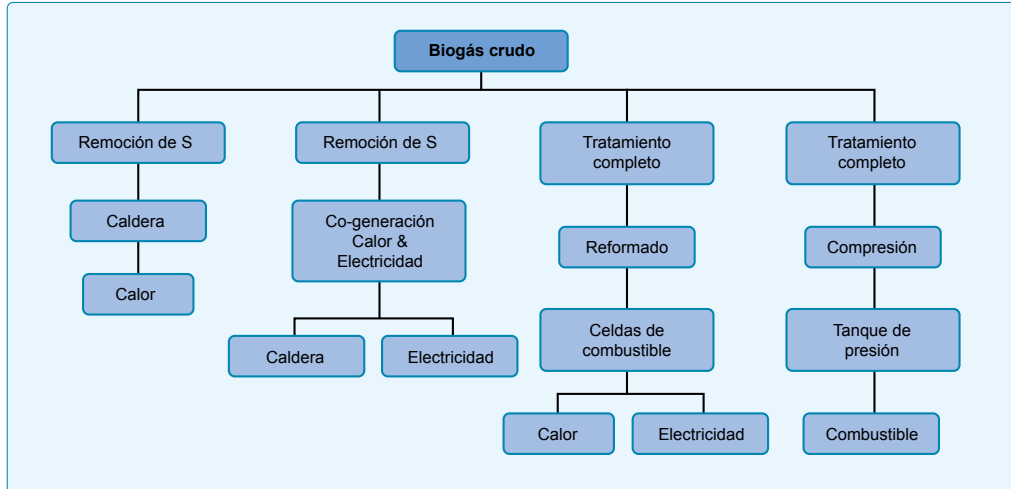
4.3 Purificación o acondicionamiento del biogás

El biogás (CH_4 - CO_2) no es absolutamente puro, puesto que contiene partículas y trazas de otros gases. Todas estas impurezas deben ser removidas dependiendo del tipo de utilización que tendrá el biogás.

La purificación del biogás es importante por dos razones principales: (1) para aumentar el poder calorífico del biogás y, (2) cumplir los requerimientos de algunas aplicaciones de gas (motores, calderas, celdas de combustible, vehículos, etc.). Los propósitos de purificación y/o acondicionamiento del biogás se resumen en la Figura 4.1. El “tratamiento completo” implica que se elimina gran parte del CO_2 , vapor de agua y otros gases traza del biogás, mientras que el “reformado” es la conversión de metano en hidrógeno.

Las partículas sólidas en el biogás se filtran con los colectores de partículas convencionales. Para la remoción de gases traza, las técnicas utilizadas son el lavado, adsorción y secado.

Figura 4.1. Alternativas de utilización del biogás y sus requerimientos de purificación



4.3.1 Remoción del dióxido de carbono (CO_2)

Un biogás enriquecido de metano es aquel que presenta una concentración de metano superior a 95%. Para alcanzar esta concentración, el CO_2 debe ser removido. El procedimiento para la remoción de CO_2 debe escogerse según los siguientes criterios:

- Concentración mínima requerida
- Bajo consumo de material absorbente o adsorbente (e.g. fácil regeneración, estabilidad química y térmica)
- Que no genere impactos ambientales significativos
- Que sea fácilmente disponible y a bajo costo

Para la mayoría de las aplicaciones más simples de biogás tales como calentadores, motores de combustión interna o sistemas generadores, la remoción del CO_2 del biogás no es necesaria y el CO_2 simplemente pasa a través del quemador o motor. Para aplicaciones más complejas de biogás, tales como vehículos, que requieren combustibles de mayor densidad, el CO_2 debe ser removido. La remoción del CO_2 incrementa el poder calorífico y genera un gas de calidad similar a la del gas natural. El CO_2 puede removerse del biogás mediante procesos de absorción o adsorción. Otros procesos disponibles son las separaciones por membrana y criogénicas.

Para eliminar el CO_2 y H_2S del biogás se puede utilizar un lavado a presión contracorriente con agua. Para la remoción de CO_2 , en particular, los factores críticos son pH, presión y temperatura. Para incrementar el lavado del CO_2 desde el biogás debe haber condiciones de alta presión, baja temperatura y pH alcalino. El uso de soluciones de Ca(OH)_2 pueden remover completamente el CO_2 y H_2S . Estos gases son más solubles en algunos solventes orgánicos tales como polietilenglicol, que no disuelven el metano. Estos solventes orgánicos pueden por lo tanto, ser usados para lavar estos gases. Los sistemas que utilizan este tipo de solventes orgánicos pueden remover el CO_2 del biogás hasta valores bajo 0.5%. Sin embargo, el uso de solventes orgánicos es mucho más costoso que los sistemas de lavado con agua.

La adsorción de CO_2 sobre sólidos tales como carbón activado o tamices moleculares es factible, aunque requiere mayor temperatura y presión. Estos procesos pueden no ser costo-efectivos debido a las altas temperaturas y presiones asociadas. La separación criogénica es otro proceso posible, debido a que a 1 atm, el metano presenta un punto de ebullición de -106°C , mientras que el CO_2 presenta un punto de ebullición de -78°C . Por lo tanto, la condensación y destilación fraccionada a bajas temperaturas puede separar el metano puro en forma líquida, la cual es conveniente para el transporte. Mediante este proceso se puede obtener un metano de hasta 97% de pureza, pero el proceso requiere altas inversiones iniciales.

Las membranas o tamices moleculares dependen de las diferencias en la permeabilidad de los componentes individuales del gas a través de una membrana fina. Las separaciones por membrana están adquiriendo una creciente popularidad. Existen otras alternativas por conversión química, pero estas tecnologías aún no son viables del punto de vista económico.

4.3.1.1 Absorción

El metano y el dióxido de carbono presentan afinidades distintas a diversos líquidos. En el agua, como agente de lavado, los componentes ácidos del biogás tales como CO_2 , son disueltos más fácilmente que los componentes hidrofóbicos apolares tales como los hidrocarburos.

La absorción física puede explicarse por diferentes fuerzas de Van der Waals de los gases y la absorción química mediante diferentes enlaces covalentes.

Un absorbente para el lavado con agua caliente presurizada consta de una columna rellena con material de empaque, el cual es percolado con agua fresca.

El biogás comprimido a 10 – 12 bar es alimentado por la parte inferior de una columna. Mediante un flujo ascendente pasa a través del material de empaque y así transfiere el CO_2 al agua caliente (5 – 25°C). El biogás sale por la parte superior de la columna con una concentración de metano mayor a 95%.

Otros absorbentes que tienen buena aceptación incluyen mezclas de dimetil éter y polietilenglicol, particularmente porque no son tóxicos ni corrosivos.

4.3.1.2 Adsorción con tecnología de oscilación de presión (PSA)

Esta tecnología permite obtener un metano muy puro y se basa en el hecho de que bajo ciertas presiones, los gases tienden a ser atraídos hacia superficies sólidas (adsorbidos). Mientras mayor sea la presión, una mayor cantidad de gas será adsorbido. Cuando la presión se reduce, el gas es liberado o desorbido. Este proceso puede utilizarse para separar gases en una mezcla, debido a que los diferentes gases tienden a ser atraídos con mayor o menor afinidad en diferentes superficies sólidas.

Se pueden utilizar como adsorbentes: carbón activado, zeolitas, tamices moleculares de zeolitas y tamices moleculares de carbón. El sistema opera a temperaturas cercanas a la ambiental. El material adsorbente bajo condiciones de altas presiones adsorbe el CO_2 del biogás. El proceso luego cambia las condiciones y la presión baja para desorber el CO_2 del material adsorbente y ser liberado.

4.3.1.3 Tecnología de diafragma

Los gases tales como el CH_4 y CO_2 y las impurezas del biogás pueden separarse en función de sus distintas permeabilidades de diafragmas. Existen diafragmas porosos en los cuales las diferencias de presión son las responsables de la translación de los gases y diafragmas difusionales a través de los cuales los gases deben difundir.

Para la depuración del biogás, los diafragmas difusionales tienen una buena aceptación. Los componentes del biogás pasan a través de un diafragma en función de su estructura molecular (e.g., sulfuro de hidrógeno 60 veces más rápido que el metano y dióxido de carbono 20 veces más rápido que el metano). Es importante considerar que siempre una parte significativa de metano pasa por el diafragma y se pierde junto con las impurezas. El material del cual está compuesto el diafragma es el que determina la selectividad. Se pueden separar selectivamente CO_2 , SO_2 y H_2S en instalaciones de una o dos etapas.

Los componentes del biogás separados son absorbidos en una solución, por lo que el proceso se denomina tecnología de diagrama húmedo. Para estos fines, se utiliza una solución de soda cáustica como solvente para H_2S y soluciones de amina para CO_2 . Este procedimiento opera a bajas presiones.

4.3.1.4 Mineralización y biomineralización

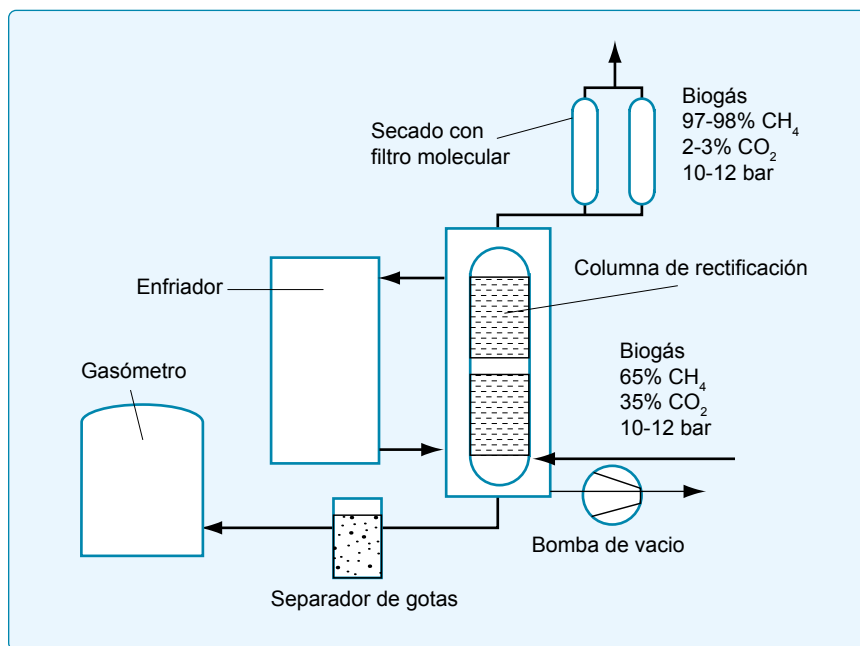
En estos procedimientos, el CO_2 se separa mediante reacciones químicas, e.g., con CaO (cal viva) para formar carbonato de calcio (CaCO_3), el cual puede utilizarse como material de construcción. Sin embargo, hay que tener presente que la cal viva se elabora “calcinando” la cal, un proceso que libera una molécula de CO_2 por cada molécula de CaO producida, lo cual genera un impacto ambiental.

4.3.1.5 Purificación criogénica del biogás

Consiste en un proceso de purificación del biogás a bajas temperaturas. Después de la compresión de aproximadamente 200 bar y la licuefacción del biogás, las impurezas (e.g., H_2S) son adsorbidas en tamices moleculares (Figura 4.2). La mezcla de gas licuada es luego separada mediante una destilación a baja temperatura a 30 bar aproximadamente. El enfriamiento permite una reducción de la presión. Esta tecnología de separación se basa en los diferentes puntos de ebullición de los componentes del biogás. Por ejemplo, a una presión de 50 bar, el CH_4 es licuado a -80°C y el CO_2 a $+15^\circ\text{C}$. El CO_2 y cerca de un 80% del CH_4 se extraen en forma líquida, el 20% restante del CH_4 en forma gaseosa.

La ventaja de esta tecnología de separación basada en la licuefacción del biogás, es la alta pureza del biogás que se obtiene. Sin embargo, debido al alto consumo energético, este procedimiento resulta muy costoso.

Figura 4.2. Esquema de una planta de licuefacción para aumentar la pureza del biogás



4.3.2 Remoción de agua

Al momento de salir del digestor, generalmente, el biogás se satura con vapor. El biogás debe tener una humedad relativa inferior a 60% para prevenir la formación de condensado en las tuberías de transporte. Este condensado, particularmente en combinación con otras impurezas puede corroer las paredes de las tuberías. Frecuentemente, el biogás debe ser secado antes de ser purificado.

El biogás puede secarse por compresión y/o enfriamiento del gas, adsorción en carbón activado o sílica gel o absorción, principalmente en soluciones de glicol y sales higroscópicas.

4.3.3 Remoción del sulfuro de hidrógeno (H₂S)

El sulfuro de hidrógeno en combinación con el vapor de agua en el biogás crudo, puede formar ácido sulfúrico (H₂SO₄) el cual es muy corrosivo para los motores y sus componentes. A concentraciones sobre 100 ppm en volumen, el H₂S es también muy tóxico. El carbón activado puede utilizarse para remover el H₂S y CO₂. El carbón activado actúa como catalizador convirtiendo el H₂S en azufre elemental (S). Otra forma de lavar el sulfuro de hidrógeno es usando soluciones de NaOH, agua o sales de hierro.

Un proceso simple y barato consiste en dosificar una corriente de biogás con O₂, el cual oxida el H₂S a azufre elemental. La dosificación con oxígeno puede reducir el contenido en el biogás de H₂S a niveles bajo 50 ppm. Esta dosificación con oxígeno, no está exenta de riesgos de explosión, por lo cual debe efectuarse con precaución.

El óxido de hierro también remueve el H₂S transformándolo en sulfuro de hierro. Este método puede ser sensible en presencia de un alto contenido de vapor de agua en el biogás.

4.3.3.1 Desulfuración biológica

El uso de microorganismos en la remoción de sulfuro de hidrógeno presente en el biogás, se basa en la oxidación microbiológica de H₂S a compuestos de azufre de fácil eliminación, como azufre elemental (S⁰) o sulfatos (SO₄²⁻). El sulfuro de hidrógeno es absorbido en agua y es oxidado biológicamente. La oxidación quimiolitotrofa del H₂S puede ocurrir en presencia o ausencia de oxígeno. En condiciones micro aeróbicas el compuesto de azufre reducido actúa como dador de electrones y el oxígeno como aceptor de electrones y, en condiciones anaeróbicas, el ion nitrato actúa como aceptor de electrones.

Los principales microorganismos estudiados corresponden a los géneros *Beggiatoa*, *Xanthomonas* y, especialmente, *Chlorobium*, *Thiobacillus* y *Sulfolobus*.

La descomposición del H₂S para formar sulfato y/o azufre ocurre según la ecuación:



La reacción directa de H_2S a sulfato también es posible:



Para que ocurran estas reacciones, los microorganismos requieren carbono y sales inorgánicas (N, P, K) como nutrientes al igual que elementos traza (Fe, Co, Ni). Estos nutrientes deben estar presentes en el sustrato en cantidades adecuadas.

En el caso de los microorganismos aeróbicos que atacan el H_2S , es necesario la adición de aire a una tasa de 4-6% del biogás para que se desarrollen. Debido al riesgo de explosión, la dosificación del aire debe ser limitada, proporcionando una concentración máxima de aire de 12% en volumen del biogás. Los microorganismos requieren además, una superficie suficiente (la cual es humedecida) para la inmovilización. Se requiere aproximadamente 1 m^2 de superficie para la desulfuración de $20 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ de biogás.

4.3.3.2 Precipitación de sulfuros

Los iones Fe^{2+} en la forma de cloruro de hierro (II) (FeCl_2) o los iones Fe^{3+} en las formas de cloruro de hierro (III) o sulfato de hierro (II) permiten la precipitación de azufre a una forma estable que permanece en el residuo.



Para la precipitación de sulfuros, sólo se requiere un tanque de mezclado adicional y una bomba de dosificación.

4.3.3.3 Absorción en una solución férrica quelante

En soluciones férricas quelantes, los iones de hierro (III) (Fe^{3+}) se reducen a iones Fe^{2+} , proceso en el cual, el sulfuro de hidrógeno se oxida a azufre elemental.

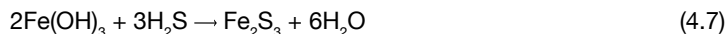


El equipo consta de un recipiente que contiene la solución de los agentes quelantes o ligandos con hierro (III) a una concentración de 0,01 a 0,05% en peso, en el cual se inyectan el biogás y el aire. Si el biogás que se quiere purificar de sulfuro de azufre; además, contiene como contaminante bajos niveles de oxígeno (del orden de 100ppm), sólo se requiere un contenedor para la regeneración de los iones Fe^{3+} . En el caso, que el biogás que se quiere purificar, está libre de oxígeno, se requiere un segundo contenedor a través del cual circule la solución. En el primer contenedor, el biogás es desulfurado. En el segundo contenedor, la solución de iones Fe^{3+} es regenerada mediante el aire inyectado.

El azufre elemental se concentra en el fondo del contenedor, por lo que debe ser removido con cierta frecuencia.

4.3.3.4 Adsorción en compuestos de hierro

En este procedimiento, el sulfuro de hidrógeno es adsorbido en hidróxido de hierro (III) ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) y/o óxido de hierro (III) (Fe_2O_3). Estos procesos corresponden a una desulfuración seca.



Las masas de óxido o hidróxido de hierro quedan aglomeradas capa por capa en una torre desulfuradora, impregnados en lana de acero, chips de madera o pellets de madera.

4.3.3.5 Adsorción en carbón activado

En el caso de generación de biogás libre de oxígeno y presenta concentraciones medias a altas de H_2S , el sulfuro de hidrógeno molecular se adsorbe en la superficie de carbón activado. Sin embargo, generalmente la eficiencia de la descontaminación no es suficiente. Por esto, el carbón activado se impregna con catalizadores, de forma de incrementar la velocidad de reacción de oxidación del H_2S a azufre elemental. Existen diversos agentes catalizadores. Por ejemplo, el carbón activado se puede impregnar con yoduro de potasio (KI) a una concentración de 1-5% en peso solamente en presencia de oxígeno y agua. El H_2S se disuelve en la capa de agua sobre el carbón activado y no reacciona con el oxígeno a bajas temperaturas ($50 - 70^\circ \text{C}$) y una presión de operación de 7 – 8 bar.



El catalizador yoduro de potasio (KI) además previene la formación de ácido sulfúrico debido a que el potencial de oxidación para esta reacción es muy bajo.

Otros agentes catalizadores que se utilizan para impregnar el carbón activado son el carbonato de potasio (K_2CO_3) y permanganato de potasio (KMnO_4).

4.3.3.6 Enlace químico con zinc

En plantas agrícolas pequeñas, es posible producir un biogás con bajas concentraciones de sulfuro de hidrógeno, haciendo pasar el biogás a través de un cartucho de óxido de zinc (ZnO), según la Ecuación 4.10.



El azufre permanece enlazado químicamente dentro del cartucho, el cual debe ser reemplazado al cabo de un tiempo. Incluso, otras sustancias como sulfuro de carbonilo (COS) y mercaptanos pueden removerse con óxido de zinc, cuando ambos han sido previamente hidrolizados a H_2S .



4.3.4 Remoción de oxígeno

Un contenido alto de oxígeno en el biogás podría ocurrir solamente en casos excepcionales. Este oxígeno se puede eliminar con los procedimientos de desulfuración.

Los procesos de adsorción, por ejemplo, con carbón activado, tamices moleculares, o la tecnología de diafragma también son aplicables.

4.3.5 Remoción del amonio

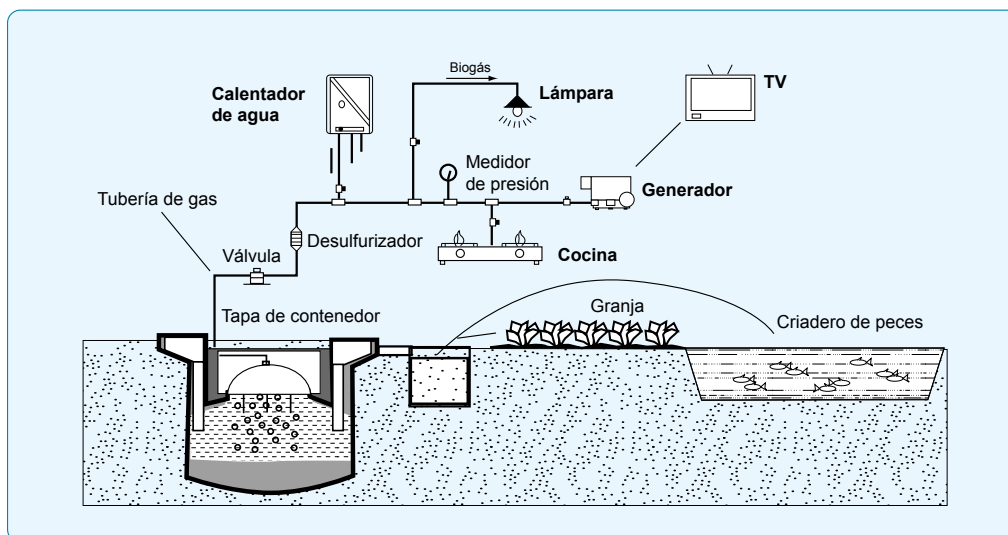
Cuando el guano líquido y, en particular, los residuos del procesamiento de pescado o la industria alimentaria se utilizan como sustratos, se puede producir amoniaco en cantidades considerables, dependiendo de la estabilidad del proceso de fermentación. El amoniaco se forma a valores de pH altos a partir del amonio, que se forma en el guano líquido. Por lo tanto, la formación de amoniaco se puede evitar mediante la operación adecuada de la planta.

La eliminación del amoniaco se debe combinar con otros procedimientos de purificación del biogás. Cuando el amoniaco pasa a través de una solución ligeramente ácida, permanece en este líquido en forma de amonio.

4.4 Artefactos y adaptaciones necesarias.

Es necesario disponer de ciertos equipos de distribución, purificación y tratamiento del biogás generado en el biodigestor, con el objeto de llevar este producto a los diferentes puntos de consumo y remover contaminantes que pueden estar presentes en la corriente gaseosa. Los principales equipos requeridos son:

Tendido de red de distribución.



	Implementos de distribución de biogás	Mangueras flexibles, Juntas, acoples y válvulas.
	Flujómetro	Para permitir una medición rápida de volumen de biogás utilizado.
	Manómetros	Para disponer de una fácil y rápida medición del nivel de presión de la línea de distribución de biogás. Esto es muy importante para determinar si el sistema mantiene suficiente presión para poder hacer uso de los artefactos domésticos.
	Filtro desulfurizador para planta familiar	Permite la extracción del sulfuro de hidrógeno que es componente natural del biogás. Este H_2S es muy corrosivo y por lo tanto, su eliminación es importante para garantizar una mayor vida útil de los equipos domésticos usados a biogás.
	Filtro deshidratador	Permite la extracción del vapor de agua que es componente natural del biogás.

Principales equipos para consumo de biogás.

	Lámparas a biogás	Consumo biogás: 0.07 m ³ /hr
	Cocina a biogás de dos hornillas	Consumo biogás: 0,20 - 0,42m ³ /hr
	Olla arrocera	Consumo biogás: 0,14m ³ /hr
	Generador eléctrico (600W)	Consumo de biogás: 0,7 -0,8 m ³ /kWh
	Calentador de agua	Consumo de biogás: 2,2 m ³ /hr Presión ingreso del agua: 0,025 – 0,8MPa Presión de gas requerida: 1,6KPa

USOS DEL RESIDUO BIOFERMENTADO O LODOS DE DIGESTIÓN Y DE LOS EFLUENTES

5



5. USOS DEL RESIDUO BIOFERMENTADO O LODOS DE DIGESTIÓN Y DE LOS EFLUENTES

La construcción de una planta de biogás en una zona rural se traduce en una nueva forma de utilización completa de las materias orgánicas. La recuperación de biomasa orgánica residual agrícola transforma la modalidad de utilización única en un sistema múltiple. Con la digestión anaeróbica se obtienen dos tipos de productos: uno es el biogás, utilizado principalmente como combustible y el otro, el lodo residual orgánico estabilizado, utilizado como acondicionador y/o biofertilizante de suelos.

Por otra parte, es ampliamente conocida la importancia que tiene la materia orgánica por el papel que desempeña en la génesis y evolución de los suelos, siendo una característica distintiva cuando se le compara con el material geológico de formación reciente; constituyendo la única fuente de reserva de nitrógeno en el suelo; además, de su necesaria participación para la estructuración en la mayoría de los suelos, especialmente los de textura fina. La cantidad y calidad de la materia orgánica influye sobre diversos procesos físicos, químicos y biológicos en el sistema edáfico y representa la base de la fertilidad de los suelos.

Esto puede lograrse con la incorporación de diversos residuos orgánicos, de origen animal o vegetal. Sin embargo, la práctica de incorporar directamente al suelo constituye un manejo poco recomendable por el tiempo que éstos requieren para transformarse en compuestos asimilables por las plantas, a través de los procesos de mineralización y de humificación. La estabilización de residuos orgánicos previo a su incorporación al suelo, tiene como finalidad acelerar la descomposición o mineralización primaria de subproductos y residuos orgánicos, para obtener un producto orgánico más estable biológicamente, enriquecido en compuestos húmicos y libre de patógenos.

Los bioprocesos utilizados para estabilizar los residuos orgánicos, se basan en una digestión de tipo aeróbica (compostaje, lombricultura) o de tipo anaeróbica (fermentación con producción de biogás). La composición química de los productos obtenidos en cada caso, compost y bioabono, es variable, dependiendo de la materia prima usada y del tiempo de estabilización. En general, se observa la obtención de un producto orgánico estabilizado, con una drástica disminución de coliformes totales, mejorando la calidad sanitaria, presentando una buena actividad biológica y un adecuado desarrollo de fermentos nitrosos y nítricos, de la microflora total, hongos y levaduras, lo que permitiría un buen complemento cuando se incorporan estos materiales a sitios improductivos.

La calidad de cualquier material orgánico que ha sido bioprocesado, ya sea en forma aeróbica o anaeróbica, está relacionada con la estabilidad biológica y la madurez química que se alcanza, durante el desarrollo y evolución de las diferentes etapas del proceso. Esto coincide con los valores constantes obtenidos en algunos parámetros utilizados para definir el Índice de Madurez de los Compost, (Varnero et al, 2004). Este índice considera tres características esenciales:

- la relación C/N, para discriminar materiales con mayor probabilidad de inmovilizar nitrógeno.
- la estabilidad biológica, la cual excluye materiales que se encuentran en activa descomposición microbiana, porque contienen un nivel de carbono que sustenta la actividad microbiana.

- la madurez química, donde se evalúa la presencia de compuestos fitotóxicos, productos de una biodegradación que se encuentra aún en fases intermedias. En la práctica, los residuos orgánicos presentan distintas proporciones de carbono resistente a la descomposición microbiana, como la celulosa y la lignina, los que pueden ser utilizados por microorganismos específicos como hongos y actinomicetes, que entran en plena actividad cuando las formas lábiles de carbono se han agotado.

Se han descrito numerosos métodos (CCQC, 1999;) para evaluar tanto la estabilidad biológica como la madurez química, los cuales se pueden agrupar en análisis físicos, químicos, y bioensayos.

El valor agrícola de un residuo orgánico bioprocesado, en un amplio sentido se puede establecer en función de sus propiedades físicas, químicas y biológicas, las cuales a su vez dependen de las características físicas y químicas de las materias primas que le dieron origen. Entre los principales parámetros que permitirían entregar información sobre el valor agrícola se mencionan los siguientes: capacidad de intercambio catiónico, contenido de materia orgánica y de nutrientes totales y disponibles, relación carbono-nitrógeno, contenido de sales solubles y de pH.

Los productos orgánicos estabilizados obtenidos se pueden clasificar en función de las características bioquímicas que presentan las materias primas disponibles, definiéndose un perfil bioquímico, considerando esencialmente el nivel de materia orgánica que presentan. De acuerdo con esto, se pueden visualizar cuatro grupos de productos orgánicos estabilizados (Robin y Le Quellec, 1997):

- Grupo 1: Fracción soluble superior o igual al 30% de la materia orgánica seca y alto nivel de nitrógeno total.
- Grupo 2: Fracción ligno-celulosa superior o igual al 65% de la materia orgánica seca.
- Grupo 3: Fracción soluble más hemicelulosa superior o igual al 45% de la materia orgánica seca.
- Grupo 4: Nivel de materias minerales superior a 40% de la materia seca y bajo nivel de carbono orgánico total.

Estos cuatro grandes grupos de productos orgánicos estabilizados, pueden ser evaluados en forma más global, considerando si responden al menos uno de los dos criterios que se consideran para su clasificación como: acondicionador o biofertilizante.

5. 1. Acondicionador

El uso como acondicionador tiene como principal papel la restitución al suelo de la materia orgánica estable o humus estable, debido a los compuestos orgánicos presentes en el bioabono como la lignina, celulosa y hemicelulosa contribuyen a la formación de humus estable, previenen la erosión y aumentan la permeabilidad del suelo. A su vez constituyen también la base para el desarrollo de los microorganismos responsables de la conversión de los nutrientes en una forma que puede ser incorporada fácilmente por las plantas. El elevado contenido de amonio ayuda a evitar la pérdida de nitrógeno por lavado y lixiviación del suelo así como las pérdidas por volatilización producidas por los procesos de desnitrificación biológica.

5.2. Biofertilizante

Se define por su aporte de elementos minerales, especialmente nitrógeno. Como subproducto después de la generación de biogás, se obtiene materia orgánica estabilizada rica en elementos minerales. En función a la carga usada y el proceso seguido, esta materia orgánica, también conocida como bioabono puede presentarse de dos formas: líquida y sólida.

5.2.1 Biofertilizante en forma líquida: proveniente de digestores continuos con una alta tasa de carga y un bajo contenido de sólidos totales (inferior al 12 %), el inconveniente de éste es su comercialización por el estado físico de su presentación.

5.2.2 Biofertilizante en forma sólida: proveniente de digestores batch o semicontinuos con buen poder fertilizante, que luego de ser secado se puede comercializar sin problemas.

En general todos los productos orgánicos obtenidos, independientemente del proceso utilizado para su estabilización, son buenos acondicionadores o mejoradores de las propiedades físicas de los suelos, porque aportan niveles interesantes de materia orgánica estabilizada. Presentan una textura física particular, de baja densidad (del orden de 0,5gr/cc) y baja resistencia mecánica; por lo tanto, la incorporación de estos substratos orgánicos en el suelo permite mejorar la estructura de éste, reduciendo problemas de compactación y susceptibilidad de erosión; además, incrementan la capacidad de retención de agua, así como el intercambio gaseoso, favoreciendo el desarrollo radical. Sin embargo, la clasificación como biofertilizante, depende de las características bioquímicas de las materias primas utilizadas, de forma que si éstas contienen altos niveles de nutrientes, generarán productos con características de fertilizantes orgánicos.

A continuación se presentan Tablas comparativas en función de valores promedios de algunos de los análisis químicos (Tabla 5.1) y biológicos (Tabla 5.2) realizados para los materiales orgánicos estabilizados por oxidación (Compost) y por reducción biológica (Bioabono.)

Tabla 5.1. Análisis químicos.

Parámetros	Compost	Bioabono
pH (H ₂ O 1:5)	7.2	7.9
MO(W-B) 1:5	20.0	45.0
MO(Calcinac. %)	39.0	58.0
N Total (Kjeldal %)	1.0	1.8
P Total (%)	4.1	8.4
K Total (%)	0.4	0.7
Relación C/N	19.0	25.0
N mineral (mg/kg)	550.0	30.0
C.E. (dS/m)	10.1	14.4

Fuente: Varnero, 2001.

Tabla 5.2. Análisis Microbiológicos

Caracterización microbiana	Compost	Bioabono
Actividad biológica (N° cél./ml * E 04)	357	1054
Microflora total (N°cél/ml * E 03)	10	68
Hongos y levaduras (N° cél/ml * E 03)	250	25
Fermentos nitrosos (N° cél/ml * E 03)	1200	1100
Fermentos nítricos (N° cél/ml * E 03)	800	50
Coliformes totales (N° colonias/ml * E03)	0.1	0

Fuente: Varnero, 2001.

Con este cuadro comparativo se establecen los criterios de valoración de los materiales obtenidos, tomando en cuenta sus características físicas, químicas y biológicas con relación al impacto ecológico que presentan estos materiales, posibilidades de uso, calidad de mejorador de las propiedades físicas de los suelos y/o mejorador de la fertilidad potencial de los suelos.

En función de la calidad de estos materiales digeridos se puede establecer propuestas de uso, manejo y disposición adecuada, considerando especialmente su aplicación al suelo, de acuerdo con su valor agrícola. El disponer de esta información permite discriminar el valor agrícola de estos lodos de digestión indicando si representa un acondicionador o mejorador de propiedades físicas del suelo y/o bioabono.

5.3 Lodos de digestión anaeróbica

Cada seis o doce meses es aconsejable descargar totalmente el biodigestor continuo, para una adecuada mantención. Esto permite retirar del fondo del biodigestor los lodos de digestión, material sólido pastoso, con un elevado contenido de agua, constituido por fracciones de materia orgánica estabilizada, nutrientes totales y disponibles, sales solubles, con valores de pH cercanos a la neutralidad, además enriquecido en inóculos microbianos metanogénicos. Por lo tanto, entre los usos más comunes de los lodos de digestión se tiene:

- Acondicionamiento de suelos.
- Mulch.
- Biofertilizante.
- En mezcla para macetas
- Cubierta vegetal en rellenos sanitarios.
- Recuperación de suelos o sitios degradados
- Biorremediación de suelos

5.4 Efluentes del biodigestor

En un biodigestor de carga continua, la determinación del Tiempo de Retención Hidráulico (TRH), permite definir el volumen de afluente o material de carga diaria, que tendrá el digestor

durante toda su etapa de trabajo. Esta carga diaria de afluente, como máximo tiene un 8% de sólidos totales (ST). La entrada de este afluente, genera un volumen equivalente de efluente o material de descarga, que por lo general presenta alrededor de un 2% de ST.; además de una proporción de nutrientes y fuentes carbonadas disueltas.

Este efluente, dependiendo de su composición química puede utilizarse:

- Como fuente de nutrientes y/o riego en cultivos hidropónicos, en huertas de hortalizas.
- Para favorecer el crecimiento de plancton de algún medio acuático.

EL proyecto “Aprovechamiento Racional de Residuos Orgánicos” (Varnero y Arellano, 1991), se orientó en el sistema de reciclaje de residuos agropecuarios que se generan en los sistemas de producción agrícola, con el propósito de hacer un uso productivo de éstos y aminorar los problemas de contaminación y desequilibrio ecológico. Entre las posibles alternativas de solución integral para el tratamiento de los residuos generados, se consideró el uso de biodigestores cuyo adecuado funcionamiento permitiría obtener:

1. Residuos orgánicos estabilizados que pueden usarse como mejorador de suelos y/o fertilizante orgánico.
2. Un efluente con nutrientes para uso de regadío agrícola o para favorecer el crecimiento de biomasa algal y subproductos.
3. Una mezcla gaseosa combustible, biogás, para uso doméstico o agrícola.
4. Condiciones sanitarias y ecológicas de mejor calidad.

El estudio realizado con distintos niveles de materia prima disponible y temperaturas medias atmosféricas, para el tipo de digestor ubicado en la Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile (tipo batch), permitió delimitar distintas zonas ecológicas con posibilidades de implementar biodigestores, las cuales se extienden desde la IV hasta la VIII Región, siendo la IV Región aquella que presenta mayor producción potencial de biogás, si se utiliza el 1% del material biodigerible de la zona.

La IV Región presenta las mejores expectativas de producción de biogás en función de la temperatura, pero con menor porcentaje o disponibilidad de residuos. Los resultados de los ensayos de laboratorio con cladodios de *Opuntia* sp., permitieron evaluar la posibilidad de utilización de este residuo no tradicional, en zonas áridas y semi-áridas.

La productividad sostenida en el manejo de la fertilidad natural del suelo, propio de una agricultura autosustentable, permite disminuir la dependencia de fertilizantes químicos, disminuyendo costos de producción y minimizar el impacto de la explotación sobre el ecosistema.

La incorporación de residuos orgánicos agropecuarios al suelo, para mejorar la fertilidad y, por lo tanto su productividad, depende del valor fertilizante que tengan los abonos orgánicos adicionados, especialmente en términos de N, como también de las exigencias nutricionales que presente el cultivo.

Los abonos orgánicos tienen la ventaja de actuar como acondicionadores de suelos y en este sentido resulta interesante utilizarlos en cualquier plan de manejo de la productividad a mediano

y largo plazo. Los efectos de la materia orgánica en el suelo son múltiples y se refieren, tanto a las propiedades físicas como a las propiedades químicas y bioquímicas. De la combinación de estos efectos sobre las propiedades en el suelo, resulta un efecto integrado de la MO sobre los rendimientos.

El mayor impacto del reciclaje de materias orgánicas en combinación con rotaciones de cultivo, que incluyan leguminosas, se puede producir en sistemas agrícolas campesinos, caracterizadas por pequeñas superficies, limitado capital de trabajo y rendimientos moderados o bajos.

Las comparaciones entre los distintos tipos de abono orgánicos (compost – bioabono), basados en algunos aspectos de productividad de los componentes de la rotación leguminosa – cereal indicarían ventajas para la adición de compost en el caso de leguminosas (haba) y de adición de bioabono en el componente cereal (maíz). Estas ventajas parecen explicarse por una diferencia en:

- a) Niveles de N disponible (bioabono)
- b) Velocidad de mineralización (bioabono)
- c) Efectos sobre aspectos físicos del suelo (compost)

Por otra parte, el problema de las dosis puede explicarse de dos maneras:

- a. Sistema de manejo basado en bajas dosis, lo cual implica un periodo de transición no determinado, en el cual se produce un gradual incremento de C orgánico, “pool” de nutrientes hábiles y mejoramiento de las propiedades físicas.
- b. Sistema de manejo que no considera una etapa de transición y que emplea dosis altas, en que los resultados señalados anteriormente se alcanzan antes.

Los ensayos de campo realizados estarían siguiendo un esquema de trabajo de tipo intermedio, donde aparentemente la dosis umbral se encuentra en torno a 30 Ton/ha de ambos tipos de abonos orgánicos.

En estas condiciones, las necesidades de nutrientes, especialmente N, son menores, y por lo tanto, un sistema de manejo agrícola basado en aportes por fijación biológica de N y reciclaje orgánico, daría margen a una reducción significativa de los requerimientos de N exógeno orgánico.

Finalmente este tipo de bioprocesos representan un método efectivo para eliminar drásticamente los microorganismos patógenos presentes en las excretas animales.

5.5 Usos de bioabono para recuperación de suelos degradados.

El uso del bioabono en programas de recuperación de suelos degradados permite mejorar el intercambio catiónico del suelo. Con ello se amplía la disponibilidad de nutrientes del suelo. Por otra parte, contribuye a aumentar la humedad del suelo y a la creación de un microclima adecuado para las plantas. Siendo el bioabono una fuente orgánica de fitoreguladores en pequeñas cantidades es capaz de promover actividades fisiológicas y estimular el desarrollo

de las plantas, favoreciendo el enraizamiento (aumenta y fortalece la base radicular), ejerce una acción sobre el follaje (amplía la fase foliar), mejora la floración y activa el vigor y poder germinativo de las semillas, traduciéndose esto en un incremento significativo de la producción de biomasa vegetal.

El bioabono confiere a los suelos arenosos una mayor cohesión mejorando con ello la retención de los nutrientes en el suelo. El bioabono mejora la estructura del suelo y la capacidad de la retención de la humedad del mismo, esto permite controlar de forma efectiva los procesos de erosión y favorece su actividad biológica, reactivando los ciclos biogeoquímicos del suelo. Además, mejora la porosidad, y por consiguiente la permeabilidad y aireación.

5.5.1 Manejo de los nutrientes del bioabono

La aplicación del bioabono en períodos del año cuando existe una baja absorción de nutrientes de las plantas (e.g. otoño e invierno) puede resultar en la lixiviación y escorrentía de nutrientes hacia las aguas subterráneas y superficiales, respectivamente. Por lo tanto, el bioabono debe ser almacenado hasta la época adecuada de aplicación (primavera-verano).

La extensión del período de almacenamiento requerido dependerá del área geográfica, tipo de suelo, precipitaciones y tipo de vegetación. Por ejemplo, en un clima templado se recomienda un período de almacenamiento del bioabono de 6 a 9 meses.

Al igual que el guano, cuando el bioabono se almacena en tanques abiertos, se producen emisiones de gases amoníaco y metano. Estas emisiones se pueden reducir utilizando una capa que cubra la superficie.

5.5.2 Métodos de aplicación del bioabono

El equipamiento que se utiliza para aplicar estiércol y lodos se puede usar para esparcir el bioabono en terreno. Éste se debe aplicar durante la época de crecimiento de la vegetación para asegurar su uso óptimo como fertilizante.

Si se compara con los lodos frescos, el bioabono presenta menor emisión de olores, percola más rápido en el suelo. Sin embargo, debido a que el bioabono contiene un mayor contenido de amoníaco, presenta un mayor riesgo de volatilización de amoníaco durante y después de la aplicación de éste al suelo. Por lo tanto, el método más adecuado de aplicación es aquel que minimice el área superficial expuesta al aire y que asegure la incorporación al suelo.

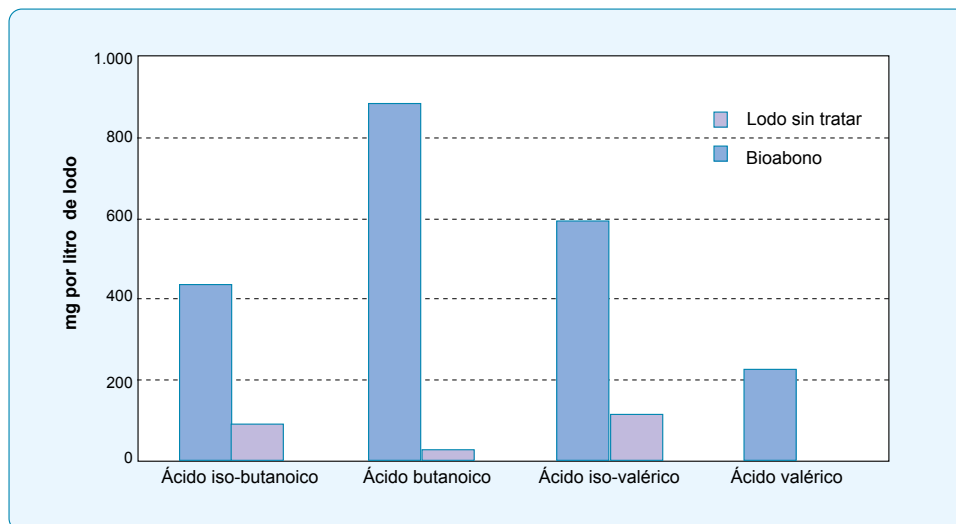
5.5.3 Efectos ambientales de la utilización del bioabono como fertilizante

La adopción de buenas prácticas de manejo en la aplicación de bioabono al suelo permitirá maximizar los beneficios ambientales del uso del bioabono. Tales prácticas resultan en menores emisiones de gases hacia la atmósfera, al igual que menor contaminación difusa de nutrientes por escorrentía y lixiviación.

El guano animal y diversos residuos orgánicos contienen compuestos orgánicos volátiles (e.g. ácido iso-butónico, ácido butónico, ácido iso-valérico y ácido valérico y al menos otros 80

compuestos) los cuales pueden generar olores desagradables. Hansen et al. (2004) demostró que la digestión reduce significativamente la concentración de la mayoría de estos compuestos, lo que minimiza la emanación de olores molestos durante el almacenamiento y aplicación del bioabono (Figura 5.1). Por lo tanto, el uso de métodos adecuados de aplicación del bioabono puede prevenir la emisión de cualquier olor residual. Por ejemplo, la inyección del bioabono en el suelo elimina significativamente la emisión de olores y la pérdida de amoníaco.

Figura 5.1. Concentración de ácidos grasos volátiles en lodo sin tratar y bioabono



Fuente: Hansen et al, 2009.

En la actualidad, existen pocos estudios que muestren el efecto de la digestión anaeróbica sobre la supervivencia de patógenos que afectan a las plantas. Algunos estudios señalan que las típicas enfermedades producidas por hongos son inhibidas completamente durante la digestión mesofílica con un tiempo de retención de 25 a 30 días. Sin embargo, la temperatura por sí sola no es la responsable de la destrucción de las esporas. La evidencia sugiere que la combinación de las condiciones durante la digestión – nivel de pH, contenidos de ácidos volátiles, el efecto negativo del amoníaco y el sulfuro de hidrógeno – junto con la temperatura, se combinan para generar un ambiente hostil en el cual las esporas no son capaces de sobrevivir.

Por otra parte, la reducción en el número de semillas de malezas viables en el bioabono permite reducir el uso de herbicidas.

TIPO Y GESTIÓN DE BIODIGESTORES 6



6. TIPO Y GESTIÓN DE BIODIGESTORES

6.1 Componentes de un digestor anaeróbico

Los principales componentes de un digestor anaeróbico lo constituyen un reactor o contenedor de las materias primas a digerir; un contenedor de gas, con los accesorios para salida de biogás, entrada o carga de materias orgánicas primas y salida o descarga de materias orgánicas estabilizadas.

6.1.1. Reactor

El reactor corresponde al dispositivo principal donde ocurre el proceso bioquímico de degradación de la materia orgánica. Los reactores de digestión pueden tener forma cilíndrica, cúbica, ovoide o rectangular, aunque la mayor parte de los tanques que se construyen en la actualidad son cilíndricos. El suelo del reactor está inclinado, para que la arena, el material inorgánico sedimentable y la fracción pesada del afluente puedan ser extraídos del tanque. Los digestores modernos tienen cubiertas, fijas o flotantes, cuya misión es impedir que escapen olores, conservar la temperatura, evitar la entrada de oxígeno y recoger el gas producido. Pueden estar contruidos de distintos materiales desde una piscina cubierta de HDPE, concreto hasta acero inoxidable.

6.1.2 Entrada del afluente.

Normalmente, el afluente se introduce por la parte superior del digestor y el sobrenadante se extrae por el lado contrario.

6.1.3 Salida del efluente.

En un digestor de cubierta fija puede haber de 3 a 5 tubos de sobrenadante colocados a distintos niveles, o un único tubo con válvulas a distintos niveles, para la extracción del mismo. Por regla general, se elige aquel nivel que extraiga un efluente de mejor calidad (con la menor cantidad posible de sólidos).

6.1.4 Extracción de lodos.

Las tuberías de extracción de lodos suelen estar colocadas sobre bloques a lo largo del suelo inclinado del digestor. El lodo se extrae por el centro del reactor. Estas tuberías tienen, por lo general, 15 cm de diámetro o van equipadas con válvulas tapón para evitar obstrucciones, y se utilizan para llevar periódicamente el lodo del digestor a un sistema de evacuación de lodos.

6.1.5 Sistema de gas

El proceso de digestión anaerobia produce de 400 a 700 litros de gas por cada kilogramo de materia orgánica degradada, según las características del influente. El gas se compone fundamentalmente de metano y anhídrido carbónico. El contenido en metano del gas de un digestor que funcione adecuadamente variará del 65% al 70% en volumen, con una oscilación en el anhídrido carbónico del 30% al 35%. Uno o dos por ciento del gas del digestor se compone de otros gases.

Debido a la presencia de metano (60%), el gas del digestor posee un poder calorífico aproximado de 500 a 600 kilocalorías por litro.

El sistema de gas lo traslada desde el digestor hasta los puntos de consumo o al quemador de gases en exceso. El sistema de gas se compone de las siguientes partes:

- Cúpula de gas.
- Válvulas de seguridad y rompedora de vacío.
- Apagallamas.
- Válvulas térmicas.
- Separadores de sedimentos.
- Purgadores de condensado.
- Medidores de gas.
- Manómetros.
- Reguladores de presión.
- Almacenamiento del gas.
- Quemador de los gases sobrantes.

6.1.5.1 Cúpula de gas.

Habitualmente, la parte superior del digestor, llamada domo o cúpula o campana de gas, se utiliza para almacenar el biogás que se genera. Esta campana de almacenamiento puede ser rígida o flotante. En algunos casos, está separada del digestor y se le llama gasómetro. En los tanques de cubierta fija, puede haber también un cierre de agua incorporado, para proteger la estructura del tanque del exceso de presión positiva o negativa (vacío) creada por la extracción del lodo o del gas demasiado rápidamente.

Si la presión de gas sube por encima de los 30 cm de columna de agua, se escapará a través del cierre de agua hacia la atmósfera, sin levantar la cubierta. Si se extrae el lodo o se utiliza el gas con demasiada rapidez, el vacío puede pasar de los 20 cm y romper el cierre de agua, permitiendo la entrada del aire en el tanque. Sin el cierre de agua el vacío aumentaría enormemente y destrozaría el tanque.

La tubería entre el tanque de almacenaje de gas y el digestor puede también proteger a éste de las pérdidas del cierre de agua, si el paso no está cortado. Cuando se introducen líquidos en el digestor, el gas puede salir por la tubería hacia el tanque de almacenaje y cuando se extraen del digestor, el gas puede volver al tanque a través de la misma conducción.

6.1.5.2 Válvulas de seguridad y rompedora de vacío.

La válvula de seguridad y la rompedora de vacío van colocadas sobre la misma tubería, pero cada una trabaja independientemente.

La válvula de seguridad consta de un plato cargado con arandelas de peso calibrado. La combinación de estos pesos junto con el peso del plato debe igualar la presión de gas de proyecto del tanque (normalmente entre 15 y 20 cm de columna de agua). Si la presión de gas en el tanque excede de este límite, la válvula se abrirá y dejará escapar gas durante un par de minutos. Ello debe ocurrir antes de que se rompa el cierre de agua. El cierre de agua se puede romper cuando

la alimentación del tanque sea excesiva o cuando la extracción del gas sea demasiado lenta.

La válvula rompedora de vacío funciona de manera idéntica, excepto en que alivia las presiones negativas para evitar el colapso del tanque.

6.1.5.3 Apagallamas.

El apagallamas típico es una caja rectangular que contiene aproximadamente de 50 a 100 placas de aluminio corrugado con agujeros taladrados. Si se ocasionara alguna llama en la tubería del gas, se enfriaría por debajo del punto de ignición al pasar a través de los deflectores, pero el gas podría seguir pasando con poca pérdida de carga.

- Para evitar explosiones deben instalarse apagallamas:
- Entre las válvulas de seguridad y rompedora de vacío y en la cúpula del digestor.
- Después del purgador de sedimentos, en la tubería de gas del digestor.
- En el quemador de gases en el exceso.
- Delante de cada caldera, horno o llama.

6.1.5.4 Válvulas térmicas.

Se trata de otro dispositivo de protección instalado cerca de una fuente de llama y cerca de la cúpula de gas. Este tipo de válvulas son redondas, con un plato de cierre unido al accionamiento, por un muelle vástago. El vástago apoya sobre un disco fusible que mantiene el plato unido. Si la llama genera el calor suficiente, el elemento fusible se funde y el muelle acciona el vástago hasta que el plato asienta, para cortar el paso del gas.

6.1.5.5 Separadores de sedimentos.

Un separador de sedimentos es un recipiente de 30 a 40 cm de diámetro y 60 a 90 cm de longitud. Está situado, generalmente, en la parte superior del digestor, cerca de la cúpula de gas, y está equipado también con un deflector interior perforado, y un drenaje de condensados cerca del fondo. El gas entra por la parte superior de un lateral del tanque, desciende, atraviesa el deflector, vuelve a subir y sale por la parte superior. La humedad del gas y todos los trozos grandes de incrustaciones quedan retenidos aquí antes de entrar en el sistema de gas.

6.1.5.6 Purgadores de condensado.

El gas del digestor está bastante húmedo, y en su recorrido desde el tanque caliente hasta zonas de temperatura más bajas el agua se condensa. Esta agua debe recogerse en los puntos bajos del sistema, ya que de lo contrario impedirá que el gas circule, causando daño en algunos equipos como los compresores, e interfiriendo en la posterior utilización del gas. Estos purgadores disponen generalmente de una capacidad de un cuarto o medio litro de agua.

6.1.5.7 Medidores de gas.

Los medidores de gas pueden ser de diversos tipos, como fuelles, diagramas de flujo en paralelo, molinetes y placas de orificios o presión de diferencial.

6.1.5.8 Manómetros.

Los manómetros se instalan en varios puntos del sistema para indicar la presión del gas en centímetros de columna de agua.

6.1.5.9 Reguladores de presión.

Se instalan, generalmente, antes y después del quemador de gases en exceso. Estos reguladores suelen ser del tipo diafragma y controlan la presión en todo el sistema de gas del digestor. Normalmente se taran a 20 cm de columna de agua, ajustando la tensión del muelle sobre el diafragma. Si la presión de gas en el sistema es inferior a 20 cm de columna de agua, no llegará gas al quemador. Cuando la presión del gas alcance los 20 cm de columna de agua, el regulador se abre ligeramente, dejando que el gas pase al quemador. Si la presión continúa aumentando, el regulador se abre aún más para compensar.

Los reguladores de gas están también situados en otros puntos del sistema, para regular la presión de gas en las calderas, calentadores y motores.

6.1.5.10 Almacenamiento del gas.

El gas producido en la digestión anaeróbica se puede almacenar en un gasómetro que está separado del digestor, o bien, en el mismo digestor en la parte superior de éste.

- Gasómetros a presión. El gas que se produce en el digestor es enviado por medio de compresores a depósitos donde queda almacenado a presión. Posteriormente, es extraído de estos depósitos y enviado a las instalaciones de utilización o de quemado. La presión de almacenamiento es, aproximadamente, de 3.4 atm, lo que permite disminuir el volumen de gas a una tercera parte de lo que ocupa en el digestor.
- Gasómetros de cubierta flotante. Almacenan el gas variando su altura. En estos gasómetros los gases se mantienen a una presión baja aproximada de 200 mm de columna de agua. Consisten en una campana flotante, similar a la cubierta flotante de un digestor primario. Una serie de ruedas permiten que la cubierta pueda deslizarse libremente hacia arriba o hacia abajo, según la cantidad de gas almacenado. Estas ruedas deslizan sobre unos perfiles de acero que actúan como guías de la campana.

6.1.5.11 Quemador de los gases sobrantes.

La antorcha o quemador de gases se utiliza para eliminar los gases en exceso del sistema de digestión. Va provisto de una llama piloto de quemado continuo, para que cualquier exceso de gas que pase por el regulador se queme.

6.1.6 Muestreador

El muestreador consiste en una tubería de 8 ó 10 cm de diámetro con una tapa de cierre con bisagras que penetra en el tanque de digestión, a través de la zona de gas, y que está siempre sumergida unos 30 cm en el lodo del digestor. Esto permite la toma de muestras del lodo del

digestor, sin pérdida de presión de gas, y sin crear condiciones peligrosas causadas por la mezcla de aire y gas del digestor.

6.1.7 Sistema de calentamiento del digestor

Un digestor puede funcionar a cualquier temperatura, sin embargo, el tiempo que tarda en completar la digestión es variable y está en relación con ella. A medida que aumenta la temperatura, disminuye el tiempo necesario para que se produzca la estabilización del lodo. En general, los digestores modernos funcionan en un rango de temperaturas medias, entre 35 y 37°C, que corresponde a rango mesofílico.

Los digestores se pueden calentar de diversos modos, aunque las instalaciones actuales están dotadas, en general, de digestores que se calientan por medio de la recirculación de lodos del digestor a través de un intercambiador exterior de agua caliente. El gas del digestor se usa como combustible en la caldera, cuya temperatura óptima de operación es de 60 a 80°C. El agua caliente se bombea desde la caldera al intercambiador de calor, donde cede su calor al lodo recirculante. En algunos equipos la caldera y el intercambiador de calor están combinados y el lodo pasa también a través del equipo.

6.2 Configuraciones de un reactor anaeróbico para la producción de bioenergía

La selección de un bioreactor o biodigestor adecuado es especialmente crítica para maximizar la producción de bioenergía.

La capacidad de retención de biomasa es una consideración importante para seleccionar un bioreactor adecuado debido a que los microorganismos anaeróbicos crecen de forma muy lenta durante la generación metabólica de metano, hidrógeno, etanol y butanol.

Con frecuencia, es esencial seleccionar una configuración de bioreactor que desacople el tiempo de retención hidráulico (TRH) del tiempo de retención de sólidos (TRS). Tal desacoplamiento contribuye a mantener de forma significativa una alta relación TRS/TRH que previene el lavado de microorganismos anaeróbicos de lento crecimiento. Otras consideraciones incluyen el tipo de materias primas (sólido, líquido o gaseoso), inhibidores, recuperación de bioenergía y limitaciones de transferencia de masa.

6.2.1 Estrategias para desacoplar TRH y TRS

El desacoplar el TRS y TRH favorece la velocidad de carga orgánica y permite reducir el tamaño del reactor. Existen cuatro estrategias para desacoplar el TRS del TRH, tal como se muestra en la Tabla 6.1

El desacople es extremadamente difícil para corrientes de alimentación altas en sólidos. Tales corrientes de alimentación frecuentemente se digieren en un reactor de mezcla completa en el cual $TRS = TRH$. Por ende, para maximizar la producción de biogás se requiere un alto tiempo de

retención. El pretratamiento de la corriente de alimentación puede reducir el tiempo de retención y mejorar la el potencial de producción de bioenergía.

Tabla 6.1. Diferentes estrategias para desacoplar el TRS del TRH

Estrategia	Mecanismos de retención de biomasa	Tipos de reactor anaeróbico
Inmovilización de la biomasa en sistemas de crecimiento adherido.	Los microorganismos se adhieren al medio de soporte (e.g., plástico, gravilla, arena, carbón activado) para formar una biopelícula.	Filtro anaeróbico; reactor rotativo de contacto; reactor de lecho fluidizado y lecho expandido.
Granulación y formación de flóculos.	Los microorganismos anaeróbicos se aglomeran para formar gránulos y flóculos que sedimentan en el bioreactor.	Reactor anaeróbico de flujo ascendente con lecho/manto de lodos, reactor de lecho granular estático; reactor de secuencia tipo batch; reactor anaeróbico con deflectores.
Reciclaje de la biomasa.	Las materias primas con alto contenido de sólidos suspendidos permite que los microorganismos se adhieran a los sólidos, formando flóculos sedimentables, que luego son reciclados en el reactor.	Reactor anaeróbico de contacto; Clarigester anaeróbico.
Retención de la biomasa.	La integración de una membrana dentro de un reactor anaeróbico retiene la biomasa.	Bioreactor anaeróbico de membrana.

Fuente: Khanal (2008)

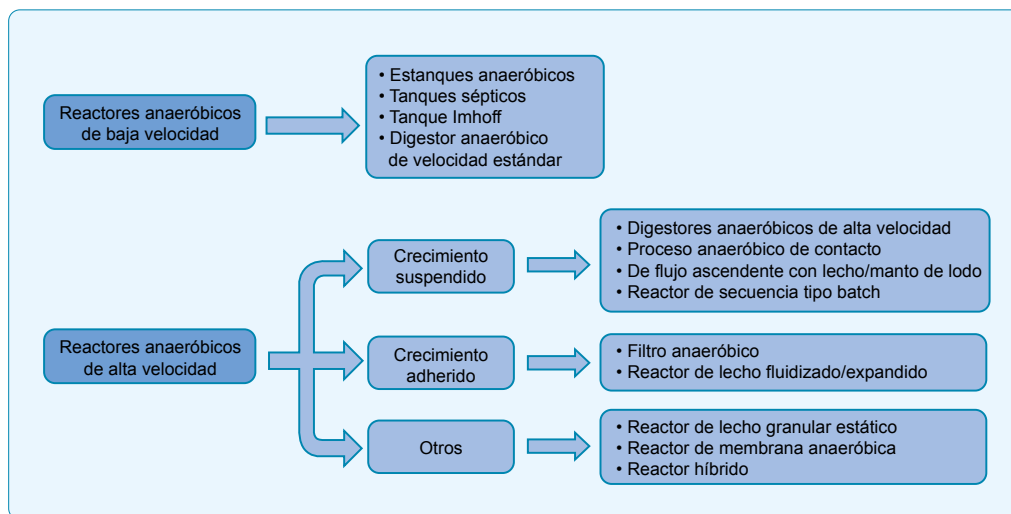
6.3 Clasificación de los bioreactores o biodigestores anaeróbicos

Los digestores anaeróbicos pueden clasificarse como de baja velocidad o de alta velocidad, tal como se muestra en la Figura 6.1.

Los reactores anaeróbicos de baja velocidad no se encuentran mezclados. Condiciones tales como la temperatura, el TRS y otras no están controladas. La tasa de carga orgánica es baja en el rango de 1-2 kg DQO/m³.día. Esta configuración de bioreactor no es adecuada para la producción de bioenergía. Sin embargo, algunos tanques y lagunas anaeróbicas son cubiertos y se mezclan para favorecer la producción de biogás y su posterior recuperación.

Los sistemas anaeróbicos de alta velocidad mantienen un alto nivel de biomasa en el bioreactor. Las condiciones ambientales se mantienen de manera de optimizar el funcionamiento del bioreactor. Las tasas de carga orgánica varían de 5 a 30 kg DQO/ m³.día o incluso superiores. Los reactores anaeróbicos de alta velocidad son más apropiados para la producción de bioenergía.

Figura 6.1. Clasificación de los reactores anaeróbicos.



6.3.1 Reactor anaeróbico de alta velocidad

Los digestores anaeróbicos de alta velocidad consisten esencialmente de un reactor continuo con agitación, que opera bajo condiciones mesofílicas o termofílicas.

El desarrollo de fermentadores para la metanogénesis presenta extremados problemas en comparación con la mayoría de los fermentadores para otros procesos. Las consecuencias del fallo del proceso pueden ser grandes, particularmente si la operación de la planta productora debe cesar cuando el efluente no se trata continua y satisfactoriamente.

Algunos de los parámetros que se deben considerar para el funcionamiento de reactores anaeróbicos son:

Tiempo de retención de sólidos (TRS): El tiempo de retención adecuado requerido para una digestión efectiva puede ser evaluado en estudios a escala de laboratorio o escala piloto o mediante la evaluación de una planta existente, basándose en la producción máxima de bioenergía como función del TRS.

El tiempo de retención puede variar entre 15 a 30 días para la digestión mesofílica y entre 5 a 15 días para la digestión termofílica. El tamaño del digestor puede estimarse conociendo el volumen de residuos producidos. Es importante destacar que esta aproximación no considera las características del residuo.

Tasa de carga de sólidos volátiles (SV): La tasa de carga de SV es la aproximación más utilizada para dimensionar el digestor anaeróbico. Una tasa de carga de SV típica para una digestión mesofílica es de 1.6 – 4.8 kg/m³.día. Para un digestor termofílico, la tasa de carga de SV puede ser el doble de uno mesofílico.

Reducción de sólidos volátiles: La degradación de SV puede estimarse utilizando la siguiente ecuación empírica (Metcalf y Eddy, 2003):

$$V_d = 13.7 \ln(\text{TRS}) + 18.9 \quad (6.1)$$

Donde V_d es la **degradación** de sólidos volátiles (%) y TRS es el tiempo de retención de sólidos (días).

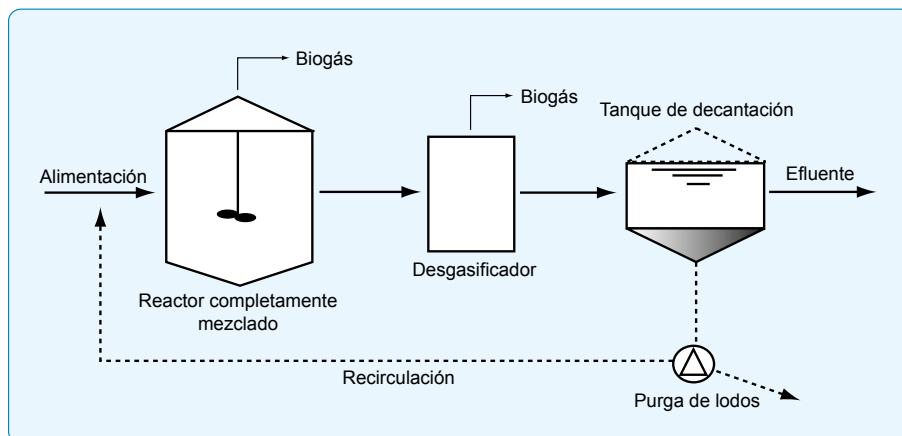
En la Ec. (6.1) la **reducción o degradación** de SV se correlaciona con el TRS, el cual puede utilizarse para calcular el volumen del digestor.

6.3.2 Proceso anaeróbico de contacto

El diseño del proceso anaeróbico de contacto (PAC) se compone de un reactor anaeróbico de tipo convencional con agitación, donde se pone en contacto el efluente que alimenta el reactor con la biomasa anaeróbica que existe dentro del mismo. Esto permite que los compuestos orgánicos solubles y coloidales se degraden en primer término, con un **TRH** de 12 a 24 horas. Los microorganismos son capaces de adherirse a las partículas formando sólidos sedimentables en el proceso. La eficiencia de este sistema está estrechamente ligada con la buena sedimentación que se logre en el decantador, para lo cual puede colocarse un desgasificador antes de la entrada del líquido en tratamiento al decantador. El desgasificador permite remover las burbujas de biogás (CO_2 y CH_4) adheridas a las partículas del lodo, permitiendo su mejor sedimentación. En caso contrario, el lodo tiende a flotar en la superficie. La fracción de sólidos sedimentables que llega con el efluente de alimentación junto con la biomasa activa se retira en un decantador, ubicado después del reactor anaeróbico (decantador secundario). El lodo obtenido se concentra y recircula nuevamente hacia el reactor. Esto posibilita que el TRS en el sistema sea del orden de 25 a 40 días, produciendo la hidrólisis de los sólidos y su posterior mecanización.

El líquido claro que sale por la parte superior del decantador se puede derivar hacia una etapa final de tratamiento aeróbico a fin de realizar una depuración adicional, reincorporar oxígeno disuelto en el líquido tratado, previo a su vertido a un curso receptor (Figura 6.2).

Figura 6.2. Esquema de un proceso de contacto anaeróbico

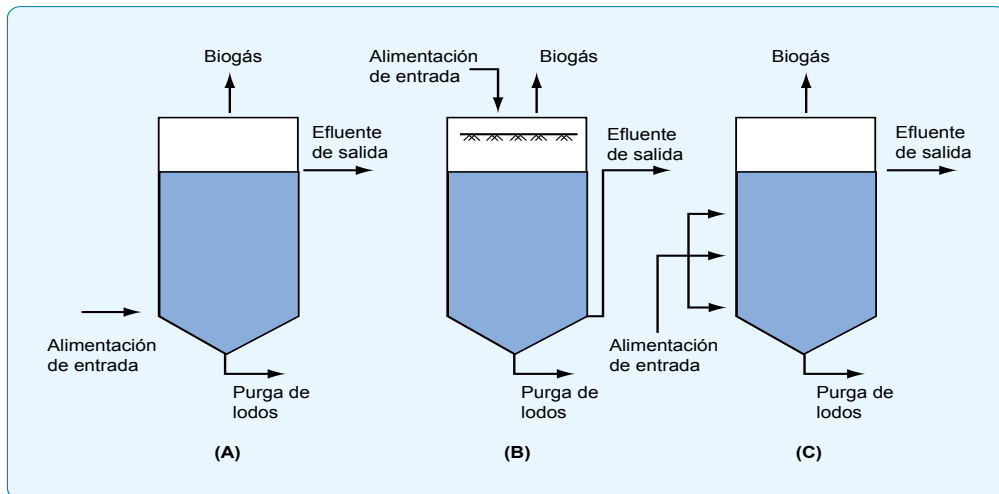


El PAC es particularmente útil para corrientes con alta carga de sólidos suspendidos. La concentración de biomasa típica de un reactor es de 4 – 6 g/L, con concentraciones máximas alcanzando 25 – 30 g/L, dependiendo de la habilidad para decantar del lodo. La tasa de carga varía entre 0.5 a 10 kg DQO/m³.día.

6.3.3 Filtro anaeróbico

Dependiendo de la forma de alimentación, un filtro anaeróbico puede clasificarse como filtro anaeróbico ascendente (FAA), filtro anaeróbico descendente (FAD), o filtro anaeróbico de alimentación múltiple (FAM) (Figura 6.3) Generalmente no se recomienda la recirculación para una máxima recuperación de energía.

Figura 6.3. Filtros anaeróbicos: (A) De flujo ascendente; (B) De flujo descendente; (C) De alimentación múltiple.



6.3.3.1 Filtro anaeróbico de flujo ascendente:

Corresponde a un tipo de reactor anaeróbico tubular que opera en régimen continuo y en flujo ascendente, es decir, la alimentación entra por la parte inferior del reactor, atraviesa todo el perfil longitudinal a través de un lecho de piedras a plástico y sale por la parte superior. Originalmente, las piedras se utilizaban como medio de relleno en filtros anaeróbicos pero debido al bajo volumen de poros (40 – 50%), se producían severos problemas de obstrucción. En la actualidad, el medio que se usa con más frecuencia es el plástico sintético o cerámicas con diferentes configuraciones. El volumen poroso del plástico se encuentra entre 80 y 95% y proporciona una elevada área superficial específica, típicamente de 100 m²/m³ o mayor, que favorece el crecimiento de la biopelícula.

En estos reactores los microorganismos se agrupan formando gránulos. Estos densos agregados poseen unas buenas cualidades de sedimentación y no son susceptibles al lavado

del sistema bajo condiciones prácticas del reactor. La retención de lodo activo, en forma de gránulos o flóculos, permite la realización de un buen tratamiento incluso a altas tasas de cargas orgánicas.

La turbulencia natural causada por el propio caudal del afluente y de la producción de biogás provoca el buen contacto entre agua residual y lodo en el sistema. En estos los sistemas pueden aplicarse mayores cargas orgánicas que en los procesos aeróbicos. Además, se requiere un menor volumen de reacción y de espacio, y al mismo tiempo, se produce una gran cantidad de biogás, y por tanto de energía. Por otra parte, la elevada concentración de biomasa de este sistema, lo hace más tolerante a la presencia de tóxicos.

Los gases producidos bajo condiciones anaerobias provoca la recirculación interna, lo que ayuda en la formación y mantenimiento de las partículas biológicas, sobre las cuales algunas partículas de gas se adhieren. El gas libre y el gas adherido a gránulos se retienen en el colector de gas en la parte alta del reactor. El líquido que ha pasado a través del manto contiene algunos sólidos residuales y gránulos biológicos que pasan a través del sedimentador donde los sólidos se separan del futuro efluente. Los sólidos retornan por tanto al caer a través del sistema de baffle en la parte alta del manto de lodos. Debido a que un filtro anaeróbico retiene una gran cantidad de biomasa, es posible mantener un mayor TRS independientemente del TRH. Típicamente, el TRH varía de 0.5 a 4 días y la tasa de carga varía de 5 a 15 kg DQO/m³.día. La eliminación periódica del exceso de biomasa puede ser necesaria para minimizar la obstrucción del circuito.

6.3.3.2 Filtro anaeróbico de flujo descendente:

Este sistema es similar al de flujo ascendente, excepto que la biomasa es verdaderamente adherida al medio. La biomasa no adherida es lavada del reactor. En este proceso el soporte bacteriano es acoplado al reactor formando canales verticales o tubos. La alimentación baña al relleno desde arriba hacia debajo de la columna del reactor, para su eliminación o bien para su recirculación.

Al operar el reactor con un flujo descendente, parte de la biomasa adherida se arrastra, debido a las fuerzas de fricción del líquido, lo que evita problemas de obstrucción de los canales, y permite además la utilización de la contracorriente entre la fase líquida y gaseosa. La contracorriente gas-líquido aumenta la mezcla y la homogenización del sistema impidiendo concentraciones localizadas de ácidos grasos volátiles (AGV) y otros inhibidores en determinadas zonas del reactor. La combinación de flujo hacia abajo y de los canales verticales minimiza la acumulación de sólidos en suspensión en el reactor. Por lo tanto, estos reactores son capaces de tratar compuestos solubles e insolubles. La pérdida de sólidos en suspensión incluye la pérdida de biomasa activa en suspensión. De este modo, el TRS es igual al TRH. Cuando existen TRH inferiores a uno o dos días, las metanobacterias no pueden crecer en suspensión, mientras que las bacterias acidogénicas tienen tiempo suficiente para crecer en el líquido del reactor.

6.3.3.3 Filtro anaeróbico de alimentación múltiple:

En estos sistemas, la alimentación al reactor entra por diversos puntos a través del filtro. Las ventajas de este tipo de sistemas son:

- Permiten una distribución homogénea de la biomasa a través del lecho, a diferencia de la estratificación de los grupos hidrolíticos, acidogénicos y metanogénicos en un sistema de alimentación simple.
- Mantenimiento de un régimen de mezcla completa a través de todo el reactor, lo cual previene obstrucciones y la acumulación de **ácidos grasos volátiles**.
- Concentración uniforme del sustrato en todo el reactor, lo cual previene el crecimiento desmedido de biomasa en el fondo del reactor, minimizando así la obstrucción del lecho del filtro.
- Utilización efectiva de todo el lecho del filtro con un volumen de trabajo de 87%, comparado con el 65% de un punto de alimentación simple.

6.3.4 Reactor anaeróbico en secuencia tipo batch:

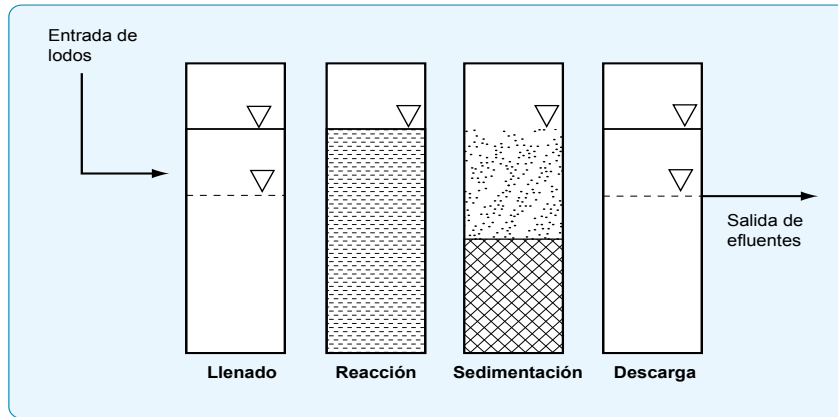
Este sistema funciona por ciclos y no en flujo continuo, donde cada ciclo de operación se divide en cuatro etapas (Figura 6.4.):

- (1) **Alimentación:** el afluente es incorporado al reactor
- (2) **Reacción:** etapa de tiempo variable en donde ocurre, en mayor grado, la degradación de la materia orgánica.
- (3) **Sedimentación:** se detiene la agitación y la biomasa decanta, separándose del efluente clarificado
- (4) **Descarga:** el efluente depurado (clarificado) es retirado del reactor.

Este tipo de reactor presenta ciertas características particulares que lo hacen ventajoso frente a los sistemas convencionales continuos, dentro de las cuales destacan:

- Presenta una gran flexibilidad de operación, pudiendo lograrse la adaptación de la biomasa a un determinado tipo de sustrato.
- Permite un mejor control del proceso y una mejor calidad del efluente, ya que la descarga puede ser llevada a cabo cuando el efluente presenta los estándares requeridos.
- La biomasa se encuentra en un estado dinámico de abundancia y escasez de sustrato, simulando de mejor manera el estado fisiológico natural de los microorganismos.
- La operación puede llevarse a cabo sin recirculación de sólidos ni de líquido, a menos que ésta se utilice como agitación.
- La etapa de sedimentación se realiza dentro del mismo reactor por lo que no es necesario una unidad aparte.
- Se puede conseguir la eliminación de la etapa de sedimentación, con la consiguiente disminución del tiempo de cada ciclo, mediante la utilización de biomasa inmovilizada en soportes.

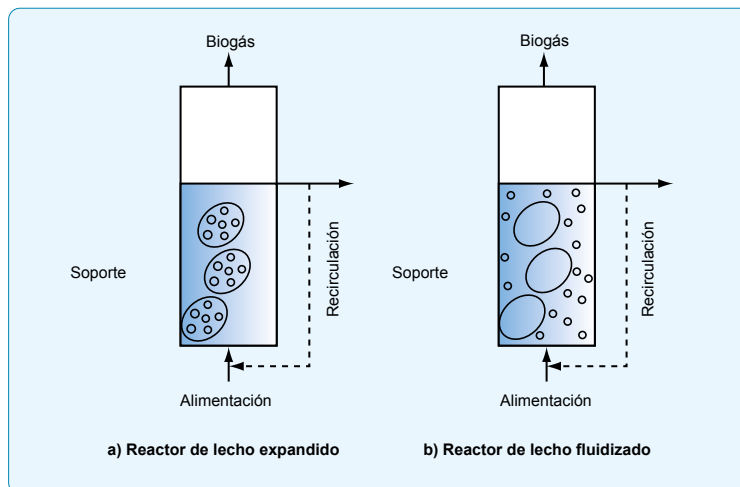
Figura 6.4. Etapas operacionales del reactor anaeróbico en secuencia tipo batch.



6.3.5 Reactor de lecho expandido y fluidizado:

El reactor de lecho expandido (RLE) corresponde a una estructura cilíndrica, empaquetada hasta un 10% del volumen del reactor con un soporte inerte de pequeño tamaño lo que permite la acumulación de elevadas concentraciones de biomasa que forman películas alrededor de dichas partículas. Estos soportes pueden ser de arena, carbón activado granular u otros medios plásticos sintéticos, en los cuales ocurre la degradación de la materia orgánica. La expansión del lecho tiene lugar gracias al flujo vertical generado por un elevado grado de recirculación (Figura 6.5). La velocidad ascensional es tal que el lecho se expande hasta un punto en el que la fuerza gravitacional de descenso es igual a la de fricción por arrastre. En un RLE, se mantiene una velocidad de flujo ascendente tal que permita la expansión del lecho en 15 – 30%.

Figura 6.5. Representación esquemática de un reactor de lecho expandido y de lecho fluidizado.

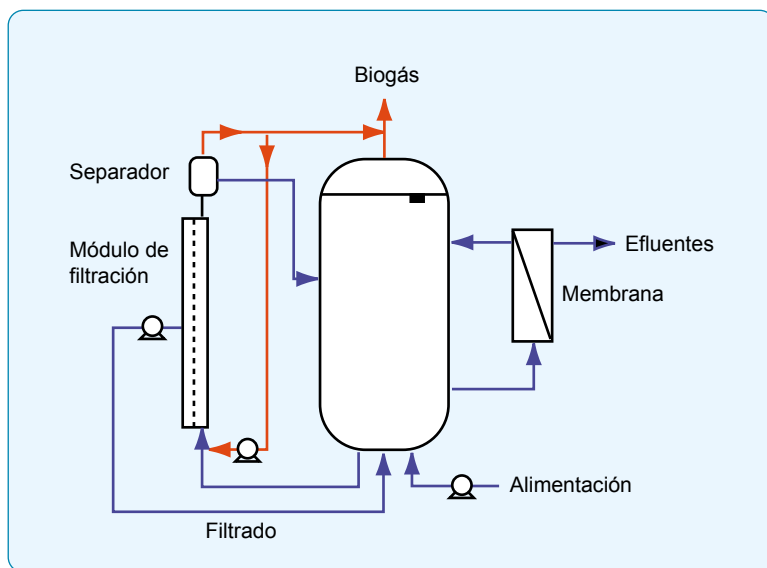


El reactor de lecho fluidizado (RLF) tiene una configuración similar al RLE. Sin embargo, el RLF es un reactor de película fija, puesto que la biomasa suspendida tiende a lavarse del sistema debido a la alta velocidad del flujo ascendente. La expansión del lecho es del orden de 25 – 30% del volumen del lecho sedimentado en el RLF. Este requiere una velocidad de flujo ascendente mucho mayor de 10-25 m/hr. Los soportes se sostienen completamente por la velocidad del flujo ascendente y por ende pueden moverse libremente en el lecho (Figura 6.5). El RLF no presenta problemas de obstrucción y proporciona una mejor difusión del sustrato dentro de la biopelícula.

6.3.6 Biorreactor de membrana anaeróbica:

El biorreactor de membrana anaeróbica (BMA) integra una unidad de membrana dentro de un reactor o en un circuito externo para facilitar la separación sólido-líquido (Figura 6.6). Un BMA es capaz de retener biomasa y por ende puede operar a TRS extremadamente largos, independiente del TRH, lo cual es un prerequisite para una operación de proceso anaeróbico exitoso. En la actualidad, las membranas presentan un gran potencial en la biotecnología anaeróbica para la obtención de energías renovables. Esto es particularmente importante para corrientes de alimentación con alto contenido de materia particulada.

Figura 6.6. Biorreactor de membrana anaeróbica



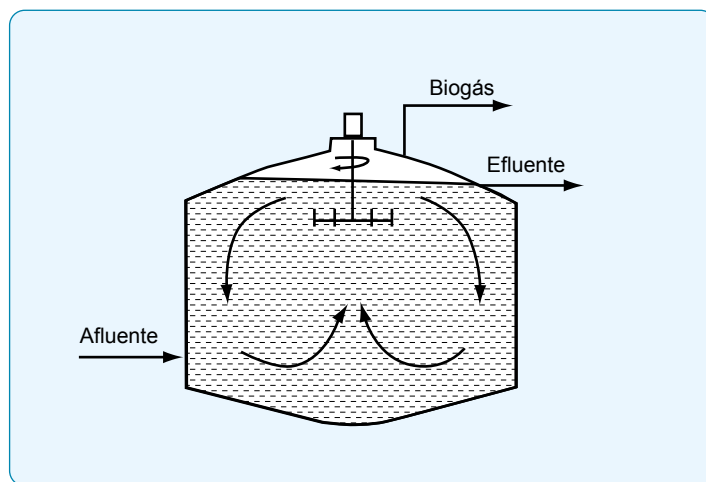
6.4 Digestor de mezcla completa

Corresponde al tipo de reactor más simple y puede ser de mezcla completa sin recirculación o con recirculación.

6.4.1 Digestor de mezcla completa sin recirculación

Consiste en un reactor en el que se mantiene una distribución uniforme de concentraciones, tanto de sustrato como de microorganismos (Figura 6.7). Esto se consigue mediante un sistema de agitación. Ésta puede ser mecánica (agitador de hélice o palas, de eje vertical u horizontal) o neumática (recirculación de biogás a presión), y se realiza a baja velocidad. Esta tipología de reactor no ofrece problemas de diseño y es el más utilizado para residuos. Comparativamente a otros reactores, el tiempo de retención necesario es alto, debido a que la concentración de cualquier especie, que se mantiene en el reactor en régimen estacionario, es la misma que la que se pretende en el efluente. Si la velocidad de reacción depende de la concentración, como es el caso de los procesos biológicos, la velocidad será baja, y la forma de compensarla es aumentando el tiempo de reacción.

Figura 6.7. Reactor de mezcla completa sin recirculación

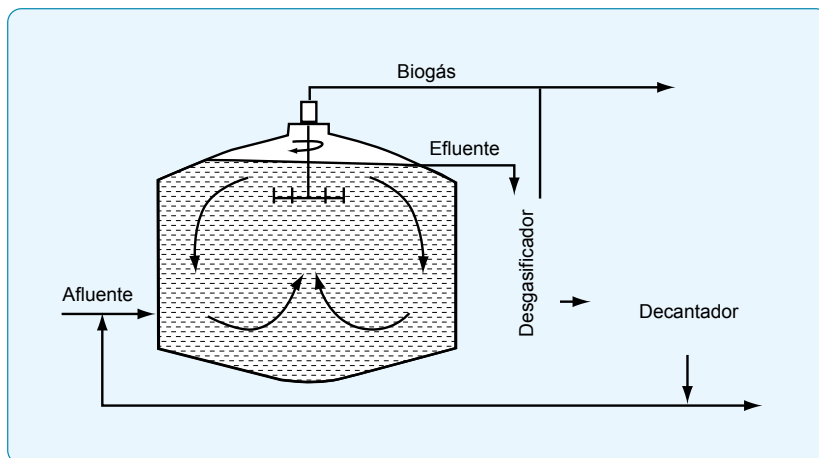


6.4.2 Digestor de mezcla completa con recirculación

Este sistema tiene el nombre de reactor anaerobio de contacto y sería equivalente al sistema de lodos activos aerobios para el tratamiento de aguas residuales (Figura 6.8).

Se comprueba que regulando la recirculación es posible conseguir tiempos de retención hidráulica más bajos que en un reactor simple de mezcla completa. Esto es a costa de aumentar el tiempo de retención de los microorganismos, gracias a su confinamiento en el sistema mediante la separación en el decantador y re-circulación. Debido a la necesaria separación de microorganismos en el decantador, este sistema sólo es aplicable a aguas residuales de alta carga orgánica (aguas residuales de azucareras, cerveceras, etc.), para las que sea posible una separación de fases líquido-sólido, con la fracción sólida consistente básicamente en flóculos biológicos. Antes del decantador se debe disponer de un sistema de desgasificación, sin el cual la decantación se puede ver impedida.

Figura 6.8. Reactor de mezcla completa con recirculación



6.5 Otros sistemas

Los reactores anteriores pueden ser combinados para conseguir sistemas más eficientes, según el tipo de residuo a tratar.

6.5.1 Sistemas de dos etapas

Estos sistemas consisten en un primer reactor con elevado tiempo de retención, en el cual se favorece la hidrólisis, seguido de un reactor de bajo tiempo de retención que digiere la materia orgánica disuelta y los ácidos producidos en la primera etapa. Si la primera etapa consiste en un reactor discontinuo, el líquido tratado en la segunda es el obtenido por percolación en la primera una vez recirculado el efluente de la segunda. Este sistema permite mantener fácilmente la temperatura en el reactor discontinuo, controlando la temperatura del efluente del segundo reactor. Ha sido aplicado con éxito para tratar residuos sólidos cuya etapa limitante es la hidrólisis: frutas, verduras, residuos sólidos urbanos, de ganado vacuno, etc.

6.5.2 Sistemas de dos fases

A diferencia de los sistemas de dos etapas, la separación de fases mantiene dos reactores en serie, en los cuales se llevan a cabo las fases de acidogénesis y metanogénesis, respectivamente, y su objetivo es conseguir un tiempo de retención global inferior al correspondiente a un único reactor de mezcla completa. La separación es de tipo cinético, controlando el tiempo de retención de cada reactor, 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. Sin embargo, es poco eficiente para residuos con fibras y, en general, sustratos complejos cuyo limitante es la hidrólisis.

PRINCIPALES DIGESTORES EN EL MEDIO RURAL

7



7. PRINCIPALES DIGESTORES EN EL MEDIO RURAL

Un biodigestor básicamente consiste en un depósito cerrado, donde se introducen los residuos orgánicos mezclados con agua para ser digeridos por microorganismos (Lagrange, 1979). El biogás producido por la fermentación se puede almacenar en este mismo depósito en la parte superior del digestor, llamada domo o campana de gas. Esta campana de almacenamiento puede ser rígida o flotante. En algunos casos, está separada del digestor y se le llama gasómetro.

Este gasómetro es una campana invertida, sumergida en un tanque de agua, que además de almacenar el gas, ejerce presión sobre el gas para el consumo.

Los digestores se pueden construir enterrados o sobre el suelo, utilizando diferentes materiales de construcción, como por ejemplo, ladrillos o vaciado de cemento.

La campana puede ser metálica, de madera recubierta de plástico o de ferrocemento. La carga y descarga de los residuos puede ser por gravedad o bombeo.

A) Características del digestor. Para que un digestor de residuos orgánicos opere en forma correcta, deberá reunir las siguientes características:

- a) Ser hermético con el fin de evitar la entrada de aire, el que interfiere con la digestión anaeróbica y a la vez, impedir las fugas del biogás producido.
- b) Estar térmicamente aislado para evitar cambios bruscos de temperatura, lo que usualmente se consigue construyéndolos enterrados.
- c) Aún no siendo en recipiente de alta presión, el contenedor primario de gas deberá contar con una válvula de seguridad.
- d) Contar con medios para efectuar la carga y descarga del sistema.
- e) Tener acceso para el mantenimiento.
- f) Contar con un medio para romper las natas o costras que se forman.

B) Tipos de biodigestores. Los biodigestores varían ampliamente de acuerdo con su complejidad y utilización. Los más sencillos caen dentro de la clasificación de digestores discontinuos o de cargas por lotes y los más complejos se caracterizan por poseer dispositivos que permiten alimentarlos, proporcionándoles calefacción y agitación. Resulta conveniente clasificarlos según su modo de operación con relación a su alimentación o carga en los siguientes tipos:

- a) Continuos:** Cuando la alimentación del digestor es un proceso ininterrumpido, el efluente que descarga es igual al afluente o material de carga (que entra al digestor), con producciones de biogás, uniformes en el tiempo. Son utilizados principalmente para el tratamiento de aguas negras. Corresponde a plantas de gran capacidad, tipo industrial, en las cuales se emplean equipos comerciales para alimentarlos, proporcionándoles calefacción y agitación, así como para su control. Dado que se genera una gran cantidad de biogás, habitualmente, éste se aprovecha en aplicaciones industriales.
- b) Semi continuos:** Cuando la primera carga que se introduce al digestor consta de una gran cantidad de materias primas. Posteriormente, se agregan volúmenes de nuevas cargas de

materias primas (afluente), calculados en función del tiempo de retención hidráulico (TRH) y del volumen total del digestor. Se descarga el efluente regularmente en la misma cantidad del afluente que se incorporó. Este proceso es usado en el medio rural, cuando se trata de sistemas pequeños para uso doméstico. Los diseños más populares son el digestor Indiano y Chino.

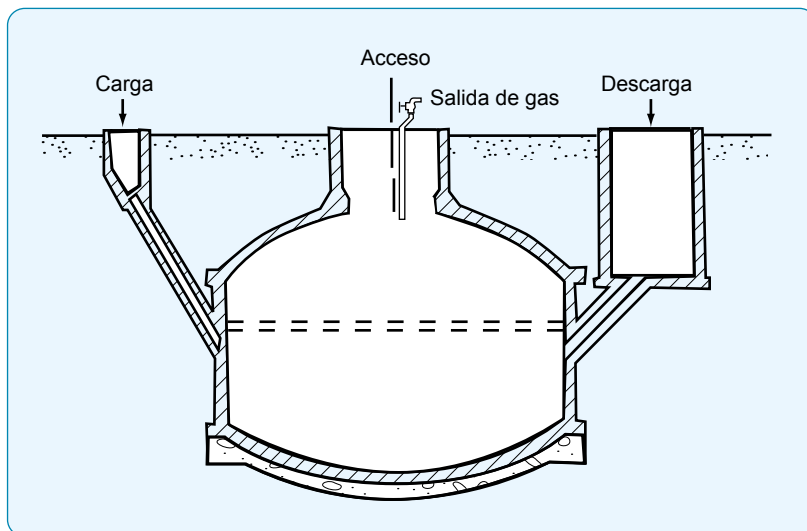
c) Discontinuos o régimen estacionario: Los digestores se cargan con las materias primas en una sola carga o lote. Después de un cierto período de fermentación, cuando el contenido de materias primas disminuye y el rendimiento de biogás decae a un bajo nivel, se vacían los digestores por completo y se alimentan de nuevo dando inicio a un nuevo proceso de fermentación. Esto se conoce también como digestores Batch o Batelada.

7.1. Modelo Chino.

Los digestores de este tipo son tanques cilíndricos con el techo y el piso en forma de domo y se construyen totalmente enterrados (FAO, 1986).

Al iniciar el proceso, el digestor se llena con residuos agrícolas compostados mezclados con lodos activos de otro digestor, a través de la cubierta superior, que es removible. Una vez cargado así, es alimentado diariamente con los residuos que se encuentren disponibles, provenientes de la letrina y de los animales domésticos, a través del tubo de carga el cual llega a la parte media del digestor.

Figura 7.1. Biodigestor tipo chino.



En este tipo de digestores no existe gasómetro, almacenándose el biogás dentro del sistema. A medida que aumenta el volumen del gas almacenado en el domo del digestor, aumenta su presión forzando al líquido, en los tubos de entrada y salida a subir y llegándose a alcanzar presiones de

hasta 100 cm de columna de agua. Se generan entre 0.15 y 0.20 volúmenes de gas por volumen de digester/día. Como consecuencia de la variación de presión, la que aumenta al generarse el gas y disminuye al consumirse éste, se reduce la eficiencia en los equipos consumidores.

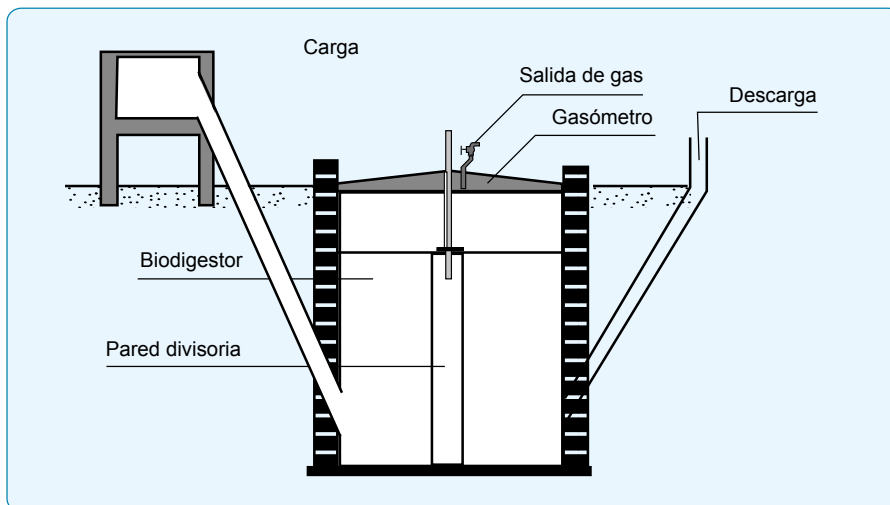
Periódicamente se extrae una parte del líquido en fermentación a través del tubo de salida, mediante una cubeta y una o dos veces al año el digester se vacía completamente aplicando el residuo (sólido) a los campos de cultivo. A pesar que el digester chino es poco eficiente para generar biogás, es excelente en la producción de bioabono, ya que los tiempos de retención son en general largos y además se tiene gran cantidad de este material cuando se necesita para mezclar con el suelo antes de la siembra. Los tiempos de retención de operación para los biodigestores tipo chino son de 30 a 60 días, requiriéndose para alcanzar la misma eficiencia (máximo 50% de reducción de la materia orgánica) de 1/2 a 1/3 de este tiempo de retención en los biodigestores tipo hindú.

7.2. Modelo Indiano

Estos digestores en general son enterrados y verticales, semejando a un pozo. Se cargan por gravedad una vez al día, con un volumen de mezcla que depende del tiempo de fermentación o retención y producen una cantidad diaria más o menos constante de biogás si se mantienen las condiciones de operación (Hilbert y Eppel,2007).

El gasómetro está integrado al sistema, o sea que, en la parte superior del pozo flota una campana donde se almacena el gas. De esta forma, la presión del gas sobre la superficie de la mezcla es muy baja, de alrededor de 30 cm de columna de agua. Con esta campana se logra, además, una presión constante, lo que permite una operación eficiente de los equipos a los que alimenta. La campana también ayuda al rompimiento de la espuma que se forma en muchos biodigestores

Figura 7.3. Biodigestor tipo Indiano.



La entrada de la carga diaria por gravedad hasta el fondo del pozo, además de producir agitación, provoca la salida de un volumen equivalente de lodos digeridos, desde la superficie o desde el fondo, según el diseño del sistema, los que se hacen fluir hasta una pileta para su aplicación a los cultivos. Para aumentar la retención de la materia prima, posee un tabique central. En este caso, los materiales usados son preferentemente excretas, las que deben estar bien diluidas y mezcladas homogéneamente.

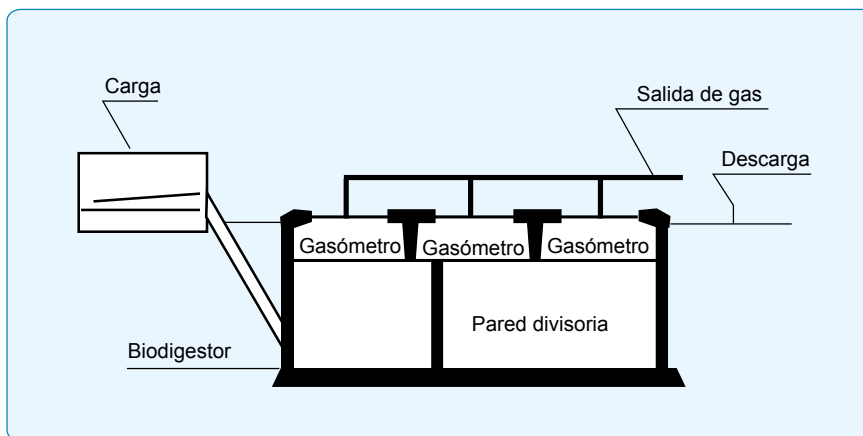
Este tipo de digestor presenta una buena eficiencia de producción de biogás, generándose entre 0.5 y 1,0 volumen de gas por volumen de digestor por día.

7.3 Biodigestores Horizontales.

Estos digestores se construyen generalmente enterrados, son poco profundos y alargados, semejando un canal, con relaciones de largo a ancho de 5:1 hasta 8:1 y sección transversal circular, cuadrada o en "V". Se operan a régimen semi continuo, entrando la carga por un extremo del digestor y saliendo los lodos por el extremo opuesto. La cúpula puede ser rígida o de algún material flexible que no presente fugas de gas y que resista las condiciones de la intemperie.

Este tipo de digestores se recomiendan cuando se requiere trabajar con volúmenes mayores de 15 m³, para los cuales, la excavación de un pozo vertical comienza a resultar muy problemática.

Figura 7.3. Biodigestor horizontal



7.4 Digestor Batch (discontinuo o régimen estacionario).

Este tipo consiste en una batería de tanques o depósitos herméticos (digestores) con una salida de gas conectada con un gasómetro flotante, donde se almacena el biogás (Mandujano et al, 1981).

El objetivo de disponer de más un digestor es tener siempre uno de ellos en carga o en descarga, mientras el resto se encuentra en producción de biogás.

La alimentación o carga del digestor con la materia prima, sólida, seca, se realiza por lotes (discontinuamente) y la carga de los residuos estabilizados se efectúa una vez que ha finalizado la producción de biogás.

Este sistema discontinuo es aplicable en situaciones particulares, como sería la de materias primas que presentan problemas de manejo en un sistema semi continuo y continuo, o materiales difíciles de digerir metanogénicamente o cuando las materias primas a procesar, están disponibles en forma intermitente, como es el caso de los rastrojos de cosecha.

Está destinado a pequeñas y grandes explotaciones agropecuarias, su uso a escala doméstica es poco práctico.

Ventajas del digestor discontinuo.

1. Ocupa menor volumen de digestor por volumen de biogás producido, debido a la alta concentración de materia seca en el sustrato (40 – 60%).
2. Ocupa de 60 – 80% menos de agua que los digestores continuos y semi continuos.
3. No forma costra ni necesita agitación diaria.
4. No sufre cambios de temperaturas violentos.
5. Ocupa menos mano de obra, ya que no necesita carga diaria, sino cada 2 o 3 meses para carga y descarga. Durante el resto del tiempo, basta amontonar el material a usar.
6. La mayor parte del bioabono se obtiene en forma sólida, siendo más fácil de esparcir en la preparación de suelos.
7. La corrosión de las tapas de los digestores es menor, debido a que éstas están insertas en un sello de agua.
8. No requiere de cuidados especiales que pueda causar accidentes en la fermentación anaeróbica.
9. Se puede construir sobre el suelo o semi enterrado. Es ideal para localidades de nivel freático superficial o terreno en rocas.

Figura 7.4. Producción de biogás en sistemas discontinuos o batch.

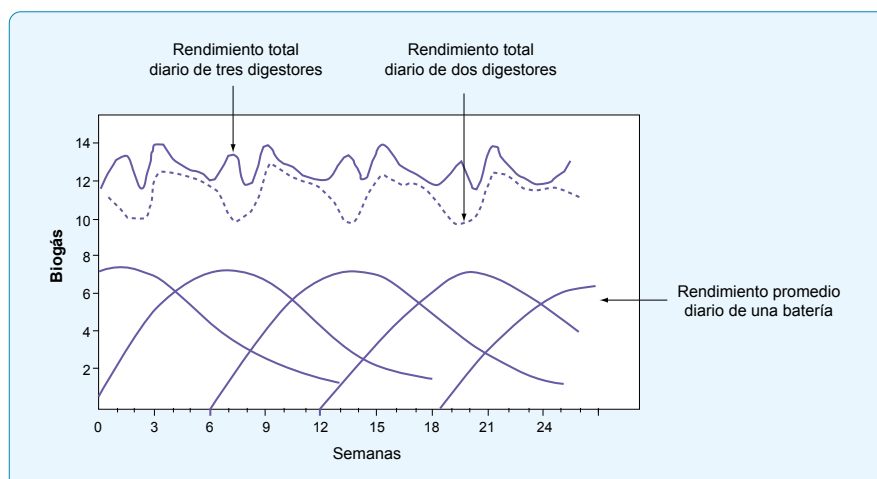
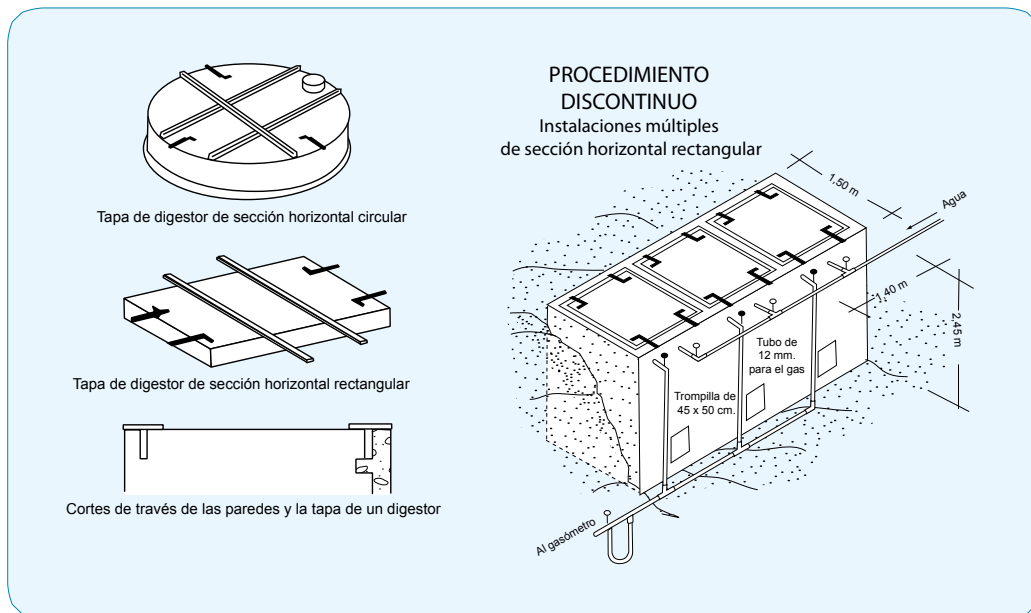


Figura 7.5. Biodigestor discontinuo o batch.



7.5. Otros tipos de biodigestores.

Dentro de este grupo se puede incluir la tecnología de Puxin Biogás, desarrollada por la empresa china Shenzhen Puxin Science & Technology Co, quienes disponen de moldes de construcción de biodigestores de 10 m³ de capacidad, de hormigón armado y ubicado en el subsuelo. Este biorreactor incluye un medio de almacenamiento de biogás.

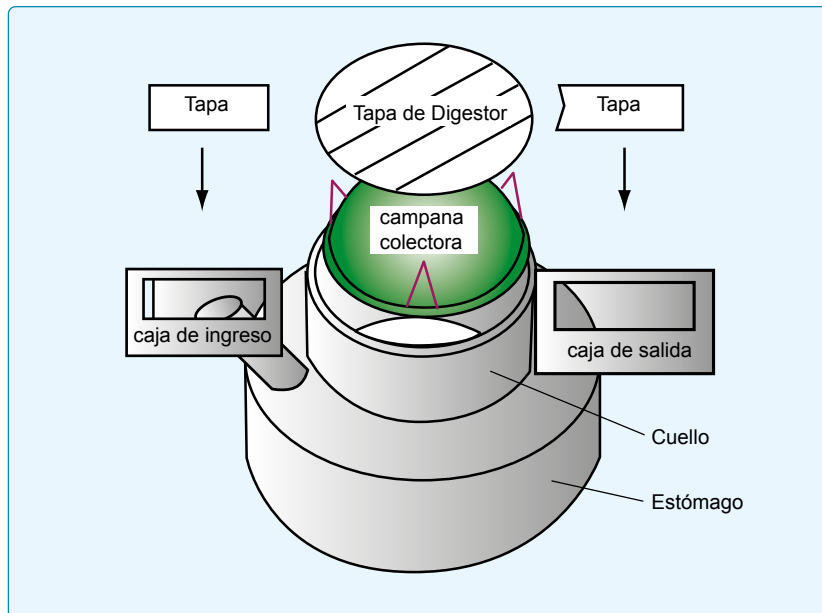
Este biodigestor construido posee las siguientes características básicas:

- Es del tipo chino.
- Su construcción es estandarizada e industrializada (no artesanal).
- Régimen semi-continuo con cargas y descargas diarias.
- Su ubicación es bajo tierra.
- Es de hormigón, con una vida útil mínima de 15 años.
- Sus componentes principales son: un reactor de concreto y un contenedor de gas.
- El reactor tiene capacidad de 10 metros cúbicos y se compone de tres partes: estómago, cuello y una cámara de ingreso y salida de material orgánico.
- La construcción del biorreactor se realiza mediante el uso de molde de acero de 112 piezas.
- El contenedor de gas es de fibra de vidrio reforzado con plástico. tiene 1,6 m de diámetro, y 1 metro cúbico de capacidad.
- El contenedor de gas está fijado al cuello del digestor;
- El contenedor de gas y las cámaras del reactor tienen sellos de agua.

- El bioreactor es del tipo hidráulico.
- La estructura de hormigón incorpora una malla acma C-92.
- Las paredes de hormigón del biodigestor tendrán 10 cm de grosor.

Las partes que conforman un biodigestor Puxin se detallan en la siguiente figura:

Figura 7.6. Componentes de un digestor Puxin de 10 m³



7.6 Consideraciones de construcción y estimación de costos.

La Tecnología del Biogás presenta características propias que hacen su análisis complejo, pues no sólo interviene el aspecto energético, también un importante impacto de difícil evaluación en conservación del medio ambiente, mejoramiento de suelos, alimentación de animales y en general mejoramiento de las condiciones de vida.

Según (Hilbert, 2007) existen factores que se deben tener en cuenta al realizar la evaluación económica de la implementación de ésta tecnología, pues pueden resultar limitantes en muchos lugares. Estos son:

- Recolección de las materias primas, transporte y acondicionamiento.
- Almacenamiento del biogás, transporte y uso
- Almacenamiento del efluente, transporte y uso

En cuanto al lugar

La elección del sitio donde se ubicara el digestor es de gran importancia pues incidirá en el éxito o fracaso de la operación del sistema. Hay que tener en cuenta las siguientes premisas para escoger el lugar adecuado:

- a) Debe estar cerca del lugar donde se consumirá el gas, pues las tuberías son caras y las presiones obtenibles no permiten el transporte a distancias mayores de 30 metros.
- b) Se debe encontrar cerca del lugar donde se recogen los desperdicios para evitar el acarreo que tarde o temprano atentará contra una operación correcta del biodigestor, e implicara mayores costos.
- c) Debe estar en un lugar cercano al de almacenamiento del efluente y con una pendiente adecuada para facilitar el transporte y salida del mismo.
- d) Debe estar a por lo menos 10 – 15 metros de cualquier fuente de agua para evitar posibles contaminaciones.
- e) Debe ubicarse preferentemente protegido de vientos fríos y donde se mantenga relativamente estable la temperatura, tratando de que reciba el máximo de energía solar.

En cuanto al tipo de biodigestor

Esta decisión debe tomarse teniendo en cuenta algunos criterios tales como:

- a) Inversión que se está dispuesto a realizar.
- b) Energía que se quiere obtener.
- c) La biomasa con que se cuenta para alimentar el digestor.
- d) El tamaño requerido del digestor
- e) Las características del lugar en cuanto a profundidad del nivel freático o mantos rocosos.

TECNOLOGÍA DEL BIOGÁS: FUNCIONAMIENTO Y ESQUEMA OPERATIVO DE UN BIODIGESTOR

8



8. TECNOLOGÍA DEL BIOGÁS: FUNCIONAMIENTO Y ESQUEMA OPERATIVO DE UN BIODIGESTOR.

El diseño de una planta de biogás dependerá de la cantidad y del tipo de residuos disponibles en el medio rural, de las condiciones de clima, necesidades de biogás que se requiere, ubicación, materiales y técnicas de construcción de que se disponga en cada sitio. Con el objeto de minimizar los costos de la planta, ésta deberá ser adecuada a cada necesidad, construida hasta donde sea posible con materiales y mano de obra locales.

Antes de proceder al diseño de una planta de biogás para el medio rural, es necesario estimar el potencial de producción de biogás, para definir su factibilidad considerando la forma de manejo del ganado y por lo tanto cual es la cantidad mínima de residuos que permita producir el biogás requerido para cubrir las necesidades planteadas.

Necesidades de biogás para una familia compuesta por 5 personas.

Cocinar (5 horas)	0.30 * 5	1.50 m ³ /día
3 lámparas (3 horas).....	0.15 * 3 * 3	1.35 m ³ /día
1 refrigerador medio.....	2.20 * 1	2.20 m ³ /día
Total		5.05 m ³ /día

Para cubrir estas necesidades se requiere disponer de un determinado número de animales.

8.1 Cálculos de cargas en función de materias primas

- Si se tienen bovinos: 13 animales, o sea, 127 kg estiércol/día.
- Si se tienen porcinos: 39 animales, o sea, 85 kg estiércol/día.
- Si se tienen aves: 365 animales, o sea, 65 kg estiércol/día.

Otra posibilidad es establecer una combinación de estiércoles, como por ejemplo:

Número animales	kg estiércol/día	Biogás m ³ /día
2 bovinos	20	0.80
20 porcinos	45	2.40
250 aves	45	2.50
Total	110 kg/día	5.70 m ³ /día

Si resulta favorable la comparación entre las necesidades de biogás y el potencial de generación, se puede proceder al cálculo de la planta.

Se debe tener en cuenta que estos materiales se incorporan al biodigestor diluidos en agua. La

cantidad de agua a agregar dependerá de la cantidad de sólidos totales de las excretas frescas y del tipo de carga, es decir, si se opera con cargas diarias (semi continuas) o con sistemas estacionarios (discontinuos o batch).

Cuando se utilizan biodigestores rurales pequeños de carga semi continua, en forma práctica se recomiendan las siguientes mezclas:

Tipo animal	Estiércol: agua
Bovino	1:1
Porcino	1:3
Aves	1:3

El tamaño del digestor está en función de las cargas diarias y del periodo óptimo de fermentación. Este último parámetro dependerá de la temperatura media de cada región, así como de las variaciones de temperaturas diarias y estacionales.

8.2 Capacidad de la planta de biogás.

Suponiendo que se tiene un potencial de biogás de 5.70 m³/día, generado por la combinación de estiércoles que dan un total de 120 kg/día, se debe calcular el volumen de la mezcla de agua - estiércol. Para el ejemplo propuesto, se tiene:

Animal	Kg estiércol + litros de agua	Mezcla litros/día
Bovinos	20 + 20	40
Porcinos	45 + 135	180
Aves	45 + 135	180
	Total mezcla	400 l/día

Considerando un tiempo de residencia de 35 días y que el volumen diario de la mezcla es de 400 litros, se tiene:

$$\begin{array}{ll}
 \text{Volumen diario} * \text{Tiempo de residencia} & = \text{Volumen digestor} \\
 400 \text{ l/día} * 35 \text{ días} & = 14000 \text{ litros} \\
 \text{Volumen digestor} & = 14 \text{ m}^3
 \end{array}$$

8.3 Localización y diseño del digestor.

Una decisión importante es la elección del lugar donde se construya una planta de biogás. Para determinar estos sitios se deben tomar en cuenta ciertos factores:

- Materia prima accesible y agua requerida suficiente para efectuar la carga diaria en el caso de digestores semi continuo.
- Cercanía del lugar de uso del biogás.
- Facilidad para el empleo del bioabono o su almacenamiento en caso de ser necesario.
- Topografía del sitio, así como las características del suelo y los niveles de las aguas subterráneas.

Como se mencionó anteriormente existen varios diseños de digestores. Un factor decisivo en la elección del diseño, además de los mencionados en la elección del lugar, es la temperatura promedio mensual atmosférica y el tipo de invierno.

La velocidad de biodegradación de los residuos así como la producción de biogás, dependen en gran medida de las características de la materia prima, del tiempo de retención, del porcentaje de sólidos totales y de la temperatura a la cual se lleva a cabo el proceso.

En el caso específico del medio rural, la disponibilidad de residuos agropecuarios y el rango promedio de temperatura atmosférica dentro de los límites aceptables para la actividad de las metanobacterias, serán factores determinantes para definir áreas con posibilidades de implementar la tecnología del biogás.

8.4 Etapa de arranque

En el caso de un proceso de carga continua, realizada en un solo depósito de digestión, correspondería a una fermentación de una sola etapa. La producción del biogás, comienza después de cierto periodo (Tiempo de Retención Hidráulica) a partir de una carga inicial, en función del tipo de las materias primas y de la temperatura interna de funcionamiento del biodigestor. Las diferentes etapas para una correcta operación del biodigestor se pueden agrupar en:

4 a) Retiro del agua utilizada para la prueba de filtraciones

Una vez finalizada la prueba con agua para comprobar que existen filtraciones en el biodigestor, se debe retirar parte del agua (Fig. 8.1), dejando sólo 1/3 de la altura del digestor. Esta agua que se deja, tiene por finalidad contribuir a diluir las materias orgánicas seleccionadas, con que se cargará el digestor en la fase de carga inicial

4 b) Preparación de la Carga Inicial o primera carga.

Este proceso se caracteriza por el llenado completo del digestor, a través de la parte superior del digestor que es removible, es decir, sin el depósito de almacenamiento de biogás.

En tambores limpios de cualquier producto químico o combustible, se prepara una mezcla, en partes iguales de residuos animales y/o humanos con residuos vegetales, como pajas, tallos, previamente trozados. Es necesario incorporar esta carga de materias orgánicas diluida con agua. La proporción final de sólidos totales debe estar cercana al 10% (Figura 8.2)

4 c) Término de la primera carga.

Antes de colocar la campana de gas, se debe remover la costra (material fluctuante) que suele formarse en la superficie (Figura 8.3).

Figura 8.1. Prueba de filtración y preparación de nivel de agua.

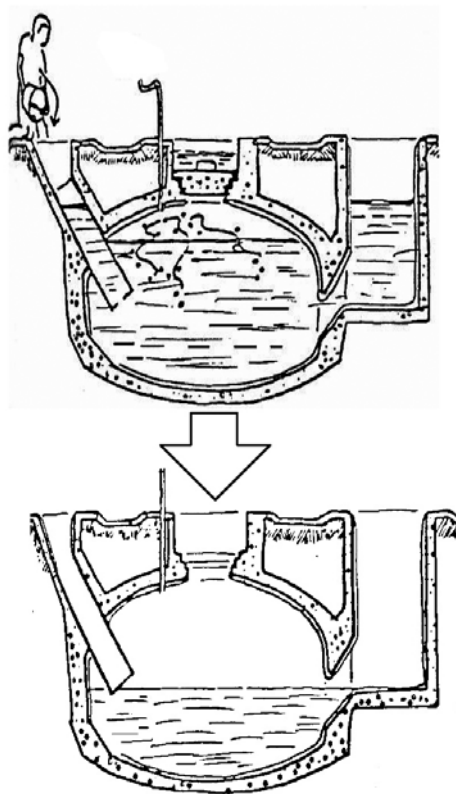
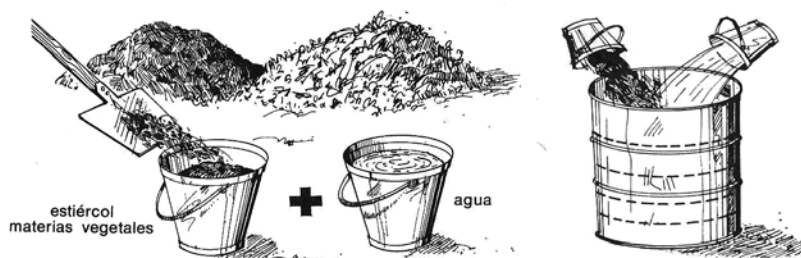


Figura 8.2. Preparación de carga



Dejar abierto conexión a salida de gas, durante 5 a 7 días, con el objeto de eliminar todo el oxígeno que pueda existir como producto de las primeras fases del proceso de descomposición de las materias orgánicas. Posteriormente cerrar y dejar que se eleve la presión interna y soltar el gas. Repetir esta operación hasta completar 10 – 15 días, con lo cual se elimina todo el oxígeno remanente, junto con el anhídrido carbónico (CO_2) que se genera en las primeras fases del proceso de fermentación (Figura 8.4), previas a la etapa de formación de metano (CH_4).

Figura 8.3. Destruyendo costrones de la carga.

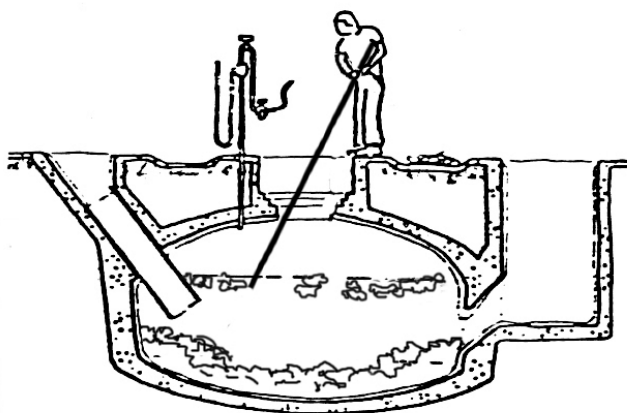


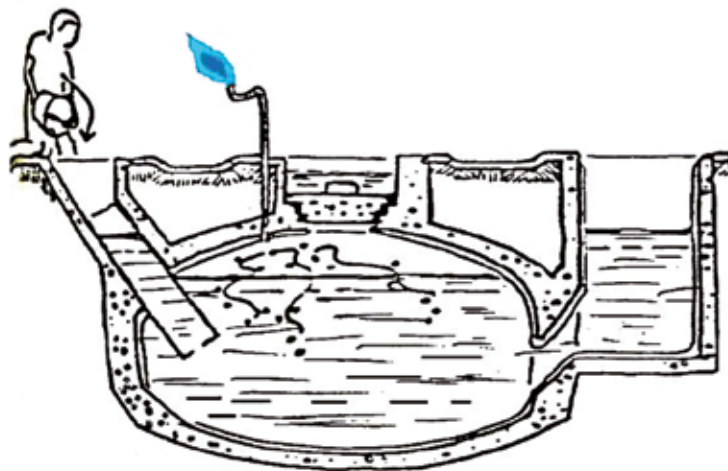
Figura 8.4. Eliminación de oxígeno y otros gases.



4 d) Pruebas Inicio producción de biogás.

Transcurridos 15 días de la carga inicial o de arranque, se debe comenzar a verificar el inicio de producción de biogás (CO_2 y CH_4 en proporción similar), mediante la verificación de “quema de biogás”. Se acopla una manguera a la salida de gas y utilizando un quemador o mechero, se prueba si el gas se enciende. Si el gas quema con una llama azulada y de buena consistencia, se puede iniciar el uso normal del biogás (Figura 8.5).

Figura 8.5. Quema o prueba de biogás, color de llama.



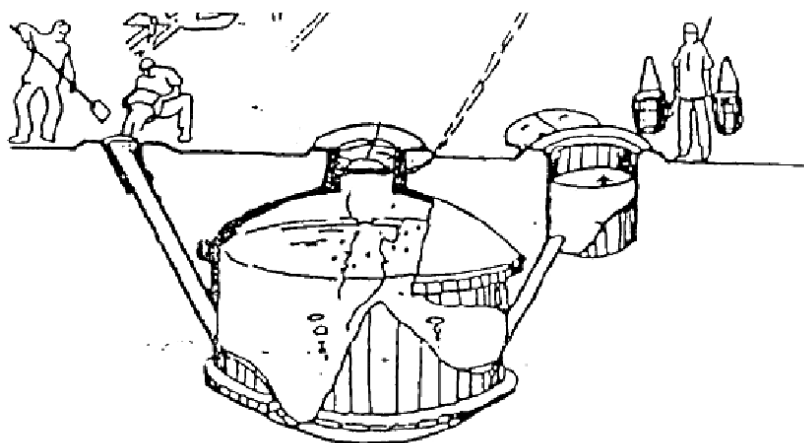
En caso contrario, si no enciende o quema mal, se debe eliminar todo el gas y repetir la prueba cada vez que se alcance una presión interna adecuada. Si después de 30 días (o 45 días, de acuerdo a la temperatura interna del digestor) de completada la carga de arranque, el gas que se genera, no se quema, podría existir algún problema en la fermentación. Se debe verificar que no exista una acidificación excesiva del carga (inferior a pH 6) o variaciones bruscas de la temperatura interna del digestor, materiales contaminados con productos químicos que pudieran alterar la actividad microbiana.

8.5 Etapa de operación

Carga diaria normal.

Con el tubo de entrada tapado de la caja de carga, se prepara una mezcla de residuos (animales) con agua formando un lodo, el cual, debe contener como máximo entre 8 a 12% de sólidos totales. El volumen total de esta mezcla está en función del volumen total del digestor y del Tiempo de Retención Hidráulico. Se coloca un plástico transparente encima de la caja de carga y deja reposar esta mezcla hasta el día siguiente; donde se espera la hora de mayor temperatura atmosférica, se retira el material fluctuante, se homogeniza la mezcla y se deja entrar al digestor (Fig. 8.6). El volumen (afluente) que entra, conlleva a que salga por el tubo de la caja de descarga igual volumen (efluente).

Figura 8.6. Esquema de carga diaria.



8.6 Mantenimiento

Periódicamente se debe inspeccionar y verificar si existen filtraciones de agua o aire en los digestores de biogás, para proceder a su reparación. En los digestores de carga continua, por lo menos una vez al año, se debe vaciar completamente el digestor, retirando el lodo del fondo. Esto permite realizar lo siguiente:

1. Tratamiento de roturas: cincelar las roturas en forma de V, raspar la superficie circundante; posteriormente llenar ese agujero en forma de V con cemento (1:1), compactar y aplicar dos o tres veces un enlucido hecho de una pasta de cemento puro.
2. Cuando no se encuentran filtraciones, se debe lavar la cámara de fermentación y aplicar dos o tres capas de enlucido con una pasta pura de cemento.
3. Si el enlucido está deteriorado o está deformado, es necesario sacarlo y lavar las paredes; entonces volver a enlucir, aplicando una tras otra, distintas capas de enlucido muy fino con una cuidadosa compactación.
4. Cuando el agua freática penetra al biodigestor, es preciso aplicar una pasta salada con agua; se tapa el hoyo y se aprieta aplicando cemento con una cubierta de cenizas durante 20 minutos y entonces se remueve la cubierta. El cemento del enlucido con material salado se vuelve a aplicar, se vuelve a apretar con la envoltura y se repite este proceso tres veces.
5. Cuando se produce una combinación de filtraciones en caños (tubos de entrada y salida) y cúpula, se cincela alrededor de la filtración y se saca el caño; entonces se vuelve a colocar cemento u hormigón de gravilla, haciendo fraguar localmente para que se fije el caño.

6. Si el fondo se hunde o la pared se separa, se agrandará la resquebrajadura y se profundizará al máximo, rellenándose con una mezcla de hormigón con grava fina.
7. Se debe revisar frecuentemente las juntas de la manguera para asegurar que no se filtre ni el agua ni el aire.
8. Después del trabajo diario, se debe lavar el depósito donde se preparan las mezclas de materia primas con agua limpia.
9. Si el depósito de descarga permanece sin uso por un período largo, se debe exponer al ambiente para evitar su corrosión interna.

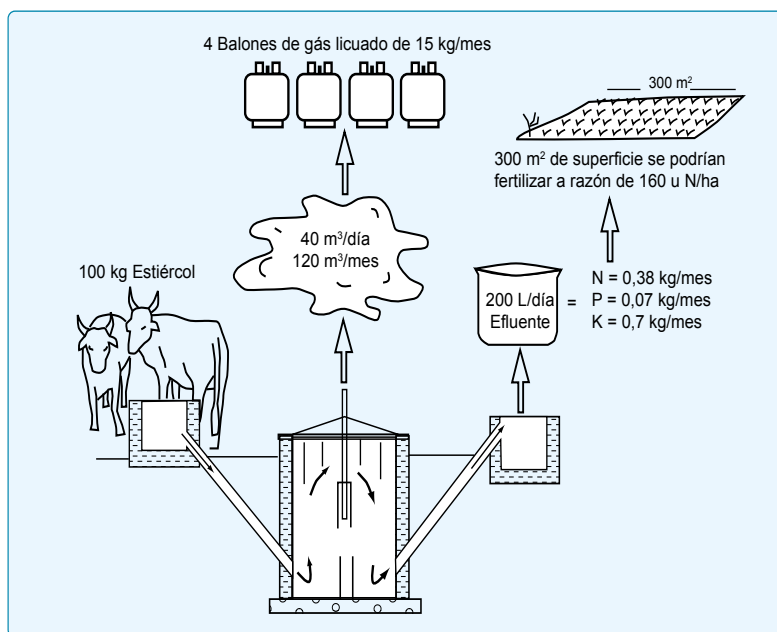
8.7 Estudio de caso

Explotación agropecuaria que dispone de 10 bovinos.

Capacidad de la planta de gas:

100 kg de estiércol + 100 litros de agua	= 200 litros mezcla/día
Volumen diario * Tiempo de retención	= Volumen digestor
200 litros * 40 días	= 8000 litros
Volumen digestor	= 8 m ³

Figura 8.7. Estimación de la producción de biogás y bioabonos



Fuente: Varnero, 1991

REFERENCIAS

REFERENCIAS

- Angelidaki, I., Ahring, B. K. 1994. Anaerobic thermophilic digestion of manure at different ammonia loads: Effect of temperature. *Water Res.* 28(3):727–731.
- Angelent, L. T., Karim, K., Al-Dahhan, M. H., Wrenn, B. A., Spinosa, R. D. 2004. Production of bioenergy and biochemicals from industrial and agricultural wastewater. *Trends Biotechnol.* 22(9):477– 485.
- Archer, D. B., Harris, J. E. 1986. Methanogenic bacteria and methane production in various habitats. In: *Anaerobic Bacteria in Habitats Other Than Man*, E. M. Barnes & C. Mead (Eds), pp. 185– 223. Blackwell Scientific Publications, Oxford, UK
- Brock, T. D., Madigan, M. T., Martinko, J. M., Parker, J. 1994. *Biology of Microorganisms*. Prentice-Hall, New York, USA.
- Cai, M., Liu, J., Wei, Y. 2004. Enhanced biological production from sewage sludge with alkaline pretreatment. *Environ. Sci. Technol.* 38:3195–3202.
- California Compost Quality Council (CCQC). 1999. CCQC Registered Compost. (Online). Disponible <http://www.crra.com/ccqc/>. California Compost Quality Council, San Francisco, California.
- Classen, P. A. M., Van Lier, J. B., Contreras, A. M. L., van Niel E. W. J., Sijtsma, L., Stams, A. J. M., de Vries, S. S., Weusthuis, R. A. 1999. Utilisation of biomass for the supply of energy. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 52:741–745.
- CNE, Comisión Nacional de Energía. 2006. *Guía del Mecanismo de Desarrollo Limpio para Proyectos del Sector Energía en Chile*. Agencia Alemana de Cooperación Técnica (GTZ), Cooperación Intergubernamental Chile-Alemania (Eds). 69 p, Santiago.
- Deublein D., Steinhauser A. 2008. *Biogas from waste and renewable resources: An Introduction*. Wiley-VCH Verlag GmbH & Co KGaA, Weinheim. 443 p.
- Esguerra, M. (1989). Experiencias prácticas con biodigestores de bajo costo para la generación de energía y el tratamiento de aguas residuales en países en desarrollo. Conferencia Internacional de Mecanización Agraria. Seminario FAO-CNRE: Tecnologías de producción de biogás, pág. 171-178. España.
- FAO. 1986. *Reciclaje de Materias Orgánicas y Biogas. Una experiencia en China*. Curso de capacitación. Chengdu, China, (Septiembre – Octubre, 1984). 400pp.
- Farina, R., Boopathy, R., Hartmann, A., Tilche, A. 1988. Ammonia Stress During Thermophilic Digestion of Raw Laying Hen Wastes, pp. 111–117. *Proceedings of the Fifth International Symposium on Anaerobic Digestion*.

Gallert, C., Winter, J. 1997. Mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of source-sorted organic waste: Effect of ammonia on glucose degradation and methane production. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 48:405–410.

Gene P. y Owen W. 1986. Fundamentals of anaerobic digestion of wastewater sludges. *Journal of Environmental Engineering* 112:867-916.

Grundey, K. 1982. El tratamiento de los residuos agrícolas y ganaderos. Ediciones. GEA. 340pp.

Hanaki, K., Matsuo, T., Nagase, M. 1981. Mechanisms of inhibition caused by long-chain fatty acids in anaerobic digestion process. *Biotechnol. Bioeng.* XXIII:1591–1610.

Hansen M.N., Birkmose T., Mortensen B. y Skaaning K. 2004. Environmental effects of anaerobic digestion and separation of slurry - odour, ammonia emission and nitrogen utilisation. Correll, A. (Ed.) Grøn Viden, Markbrug, no. 296. Danish Institute of Agricultural Sciences, Dep. of Agricultural Engineering.

Hayes, T. D., Theis, T. L. 1978. The distribution of heavy metals in anaerobic digestion. *J. Water Pollut. Control Fed.* 50:61–72.

Hilbert, J., Eppel, J. 2007. Desafíos y Estrategias para Implementar la Digestión Anaeróbica en los Agrosistemas. Argentina.

Insam H., Franke-Wittle I. y Goberna M. 2009. Microbes in aerobic and anaerobic waste treatment. En: *Microbes at work. From wastes to resources.* Insam H., Franke-Wittle I. y Goberna M. (Eds). Pp. 1-34. Springer. Heidelberg, Dordrecht, London, New York.

Khanal S.K. 2008. Environmental Factors. En: *Anaerobic Biotechnology for Bioenergy Production: Principles and Applications.* S.K Khanal (Ed.). John Wiley & Sons, Inc. USA. Pp 43-63.

Lagrange, B. 1979. Biomethane. Principes, Techniques, Utilisation. Vol.2 . Edisual / Energies Alternatives. 249pp.

Kumar S. 2008 Anaerobic reactor configurations for bioenergy production. En: *Anaerobic biotechnology for bioenergy production. Principles and Applications.* Kumar S. (Ed.). Pp 93-114. Blackwell Publishing. Hawaii.

Lay, J.J., Li, Y.Y., Noike, T. 1997. Influences of pH and moisture content on the methane production in high-solids sludge digestion. *Water Research*, vol. 31 (10).

Mandujano, M. I.; Félix, A. y Martínez, A.M. 1981. Biogas, Energía y Fertilizante a partir de desechos orgánicos. OLADE, Serie de publicaciones especiales N 6, México. 41pp.

McCarty, P. L. 1964. Anaerobic waste treatment fundamentals. Part III: Toxic materials and their control. *Public Works* 91–94.

Metcalf, Eddy. 2003. Wastewater Engineering : Treatment and Reuse, 4th edn. McGraw-Hill Companies, Inc., New York, USA.

Parkin, G. F., Miller, S.W. 1982. Response of Methane Fermentation to Continuous Addition of Selected Industrial Toxicants. Proceedings of 37th Purdue Industrial Waste Conference, West Lafayette, Indiana.

Parkin, G. F., Speece, R. E. 1983. Attached versus suspended growth anaerobic reactors: Response to toxic substances. Water Sci. Technol. 15:261–289.

Robin, D. ; Le Quellec, S. 1997. Evaluation et clasificación des fertilisants organiques: Intérêt de la caractérisation biochimique de la matière organique. Extrait de Phytoma – La Défense des Végétaux, N° 495, 4p.

Seagren, E. A., Levine, A. D., Dague, R. R. 1991. High pH effects. In Anaerobic Treatment of Liquid Industrial Byproducts, pp. 377–386. 45th Purdue Industrial Waste Conference Proceedings. Lewis Publishers, Inc., Chelsea, MI, USA.

Speece, R. E. 1996. Anaerobic biotechnology for industrial wastewater treatments. Archae Press, Nashville, TN, USA.

Steffen, R., Szolar, O., Braun, R. 1998. Feedstocks for Anaerobic Digestion. Technical paper 1998-09-30, Institute for Agro biotechnology, Tulln University of Agricultural Sciences, Vienna, Austria.

Switzenbaum, M. S., Jewell, W. J. 1980. Anaerobic attached-film expanded-bed reactor treatment. J. Water Pollut. Control Fed. 52:1953–1965.

The Biogas Technology in China. 1989. Chengdu Biogas Research Institute.

Van Haandel, A. C., Lettinga, G. 1994. Anaerobic Sewage Treatment: A Practical Guide for Regions with a Hot Climate. John Wiley & Sons, Chichester, England.

Van Lier, J. B., Rebac, S., Lens, P., Lettinga, G. 1997. Anaerobic treatment of partly acidified wastewater in a two-stage expanded granular sludge bed (EGSB) system at 8°C. Water Sci. Technol. 36(6):317–324.

Varnero, M.T. y Arellano, J. 1990. Aprovechamiento racional de desechos orgánicos. Ministerio de Agricultura (FIA). Universidad de Chile. Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Informe Técnico. Santiago, Chile, 98p..

Varnero, M.T.; Faúndez, P.; Santibáñez, C. 2004. Evaluación de lodo fresco y compostado como materia prima para la elaboración de sustrato, Actas del Simposio de las Ciencias del Suelo “Residuos Orgánicos y su Uso en Sistemas Agroforestales”, 361- 365, Temuco – Chile, 5 a 6 de Agosto 2004.

Varnero, M.T. 1991. Manual de Reciclaje Orgánico y Biogás. Ministerio de Agricultura (FIA) – Universidad de Chile. Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Santiago, Chile, 48p.

Varnero, M.T. 2001. Desarrollo de substratos: Compost y Bioabonos. In: Experiencias Internacionales en la Rehabilitación de Espacios Degradados. Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Forestales. Publicaciones Misceláneas Forestales N° 3, 123p. 21 –30.

Weijma, J., Stams, A. J. M. 2001. Methanol conversion in high-rate anaerobic reactors. *Water Sci. Technol.* 44(8):7–14.

Zinder, S. H. 1988. Conversion of acetic acid to methane by thermophiles. In *Anaerobic Digestion*, E. R. Hall, P. N. Hobson (Eds), pp. 1–12. Proceedings of the 5th International Symposium on Anaerobic Digestion, Bologna, Italy.

Zinder, S. H., Mah, R. A. 1979. Isolation and characterization of a thermophilic strain of *Methanosarcina* unable to use H₂-CO₂ for methanogenesis. *Appl. Environ. Microbiol.* 38:996–1008.