DIGESTIÓN ANAEROBIA, LA TECNOLOGÍA DEL BIOGÁS.

MSc. Arley Pérez Rojas[1], Ing. Mariela Alfonso Sanabria[1], Lic. Marlene María Martínez Mora[1].

1 Universidad de Matanzas " Camilo Cienfuegos" Km 3 ½ Autopista varadero

*Resumen***.**
En el presente trabajo se hace referencia a las principales fuentes de generación de residuos orgánicos, se explican los antecedentes y la actualidad del proceso de digestión anaerobia. Además detalla las características microbiológicas y bioquímicas del proceso, así como las etapas en la que éste se desarrolla. Se introduce el tema de los aditivos microbianos que le reportan mayor eficiencia a la digestión de la materia orgánica. Se hace un análisis de los parámetros de control que rigen el proceso y la influencia de sustancias tóxicas e inhibidoras. Finalmente, se mencionan los diferentes tipos de biodigestores que existen y se exponen las principales ventajas y desventajas**.**

*Palabras claves**:** Digestión anaerobia, digestores, biogás.*

---

*Introducción***.**

Con el desarrollo de la civilización industrial aparecen residuos cada vez con mayor pujanza en la vida cotidiana actual. A medida que la sociedad obtiene mayores niveles de renta, los residuos constituyen un problema creciente por su magnitud y consecuencias. Diariamente se producen cantidades muy elevadas de desperdicios, tanto en zonas urbanas como rurales. Teniendo en cuenta que la mayor parte de estos residuos son de carácter orgánico, se comprende entonces su potencial para la producción de energía, ya que se producen de forma continua y su eliminación constituye un importante problema (Campos, E., 2001).

El tratamiento de residuos es en principio para evitar la contaminación ambiental y cada vez se hace más necesario que los tratamientos sean sistemas cuya optimización tecnológica tenga la mayor semejanza posible a los procesos que ocurren en la naturaleza (Seoánez, C. M. *et al*., 2000).

Con la digestión anaerobia de la materia orgánica, se puede lograr la estabilización completa del material residual, y a su vez, la obtención de un gas combustible.

(c) 2008, Universidad de Matanzas "Camilo Cienfuegos"

En Cuba existen muchos intentos para impulsar el desarrollo y utilización de esta tecnología, pero es en estos momentos cuando se ha comprendido las bondades de este método de tratamiento de residuales que aporta como productos finales, lodos estables que pueden ser usados como fertilizantes y biogás.

El incremento de las producciones ganaderas, especialmente porcinas, ha contribuido a que aumente el riesgo de contaminaciones de aguas superficiales y terrestres. Por tal motivo se exige a los productores el uso de un sistema de tratamientos, que en la mayoría de los casos, se resuelve con la instalación de un biodigestor anaerobio.

Los digestores anaerobios son sistemas relativamente fáciles de operar pero un mal manejo conduce al fallo del sistema, que trae como consecuencia una deficiencia en el tratamiento de las aguas residuales y la disminución de la producción de biogás.

A pesar de la amplia información sobre este tema, aún existen digestores anaerobios que a los pocos meses de instalados son abandonados a su suerte, al no reportar los resultados esperados, sin embargo, las investigaciones posteriores indican que las causas del fallo se deben principalmente a errores operacionales.

*Generación de residuos orgánicos***.**

En el mundo contemporáneo con el desarrollo socio-económico alcanzado a finales del Siglo XX y principios del XXI, el auge de la industria alimenticia y la agricultura, el incremento de las densidades poblacionales en la ciudades, las explotaciones ganaderas y las prácticas consumistas, sin dudas han provocado que se generen grandes cantidades de residuos orgánicos y por consiguiente, un deterioro de las condiciones ambientales debido a un mal manejo (Seoánez, C. M. *et al.*, 2000).

Los residuos se pueden clasificar en función de su origen, distinguiendo los residuos procedentes del sector primario, residuos agrícolas, ganaderos y forestales, los procedentes del sector secundario, residuos industriales (agroalimentarios, textiles, etc.) y finalmente los procedentes del sector terciario o de servicios, constituidos por residuos sólidos urbanos (RSU) y lodos de estaciones depuradoras de aguas residuales (Campos, E., 2001). Por otra parte, Seoánez, C. M. *et al.*, (2000), señala que es posible clasificar los residuos según su origen en 7 grandes áreas:

Residuos sólidos urbanos

- Domésticos
- Escombros
- Lodos de depuradora

(c) 2008, Universidad de Matanzas "Camilo Cienfuegos"

Residuos de industrias extractivas

Residuos industriales

Residuos hospitalarios

Residuos radiactivos

Residuos agrarios

- Agrícolas
- Forestales
- Ganaderos

Residuos espaciales

*Residuos agrarios y ganaderos***.**

Con respecto a la tipología de los residuos generados, la fracción más importante es la orgánica. El tipo de tratamiento dependerá del residuo a tratar siendo las principales vías la valorización, el uso como subproducto, el tratamiento físico-químico o biológico, el vertido controlado y la incineración.

La tendencia a concentrar los animales además de la falta de espacio, provoca grandes acumulaciones de residuos que son difíciles de eliminar y que por una insuficiente gestión pudieran ocasionar daños a los suelos, cuerpos de aguas receptores y deterioro de las condiciones del paisaje. El estiércol es una muestra de ello y se conoce como la mezcla de excreta y orina. Éste puede ser considerado como subproducto utilizable en forma de abono y riego, con un tratamiento previo contra los microorganismos patógenos y como residuo no aprovechable debido a las condiciones de la explotación ganadera (falta de terreno).

El estiércol del ganado porcino es el que más se ha estudiado debido a su elevada carga contaminante, los problemas ambientales derivados de su manejo y las condiciones de cría en que están sometidos los animales (Seoánez, C. M. *et al.*, 2000).

*La selección de un tratamiento***.**

Para un tratamiento de residuales se combinan varios procesos unitarios, con el objetivo de modificar las características del residuo para su aceptación final. La selección adecuada de un proceso de tratamiento estará en dependencia de la geografía del lugar, de las condiciones de calidad del residual tratado y de las consideraciones económicas asociadas al proceso (Flotats, X. *et al.*, 1999).

Según Campos, E., (2001), en el planteamiento del proceso de tratamiento es importante la calidad y variabilidad del producto a tratar. Para purines o estiércoles, su composición varía

(c) 2008, Universidad de Matanzas "Camilo Cienfuegos"

según la dieta alimentaria del animal, el estado fisiológico de los animales, la edad del purín y las prácticas de manejo y limpieza de cada granja. Una práctica usual en granjas de engorde, es vaciar los fosos una vez acabado el ciclo, con lo cual se obtienen purines envejecidos, con alta relación de alcalinidad, materia orgánica hidrolizada y elevada concentración de ácidos grasos volátiles.

Para evitar problemas de emisiones atmosféricas de compuestos orgánicos, que constituyen junto al amoníaco, los principales causantes de malos olores, se pueden aplicar estrategias tales como:

1. Transformar parte de los materiales disueltos (orgánicos y minerales) a formas en suspensión (biomasa), mediante el proceso aeróbico heterótrofo, con el consecuente consumo de energía, para la obtención de un compuesto final de tipo orgánico.
2. Transformar parte de los materiales orgánicos a formas gaseosas combustibles (biogás), mediante el proceso anaerobio heterótrofo, para la obtención de un compuesto final de tipo mineral. Necesariamente contendrá una parte de materia orgánica, aunque sea mínima, y su calidad dependerá de los parámetros de control del proceso anaerobio.

Para que el producto resultante del tratamiento pueda usarse como fertilizante, deberá ajustarse a ciertos parámetros tales como: producto estable, con mínima concentración de materia orgánica fácilmente de degradar; mínimo volumen con máxima concentración de nutrientes; relación N:P:K adecuada; mínima concentración de metales pesados y tóxicos; higienizado, la no existencia de patógenos, larvas o huevos de insectos, olor agradable o al menos diferente al de origen; composición estable, con mínimas variaciones temporales (Campos, E., 2001).

*Antecedentes de la digestión anaeróbica***.**

La digestión anaerobia es un proceso biológico fermentativo, en el cual la materia orgánica es degradada por la acción de un conjunto de microorganismos de origen bacteriano, que la transforman en una mezcla de gases, donde los que se encuentran en mayor proporción son el metano ($CH_{4\,(g)}$) y dióxido de carbono ($CO_{2\,(g)}$), y se conoce como biogás.

El proceso de digestión anaerobia ocurre de forma espontánea en la naturaleza para degradar la materia orgánica, de esta forma se produce gas en el estómago de los rumiantes.

En el siglo XVIII, Volta investigó e identificó el gas de los pantanos, mientras que Dalton en el siglo XIX dedujo la composición química del metano ($CH_{4\,(g)}$). La certeza de que participaban organismos vivos unicelulares en el proceso se logró a mediados del siglo XIX, cuando Beauchamp estableció la presencia de microorganismos en los procesos de producción de metano. Posteriormente, Pasteur descubrió que mediante la temperatura se

(c) 2008, Universidad de Matanzas "Camilo Cienfuegos"

podía favorecer el desarrollo de los microorganismos más interesantes mientras que Propoff más tarde demostró que la formación de biogás se producía en condiciones anaerobias. En 1884, Pasteur investigó sobre la producción de biogás a partir de residuos animales, proponiendo la utilización del biogás para la iluminación de las calles (Muñoz Valero, J. A. *et al.*, 1987; Campos, E., 2001; Kobayashi, Y., 2006).

Según Campos, E., (2001) en la primera mitad del siglo XX se realizaron numerosas experiencias a escala de laboratorio y piloto, alcanzando 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.

China es un líder mundial en la aplicación de las tecnologías de la digestión anaerobia. Alrededor del año 1970, el gobierno chino desarrolló el primer programa de biomasa a gran escala cuando instaló 7 millones de biodigestores, principalmente en la provincia cálida y húmeda de Sechuán, que proporcionan biogás para cocinar y alumbrar a unos 25 millones de chinos y aproximadamente 10,000 biodigestores de tamaño grande y mediano suministran electricidad a las granjas (Suluda, A. I., 2006).

En la India, a partir de la década de los 60, se impulsó notablemente el uso de la tecnología de producción de biogás a partir de estiércol bovino, con el doble objetivo del aprovechamiento energético y mantenimiento de las propiedades fertilizantes, en 1985 ya habían instalados 280,000 biodigestores de pequeña escala. La India está empezando a producir biogás a partir de los desechos industriales. Un gran número de granjas lecheras, que durante muchos años habían sido una fuente importante de contaminación para los ríos, están usando ahora la metanización para procesar el estiércol animal y otros desechos y el biogás resultante se usa para generar energía. En la actualidad, se han instalado también plantas para el uso de las aguas residuales de algunas destilerías. No obstante, el número de proyectos de biogás que han tenido éxito fuera de China y la India es pequeño y sólo algunos han probado ser sostenibles en un período largo de tiempo. Se ha reportado que durante la década del 70 el gobierno brasileño instaló en las provincias del noroeste alrededor de 200 biodigestores de diseño hindú y chino. Debido en parte al clima local, ambos diseños tuvieron problemas de fracturas y corrosión. Recientemente estos modelos han sido mejorados y adaptados a las condiciones locales, como el biodigestor de polietileno que ahora está siendo usado con éxito en la generación de energía y la producción de abonos (Batzias, F. A. *et al.*, 2005; Ferrer, I. *et al.*, 2008).

(c) 2008, Universidad de Matanzas "Camilo Cienfuegos"

Los países industrializados tienen algunos programas de divulgación para el uso de los biodigestores y han construido otros más grandes con un control mejor elaborado. Sin embargo, a diferencia de los países menos desarrollados la historia de la tecnología de biometanización y su desarrollo se ha enfocado más a resolver problemas ambientales que energéticos, siendo un método clásico de estabilización de lodos activos residuales de estaciones depuradoras de aguas residuales urbanas (Robles, M. F., 2005).

A partir de la crisis energética de 1973 y durante la década del ochenta, volvió a adquirir cierta importancia como forma de recuperación energética en explotaciones agropecuarias y agroindustriales. Con la caída de los precios del petróleo, a finales de la década del ochenta, se perdió el interés por la tecnología de digestión anaerobia, sin embargo, en los países industrializados se desarrollan programas la implementación de plantas anaerobias a escala industrial, para el tratamiento de residuos ganaderos, la estabilización e higienización de los mismos y para el aprovechamiento de las energías renovables (Wheatley, A. D. *et al.*, 1997; Nanda, A. S. and Nakao, T., 2003). Dinamarca, se considera como el país que más ha impulsado el desarrollo de esta tecnología ,ya que en 1985 inició un programa demostrativo en colaboración con los ministerios de agricultura, energía y medio ambiente, para dar evidencias del potencial de las grandes plantas de digestión anaerobia como productores de energía eléctrica (Campos, E., 2001).

En estos países, los biodigestores de metano tienden más a usar los lodos de aguas residuales, los desechos municipales sólidos o las aguas orgánicas residuales de origen industrial (procesamiento alimenticio, lecherías, cervecerías, producción de alcohol, farmacéuticas, pulpa y papel).

Un ejemplo importante lo constituye Alemania que ha implementado la primera planta piloto completa en un sistema vitivinícola sostenible que, con el fin de satisfacer su demanda de electricidad, usa las aguas residuales y los desechos para obtener energía a través de la conversión anaerobia (Mandujano, P. S., 2001).

Según Sanabria, A.M., (2008) con el elevado precio del petróleo, la implementación de plantas de digestión anaerobias tanto en los países más desarrollados como en los menos desarrollados responde sin dudas a la búsqueda de fuentes renovables de energía con un costo de adquisición relativamente baratas, es un hecho que el tratamiento de residuales por esta vía

(c) 2008, Universidad de Matanzas "Camilo Cienfuegos"

deja un beneficio económico y ambiental que ningún país por desarrollado que sea puede darse el lujo de perder.

En Cuba con la introducción de la tecnología del biogás se construyeron alrededor de 550 instalaciones pequeñas en vaquerías rústicas, con el propósito de sustituir el mechón o lámpara de keroseno artesanal, usadas para el alumbrado de las instalaciones durante la jornada del ordeño manual en horas de la madrugada. Hoy existen aproximadamente 4 000 instalaciones, donde sólo trabajan el 70 % de ellas y está relacionado en principio con errores de diseño, falta de mantenimiento, abandono de las plantas (Sánchez, R. J. V. *et al.*, 2007.).

Al igual que en otras partes del mundo, la tecnología del biogás se desarrolla en Cuba de forma acelerada. La planta más grande se encuentra ubicada en Villa Clara con una producción de 6000 metros cúbicos de biogás/día y 4 toneladas/día de fertilizantes. La planta utiliza los residuos de una destilería de alcohol. El gas producido se utiliza en una caldera para producir vapor y agua caliente.

Sin embargo, el proceso de desarrollo del biogás ha experimentado tres etapas históricas. La primera se define entre los años 1970 y 1980, con la introducción de los modelos de tecnologías chinas en su mayoría, donde la causa fundamental se debió a la crisis de los combustibles que comienza a mediados de 1970. No obstante, más del 70% de las plantas instaladas dejaron de funcionar en un período corto de tiempo (Savran, V., 2005).

A partir de 1990, debido a la crisis energética existente en Cuba a causa del período especial, se instala un número de plantas superior a las existentes, en un intento de suplir las necesidades energéticas de aquel entonces. A pesar de que esta tecnología ganó muchos detractores, en la actualidad se está produciendo un nuevo incremento en el número de plantas de biogás instaladas en el país y responde entre otros factores a la búsqueda de fuentes baratas renovables de energía en un mundo donde el precio del combustible fósil ha alcanzado precios en el mercado que marcan cifras *record* cada día.

La provincia de Matanzas al igual que la de Sancti Spiritus, ha sido pionera en la implementación de la tecnología del biogás y se reportan resultados satisfactorios en varios programas que allí se ejecutan. Por solo citar un ejemplo según Sánchez, R. J. V. *et al.*, (2007), en la provincia de Matanzas, en el sector de cooperativas y campesinos (SCC) existe un total de 57 biodigestores instalados, distribuidos en 9 municipios tal y como se puede apreciar en la tabla 1.

(c) 2008, Universidad de Matanzas "Camilo Cienfuegos"

Tabla 1 Distribución de biodigestores por municipios en el SCC.

Municipio	**Total de biodigestores.**
Cárdenas.	18
Pedro Betancourt.	5
Jovellanos.	13
Los Arabos.	1
Colón.	0
Limonar.	5
Martí.	0
Jagüey Grande.	2
Unión de Reyes.	8
Perico.	1
Matanzas	4
Total.	**57**

Fuente: Sánchez, 2007

En esta investigación se considera que independientemente al grado de desarrollo industrial de los países del mundo, en la historia de la tecnología del biogás los momentos de crisis energética coinciden por lo general con la evolución y el incremento del interés por esta tecnología.

*Los aspectos bioquímicos y microbiológicos del proceso de digestión anaerobia***.**

En la digestión anaerobia las reacciones que ocurren durante el proceso de mineralización de la materia orgánica se dividen en varias fases, llevadas a cabo por diferentes grupos de bacterias relacionados entre ellos. De hecho muchas de estas reacciones ocurren simultáneamente sin una separación clara de fases (Campos, E., *et al* 2001; Mandujano, P. S., 2001). En la figura 1, se puede apreciar la degradación de los materiales orgánicos y los límites entre las etapas degradativas con el objetivo de separar la fase acidogénica de la metanogénica.

(c) 2008, Universidad de Matanzas "Camilo Cienfuegos"

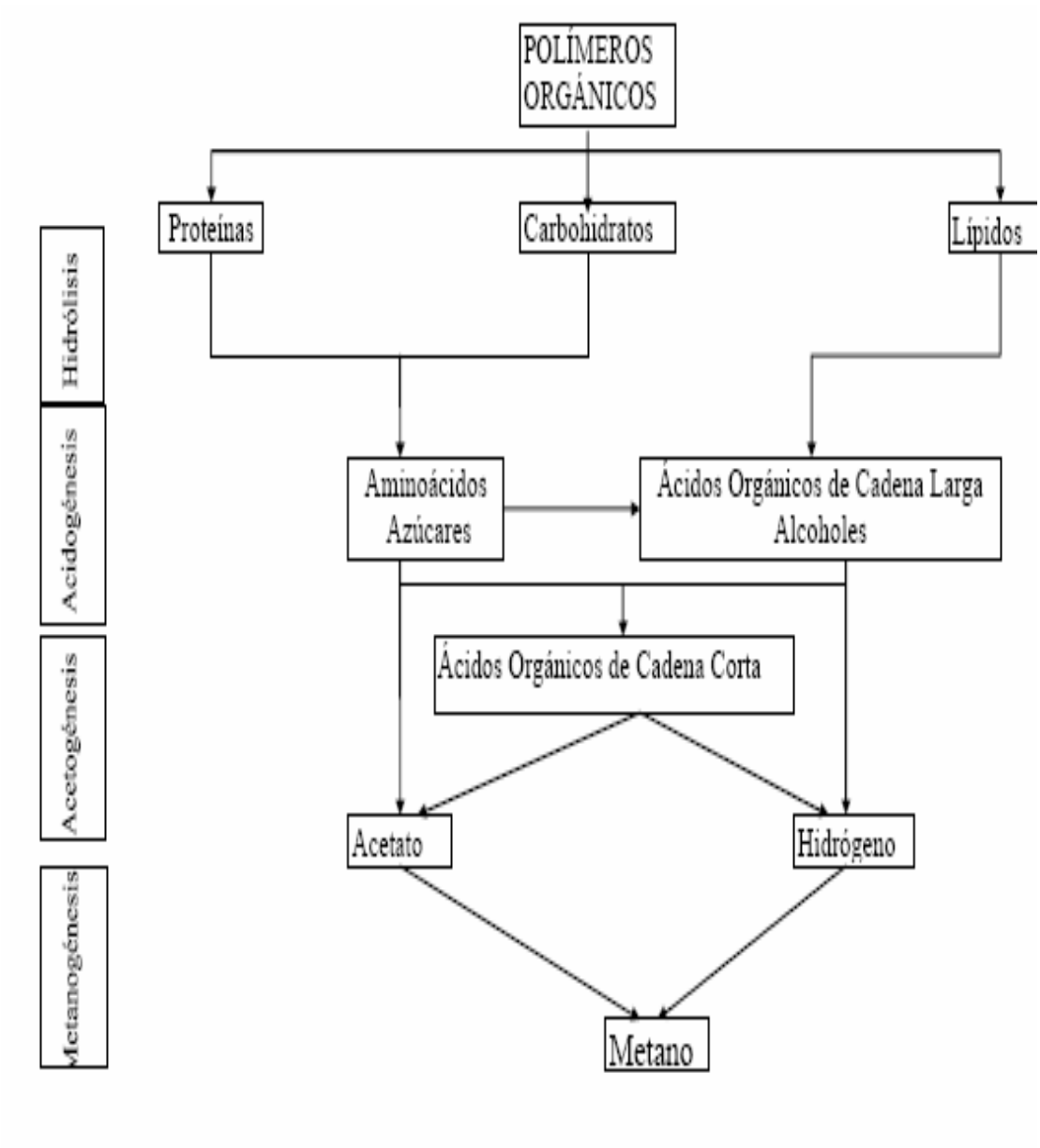

Figura 1. Degradación de los materiales orgánicos y límites entre las etapas degradativas con el objetivo de separar Acidogénica/Metanogénica.
Fuente: Savran, 2005.

La primera fase es la hidrólisis de partículas y moléculas complejas por enzimas extracelulares producidas por los microorganismos *fermentativos*. Como resultado se producen compuestos solubles, que serán metabolizados por las bacterias anaerobias en el interior de las células. Los compuestos solubles, básicamente diferentes tipos de oligosacáridos y azúcares, alcoholes, aminoácidos y ácidos grasos, son fermentados por los microorganismos *acidogénic*os que producen, principalmente, ácidos grasos de cadena corta,

(c) 2008, Universidad de Matanzas "Camilo Cienfuegos"

alcoholes, dióxido de carbono e hidrógeno (Hutnan, M. *et al.*, 2006; Suluda, A. I., 2006). Los ácidos grasos de cadena corta son transformados en acético, hidrógeno y $CO_{2\ (g)}$, mediante la acción de los microorganismos *acetogénicos*. Finalmente, ocurre la *metanogénesis*, que produce metano principalmente a partir de acético, $H_{2(g)}$ y $CO_{2(g)}$ (Bonmatí, A. *et al.*, 2001).

*Hidrólisis***.**

La materia orgánica no puede ser utilizada directamente por los microorganismos sin que antes sean hidrolizados en compuestos solubles, que sean capaces de atravesar la membrana celular. La hidrólisis es el primer paso necesario para la degradación anaerobia de substratos orgánicos complejos y se realiza a través enzimas extracelulares excretadas por las bacterias fermentativas. La etapa hidrolítica se considera una etapa limitante de la velocidad del proceso. Incluso en casos donde las fases acidogénicas o metanogénicas son consideradas como pasos limitantes, la hidrólisis puede afectar el conjunto del proceso (Pavlostathis, S. G. and Giraldo-Gómez, E., 1991; Bonmatí, A. *et al.*, 2000).

La eficiencia de la hidrólisis y la velocidad del proceso dependen de muchos factores, entre los que se encuentran el pH, la temperatura, la concentración de biomasa hidrolítica, el tipo de materia orgánica particulada, y el tamaño de partícula (Pavlostathis, S. G. and Giraldo-Gómez, E., 1991; Cirne, D. G. *et al.*, 2007).

Dentro de los componentes de la materia orgánica, y específicamente en los residuos ganaderos, se encuentran los materiales lignocelulósicos, que están compuestos por lignina, celulosa y hemicelulosa. La lignina se considera material altamente refractario a la degradación anaerobia, esta propiedad afecta a la biodegradabilidad de la celulosa, de la hemicelulosa y de otros polímeros, ya que su degradación se transforma en el proceso limitante de la velocidad de la hidrólisis y consecuentemente con esto, de la degradación anaerobia de determinados substratos.

La hidrólisis aumenta con la temperatura, sin tener en cuenta el compuesto que se trate, pero también depende del tamaño de las partículas, y está relacionado con la adsorción de las enzimas hidrolíticas (Angelidaki, I. *et al.*, 1999).

*Etapa acidogénica***.**

Varios organismos son capaces de fermentar moléculas orgánicas solubles, con el objetivo formar compuestos que pueden ser utilizados directamente por las bacterias metanogénicas (ácido acético, ácido fórmico, $H_{2(g)}$) y compuestos orgánicos más reducidos (ácido láctico, etanol, ácido propiónico, ácido butírico) que deben ser oxidados mediante las bacterias acetogénicas a substratos que finalmente serán utilizados por la bacterias metanogénicas. Las proporciones entre los productos de la fermentación varían en función del consumo de $H_{2(g)}$

(c) 2008, Universidad de Matanzas "Camilo Cienfuegos"

por parte de las bacterias que lo utilizan. Cuando es eliminado el hidrógeno ($H_{2(g)}$) de forma eficiente,las bacterias fermentativas no producen compuestos reducidos como el etanol, por lo que se favorece la producción de $H_{2(g)}$ y la liberación de energía en forma de ATP (*Adenosyn-Trysphosphate*) (Campos, E., 2001). La actividad de algunas bacterias fermentativas y acetogénicas depende de la concentración de $H_{2(g)}$. La eliminación continua de $H_{2(g)}$ mediante oxidación por $CO_{2(g)}$ (bacterias metanogénicas hidrogenotróficas) estimula la acción de las bacterias fermentativas, al eliminar un producto de la reacción (Boone, D., Xun, L., 1987).

*Fase acetogénica***.**

Los microorganismos homoacetogénicos, se encuentran dentro del grupo de microorganismos acetogénicos, y son los que consumen $H_{2(g)}$, $CO_{2(g)}$ y producen acetato. Las especies *Acetobacterium woodii o Clostridium aceticum* tienen la habilidad de crecer heterotróficamente en azúcares (Hill, D. T. *et al.*, 1987; Batzias, F. A., *et al* 2005).

Inhibidores de la acetogénesis.

El inhibidor fundamental de la acetogénesis resulta ser el hidrógeno molecular, debido a que su acumulación provoca el incremento de las concentraciones de otros substratos, no obstante, existen otros compuestos que también pueden inhibir el desarrollo de las poblaciones acetogénicas, como son ácido acético o los ácidos grasos de cadena larga (Robles, M. F., 2005; Cirne, D. G. *et al.*, 2007; Ferrer, I. *et al.*, 2008).

*Fase metanogénica***.**

Los microorganismos metanogénicos se consideran los más importantes dentro de los microorganismos anaerobios, por ser los que intervienen en la formación de metano y en la eliminación del medio de los productos formados en las fases anteriores.

Las bacterias metanogénicas forman metano a partir de substratos monocarbonados o con dos átomos de carbono unidos por un enlace covalente: acetato, $H_{2(g)}$, $CO_{2(g)}$, formato, metanol y algunas metilaminas. Los organismos metanogénicos se clasifican dentro del dominio *Archaea*, y morfológicamente, pueden ser bacilos cortos y largos, cocos de varias ordenaciones celulares, células en forma de placas y metanógenos filamentosos, además que pueden existir tanto Gram positivos como Gram negativos (Bryant, M. P. *et al.*, 1971; Ferguson, T. and Mah, R., 1987).

*Período de arranque de la digestión anaerobia***.**

El inicio o arranque de un digestor anaerobio es considerado como una de las etapas más importante del proceso.

El arranque de los sistemas anaerobios consiste en hacer ingresar el agua residual al sistema y procurar mantener las condiciones idóneas para el desarrollo de la biomasa anaerobia. Este

(c) 2008, Universidad de Matanzas "Camilo Cienfuegos"

proceso en cualquier reactor anaerobio es lento, debido a la baja producción de biomasa en relación al sustrato consumido, por lo que es conveniente la inoculación. Sin embargo, la inoculación y el arranque pueden requerir un alto grado de experiencia y conocimiento (Domínguez, G. M. C., 2001). Desde que se inicia el arranque hasta que se ha alcanzado la estabilidad del proceso, lo más importante es la retención de biomasa viable dentro del reactor y su posterior acumulación, aspecto que tiene mucho que ver con la formación de gránulos o *pellets* con tamaños ideales entre 1 y 3 mm de diámetro.

Para que un reactor anaerobio sea estable requiere de un ambiente que permita una eficiente actividad de la biomasa y que el tiempo de retención de sólidos sea el óptimo. La estabilidad del sistema se pierde si se agrega una sobrecarga orgánica causada por el aumento en la concentración o en el caudal, si existen fluctuaciones grandes en la temperatura y si se presentan compuestos tóxicos a la entrada del reactor.

La duración del arranque depende de los parámetros biológicos, químicos y físicos, tales como: la concentración y composición de las aguas residuales, el volumen, la actividad y la adaptación del inóculo, condiciones ambientales, parámetros de operación y por último la configuración del reactor. Todos ellos se encuentran estrechamente relacionados (Ferguson, T. and Mah, R., 1987).

Una de las causas más frecuentes del mal funcionamiento de los reactores anaerobios es el desequilibrio entre las bacterias productoras y las consumidoras de ácidos. Dicho desequilibrio se produce durante el arranque, debido a la ausencia de un sistema microbiano maduro (Domínguez, G. M. C., 2001).

En el método de arrancada es necesario combinar una serie de factores los cuales conlleven a ganar tiempo y que el proceso sea factible económicamente.

Como se menciona en párrafos anteriores un factor importante a tener en consideración es la inoculación del reactor, que es el proceso donde se le añaden microorganismos en cantidad y calidad, que garanticen el arranque del proceso. Se estima que volumen de inóculo a utilizar no debe ser menor de un 10 % con relación al volumen efectivo de trabajo en el reactor.

Existen diferentes lodos utilizados como inóculo que se caracterizan por su calidad y origen. Dentro de estos es imprescindible mencionar los anaerobios procedentes de un reactor que se encuentre operando con el mismo residual que se vaya a tratar, lodos anaerobios procedentes de distintos reactores operando con diversos residuales (mezcla de lodos), aquellos procedentes de un reactor que esté operando con sustratos complejos, los originados a partir residuales vacunos crudos, los que se forman en el fondo de lagunas de oxidación y los

(c) 2008, Universidad de Matanzas "Camilo Cienfuegos"

provenientes de zanjas o canales de de desagüe (cuando estos son abiertos) de conducción de las aguas residuales que se vayan a tratar (Almeida, G. M. P., 1990; Domínguez, G. M. C., 2001; Pacheco, J. and Magaña, A., 2003).

*Aditivos complementarios al inóculo***.**

Actualmente las plantas de biogás buscan digerir diversos residuos, para ello hay que lograr mayor eficiencia en la fase de hidrólisis. Las investigaciones en relación al tema se centran en la búsqueda de microorganismos capaces de llevar a cabo esta fase con buenos rendimientos, para ello se han hecho varias formulaciones.

Un aditivo desarrollado en la Estación de Pastos y Forrajes de Indio Hatuey, Matanzas, Cuba, ha mostrado buenos resultados en cuanto a la producción de gas, eliminación de sólidos totales volátiles, % de Remoción de Demanda Química de Oxígeno (DQO) y % Remoción Demanda Biológica de Oxígeno (DBO).

Según Sanabria (2008), cuando este aditivo es mezclado con el inóculo se obtiene un incremento de la producción de biogás y un comportamiento favorable en el resto de las variables de control del proceso.

Para citar ejemplos se reporta que las concentraciones de DQO se reducen considerablemente, los resultados confirman un porcentaje de remoción de 88,66 % , que según la bibliografía consultada se considera que el proceso marcha de forma eficiente; no obstante, se señala que a pesar de que el porcentaje de remoción es tan alto, los valores de DQO al final del proceso no cumplen con la norma de vertimiento de aguas residuales y alcantarillado que fija como valor límite 250,00 mg/L (Hernández, M. A., 1998; Flotats, X. *et al.*, 1999; Mandujano, P. S., 2001; NC 27, 1999).

En relación al pH se comporta de forma estable durante todo el proceso, de manera similar se comportan los Ácidos Grasos Volátiles (AGV) y la alcalinidad, sin embargo la relación AGV/Alc se muestra ligeramente por debajo del intervalo reportado para que el proceso sea capaz de recuperarse ante un cambio brusco de pH. Los resultados de esta investigación mostraron una disminución de la alcalinidad durante el proceso de digestión anaerobia y lo que respecta a los AGV, en la segunda semana se aprecia una disminución, aunque ya a fines de la segunda semana ocurre un incremento de los AGV y con ellos una disminución de la alcalinidad. La disminución en la primera semana se le atribuye a la asimilación que se produce por las bacterias acetogénicas presentes en el inóculo.

El porcentaje de remoción de los sólidos totales volátiles fue de 64,30 %, se explica que este comportamiento se deba al hecho de que el ***aditivo*** posee una gran variedad de microorganismos habitantes del suelo, que expresan una batería enzimática capaz de degradar con alta eficiencia residuos que contienen lignina y celulosa.

(c) 2008, Universidad de Matanzas "Camilo Cienfuegos"

*Evaluación de un biodigestor anaerobio***.**

Para diagnosticar y realizar la evaluación cualitativa de un digestor anaerobio se hace necesario conocer el tipo de biodigestor, el material orgánico con que trabajan, el volumen del mismo, el volumen de producción de biogás, el material de que están construido y el uso dado al biogás (Campos, E., 2001).

Además es muy importante determinar el comportamiento de los parámetros de control tales como: la temperatura, el pH, la DQO, los sólidos volátiles, la alcalinidad y los ácidos grasos volátiles.

*Parámetros ambientales y de control***.**

Temperatura.

Se considera que a altas temperaturas las tasas de las reacciones bioquímicas son más rápidas que cuando ocurren a bajas temperaturas. La velocidad de reacción en los procesos biológicos depende de la velocidad de crecimiento de los microorganismos, y por supuesto ambos fenómenos dependen de la temperatura.

Influencia de la temperatura.

El efecto que tiene la temperatura ante la solubilidad de los gases $NH_{3(g)}$, $H_2S_{(g)}$ y $H_{2(g)}$ se corrobora cuando con un aumento de esta disminuye la solubilidad, de esta forma la transferencia líquido-gas se ve favorecida y provoca una menor persistencia de estos gases en el medio acuoso. Esto supone un efecto positivo, dada la toxicidad sobre el crecimiento de los microorganismos anaerobios de los citados compuestos.

La digestión anaerobia se produce en la naturaleza en un amplio intervalo de temperaturas desde 0ºC a 90ºC. Se conoce que por debajo de 25ºC se clasifica el proceso como psicrofílico**,** entre 25ºC y 45ºC mesofílico y entre 45 ºC y 65 ºC termofílico, conforme con esta afirmación mientras aumenta la temperatura se obtiene un tasa máxima de crecimiento.

Diversos factores influyen en la sensibilidad del sistema a los cambios de temperatura, estos son, el tipo de biorreactor, el modo de operación y la capacidad de adaptación del cultivo microbiano (Flotats, X. *et al.*, 2000; Weemaes, M. *et al.*, 2000).

*Agitación***.**

El fenómeno de agitación de los reactores anaerobios garantiza el contacto de los nutrientes con las poblaciones bacterianas, permite eliminar los metabólitos producidos por los microorganismos metanogénicos, provee una densidad uniforme en el sistema, evita la formación de capas superficiales y de espumas, facilita la salida de los gases, así como la sedimentación en el reactor, previene la formación de espacios muertos que reducen el

(c) 2008, Universidad de Matanzas "Camilo Cienfuegos"

volumen efectivo del reactor y elimina la estratificación térmica, manteniendo una temperatura uniforme en todo el reactor (Campos, E., 2001).

Tiempo de retención hidráulico (TRH) y la carga orgánica.

El tiempo de retención hidráulica es un parámetro que depende de las características del de reactor empleado. Los sistemas de mezcla completa tienen la peculiaridad de que el tiempo de retención hidráulico y el tiempo de retención celular tienen el mismo valor, por tanto el tiempo de retención debe ser suficiente para que permita el desarrollo de las poblaciones microbianas. El tiempo de retención está determinado por el tipo de substrato, y a la hora de diseñar el reactor constituye uno de los principales parámetros a tener en cuenta. La porción de la materia orgánica degradada aumenta con el incremento del TRH, aunque se considera que la producción de metano por unidad de volumen tiende a disminuir cuando se superan las condiciones óptimas. Es por tanto necesario determinar para cada tipo de residuo y de digestor el tiempo de retención que optimiza el proceso. Los tiempos de retención usuales tratando residuos ganaderos varían mucho según la fuente consultada y van de 10 a 30 días (Bonmatí, A. *et al.*, 2000).

La carga orgánica es la cantidad de materia orgánica, expresada normalmente en unidades de DQO o de sólidos volátiles, por unidad volumen y unidad de tiempo, directamente dependiente de la concentración del substrato y del tiempo de retención. Altas cargas orgánicas en un sistema de estas características, sin la presencia de substancias inhibidoras, permite que se produzcan volúmenes considerables de biogás (Angelidaki, I., Ahring, B.K. , 1993).

*pH y alcalinidad***.**

Para el óptimo funcionamiento de los sistemas anaerobios se necesita un pH cercano la neutralidad. La actividad enzimática de los microorganismos es influenciada por el pH, las fluctuaciones en este parámetro provoca cambios de estado de los grupos ionizables de las enzimas, alteración de los componentes no ionizables del sistema, como la desnaturalización de la estructura proteica de las enzimas.

Como se explica en el párrafo anterior el pH se debe permanecer lo más cerca posible a 7,0 registros de este parámetro por debajo de 6,0 o por encima de 8,0 indican que el sistema se encuentra en condiciones de fallo. No obstante, las investigaciones sobre el proceso han demostrado que el efecto inhibitorio es reversible, siempre y cuando se tomen las medidas adecuadas a tiempo, por ende la recuperación del sistema dependerá de la duración del efecto. El pH es también una importante variable de diagnóstico de los sistemas anaerobios, pues muchos fenómenos tienen influencia sobre el mismo.

(c) 2008, Universidad de Matanzas "Camilo Cienfuegos"

Por otro lado, el pH es un modulador del sistema puesto que influye en varios equilibrios químicos, pudiendo desplazarlos hacia la formación de un determinado componente que tenga influencia en el proceso. Su papel es fundamental en el equilibrio amonio-amoníaco, teniendo, por tanto, una gran importancia en el proceso general, por ser el amoníaco libre un inhibidor de la fase metanogénica (Zeeman, G. *et al.*, 1985; Bonmatí, A. *et al.*, 2000; Cirne, D. G. *et al.*, 2007).

*Tóxicos e inhibidores***.**

El efecto de toxicidad recogida en la bibliografía es una función de diversos factores, que involucra la concentración, los antagonismos, los sinergismos, la formación de complejos y aclimatación. El único factor que de forma general se considera es la concentración, esto implica que en ocasiones se lleguen a conclusiones de carácter absoluto y a menudo conlleva a ideas erróneas y absurdas. La velocidad de crecimiento bacteriano aumenta con el aumento de la concentración de substrato, hasta llegar a un punto en que se estabiliza, por supuesto no se debe descartar la inhibición por sustrato, efecto que también produce disminución en la velocidad de crecimiento. Así, en términos absolutos, una sustancia es un tóxico o un substrato de acuerdo a su concentración.

La magnitud del efecto tóxico de una sustancia puede ser reducida por aclimatación de la población de microorganismos al tóxico. La aclimatación implica una reorganización de los recursos para vencer los obstáculos metabólicos producidos por el substrato tóxico.

Nitrógeno amoniacal.

Como bien se conoce, los residuos ganaderos contienen altas concentraciones de compuestos nitrogenados, que están en correspondencia con el tipo de alimento, la composición específica de los piensos y el tipo de animales de los que procede.

Durante el proceso anaerobio, el nitrógeno orgánico es hidrolizado dando lugar a formas amoniacales. El nitrógeno amoniacal en concentraciones elevadas puede contribuir a la inhibición del crecimiento de los microorganismo, sin embargo no se debe considerar que es de poca importancia en el proceso, ya que es un nutriente esencial para el crecimiento de los microorganismos, cuya carencia puede provocar el fracaso en la producción de gas (Wang, J.-Y. *et al.*, 2003; Karakashev, D. *et al.*, 2005).

Ácidos grasos volátiles.

Los intermediarios más importantes del proceso anaerobio son los ácidos grasos volátiles, por esto su comportamiento durante el proceso debe ser monitoreado frecuentemente. Además del significado que tienen para el control de reactores anaerobios, debido a que responden rápidamente a las variaciones que ocurren en el sistema; por ejemplo en presencia de

(c) 2008, Universidad de Matanzas "Camilo Cienfuegos"

sobrecargas orgánicas y cuando hay substancias tóxicas. El aumento de su concentración está relacionado con la disminución en la producción de biogás (Hill, D. T. *et al.*, 1987; Ahring, B. K., 1995) .

Además, los ácidos grasos volátiles pueden inhibir algunos de los procesos que tienen lugar en un reactor anaerobio, aunque hay cierta dispersión en la bibliografía.

La acumulación de propiónico en el reactor, especialmente de la forma no ionizada, puede inhibir la acetogénesis a partir de propiónico y la metanogénesis acetoclástica (Cobb, S. A. and Hill, D. T., 1991) .

Hidrógeno.

El hidrógeno es un intermediario del proceso anaerobio, cuando se acumula provoca la inhibición de la acetogénesis, la acumulación de ácidos grasos volátiles y finalmente la acidificación del reactor (Karakashev, D. *et al.*, 2005; Leven, L. *et al.*, 2007).

Desinfectantes.

Las concentraciones de desinfectantes en el estiércol de los animales producto de la limpieza y desinfección pueden resultar tóxicos para el sistema anaerobio y su toxicidad está en dependencia de la biodegradabilidad de los mismos y del tiempo transcurrido desde su utilización, hasta la entrada del residuo en el sistema anaerobio (Campos, E., 2001).

*Tipos de biodigestores***.**

Hay muchos tipos de plantas del biogás pero los más comunes son las de campana flotante (indio) y el domo fijo (chino). La baja aceptabilidad de muchos de estos biodigestores ha sido principalmente debido a los costos altos, la dificultad de instalación y problemas en la consecución de las partes y repuestos.

*Pozos sépticos***.**

Los pozos sépticos constituye el digestor anaerobio más antiguo y sencillo que se conoce, utilizado normalmente para la disposición de aguas residuales domésticas. Se considera que de allí deriva el uso potencial de los gases producidos por la fermentación anaeróbica, para el uso doméstico.

Biodigestor de campana flotante (Indio).

Este biodigestor consiste en un tambor, originalmente hecho de acero pero después reemplazado por fibra de vidrio reforzado en plástico (FRP) para superar el problema de corrosión. Normalmente se construye la pared del reactor y el fondo de ladrillo, aunque a veces se usa refuerzo en hormigón. Se entrampa el gas producido bajo una tapa flotante que sube y se cae en una guía central. La presión del gas disponible depende de la masa del

(c) 2008, Universidad de Matanzas "Camilo Cienfuegos"

poseedor de gas por el área de la unidad y normalmente varía entre 4 cm y 8 de presión de agua. El reactor se alimenta semicontinuamente a través de una tubería de entrada.

Biodigestor de campana fija (Chino).

Este reactor consiste en una cámara de gas firme, construido de ladrillos, piedra u hormigón. La superficie interior es sellada por muchas capas delgadas de mortero para hacerlo firme. La tubería de la entrada es recta y extremos nivelados. Esta instalación tienen como ventaja su elevada vida útil (pueden llegar como promedio a 20 años), siempre que se realice un mantenimiento sistemático.

*Biodigestor de estructura flexible***.**

La alta inversión que exigía construir un biodigestor de estructura fija, resultaba una limitante para el bajo ingreso de los pequeños granjeros. Esto motivó a ingenieros en la Provincia de Taiwán en los años sesenta a hacer biodigestores de materiales flexibles más baratos. Inicialmente se usaron *nylon* y neopreno, pero estos materiales demostraron ser relativamente costosos. Un desarrollo mayor en los años 70 era combinar policloruro de vinilo (PVC) con el residuo de las refinerías de aluminio y formar un producto llamado *el barro rojo PVC*.

Luego fue reemplazado por polietileno menos costoso que es ahora el material más comúnmente usado en América Latina, Asia y África. Desde 1986, el Centro para la Investigación en Sistemas Sustentables de Producción Agrícola (CIPAV), ha estado recomendando biodigestores de plástico económico como la tecnología apropiada para hacer mejor uso de excrementos del ganado y reducir la presión en otros recursos naturales.

En este digestor el gas se acumula en la parte superior de la bolsa, parcialmente llena con biomasa en fermentación; la bolsa se va inflando lentamente con una presión de operación baja, pues no se puede exceder la presión de trabajo de la misma. Entre las desventajas del biodigestor plástico se halla su bajo tiempo de vida útil, lo que hace necesario montar una nueva instalación cada 10 años. También es muy vulnerable a roturas por condiciones climáticas adversas, por las acciones del hombre y la de los animales.

(c) 2008, Universidad de Matanzas "Camilo Cienfuegos"

Figura 2. Biodigestor de polietileno

Ventajas y desventajas de un biodigestor anaerobio.

Ventajas.

- La materia orgánica es transformada en gas metano, que posee un alto poder energético comparable al gas natural.
- El efluente del biodigestor es menos oloroso que el purín.
- Se produce la transformación de desechos orgánicos en biogás y fertilizante de alta calidad.
- Ocurre la destrucción de hasta 85% de patógenos (huevos de mosca y gusanos), provenientes del purín, lo que hace que el proceso sea más higiénico que otros.
- Producen pocos lodos.
- No requiere aireación.
- Se presenta una menor sensibilidad a cambios en flujos y concentraciones.
- El proceso anaeróbico elimina gran parte de la materia orgánica, transformándolo en biogás, así el sólido residual queda bien estabilizado y puede ser aprovechado realizando una deshidratación previa.

*Desventajas***.**

- Se necesitan mayores tiempos de residencia.
- La puesta en marcha puede demorar de (1 a 6) meses.
- Son sensibles a inhibidores tales como $O_{2(g)}$, $H_2O_{2(ac)}$, $Cl_{2(g)}$, $H_2S_{(g)}$, $HCN_{(ac)}$
- Se producen otros compuestos como H_2S altamente corrosivo, mercaptanos, ácidos orgánicos y aldehídos.
- Requiere el mantenimiento sistemático del digestor.

*Principales causas que originan el mal funcionamiento de un digestor anaerobio***.**

Las causas que comúnmente se asocian al fracaso de las plantas de biogás son:

- Importación de tecnologías para producir biogás sin hacer una adaptación de esta a las condiciones de existente de Cuba.
- Perspectiva metodológica conceptual errónea en el proceso de identificación y diseño de las plantas. Los conceptos energéticos prevalecen por encima de las posibilidades de tratar un residual y de la posibilidad de obtener un biofertilizante de alta calidad.

(c) 2008, Universidad de Matanzas "Camilo Cienfuegos"

- No se realiza un análisis en sistemas de plantas por los usuarios y promotores, no se tienen en cuenta las ventajas del tratamiento del residual y el alto valor agregado del fertilizante.
- Elevado empirismo en el diseño, construcción y operación de las plantas de biogás, lo que se traduce en una deficiente capacitación y motivación de los actores involucrados en el desarrollo de esta tecnología.
- Falta de infraestructura para desarrollar la tecnología en el país, no existe una empresa encargada de producir la tecnología completa o sus elementos, al mismo tiempo no se encuentran organizados e integrados los principales actores que intervienen en el proceso de desarrollo de la tecnología.
- Los cambios ocurridos en el espectro de necesidades de la población y los empresarios producen un decrecimiento del interés en la operación de las plantas, ya que se vieron las plantas de biogás para cubrir necesidades energéticas fundamentalmente.
- Existencia de resultados científicos bien estructurados y logrados que no se generalizan adecuadamente, de igual forma existen ejemplos de buenas prácticas en el uso de la tecnología del biogás que no son aprovechadas correctamente.

*Conclusiones***.**

La digestión anaerobia es un proceso que ocurre de forma natural pero llevada a la industria se convierte sin dudas en una de las tecnologías capaces de brindar a la sociedad una fuente alternativa de energía sin efectos negativos para el medio ambiente. No sólo es una alternativa para los países pobres sino que también constituye una fuente de energía valiosa para los países más desarrollados que no escatiman en implementar tecnologías más eficientes. Para el buen desarrollo del proceso se debe tener en cuenta que los parámetros de control se encuentren en sus valores óptimos. Las principales fases en las que ocurre la digestión anaerobia son: hidrólisis, acidogénesis y metanogénesis. La idea de la introducción de aditivos microbianos que aumente la eficiencia del proceso sigue siendo un tema que necesita más investigación.

Bibliografía

1. Ahring, B. K. (1995). Methanogenesis in thermophilic biogas reactors. Antonie van Leeuwnhoek, **7** (1): 91-102 p.
2. Almeida, G. M. P. (1990). Influencia de factores ambientales y operacionales en la digestión anaerobia del residual de destilería. Departamento de contaminación

(c) 2008, Universidad de Matanzas "Camilo Cienfuegos"

ambiental, Centro Nacional de Investigaciones Científicas. La Habana, Cuba. Tesis presentada en opción al grado científico de Doctor en Ciencias Técnicas, 103 p.

3. Angelidaki, I. and Ahring, B. K. (1993). Thermophilic anaerobic digestion of livestock waste: the effect of ammonia. Applied Microbiology and Biotechnology, **38**: 560-564 p.
4. Angelidaki, I., *et al.* (1999). A comprehensive model of anaerobic bioconversion of complex substrates to biogas. Biotechnology and Bioengineering, **63** (3): 363-372 p.
5. Batzias, F. A., *et al.* (2005). Evaluating livestock manures for biogas production: a GIS based method. Renewable Energy, **30:** 1161-1176 p.
6. Bonmatí, A., *et al.* (2000). Estudio de la hidrólisis térmica como pre-tratamiento de la digestión anaerobia mesofílica de purines de origen porcino. VI Seminario Latinoamericano de digestión anaerobia. Recife, Brasil.
7. Bonmatí, A., *et al.* (2001). Study of thermal hydrolysis as a pretreatment to mesophilic anaerobic digestion of pig slurry. Water Science and Technology, **44** (4): 109-116 p.
8. Boone, D., Xun, L. (1987). Effects of pH, temperature and nutrients on propionate degradation by methanogenic enrichment culture. Applied and environmental microbiology, **53** (3): 1589-1592 p.
9. Bryant, M. P., *et al.* (1971). Nutrient requeriments of methanogenic bacteria. Anaerobic biological treatment processes. American Chemical Society. Washington DC, Washington DC**:** 105 p.
10. Campos, E. (2001). Optimización de la digestión anaerobia de purines de cerdo mediante codigestión con residuos orgánicos de la industria agroalimentaria. Departament de Medi Ambient i Ciències del Sòl, Laboratori d'Enginyeria Ambiental, Universitat de Lleida. Tesis Doctoral, Doctor Ingeniero Agrónomo, 362 p.
11. Campos, E., *et al.* (2000). Anaerobic codigestion of pig slurry with olive bleaching earth. VO Oficina e Seminarário Latino Americano de Digestao Anaeróbia, Recife-Brasil.
12. Cirne, D. G., *et al.* (2007). "Hydrolysis and microbial community analyses in two-stage anaerobic digestion of energy crops." Journal of Applied Microbiology, **103**(3): 516-527 p. Disponible en: http://www.blackwell-synergy.com/doi/abs/10.1111/j.1365-2672.2006.03270.x.
13. Cobb, S. A. and Hill, D. T. (1991). Volatile fatty acid relationships in attached growth anaerobic fermenters. Transactions of ASAE, **34** (6): 231-234 p.

(c) 2008, Universidad de Matanzas "Camilo Cienfuegos"

14. Domínguez, G. M. C. (2001). Influencia de la zeolita en el periodo de arrancada de la digestion anaerobia. Departamento Ingeniería Química, Universidad de Matanzas ¨Camilo Cienfuegos¨. Matanzas. Tesis en opción al título de Master en Contaminación ambiental, 57 p.
15. Ferguson, T. and Mah, R. (1987). Methanogenic bacteria", en Anaerobic digestion of biomass. Editado por Chynoweth, D. Y y Isaacson, R. Elsevier applied science LTD.
16. Ferrer, I., *et al.* (2008). "Pilot project of biogas production from pig manure and urine mixture at ambient temperature in Ventanilla (Lima, Peru)." Waste Management and Researchs, **xxx**: xxx-xxx, Article in pres Disponible en: www.elsevier.com/locate/wasman.
17. Flotats, X., *et al.* (1999). Ensayos en discontinuo de codigestión anaerobia termofílica de purines de cerdo y lodos residuales. Información Tecnológica, **10** (1): 79-85 p.
18. Hernández, M. A. (1998). Depuración de las Aguas Residuales. Madrid Colegio de ingenieros de caminos, canales y puertos.4ta Edición 1006 p.
19. Hill, D. T., *et al.* (1987). Using Volatile fatty acid relationships to predict anaerobic digester failure. Transactions of the ASAE., **30** (2): 496-501 p.
20. Hutnan, M., *et al.* (2006). "Anaerobic stabilisation of sludge produced during municipal wastewater treatment by electrocoagulation." Journal of HazardousMaterials,**131**(1):163-169 p.
21. Karakashev, D., *et al.* (2005). "Influence of Environmental Conditions on Methanogenic Compositions in Anaerobic Biogas Reactors." Appl. Envir. Microbiol., **71**(1): 331-338 p. Disponible en: http://aem.asm.org.
22. Kobayashi, Y. (2006). "Inclusion of novel bacteria in rumen microbiology: Need for basic and applied science." Animal Science Journal, **77**(4): 375-385 p. Disponible en: http://www.blackwell-synergy.com
23. Leven, L., *et al.* (2007). "Effect of process temperature on bacterial and archaeal communities in two methanogenic bioreactors treating organic household waste." FEMS Microbiology Ecology, **59**(3): 683-693p. Disponible en: http://www.blackwell-synergy.com/doi/abs/10.1111/j.1574-6941.2006.00263.x.
24. Mandujano, P. S. (2001). Digestión anaerobio de sólidos de alta concentración. Departamento de ordenación de territorio, urbanismo y medio ambiente., Universidad Politécnica de Madrid, Escuela técnica de superación de ingenieros de caminos, canales y puertos. Madrid, Doctor, 368 p.

(c) 2008, Universidad de Matanzas "Camilo Cienfuegos"

25. Muñoz-Valero, J. A., *et al.* (1987). Técnica y aplicaciones agrícolas de la biometanización. Serie Técnica- Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación. Madrid.
26. Nanda, A. S. and Nakao, T. (2003). "Role of buffalo in the socioeconomic development of rural Asia: Current status and future prospectus." Animal Science Journal, **74**(6): 443-455p. Disponible en: http://www.blackwell-synergy.com/doi/abs/10.1046/j.1344-3941.2003.00138.x.
27. NC 27: 1999. Vertimiento de aguas residuales a las zonas costeras y aguas marinas. especificaciones. Especificaciones Oficina Nacional de Normalización, Comité Técnica de Normalización. 11 pág.
28. Pacheco, J. and Magaña, A. (2003). Arranque de un reactor anaerobio. Ingeniería **7**(1): 21-25 p.
29. Pavlostathis, S. G. and Giraldo-Gómez, E. (1991). A critical review. Kinetics of anaerobic treatment: Critical reviews in environmental control, **21** ((5,6)): 411-490.
30. Robles, M. F. (2005). Generación de Biogás y lixiviados en los rellenos sanitarios. Instituto Politécnico de Nacional de México,108 p.
31. Sanabria, A. M.2008. E*valuación de un digestor anaerobio en la Estación de Pastos y Forrajes ¨Indio Hatuey¨. Propuesta de alternativas para elevar la eficiencia en el proceso de inicio.* Departamento Ingeniería Química, Universidad de Matanzas ¨Camilo Cienfuegos¨. Matanzas Tesis en opción al Título Ingeniero Químico. 73 p.
32. Sánchez, R. J. V., *et al.* (2007.). Recuperación de los suelos y disminución de la contaminación a través del empleo de los biodigestores en el sector cooperativo y campesino de la provincia de Matanzas". Asociación Nacional de Agricultores Pequeños Matanzas. Matanzas.
33. Savran, V. (2005). Alternativa para el aprovechamiento integral de los residuos pecuarios como contribución al ordenamiento de los ecosistemas rurales. Centro de Estudios de Medio Ambiente de Matanzas, Universidad de Matanzas ¨Camilo Cienfuegos¨ Matanzas, Tesis en opción al título académico de Master en Contaminación ambiental mención gestión ambiental. 70 p.
34. Señer, R. A. (2005). Obtención de biogás mediante la fermentación anaerobia de residuos alimenticios. Departamento de Calidad y Medio Ambiente. Madrid, España, AINIA.

(c) 2008, Universidad de Matanzas "Camilo Cienfuegos"

35. Seoánez, C. M. (2000). Residuos. Problemática, descripción, manejo, aprovechamiento y destrucción. Manual para políticos, técnicos enseñantes y estudiosos de la Ingeniería del Medio Ambiente. España,486 p.
36. Suluda, A. I. (2006). Optimización del compostaje de residuos sólidos urbanos en el proceso de serie anaerobio-aerobio. Departamento de ordenación de territorio, urbanismo y medio ambiente., Universidad Politécnica de Madrid, Escuela técnica de superación de ingenieros de caminos, canales y puertos. Madrid., Doctor, 358 p.
37. Wang, J.-Y., *et al.* (2003). "Removal of ammonia in a modified two-phase food waste Anaerobic Digestion on System Coupled With A Aerated Submerged Digestion System Coupled With A Aerated Submerged Biofilter." Waste Management Research, **21**(6): 527-534 p. Disponible en:http://wmr.sagepub.com
38. Weemaes, M., *et al.* (2000). "Anaerobic digestion of ozonized biosolids." Water Research, **34**(8): 2330-2336 p. Disponible en: http://www.sciencedirect.com
39. Wheatley, A. D., *et al.* (1997). "Applications of Anaerobic Digestion for the Treatment of Industrial Wastewaters in Europe." Water and Environment Journal, **11**(1): 39-46. Disponible en: http://www.blackwell-synergy.com/doi/abs/10.1111/j.1747-6593.1997.tb00086.x.
40. Zeeman, G., *et al.* (1985). The influence of total ammonia concentration on the thermophilic digestion of cow manure. Agricultural Wastes. **14:** 19-35 p.

(c) 2008, Universidad de Matanzas "Camilo Cienfuegos"