



Universidad Central "Marta Abreu" de Las Villas
Facultad de Ciencias Agropecuarias
Carrera de Ingeniería Agrícola

Trabajo de Diploma para optar por el Título de Ingeniero Agrícola

**Parámetros de control y monitoreo del proceso en
digestores anaerobios de pequeña escala y diferentes
tecnologías**

Autora: Caridad Mayara Sosa Delgado

Tutores: Dr. C. Carlos M. Martínez Hernández
Dr. C. Janet Jiménez Hernández

Curso 2014-2015

Pensamiento

Pensamiento

*“Si admiras demasiado las cosas pequeñas, nadie te
creerá capaz de realizar las grandes”.*

Epicleteo de Frigida

Agradecimientos

Agradecimientos

A dios por guiarme por un buen camino y hacerme una persona de bien.

A mis padres, por el amor y el apoyo que me han brindado en el transcurso de mi vida.

A mi tía Grisel, por su ayuda y ejemplo.

A mi tía Marisel, y mi tío Raúl que aunque estén lejos siempre ha estado cerca de mí.

A mis primos, Oscarito y Lizandra por su apoyo incondicional.

A mi abuela querida por su preocupación y cariño.

A mi hermano Michel, que siempre ha estado a mi lado en las buenas y malas.

A mis tutores por su ayuda y conocimientos.

A mis compañeros de aula, los cuales han estado conmigo durante esta experiencia, en especial a Berenice.

A mis compañeras de cuarto, Jennifer, Saily, y Lishady que fueron mi familia en todo este tiempo.

A mi novio Manuel por su cariño.

A Milagros y Serafín que de una forma u otra contribuyeron en mi formación.

Resumen

Resumen

El trabajo se realizó con el objetivo de determinar parámetros de control y monitoreo del proceso en digestores anaerobios de pequeña escala y diferentes tecnologías que permitan predecir el funcionamiento de estos. Para llevar a efecto esta investigación se determinaron los siguientes aspectos: el diagnóstico del estado actual de biodigestores anaerobios de diferentes tecnologías instalados a pequeña escala, las características físico-químicas y microbiológicas de los afluentes y efluentes, las características de los efluentes obtenidos en cada biodigestor y los parámetros de control y monitoreo del proceso que permiten predecir el funcionamiento de estos biodigestores instalados a pequeña escala. Como conclusiones se arriban que los biodigestores evaluados a pesar de mostrar buenas condiciones constructivas no satisfacen las necesidades de biogás de sus operadores, lo cual repercute en las expectativas de los demás productores que puedan interesarse en la tecnología anaerobia. La caracterización físico química y microbiología de los efluentes mostró las potencialidades de producir biogás con fines energéticos destacándose aquellos que tratan estiércoles porcinos, donde el metano supera el 70%. Sin embargo la carga microbiana limita su uso como biofertilizante. El análisis de los efluentes como bioestimulantes no mostró un efecto positivo pero estos estudios no deben ser concluyentes. En biodigestores instalados a pequeña escala, la calidad del biogás (% de CH₄) a la salida del biodigestor y la remoción de DQO, pueden utilizarse como parámetros de control del proceso. Estos parámetros son de fácil determinación y muestran la funcionabilidad de los biodigestores en correspondencia con el diagnóstico cualitativo realizado.

Abstract

Abstract

The work was carried out with the objective of determining control parameters and monitoring of the process in anaerobic digesters of small scale and different technologies that allow predicting the operation of these. To take to effect this investigation the following aspects they were determined: the diagnosis of the current state of anaerobic biodigesters of different technologies installed to small scale, the physical-chemical characteristics and microbiologic of the substrates and effluents, the characteristics of the effluents obtained in each biodigestor and the control parameters and monitoring of the process that allow to predict the operation of these biodigesters installed to small scale. As summations they are arrived that the valued biodigesters in spite of showing good constructive conditions doesn't satisfy the necessities of biogas of their operators, that which rebounds in the expectations of the other producers that can be interested in the anaerobic technology. The characterization physique chemistry and microbiology of the effluents showed the potentialities of producing biogas with energy ends standing out those that treat pig manures, where the methane overcomes 70%. However the load microbial files its use as biofertilizers. The analysis of the effluents like bio stimulates didn't show a positive effect but these studies should not be conclusive. In biodigesters installed to small scale, the quality of the biogas (% of CH₄) to the exit of the biodigesters and the removal of DQO, they can be used as parameters of control of the process. These parameters are easy to determinate and they show the functionality of the biodigesters in correspondance with the realized qualitative diagnosis.

Índice

Índice

ÍNDICE

INTRODUCCIÓN	1
CAPÍTULO I. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA	5
1.1 El proceso de Digestión Anaerobia para la producción de biogás.....	5
1.2 El proceso microbiológico y bioquímico de la digestión anaerobia.....	5
1.2.1 La etapa hidrolítica.....	6
1.2.2 La etapa fermentativa o acidogénica	6
1.2.3 La etapa acetogénica	8
1.2.4 La etapa metanogénica.....	8
1.3 Factores ambientales y nutricionales que afectan el proceso. Parámetros de control y monitoreo del proceso	9
1.4 La digestión anaerobia enfocada al tratamiento de residuos orgánicos.....	16
1.5 Extensión de la tecnología de digestión anaerobia para la producción de biogás en Cuba	21
1.6 Biodigestor de cúpula fija	22
1.7 Biodigestor de cúpula móvil (campana flotante)	23
1.8 Biodigestor tubular o flexible.....	30
CAPÍTULO 2. MATERIALES Y MÉTODOS	32
2.1 Diagnostico del estado actual de biodigestores anaerobios de diferentes tecnologías instalados a pequeña escala.....	33
2.2 Características físico-químicas y microbiológicas de los afluentes y efluentes de los biodigestores objeto de estudio	33
2.2.2 Determinación de la carga microbiana patógena en los afluentes y los efluentes	33
2.2.3 Cálculo del flujo de afluentes y efluentes	34
2.3 Determinación de las características de los efluentes obtenidos en cada biodigestor. Propiedades como bioestimulantes.....	35
2.4 Análisis estadístico	35
CAPÍTULO 3. RESULTADO Y DISCUSIÓN	36
3.1 Diagnostico del estado actual de biodigestores anaerobios de diferentes tecnologías instalados a pequeña escala.....	36
3.2 Características físico-químicas y microbiológicas de los afluentes y efluentes de los biodigestores objeto de estudio	41

3.2.1	Carga microbiana de los afluentes y los efluentes.....	44
3.3	Características de los efluentes obtenidos en cada biodigestor.....	45
3.3.1	El digestato. Propiedades como bioestimulantes	45
3.3.2	El biogás. Calidad y uso final.....	46
3.4	Parámetros de control y monitoreo del proceso que permiten predecir el funcionamiento de estos biodigestores instalados a pequeña escala.....	47
CONCLUSIONES		49
RECOMENDACIONES		50
BIBLIOGRAFIA		51
Anexos		47

Introducción

Introducción

INTRODUCCIÓN

La digestión anaerobia se ha convertido en una estrategia sustentable para el manejo adecuado de residuos, dado por su biodegradación hasta metano (CH₄, combustible renovable) y la obtención de un lodo o efluente con propiedades biofertilizantes (Ahring, 1995).

La tecnología de digestión anaerobia se introdujo en Cuba a principios de los años 80, con el objetivo netamente ambiental del tratamiento de residuos ganaderos (Barreto-Torreola, 2006) o el tratamiento de residuales de la producción azucarera y sus derivados (González *et al.*, 1995). Actualmente existen varias plantas de digestión anaerobia cuyo fin es la producción de biogás para uso comunitario. Los digestores más difundidos son del tipo chino e hindú, a pequeña y mediana escala, los cuales presentan como desventajas: los largos tiempos de retención hidráulico y la baja eficiencia de conversión del sustrato en metano, lo que se traduce en una baja velocidad de producción volumétrica de biogás y atenta contra la calidad de este (bajo porcentaje de metano). A mayor escala, existen pocos ejemplos de plantas en el país; una de ellas utiliza un reactor de flujo ascendente de lecho de lodos, para el tratamiento de las vinazas de la destilería Heriberto Duquesne, en Villa Clara, con capacidad para tratar 3 000 m³ de vinazas y obtener 16 000 m³ de biogás destinado a las calderas de la destilería y la cocción de alimentos (Obaya-Abreu *et al.*, 2004). Otra planta a gran escala ubicada en Vertedero de calle 100, La Habana, emplea reactores de tipo tanque agitado para el tratamiento de residuos sólidos provenientes de agro mercados y podas de árboles, con posibilidades de entregar 60 kWh de energía eléctrica. Sin embargo, en ambos casos, se ha constatado un manejo ineficiente del proceso anaerobio y por ende una baja eficiencia del sistema (Jiménez, 2015).

La digestión anaerobia ha jugado un importante papel como tecnología de tratamiento de los estiércoles en Cuba, sobre todo debido al aumento del censo

ganadero donde se incluye la creciente producción porcina de forma descentralizada en el sector privado (Sosa *et al.*, 2005). Sin embargo, a pesar de las experiencias en la temática, varios criterios han contribuido a la baja eficiencia de estas tecnologías en la obtención de CH₄, lo que ha limitado su uso para fines energéticos (Chen *et al.*, 2008), entre ellos: a) Uso de tecnologías de tipo chino e hindú, cuyos diseños no tienen en cuenta la agitación (intermitente, mecánica o con biogás), b) No empleo de inóculos (Li *et al.*, 2010) ,c) Limitado control físico-químico y microbiológico del proceso. En este sentido, el tema constituye un reto para los científicos cubanos, que precisa de estudios de optimización de la digestión anaerobia, para mejorar la metanogénesis a partir de las diferentes fuentes de residuos disponibles, sobre todo agropecuarios y agroindustriales (Luo *et al.*, 2002) .

En general, la gestión de los residuos orgánicos en Cuba, se ha visto seriamente afectada por la separación progresiva de la explotación ganadera y la agrícola, de forma tal que la mayoría de ellas no poseen una base territorial suficiente para garantizar la reutilización de los residuos (Pauss *et al.*, 1990). También han influido negativamente el aumento del censo ganadero, sobre todo el porcino, y el aumento de las explotaciones ganaderas y agrícolas. En el caso de Cuba y especialmente en las provincias centrales, con una estructura productiva eminentemente agrícola, la producción de biogás de forma descentralizada puede constituir una excelente solución para dar respuesta a las crecientes demandas energéticas. Por otro lado, la producción de efluente (abono orgánico), puede contribuir al desarrollo de la agroecología en Cuba, cuyo favorable impacto ambiental ha sido ampliamente demostrado (Vallero *et al.*, 2003).

Este efluente obtenido a partir de la digestión anaerobia ha sido utilizado como fertilizante orgánico en los países que han desarrollado la tecnología, lo cual reduce el uso de fertilizantes químicos. No obstante estos resultados no se han introducido debidamente en los países en desarrollo. Los informes de experiencias en Cuba que caractericen el efluente y que identifiquen su efecto agronómico son muy escasos. Por ello, los agricultores cubanos no están bien informados sobre

las potencialidades de este efluente, y su posible aplicación como alternativa a la fertilización química (Myint *et al.*, 2007).

No obstante los esfuerzos realizados, los estudios acerca del funcionamiento de los biodigestores construidos en Cuba, así como las características físico químicas del proceso y su relación con la producción de biogás, han sido limitados. Además no está claro en la literatura consultada, cuáles son los parámetros de control y monitoreo del proceso en estos biodigestores de pequeñas escalas que permitan predecir el funcionamiento de los mismos.

Problema científico: los estudios comparativos de los parámetros de control y monitoreo del proceso en digestores anaerobios de pequeña escala y diferentes tecnologías, son limitados por lo que se hace difícil predecir el funcionamiento de estos.

Por todo lo antes mencionado el **objeto de estudio** de esta investigación se centra en los digestores anaerobios de pequeña escala y de diferentes tecnologías más utilizados en la región central de Cuba.

Por esta razón en este trabajo se planteó la siguiente **hipótesis**: “Si se comparan los parámetros de control y monitoreo del proceso en digestores anaerobios de pequeña escala en las diferentes tecnologías, es posible predecir el funcionamiento de estos”.

Objetivo general:

Comparar los parámetros de control y monitoreo del proceso en digestores anaerobios de pequeña escala en las diferentes tecnologías que permitan predecir el funcionamiento de estos. Estudio de caso: tecnologías de campana fija, flotante y tubular.

Objetivos Específicos:

1. Diagnosticar el estado actual de digestores anaerobios de tecnologías de campana fija, flotante y tubular instalados a pequeña escala.
2. Determinar las características físico-químicas y microbiológicas de los afluentes y efluentes de los digestores de las tecnologías de campana fija, flotante y tubular.
3. Definir los parámetros de control y monitoreo que permitan una mejor comparación de estos digestores anaerobios de tecnologías de campana fija, flotante y tubular instalados a pequeña escala.

Capítulo I

Capítulo I

CAPÍTULO I. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

1.1 El proceso de Digestión Anaerobia para la producción de biogás

La digestión anaerobia ocurre espontáneamente en la naturaleza para degradar la materia orgánica hasta la forma más reducida del carbono: el metano (CH_4), además se produce CO_2 y trazas de otros gases (H_2S , H_2 , NH_3 , etc). Esta mezcla conocida como biogás, fue llamada gas de pantanos, gas natural de yacimientos subterráneos o gas metabólico de rumiantes (Madigan *et al.*, 2010).

Este biogás tiene propiedades combustible, con un poder calorífico entre 18,8 a 23,4 megajulios por m^3 (5000 a 6000 kcal/m^3) y puede ser utilizado en la cocción de alimentos, para la iluminación de naves y viviendas, así como para la alimentación de motores de combustión interna que accionan máquinas herramientas, molinos de granos, generadores eléctricos, bombas de agua y vehículos agrícolas o de cualquier otro tipo. Sin embargo, con un contenido de metano menor del 50%, el biogás deja de ser inflamable. Su inflamabilidad volumétrica en porcentaje de aire oscila entre 6 y 12%. Es más ligero que el aire y posee una temperatura de combustión entre 650°C a 750°C , su llama alcanza una temperatura de 870°C (Avila, 1997).

En la digestión anaerobia se obtiene además un efluente estabilizado con propiedades biofertilizantes, dado por su mayor mineralización, menor contenido de patógenos, menor fitotoxicidad y menor volumen de lodo (Campos, 2001). No obstante, la disminución de la emisión de gases de efecto invernadero y su uso como fuente de energía renovable, son las ventajas más aprovechadas de la digestión anaerobia (Stams *et al.*, 2003).

1.2 El proceso microbiológico y bioquímico de la digestión anaerobia

Los modelos tradicionales de digestión anaerobia la dividen en varias etapas: hidrolítica, acidogénica, acetogénica y metanogénica. Muchas de estas reacciones

ocurren simultáneamente sin una separación clara de fases (Campos, 2001), lo cual respalda las asociaciones simbióticas microbianas encontradas en estos ecosistemas (Stams *et al.*, 2003).

1.2.1 La etapa hidrolítica

Es llevada a cabo por enzimas extracelulares, excretadas por bacterias fermentativas. Esta etapa puede ser la limitante de la velocidad del proceso global, cuando se trata de materia orgánica con alto contenido de sólidos. Incluso, en casos donde las fases acidogénicas o metanogénicas son consideradas como pasos limitantes, la hidrólisis puede afectar el conjunto del proceso (Pavlostathis y Giraldo-Gómez, 1991).

Uno de los principales componentes de la materia orgánica y de los residuos ganaderos y agrícolas, son los materiales lignocelulósicos, compuestos por lignina, celulosa y hemicelulosa. La lignina es un polímero (complejo aromático, no carbohidrato) altamente resistente a la digestión anaerobia, que limita la hidrólisis de la celulosa y de otros sustratos (Myint *et al.*, 2007). La celulosa se hidroliza principalmente a celobiosa y glucosa, mientras que la hemicelulosa produce pentosas, hexosas y ácidos urónicos.

Las proteínas son hidrolizadas por proteasas en peptonas, péptidos y aminoácidos. Hay proteasas extracelulares (proteinasas) que atacan a la proteína entera y las peptidasas intracelulares cortan aminoácidos del extremo de proteínas y péptidos. Generalmente, la tasa de hidrólisis de proteínas es menor que la de carbohidratos (Gavala *et al.*, 2003). La degradación de lípidos consiste en una ruptura inicial de las grasas por lipasas, donde se forman ácidos grasos de cadena larga y moléculas de glicerol. Una molécula de fosfolípidos produce un equivalente de ácido fosfórico, uno de glicerol y dos de ácidos grasos (Pavlostathis y Giraldo-Gómez, 1991).

1.2.2 La etapa fermentativa o acidogénica

Consiste en la fermentación de productos solubles de la hidrólisis, donde se obtiene ácido láctico, etanol, ácido propiónico y ácido butírico, entre otros (Stams

et al., 2003), cuyas concentraciones varían en función del consumo de H₂. Cuando el H₂ es eliminado de forma eficiente, las bacterias fermentativas no producen compuestos reducidos como el etanol, que favorece la producción de H₂ y ATP. La actividad de algunas bacterias fermentativas y acetogénicas se favorece a valores bajos de presión parcial de H₂ (Pavlostathis y Giraldo-Gómez, 1991).

La fermentación de azúcares la realizan diferentes grupos bacterianos, principalmente las que pertenecen al género *Clostridium*. La principal ruta que utilizan estos grupos es la de Embden-Meyerhof-Parnas. El acetil-CoA se reduce empleando, como transportador de electrones, el NADH derivado de las reacciones de la ruta. Las proporciones de los productos dependen de la duración y las condiciones de reacción, donde el butírico y el acético son los productos mayoritarios, si el pH se mantiene alcalino (Madigan *et al.*, 2010). Sin embargo, otros estudios muestran que el propiónico puede ser mayoritario en ciertas condiciones (Hashimoto, 1986).

Otras bacterias del género *Propionibacterium*, llevan a cabo un proceso distinto, conocido como fermentación ácido-propiónica, en la que se produce ácido propiónico, succínico, acético y CO₂. Sus requerimientos nutricionales son complejos y crecen con lentitud. Las bacterias ácido-propiónicas difieren de las del género *Clostridium*, en que su fermentación se basa en la conversión del piruvato a oxalacetato por carboxilación, y la conversión a través de succinato y succinil-CoA a metilmalonil-CoA y propionil-CoA, donde dos tercios de la glucosa se transforman en propionato y un tercio en acetato (Madigan *et al.*, 2010).

Por su parte, la fermentación de aminoácidos y de otras moléculas nitrogenadas es realizada por varios grupos de bacterias cuyos productos son: ácidos orgánicos volátiles, ácido succínico, amonio, sulfuro reducido, ácido aminovalérico, CO₂ y H₂. Esta fermentación es un proceso rápido y no limita la velocidad de la degradación de compuestos proteicos (Pavlostathis y Giraldo-Gómez, 1991). Algunas bacterias del género *Clostridium* fermentan aminoácidos, cuyos productos finales de la oxidación son NH₃, CO₂ y un ácido carboxílico con un átomo de carbono menos que el aminoácido oxidado. Según el aminoácido fermentado se producen los

ácidos n-butírico, isobutírico, isovalérico, caproico, además de metilmercaptano, cadaverina, putrescina y H₂S, fundamentalmente (Madigan *et al.*, 2010).

La degradación de ácidos grasos de cadena larga (AGCL) ocurre mediante la β -oxidación. El AGCL entra a la célula y es activado por la Coenzima A (formando el tio-éster-CoA), lo que disminuye su efecto tóxico. Si es un ácido con un número n impar de átomos de carbono, se obtendrían n-1 acetil-CoA y un propionil-CoA (Madigan *et al.*, 2010). Además, ocurre la deshidrogenación del ácido graso, liberándose H₂ a través del NADH. La β -oxidación de AGCL es una ruta muy dependiente de la acción simbiótica de los organismos consumidores de H₂.

1.2.3 La etapa acetogénica

Es la transformación de ácidos y aminoácidos en compuestos que puedan metabolizar las archaeas metanogénas. Este proceso involucra reacciones energéticamente desfavorables, donde las bacterias acetogénicas necesitan ser estimuladas por las metanógenas u otros consumidores de H₂ y la ΔG de la reacción depende de la presión parcial de H₂. Algunos representantes de las especies acetogénicas son: *Syntrophomonas wolfei* y *Syntrophobacter wolini*. Un tipo especial de acetogénicas, son las *homoacetogénicas*, que consumen H₂ y CO₂ y producen acetato. Estas bacterias son capaces de crecer heterotróficamente a partir de polisacáridos, al contrario de las metanógenas (Madigan *et al.*, 2010). Los principales exponentes son *Acetobacterium woodii* y *Clostridium aceticum*.

1.2.4 La etapa metanogénica

Es llevada a cabo por archaeas metanógenas que forman el CH₄, de ahí el nombre: *biometanización* (Stams *et al.*, 2003). Las metanógenas son anaerobias obligadas y utilizan sustratos con uno o dos átomos de C unidos por enlace covalente (acetato, formato, metanol, algunas metilaminas y CO₂). Habitan asociadas a bacterias (como las acetoclásticas) que mantienen un bajo potencial redox (-300 mV) (Madigan *et al.*, 2010). Se pueden establecer dos grandes grupos de metanógenas en función del sustrato principal: las *hidrogenotróficas*, que consumen H₂ y ácido fórmico y las *metilotróficas* o *acetoclásticas*, que consumen

grupos metilos del acetato, metanol y algunas aminas. En teoría, solo el 33% del CH₄ se produce a partir de reducir CO₂, utilizando el H₂ generado durante la degradación de los sustratos iniciales al nivel del acetato. Estas reacciones redox están involucradas en los procesos de fijación de C y ambos procesos son acoplados a la formación de acetil-CoA, principal precursor del C para la biosíntesis celular (Madigan *et al.*, 2010).

Otros estudios han mostrado que el 70% del CH₄ es producido a partir de acetato. Por lo tanto, el acetato es un intermediario clave en todo el proceso. Las reacciones llevadas a cabo por estos grupos microbianos han sido muy estudiadas, con énfasis en la conservación de la energía durante la metanogénesis, que es el paso final donde interviene la enzima metilreductasa (Madigan *et al.*, 2004). La interacción de la CoB con la CH₃-CoM forma CH₄ y un heterodisulfuro (CoM-S-S-CoB). Este complejo es reducido por los electrones que se translocan a través de la membrana a partir del H₂, los cuales reducen la F₄₂₀ y después la metanofenazina. Esta última, a través de un citocromo tipo *b*, transfiere electrones a la heterodisulfuro reductasa, enzima que reduce el complejo a sus formas oxidadas HS-CoM y HS-CoB, en una reacción exergónica asociada a la extrusión de protones hacia el exterior de la membrana, lo cual crea una fuerza motriz de protones. Este gradiente de protones es disipado por una ATPasa translocadora de protones que sintetiza ATP en el interior celular (Madigan *et al.*, 2010).

1.3 Factores ambientales y nutricionales que afectan el proceso. Parámetros de control y monitoreo del proceso

Temperatura. La digestión anaerobia tiene lugar en un amplio intervalo de temperaturas, pero los más utilizados son psicrófilico (< 20 °C), mesófilico (20 - 45 °C) y termófilico (45 - 65 °C). A altas temperaturas las velocidades de las reacciones bioquímicas y las velocidades específicas de crecimiento máxima (μ_{max}) aumentan (Van Lier *et al.*, 1993), pero dentro de cada intervalo de temperatura μ se hace máxima, por ejemplo 35-37 °C para la digestión anaerobia mesófilica y 54-56 °C para la termófilica (Vallero *et al.*, 2003). La digestión

anaerobia en condiciones termofílicas es más sensible a cambios ambientales que la digestión en condiciones mesofílicas, sin embargo, en esta primera hay mayor velocidad de degradación, mayor rendimiento de CH₄, mejor separación sólido-líquido y mejor calidad microbiológica del lodo (Van Lier, 1995). La calidad de los lodos en condiciones termofílicas está dada por el menor contenido de patógenos, su fácil deshidratación y la reducción de los malos olores (Kim *et al.*, 2002) .

Las ventajas de la digestión anaerobia termofílica indicadas anteriormente se fundamentan en la acelerada transferencia de H₂ interespecífica que incrementa la velocidad de reacción y en general del metabolismo, por lo que aumenta la metanogénesis y disminuye el tiempo de retención hidráulico en los reactores (Gavala *et al.*, 2003). Esto no significa que los microorganismos termófilos deban crecer más rápido que los mesófilos, pues el crecimiento puede estar limitado por el catabolismo de sus sustratos y no por la velocidad de síntesis de las macromoléculas (Takashima *et al.*, 2011).

La temperatura influye directamente en los equilibrios, como en el de amonio ↔ amoníaco y ácidos grasos volátiles ionizados ↔ no ionizados (Campos, 2001). El efecto inhibitor del amonio (NH₄⁺) puede ser mayor en el rango termofílico, donde también se ha detectado mayor tasa de hidrólisis de las proteínas (Gallert *et al.*, 1998). La solubilidad de los gases NH₃, H₂S y H₂ desciende al aumentar la temperatura, lo que favorece la transferencia líquido-gas. Esto supone un efecto positivo dado por la toxicidad de los citados compuestos (Angelidaki, 1997). La principal desventaja radica en que la baja solubilidad del CO₂ implicará un aumento del pH en los reactores termofílicos, lo que en condiciones de alta concentración de amonio puede causar un efecto negativo (Mähnert, 2007b). Las sales orgánicas son más solubles a altas temperaturas, por lo que la materia orgánica es más accesible para los microorganismos. Sin embargo, también aumenta la solubilidad de compuestos tóxicos y por tanto serán potencialmente más tóxicos, lo que explica la mayor inhibición de determinados compuestos en el rango termofílico, como los AGCL (Schnurer y Nordberg, 2008).

En general, la velocidad del proceso de digestión anaerobia aumenta con la temperatura pero trae consigo gastos energéticos, por lo que la decisión final dependerá del balance energético en el sistema. Las temperaturas más utilizadas en la digestión de residuos están en el rango mesofílico (Chen *et al.*, 2008).

pH y Alcalinidad. Los microorganismos anaerobios necesitan para su desarrollo un pH en torno a la neutralidad, con un valor óptimo que oscila en la mayoría de los casos entre 6 y 8,3 (Lay *et al.*, 1997). En los sistemas anaerobios las sobrecargas orgánicas o la presencia de un inhibidor de la etapa metanogénica provoca desequilibrios en la producción y consumo de ácidos grasos volátiles, cuya acumulación declina el pH y provoca la acidificación del reactor (Campos, 2001). El pH también influye en los equilibrios químicos (Campos y Flotats, 2003), por ejemplo, un pH bajo influye en la conversión de propionato a acetato, debido a que el componente tóxico es la forma no ionizada del ácido acético, que aumenta con la acidez del medio (Fukuzaki *et al.*, 1990). Además el pH influye en la distribución de la forma ionizada y no ionizada del amonio, lo cual también influye en la inhibición del proceso de metanogénesis (Koster, 1986).

La **alcalinidad** o capacidad tampón es importante para asegurar la estabilidad de la digestión anaerobia (Bonmatí, 2000). La alcalinidad en un reactor es generada por los bicarbonatos y los ácidos grasos volátiles. En un reactor estable la alcalinidad total (AT), medida por titulación de una muestra a pH entre 4,0 y 4,3, deber estar por encima de $2,5 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ (Fannin *et al.*, 1987). La alcalinidad del bicarbonato o alcalinidad parcial (AP) está presente en forma de HCO_3^- . La AP, medida por titulación de una muestra a pH 5,75; tiene una correlación empírica con la acumulación de ácidos grasos volátiles (Hawkes *et al.*, 1994). Sin embargo, esta relación no se observa durante la acumulación de estos ácidos en respuesta a sobrecargas de amonio, debido a que el amonio incrementa la alcalinidad del sistema (Campos y Flotats, 2003). Los ácidos grasos volátiles (AGVs) reaccionan con el bicarbonato, produciendo la alcalinidad debida a estos ácidos, en la relación: $\text{AP} = \text{AT} - 0,71 [\text{AGVs}]$, lo que resulta en una caída del pH. La relación entre la concentración de AGVs y la AT (AGVs/AT) indica el funcionamiento del

reactor y debe fluctuar entre 0,1 y 0,35 (Boursier *et al.*, 2005). Otro indicador es la relación entre la alcalinidad parcial y total, *alfa* (α), que debe oscilar entre 0,5 y 0,9. En función de la alcalinidad del medio, la disminución de pH será más o menos rápida (Pomares, 1998). En residuos ganaderos, que presentan altas concentraciones de amonio y por tanto altas alcalinidades, la disminución de pH será poco importante incluso aunque se produzcan altas acumulaciones de ácidos (Campos, 2001). Por ello, el pH no se considera una buena variable de control. Se consideran indicadores de control del proceso: la relación de alcalinidades, la concentración de ácidos grasos volátiles, la producción de biogás y CH₄, la relación ácido propiónico/ácido acético y la presión parcial de H₂ (Rodríguez *et al.*, 2011).

Contenido de nutrientes. El proceso anaerobio se caracteriza, a diferencia de los procesos aerobios, por los bajos requerimientos de nutrientes debido fundamentalmente a los bajos índices de producción de biomasa. A pesar de ello, la biomasa necesita para su desarrollo el suministro de una serie de nutrientes minerales, además de una fuente de carbono y de energía (Fujishima *et al.*, 2000). Las necesidades de nitrógeno y fósforo están en función de la concentración de carbono inicial. La relación C:N debe oscilar entre 15-30:1, y la de C:P entre 75-113:1 (Takashima *et al.*, 2011). Los principales micronutrientes son Fe²⁺, Co²⁺, Ni²⁺, Mo⁴⁺, Se y las vitaminas B₂ y B₁₂ utilizadas como factores de crecimiento.

Tiempo de retención hidráulico. En los reactores de tipo tanque agitado el tiempo de retención hidráulico coincide con el tiempo de retención celular, por lo que éste deberá ser suficiente como para permitir el desarrollo de la comunidad microbiana (Nielsen *et al.*, 2004). Al aumentar el tiempo de retención aumenta la materia orgánica degradada y una vez superado el óptimo disminuye la producción de CH₄, por lo que es necesario su determinación para cada tipo de residuo y de reactor (Campos, 2001). En la digestión anaerobia de residuos ganaderos el tiempo de retención puede oscilar entre 10 y 45 días (Guardado, 2014).

Velocidad de carga orgánica (VCO). La VCO es la relación entre la cantidad de materia orgánica alimentada, expresada en unidades de DQO o sólidos volátiles, por unidad de volumen efectivo de reactor y tiempo, la cual es directamente dependiente de la concentración del sustrato y del tiempo de retención hidráulico. Altas cargas orgánicas, en ausencia de inhibidores, proporcionan altas producciones de CH₄ y en el caso de sobrecargas puntuales, que acumulan ácidos grasos volátiles (Ahring *et al.*, 1995) se puede desestabilizar el proceso. El tiempo de retención hidráulico y la VCO están determinados por el tipo de sustrato y son los principales parámetros de diseño que definen el volumen de un reactor (Campos, 2001).

Agitación. La agitación en la digestión anaerobia persigue poner en contacto el sustrato fresco con la población microbiana, favorecer la salida de los gases producidos, proporcionar una densidad uniforme de población microbiana, prevenir la formación de una capa superficial, espumas y sedimentos, prevenir la formación de espacios muertos que reducen el volumen efectivo y eliminar la estratificación térmica, manteniendo una temperatura uniforme (Campos, 2001). La velocidad de agitación es un parámetro que influye en el equilibrio entre la buena homogeneización y la correcta formación de agregados bacterianos (Fannin *et al.*, 1987).

Tóxicos, inhibidores y reguladores del proceso. Son muchas las sustancias que pueden inhibir la digestión anaerobia tales como el nitrógeno amoniacal (Solomie, 2009), algunos cationes y metales pesados (Kugelman y Chin, 1971) y ciertos compuestos orgánicos como los AGCL (Luostarinen *et al.*, 2009), mientras que ciertos intermediarios metabólicos constituyen reguladores del proceso, este es el caso del H₂ y del ácido acético (Hwu y Lettinga, 1997) .

Nitrógeno amoniacal (N-NH₄⁺). El nitrógeno amoniacal es un importante nutriente para los microorganismos, cuya carencia puede provocar el fracaso de la digestión anaerobia, sin embargo una concentración excesivamente alta del mismo puede limitarla (Schnurer y Nordberg, 2008). No existe un consenso en la bibliografía consultada sobre la concentración exacta de amonio que inhibe el proceso de

digestión anaerobia (Chen *et al.*, 2008). Varios autores han informado concentraciones de N-NH₄⁺ inhibitoria desde 1,7 a 7 g·L⁻¹ para la digestión de estiércol de ganado vacuno, porcino y gallinaza.

El amoníaco libre (NH₃). Es la forma que parece causar mayor inhibición ya que el efecto inhibitorio aumenta a pH alcalinos y a altas temperaturas, donde el equilibrio de formación de NH₃ es favorecido. La variabilidad respecto a la concentración inhibitoria de NH₃, responde tanto al tipo de sustrato que se degrada, como a la “adaptación” de la microbiota presente (Demirel y Scherer, 2011). En la digestión de estiércol porcino se demostró mayor inhibición en la fracción líquida del estiércol, cuyas concentraciones de NH₃ por encima de 0,04 g·L⁻¹ inhibieron a las archaeas metanógenas entre un 84 y 94 % (Belmonte *et al.*, 2011). La función de inhibición que relaciona la μ_{max} con la concentración de NH₃ libre depende del grupo de metanógenas que predominan, siguiendo para las metanógenas acetoclásticas un modelo sigmoideal, y para las hidrogenotróficas un modelo lineal (Borja *et al.*, 1996).

En general, la carga orgánica del reactor y el número de microorganismos activos, determinan la magnitud de la inhibición por amonio y amoníaco (Ahring, 1995), lo que puede explicar en parte, la variabilidad en las concentraciones inhibitorias encontradas (Gallert *et al.*, 1998), en trabajos con residuos vegetales de mercado, observaron que al aumentar la concentración de 0,5 a 6,5 g·L⁻¹ de N-NH₄⁺ en el régimen mesofílico, aumentó la inhibición de la proteólisis (desaminación de peptonas) y la metanogénesis. En las experiencias de (Gómez, 1991), no se detectó acumulación de H₂ por lo que la metanogénesis hidrogenotrófica no fue inhibida a esta concentración. A pesar de esto, las bacterias y archaeas metanógenas se “adaptaron” a nuevas concentraciones de N-NH₄⁺, pero la μ_{max} desciende al aumentar la concentración de N-NH₄⁺. Este comportamiento ha sido constatado por diversos autores (Hashimoto, 1986) .

Cationes y metales pesados. Se han declarado diferentes concentraciones inhibitorias para varios cationes, por ejemplo para el Ca²⁺ 4600 mg·L⁻¹, para el K⁺

4800 mg·L⁻¹ y para Na⁺ 7400 mg·L⁻¹ (Kugelman y Chin, 1971). En este último se han referido valores superiores en dependencia de la “adaptación” de la microbiota y su composición (Vallero *et al.*, 2003). La concentración inhibitoria de los cationes depende de su acción como contraión. El K⁺ es contraión del Na⁺, del Mg²⁺ y del Ca²⁺; el Na⁺ lo es del NH₄⁺, K⁺, Mg²⁺ y Ca²⁺; el Ca²⁺ es contraión del K⁺; el Mg²⁺ lo es del K⁺ y el NH₄⁺ lo es del K⁺ (Kugelman y Chin, 1971). La toxicidad de los cationes aumenta con el peso molecular, por ende los metales pesados causan efectos tóxicos a menor concentración. La toxicidad de los metales está dada por la unión de éstos a los grupos prostéticos de enzimas involucradas en la digestión anaerobia (Ulmanu *et al.*, 2003).

Otros compuestos orgánicos. Los alquilbencenos, nitrobencenos, bencenos halogenados, alcoholes y fenoles, alcanos, éteres, aminas, amidas, y ácidos grasos de cadena larga, se han informado como tóxicos en procesos anaerobios (Ungerfeld *et al.*, 2004) .

Ácidos grasos volátiles (AGVs). Los AGVs son los intermediarios más importantes de la digestión anaerobia y muestran una rápida respuesta a las variaciones en el sistema (Fujishima *et al.*, 2000), dado por sobrecargas orgánicas o por la introducción de tóxicos (Ahring *et al.*, 1995). La acumulación de la forma no ionizada de ácido acético y/o propiónico en un reactor, puede inhibir la acetogénesis a partir del ácido propiónico (Fukuzaki *et al.*, 1990), la acetogénesis a partir del ácido butírico y/o la metanogénesis acetoclástica. Sin embargo, son necesarias concentraciones de los ácidos acético y butírico por encima de 4 g·L⁻¹ para afectar la producción de CH₄. Los ácidos propiónico y valérico son los primeros que afectan el proceso.

Hidrógeno. La oxidación de la materia orgánica está estrictamente regulada por las presiones parciales de H₂, por tanto es un importante intermediario de la digestión anaerobia y su acumulación puede provocar la acumulación de ácidos grasos volátiles, especialmente la de propiónico (Fukuzaki *et al.*, 1990). La degradación de acetato, propionato y butirato depende de que las presiones parciales de H₂ sean muy bajas. Al respecto, las metanógenas hidrogenotróficas

juegan un rol crucial en la constante eliminación de H₂ (Luo *et al.*, 2002). Altos valores de la presión parcial de H₂ están relacionados con el aumento de la fracción *iso* sobre la fracción *n* de los ácidos butírico y valérico (Hill y Cobb, 1993). Las presiones parciales de H₂ en equilibrio no deben superar los 10 Pa para permitir la degradación del propionato (Pauss *et al.*, 1990). La energía de reacción en la formación de CO₂ y H₂ a partir de acetato, es mucho más pequeña que la reacción contraria (acetogénesis) (Pauss *et al.*, 1990).

1.4 La digestión anaerobia enfocada al tratamiento de residuos orgánicos

Los cambios socioeconómicos de las últimas décadas, altas concentraciones de población en núcleos urbanos, desarrollo de la industria agroalimentaria, intensificación de las explotaciones ganaderas, prácticas consumistas, etc., han propiciado la producción de grandes cantidades de residuos orgánicos que ocasionan graves problemas ambientales.

Una primera clasificación de los residuos se puede realizar 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 (Krsulovic_Morales) y lodos de estaciones depuradoras de aguas residuales (Pomares, 1998).

La problemática asociada a la gestión de los residuos orgánicos de origen ganadero se debe, básicamente, a la separación progresiva de la explotación ganadera y la agrícola, de forma que la mayoría de las explotaciones no poseen una base territorial suficiente para reutilizar los residuos ganaderos. Esto, junto con el aumento del censo ganadero, sobre todo el porcino, la disminución de la superficie agrícola útil, y el aumento de las dimensiones de las explotaciones ganaderas, hace equiparable el sector ganadero con la industria en cuanto a la problemática de gestión de residuos (Danés, 1996).

Utilizando el proceso de digestión anaerobia 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 aerobio (Muñoz, 1987).

Una de las características más importantes de la biodigestión es que disminuye el potencial contaminante de los excrementos de origen animal y humano, disminuyendo la Demanda Química de Oxígeno (DQO) y la Demanda Biológica de Oxígeno (DBO) hasta en un 90% (dependiendo de las condiciones de diseño y operación).

Se deben controlar ciertas condiciones, como son: el pH, la presión y temperatura a fin de que se pueda obtener un óptimo rendimiento (Salminen 1999).

Los biodigestores deben ser diseñados de acuerdo con su finalidad, la disposición de ganado y tipo, y la temperatura a la que van a trabajar. Un biodigestor puede ser diseñado para eliminar todo el estiércol producido en una granja de cerdos, o bien como herramienta de saneamiento básico en un colegio. Otro objetivo sería el de proveer de cinco horas de combustión en una cocina a una familia, para lo que ya sabemos que se requieren 20 kilos de estiércol fresco diariamente (Solomie, 2009).

Como se comentó anteriormente, el fertilizante líquido obtenido es muy preciado, y un biodigestor diseñado para tal fin va a permitir que la materia prima esté más tiempo en el interior de la cámara hermética, así como reducir la mezcla con agua (Soria, 2000).

De acuerdo con (Martínez, 2012), el tratamiento de residuales en instalaciones agropecuarias es de vital importancia para proteger el medio ambiente e incorporarlos al mismo sin afectar este. En el caso cubano, en la esfera agropecuaria los residuales de granjas avícolas, vacunas y porcinas pueden provocar alta contaminación al medio por su alta carga contaminante.

Teniendo en cuenta la peligrosidad de los desechos de aquellos centros en que se confina gran cantidad de animales, tanto para su sanidad interna como para la sanidad ambiental de las zonas en que están ubicados, y los problemas

potenciales de contaminación de recursos hídricos que acarrea la disposición de sus desechos líquidos y sólidos, se ha evidenciado la necesidad de desarrollar sistemas de evacuación, conducción, tratamiento y disposición final de estos desechos, que disminuyen tales riesgos.

También se debe tener en cuenta la localización de dichos centros en lugares que, por su situación, ofrecieran peligros mínimos de contaminación de las aguas superficiales y subterráneas que se pudieran utilizar para el abasto humano, industrial, agrícola o, incidentalmente, para los propios centros agropecuarios.

Instalaciones y sistemas de limpieza utilizados. Es absolutamente necesario que la evacuación o eliminación del estiércol sea examinado y resuelto conjuntamente con los proyectos de las instalaciones dedicadas a la explotación vacuna, avícola y porcina. En lo que se refiere a la manipulación del estiércol en instalaciones porcinas, se desea reducir los inconvenientes producidos por éste en el interior de las naves, así como en el medio ambiente que los rodea.

Varios métodos se utilizan para la recolección dentro de las naves; el sistema de limpieza con agua, es el utilizado en nuestros proyectos. Éste se diseña de forma que logre los objetivos fundamentales, o sea: arrastre rápidamente el estiércol hacia las canaletas de conducción, con chorros de agua a presión mediante mangueras y pitones adecuados, y que limpie un área determinada, en un mínimo de tiempo.

Los centros de ceba porcinos están constituidos por 22 naves de producción con piso de hormigón y pendiente de 5%, en dirección de las canaletas laterales de drenaje.

Volumen de los desechos líquidos por centros de ceba de 10 000 cerdas.

Cada nave dispone de tres acometidas para la conexión de las mangueras de limpieza. Hay un hombre para la limpieza de cada nave, durante ocho horas diarias de trabajo. Los aforos realizados en los pitones, arrojan un gasto de 0,8 l/s.

Mínimos: 9 l/s ó 259.2 m³/ 8 h (durante ocho horas);

Máximo: 18 l/s ó 518.4 m³/ 8 h (durante ocho horas);

Promedio: 12 l/s ó 345.6 m³/ 8 h (durante ocho horas).

Carga de demanda bioquímica de oxígeno. El valor de la DBO₅ se determinó en estas instalaciones por análisis directo de los desechos líquidos, y mediante la comparación con publicaciones internacionales referidas a este aspecto. Se tomó un peso vivo por animal de 70 kg, una DBO₅ de 7 000 mg/l, 240 g DBO₅/cerdo y 2 400 kg DBO₅/día, como carga total.

Carga de sólidos totales (ST). Se tomaron como valores los siguientes: 24 000 mg/l, 850 g/cerdo/día y 8 500 kg/día como carga total.

Sólidos suspendidos (SS): El contenido de sólidos suspendidos se ha estipulado en 21 400 mg/l; 750 g/cerdo/día y 7 500 kg/día, como carga total.

Sólidos volátiles (SV): El contenido de sólidos volátiles (materias orgánicas) se tomó como 16 800 mg, 595 g/cerdo/día y 5 950 kg/día, como carga total.

Tratamiento de los residuales. Considerando que las soluciones tecnológicas escogidas para el tratamiento de los residuales líquidos porcinos, además de ser capaces de depurarlas en la medida mínima de acuerdo con las ubicaciones de los centros ya establecidos, se deben adaptar en lo mejor posible a nuestras condiciones climáticas de zona tropical, así como a nuestras posibilidades constructivas de mantenimiento y operación de las mismas, el esquema escogido es el siguiente:

- ✓ Reja para retención de sólidos gruesos;
- ✓ Sedimentadores;
- ✓ Laguna anaeróbica;
- ✓ Digestores abiertos;
- ✓ Estación de bombeo de lodos;
- ✓ Lecho de secado;
- ✓ Lagunas facultativas.

El alto contenido de sólidos en suspensión (y en gran porcentaje sedimentables), obliga a disponer medios de remoción de los mismos, antes de que los residuales pasen a otros procesos de tratamiento. Se utilizan sedimentadores horizontales para la remoción de los sólidos sedimentados. Los mismos se envían a digestores abiertos y son llevados, finalmente, a lechos de secado. El líquido clarificado se

conduce a un sistema de lagunas anaeróbicas y facultativas. El efluente se envía hacia el receptor, río, arrollo, etc.

Descripción de las obras utilizadas. Cámara de rejillas: se utiliza una reja sencilla de limpieza manual, para la retención de materias gruesas.

Sedimentadores de flujo horizontal. Se utilizan dos sedimentadores de flujo horizontal, con un área de 25 m² cada uno. La profundidad total de los mismos es de 5,00 m. La extracción de los fangos se hace por carga hidráulica hacia el pozo húmedo, y de ahí, se bombea hacia los digestores; su tiempo de retención mínimo es de 1,55 h el máximo, de 2,30 h.

La remoción esperada en DBO₅ y sólidos totales, es del 30% y 40% respectivamente.

Digestores abiertos. Se utilizan dos digestores abiertos con dimensiones de 20,00 x 10,00 m x 2,50 m cada uno. La altura promedio es de 2,50 m. La carga en sólidos volátiles, es de 2,0 kg/m³/día; el volumen es de 525 m³ cada uno.

Están recubiertos de hormigón, con un canal central del mismo material. Se hace la recirculación de los fangos por medio de bombas. El volumen del digestor por cerdo, es de 0,105 m³.

Estación de bombeo de lodos. Consiste en un pozo húmedo a donde se envían los lodos frescos junto con los semidigeridos, para bombearlos hasta los lechos de secado. Consta de un pozo seco para la instalación de las bombas, cuarto de baño y cuarto para la instalación de los equipos eléctricos. Se utilizan bombas de lodos con un gasto de 20 l/s y una carga de 10,00 m.

Lechos de secado. Los lechos reciben los lodos digeridos, y disminuyen su contenido de agua por drenaje y evaporación. Se utilizan cuatro células de 20,00 m x 40,00 m, con el objeto de introducir camiones y cargas los mismos. Cada célula posee dos canales de hormigón fundido in situ, recubiertos con placas prefabricadas ranuradas, donde descansa la grava y arena para el drenaje. El piso de los mismos es de hormigón in situ, y las paredes y tabiques divisorios con elementos de hormigón prefabricados.

- ❖ Área total: 3 200,00 m²;
- ❖ Área por animal: 0,32 m²;

❖ Espesor de la capa: 0,20 m.

Laguna anaeróbica: La laguna anaeróbica recibe el líquido clarificado por los sedimentadores. Los parámetros fundamentales de la misma son:

- Carga: 0,8 kg de sólidos volátiles / m³ / día;
- Volumen: 4 800 m³ de sólido volátil;
- Profundidad: 2,00 a 3,00 m;
- Tiempo de retención: 15 días;
- Volumen por animal: 0,48 m³;
- Eficiencia esperada en rebaja de sólido volátil: 40%;
- Eficiencia esperada en rebaja de DBO₅: 50%.

Lagunas facultativas. Reciben el líquido efluente de la laguna anaeróbica o de la facultativa anterior. Poseen una profundidad entre 1,20 y 1,50 m.

A modo de conclusión se puede decir que este esquema se utiliza para disminuir la polución creada por los residuales líquidos en los centros porcinos, el mismo es sencillo, simple en su construcción, operación y mantenimiento.

Por otra parte, la cantidad de equipos a utilizar es pequeña y de poca complejidad.

1.5 Extensión de la tecnología de digestión anaerobia para la producción de biogás en Cuba

Para producir biogás se puede partir de una gran diversidad de sustancias orgánicas, por lo que las posibles materias primas a emplear en el proceso conforman un amplio rango de posibilidades y combinaciones. Son utilizables desechos de diversa naturaleza, como excrementos de animales, residuos de cosechas agrícolas, residuales de industrias (agro azucareras, alimenticias y otras), residuos sólidos municipales, residuales líquidos de procesos agroindustriales, aguas albañales y otros (López, 2006).

Por otra parte, la digestión anaerobia de mezclas de diferentes tipos de residuos ha dado buenos resultados a escala de laboratorio y en algunos casos a escala industrial, tal y como se recoge en la literatura internacional. Estudios recientes realizados en Alemania a escala de laboratorio se dirigen a la optimización de la producción de biogás a partir de forrajes, silage de maíz, de remolacha, heno

triturado y restos de la producción de papas; utilizando en la mayoría de los casos excreta animal como aporte de carbono adicional y de microorganismos para la fermentación (Mähnert, 2007a) . Solo el 7% de las plantas que operan en ese país funcionan exclusivamente con excreta animal como sustrato único (Weiland, 2003b).

En Cuba, dadas las características de su base productiva, la aplicación de tecnologías para la producción de biogás ha estado dirigida fundamentalmente a residuales de ingenios azucareros y fábricas de derivados de la caña de azúcar (Valdéz, 2002), de plantas procesadoras de café y de instalaciones pecuarias (Fernández, 2008).

En Cuba se han venido desarrollando acciones diversas para la aplicación y extensión del biogás como fuente renovable de energía, las que han permitido que un sector cada vez mayor de la población pueda acceder al uso de estos portadores energéticos y contribuir así a mejorar sus condiciones de vida además de aportar importantes dividendos económicos al reducir la generación de electricidad a través de termoeléctricas (Weiland, 2003a).

Un digestor de desechos orgánicos o biodigestor es, en su forma más simple, un contenedor cerrado, hermético e impermeable (llamado reactor), dentro del cual se deposita el material orgánico a fermentar (excrementos de animales y humanos, desechos vegetales no se incluyen cítricos ya que acidifican, etc) en determinada dilución de agua para que a través de la fermentación anaerobia se produzca gas metano y fertilizantes orgánicos ricos en nitrógeno, fósforo y potasio, y además, se disminuya el potencial contaminante de los excrementos.

Este sistema también puede incluir una cámara de carga y nivelación del agua residual antes del reactor, un dispositivo para captar y almacenar el biogás y cámaras de hidrogenación y pos tratamiento (filtro y piedras, de algas, secado, entre otros) a la salida del reactor (Muñoz, 1987).

1.6 Biodigestor de cúpula fija

Es el modelo más extendido, debido a su durabilidad, fácil manejo, funcionabilidad y seguridad. Este diseño se originó en China y está ampliamente difundido en el mundo a escala rural pequeña.

Se trata de una cámara cerrada con sus respectivas cámaras de carga y descarga. La estructura puede ser construida de concreto armado, ladrillos, piedra u hormigón y las paredes internas impermeabilizadas con diferentes métodos, por ejemplo, con aplicación de cemento mezclado con porcelana para evitar fugas de líquido. Esta clase de digester almacena solamente un pequeño volumen del gas generado en el interior, por lo que necesita de un contenedor diferente construido para este gas producido (gasómetro) (Vavilin, 1996). La figura 1.1 muestra las dimensiones fundamentales de este tipo de biodigestor.

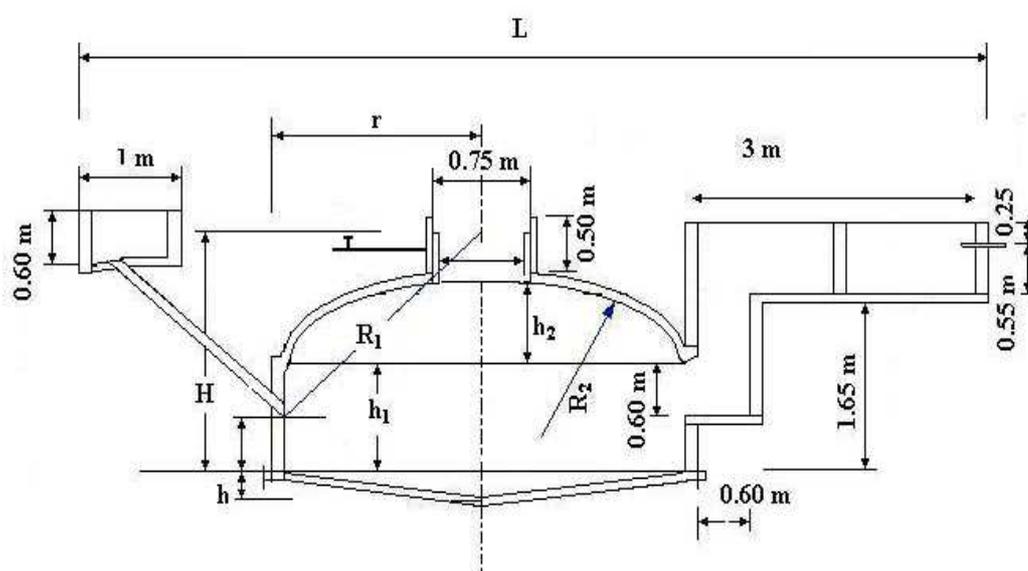


Fig.1.1. Dimensiones fundamentales del biodigestor de cúpula fija

1.7 Biodigestor de cúpula móvil (campana flotante)

De acuerdo con Guardado y Bériz, (2014), los biodigestores de campana móvil o flotante, conocidos como modelo hindú, así como de sus similares, presentan en su parte superior una campana o domo que se mantiene flotando en el líquido debido al biogás que retiene en su interior. El domo puede ser de metal o preferiblemente de un material resistente a la corrosión como los plásticos reforzados.

Esta campana sube y baja dependiendo del volumen de gas que contiene, por lo que requiere una varilla guía central o rieles laterales para evitar el rozamiento contra las paredes de la estructura. Ver figura 1.2.

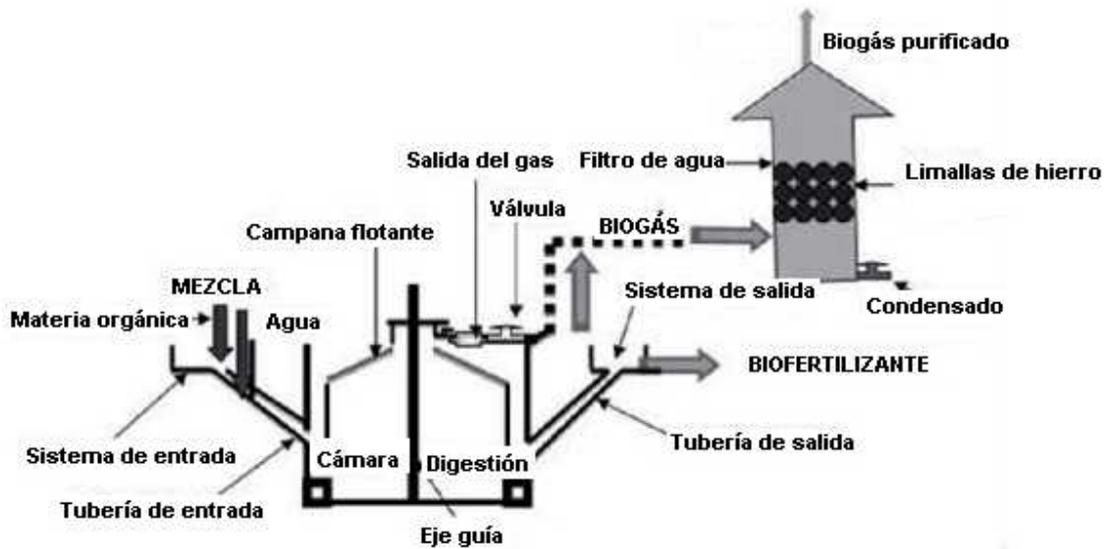


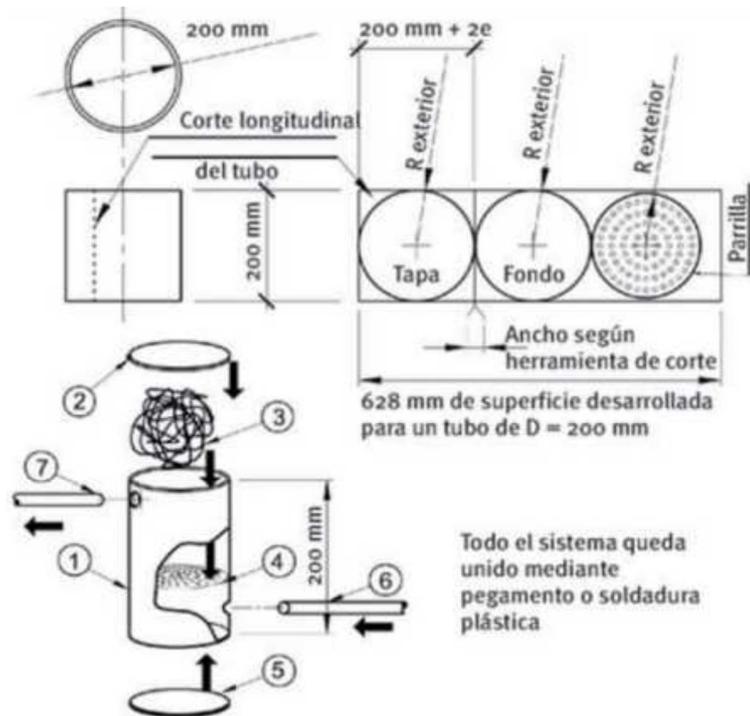
Fig. 1.2. Partes esenciales y esquema de flujo en el biodigestor de campana móvil (flotante). Fuente: Biodigestores simples, Secadores y Calentadores solares. 2014.

En consecuencia, las partes esenciales de este biodigestor son:

1. Cámara de digestión: parte fundamental de un sistema de digestión o fermentación. En ella tienen lugar los procesos bioquímicos para la transformación de la materia orgánica y la obtención del biogás. Pueden ser de ladrillos, bloques, hormigón armado, plástico, metal u otro material que tenga las condiciones requeridas de resistencia. Cuando el material es muy susceptible a la corrosión, su superficie se debe proteger con un estuque de cemento o cerámica.
2. Campana flotante o Gasómetro: es la parte del sistema encargada de acumular el biogás producido durante la fermentación, por lo que se debe construir sobre todo a pruebas de fugas. Al igual que la cámara de digestión, el domo flotante o campana móvil puede ser de cualquier material siempre y cuando garantice la hermeticidad. En la actualidad, se emplean con mucha frecuencia los materiales plásticos y geo membranas.

La propia estructura de los gasómetros permite que los mismos puedan estar instalados en el exterior de la cámara de digestión sobre un lecho de agua o se puedan instalar directamente sobre el cieno de fermentación en el interior de la cámara de digestión.

3. Sistema de entrada (sistema de carga): es adonde llega o se prepara la mezcla de la materia orgánica con agua. Su función es acondicionar la mezcla y permitir determinados controles como la eliminación de impurezas que puedan provocar obstrucciones o incidir en la eficiencia del proceso de digestión.
4. Sistema de salida (sistema de descarga): los efluentes líquidos como resultado del proceso de digestión se reciben en el sistema para su posterior utilización. Los niveles de invertida del sistema deben estar por debajo del sistema de carga, para garantizar la salida del material por diferencia de presión hidráulica.
5. Sistema de purificación o filtración del biogás: este sistema garantiza el acondicionamiento del biogás para su uso posterior. Uno de los elementos del biogás más indeseable es el sulfuro de hidrógeno (H_2S). La reducción del contenido de sulfuro de hidrógeno en el biogás, por su alto poder corrosivo, contribuye a disminuir la vida útil de los equipos. Por esta razón el H_2S se debe tratar; aunque en pequeñas concentraciones (menor del 1%), no es imprescindible su limpieza. Para eliminar el H_2S en los biodigestores sencillos de bajas concentraciones se usan filtros de viruta de hierro (Fig. 1.3).



LEYENDA

- | | |
|-----------------------------------|---|
| 1. tramo de tubo d = 100 0 200 mm | 5. Tapa de fondo |
| 2. tapa | 6. Entrada de biogás crudo |
| 3. viruta de hierro | 7. Salida de biogás sin ácido sulfhídrico |
| 4. parrilla intermedia | |



Fig. 1.3. Filtro para eliminación de (H₂S) en biodigestores sencillos. Fuente: Biodigestores simples, Secadores y Calentadores solares. 2014.

El filtro que se utiliza para estos fines se puede conformar a partir de limallas de hierro puestas en capas y separadas por virutas de madera. Este se puede renovar cambiando el material filtrante o haciendo pasar aire caliente a contracorriente por el mismo. También se puede eliminar por absorción con hidrato férrico Fe (Tabares García y Jiménez Builes)³, el cual se puede regenerar por exposición al aire.

6. Sistema de eliminación de agua del biogás: el biogás producido y almacenado tiende a tener un elevado contenido de vapor de agua, que por condensación forma gotas que se depositan en los puntos más bajos de las tuberías de conducción de gas. Con el tiempo la cantidad de agua condensada aumenta, llegando a dificultar y en ocasiones a impedir el flujo normal de circulación del biogás. Por ello, es necesario eliminar esta agua condensada de las tuberías, lo que se logra colocando un drenaje o una trampa de agua en la parte más baja de la tubería. Igual ocurre en los filtros de H₂S, donde también se producen condensados que hay que eliminar.

7. Sistema de control de presión: para estos digestores con presión constante no es preocupante. Cuando se utilizan domos plásticos o de geo- membrana, que tienen resistencias muy baja, la presión se debe medir y controlar rigurosamente para que no incidan negativamente en la vida útil del digestor conformado con dichos materiales. Las presiones bajas que se desarrollan en estos digestores se miden a través de un simple manómetro de fabricación casera (Fig.1.4a), y su control se realiza a través de la columna de agua en un frasco cualquiera que se prepara al efecto (Fig.1.4b).

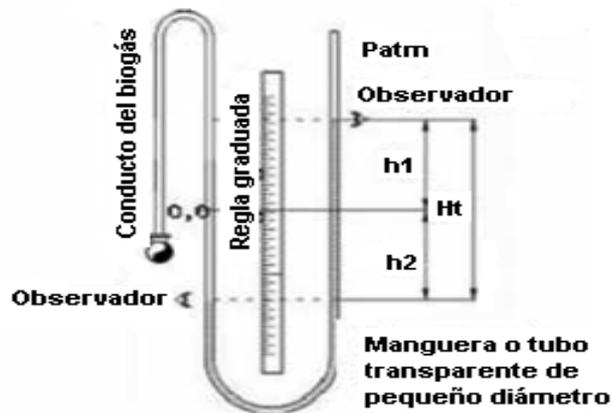


Fig.1.4a. Manómetro de fabricación casera. Fuente: Biodigestores Simples, Secadores y Calentadores solares. 2014.

Para conocer la presión que se desarrolla en el interior de un biodigestor se utilizan los manómetros, que en una pequeña planta de biogás son inferiores a 1,50 m de la columna de agua, y pueden ser elaborados por el propio usuario con materiales sencillos: una manguera de diámetro pequeño, preferiblemente transparente, que apoyada sobre una tabla vertical, permita observar el agua en el interior. La superficie, (menisco), de un lado está en contacto con el biogás y sobre ésta se ejerce la presión que se desea conocer (en el menisco de la rama de salida la presión es la atmosférica). Inicialmente, con la presión atmosférica (P_{atm}) en ambas ramas, los dos meniscos ocupan la posición (0,0). Al desarrollarse la presión (P_a), ésta hace descender el menisco a la altura h_1 y ascender a la altura h_2 . De éste modo, al medir la diferencia entre los dos meniscos, se tiene la presión manométrica $P_a = (h_1 + h_2) = H_t$

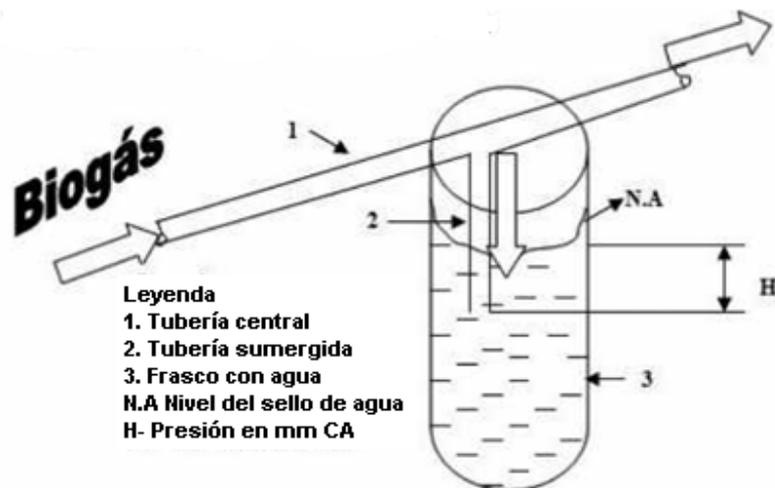


Fig. 1.4b. Regulador simple de fabricación casera. Fuente: Biodigestores simples, Secadores y Calentadores solares. 2014.

La presión que se genera en el interior de un biodigestor de campana flotante, por lo general es muy baja, inferior a 0,3 m de la columna de agua ($0,15 \text{ kg/cm}^2$). Esta presión puede ser regulada utilizando un frasco de cualquier material (preferiblemente transparente), en el que se sumerge un tramo de tubería que sale del conducto principal del biogás. El tramo sumergido a partir del nivel de agua del frasco, será el máximo de presión (H), que puede producirse en el interior del biodigestor, ya que las pérdidas en cortas distancias son despreciables, y a partir de ese valor o altura (H), comienza a liberarse esa presión por el frasco. La referida altura puede medirse ocasionalmente o puede fijarse al frasco una escala que nos permita hacer observaciones frecuentes. En cualquier caso, debe velarse rigurosamente porque se mantenga el nivel de agua en el frasco para obtener lectura confiable, no permitir escapes innecesarios, ni aumento de las presiones previstas en el biodigestor.

Este modelo ha sido ampliamente difundido en el país y uno de los más utilizados en la región oriental de Cuba. Existen varios diseños en dependencia de la forma y posición de la campana o domo. Por lo general, la cámara de fermentación, son verticales y cilíndricas, semejantes a un pozo; en su parte superior flota una campana y su diseño permite adicionar pesos sobre ella, según la presión que se necesite. Se construyen de ladrillos revestidos con cemento o de bloques de

hormigón macizados, pudiéndose utilizar otros materiales (acero o plástico) comunes en la región donde se construyan. Se le pueden incorporar sistemas de agitación en la campana, lo cual aumenta su eficiencia.

1.8 Biodigestor tubular o flexible

Según lo reportado en el Manual de instalación. Sistema Biobolsa, (2013), el tamaño de un Sistema Biobolsa depende del volumen de desechos orgánicos a tratar diariamente. Si no considera necesario tratar el 100% de sus desechos, entonces podrá elegir el tamaño que cubra sus necesidades de energía y fertilizante. También es importante considerar la situación a futuro, como por ejemplo más desechos o mayor demanda de gas o fertilizante, entonces valdría la pena contemplar una Biobolsa apropiada para el futuro.

Lo más común es que la Biobolsa se use con desechos del ganado, tales como heces de vaca o de cerdo.

En la figura 1.5 se muestran algunos detalles de modelos del sistema Biobolsa. En la tabla 1 (Anexos) se muestra las dimensiones recomendadas para diferentes modelos del sistema Biobolsa. Fuente: Sistema Biobolsa. 2013.

Desde el 2014 en Cuba se ha procedido a la instalación de sistemas de éste tipo de tecnología peruana y se tiene planificado que al culminar este año ya estén operativos en nuestro país una cantidad de 392 instalaciones de este tipo, a través de donaciones de un programa del Programa de Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD) en todas las provincias de nuestro país.

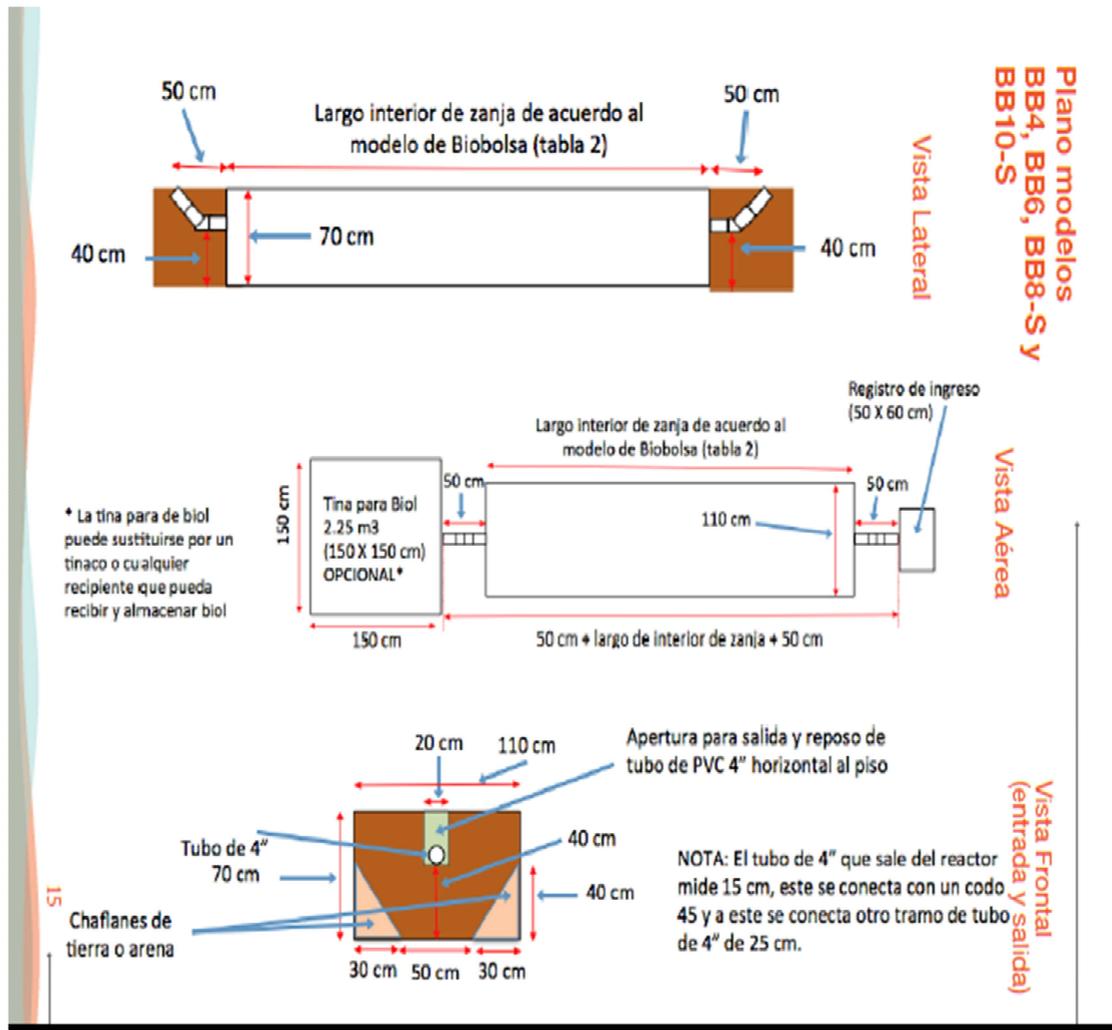


Fig. 1.5. Planos modelos BB4, BB6, BB8-S y BB-10S. Fuente: Sistema Biobolsa 2013.

Capítulo II

Capítulo II

CAPÍTULO 2. MATERIALES Y MÉTODOS

El trabajo se realizó utilizando biodigestores de diferentes tecnologías ubicados en el sector privado de la provincia Sancti Spíritus y Villa Clara, en el período comprendido entre los meses de noviembre 2014 y mayo del 2015.

Se realizó un diagnóstico cualitativo de los biodigestores analizados donde se tuvo en cuenta el tipo de tecnología, el sustrato de la digestión anaerobia así como otras características observadas. (Tabla 2.1). Esto se realizó mediante la observación directa en el lugar y la entrevista con el operador del biodigestor y los familiares.

Tabla 2.1. Biodigestores elegidos para el estudio.

Operador de Biodigestor	Ubicación geográfica	Tipo de tecnología	Sustrato	Volumen del reactor
Carlos Rodríguez	Cabaiguán	Tubular	Vacuno	12 m ³
Siroberto Hernández	Cabaiguán	Tubular	Vacuno-Porcino	12 m ³
Eduardo Pérez	Cabaiguán	Tubular	Porcino	12 m ³
Rogelio Brito	Cabaiguán	Cúpula Fija	Porcino	12 m ³
Rogelio Rodríguez	Cabaiguán	Cúpula Fija	Porcino	12 m ³
Eliosbel Del Sol	Aurora	Cúpula Fija	Porcino	12 m ³
Pedro Espineira	Cabaiguán	Cúpula Flotante	Vacuno	12 m ³
Ángel Rodríguez	Jibacoa	Cúpula Flotante	Porcino	12 m ³

2.1 Diagnostico del estado actual de biodigestores anaerobios de diferentes tecnologías instalados a pequeña escala

De cada biodigestor se tomaron muestras de los afluentes y los efluentes en frascos previamente lavados con hipoclorito de sodio al 3%. Por cada biodigestor se tomaron tres muestras biológicas. Posteriormente las muestras fueron homogenizadas por agitación y almacenadas a 4°C.

Estas muestras fueron caracterizadas según los parámetros: Solidos Totales, Solidos Volátiles, pH y Demanda química de oxígeno (DQO) según los Métodos Estándar (1995), con algunas adaptaciones para el laboratorio (Manual de Laboratorio de Biogás e Ingeniería Ambiental, UNISS, 2010).

2.2 Características físico-químicas y microbiológicas de los afluentes y efluentes de los biodigestores objeto de estudio

2.2.1 Determinación del pH en los afluentes y los efluentes

Se tomaron muestras del biogás a la salida de cada biodigestor, después de pasar los filtros de agua y limallas de hierro, respectivamente, utilizando bolsas para gas. Estas bolsas se transportaron al laboratorio donde se determinó la composición del biogás utilizando un analizador de gases de rayos infrarrojo, AGM10. De igual manera se tomaron tres repeticiones del biogás por biodigestor analizado.

2.2.2 Determinación de la carga microbiana patógena en los afluentes y los efluentes

Se colectaron los afluentes y efluentes en pomos plásticos de 500 mL, y se llevaron rápidamente al laboratorio de microbiología del Centro Provincial de Higiene y Epidemiología de Santa Clara, Villa Clara, donde se determinaron coliformes totales, coliformes termo resistente y pseudomonas aeruginosas. Con los valores obtenidos se analiza si los efluentes cumplen con las normas establecidas (Norma NC-27,1999 y la NC-XX, 2013).

2.2.3 Cálculo del flujo de afluentes y efluentes

El cálculo del caudal de entrada de afluentes para cada instalación varía en dependencia del tipo de excretas de animal utilizadas como materia prima para el trabajo del biodigestor; así como de las necesidades de biogás a obtener.

La secuencia de cálculo para determinar el flujo de afluentes en un biodigestor que utilice excretas vacunas se presenta a continuación:

$$PE(Vaca) = \frac{\text{Peso Total (kg)}}{450 \frac{\text{kg}}{\text{u}}} \quad \text{ec. 2.1}$$

Se parte de la determinación del caudal diario medio de residuo crudo, mediante la ecuación 2.1.

Dónde:

PEv- excretas del animal (Vacas) de peso 450 kg

En el caso de los toros, se determina por la expresión ec.2.2.

$$PE(Toros) = \frac{\text{Peso Total (kg)}}{450 \frac{\text{kg}}{\text{u}}} \quad \text{ec. 2.2}$$

Dónde:

PEt- excretas del peso del animal para 450 kg (Toros).

En el caso de los terneros, se determina por la expresión ec.2.3 como:

$$PE(Terberos) = \frac{\text{Peso Total (kg)}}{160 \frac{\text{kg}}{\text{u}}} \quad \text{ec. 2.3}$$

Dónde:

PE(terberos)- excretas del peso del animal para 160 kg (Terneros).

A partir de estos parámetros se procede al cálculo del volumen de biodigestor de cúpula fija (VDI-4631); a su dimensionamiento y finalmente mediante programas profesionales tales como el SOLIDWORKS I, PREMIUM, 2014, se procederá al diseño del mismo. En anexos se presenta el biodigestor calculado.

2.3 Determinación de las características de los efluentes obtenidos en cada biodigestor. Propiedades como bioestimulantes

Se toman los efluentes pacificados durante tres meses diluidos en tres partes de agua y una de efluentes. A continuación se vierten 50 mL de los mismos en tres beaker de 100 mL de capacidad y en cada uno de estos se añaden 15 semillas de sorgo (*Sorghum* spp. variedad CIAP-60V) certificada con un 80% de germinación, dejándose reposar durante cuatro horas en estas condiciones.

Paralelo a ello, se ejecutó la misma metodología pero utilizando agua común para el control. Transcurrido ese tiempo se procedió a la siembra, para lo cual se utilizan magentas de 400 g de capacidad enrazadas con suelo previamente humedecido. Finalmente se colocaron las magentas en condiciones de presión y temperatura ambientes, en un lugar donde recibieron iluminación. Al cabo de una semana se determinó el porcentaje de germinación en los tratamientos evaluados y en el control para su comparación.

2.4 Análisis estadístico

Para los análisis estadísticos de los resultados de las investigaciones se procederá a utilizar el paquete estadístico profesional STATGRAPHICS, 8.0 para windows 7. Se utilizaron métodos de comparación no paramétrico y estadístico descriptivo.

Capítulo III

Capítulo III

CAPÍTULO 3. RESULTADO Y DISCUSIÓN

3.1 Diagnostico del estado actual de biodigestores anaerobios de diferentes tecnologías instalados a pequeña escala

Cada uno de los biodigestores analizados (de cúpula fija, campana flotante y tubular), fue diagnosticado desde el punto de vista cualitativo, teniendo en cuenta (Tipo de tecnología, sustratos que trata, funcionamiento, condiciones constructivas de la planta, uso final de biogás y otras observaciones) (Tabla 3.1).

Se investigaron un total de 8 biodigestores construidos por diferentes tecnologías, todos en funcionamiento. De ellos, tres fueron fabricados por la tecnología de campana fija y utilizan como sustrato estiércol porcino, tres fueron construidos por la tecnología de biodigestor tubular y uno de ellos utiliza excretas vacunas, otro utiliza codigestión de excretas vacuno y porcinas y otro solo excretas porcinas. Además se investigaron dos biodigestores fabricados por la tecnología de campana flotante, uno de ellos utiliza como sustrato las excretas de ganado vacuno y el otro excretas porcinas.

Los biodigestores tubulares son cargados en una proporción estiércol-agua de 1:4. En el resto de los biodigestores se comprobó que la mezcla es 1:1. En todos los casos se notó que el grado de disolución aplicado es el recomendado por otros autores (Guardado, 2014).

Tabla 3.1. Análisis cualitativo de cada biodigestor

Operador de Biodigestor	Tipo de tecnología	Sustrato	Condiciones constructivas de la planta	Uso final de biogás	Otras observaciones
Carlos Rodríguez	Tubular	Vacuno	Buena	Solo cocción de alimentos	Tiene filtros de vapor de agua y de limalla de torno para el azufre. No está protegido del sol ni la lluvia.
Siroberto Hernández	Tubular	Vacuno Porcino	Buena	Solo cocción de alimentos	No tiene filtro de ningún tipo.
Eduardo Pérez	Tubular	Porcino	Buena	Solo cocción de alimentos	Tiene filtros y está protegido del sol y la lluvia.
Rogelio Brito	Cúpula Fija	Porcino	Regular	Solo cocción de alimentos	Tiene un pequeño escape de gas y una laguna de oxidación.
Rogelio Rodríguez	Cúpula Fija	Porcino	Buena	Cocción de alimentos y electricidad	Tiene un metro contador para ver los m ³ que genera diario y un secadero para los efluentes.
Eliosbel Del Sol	Cúpula Fija	Porcino	Regular	Solo cocción de alimentos	Tiene mucho escape de gas.
Pedro Espineira	Cúpula Flotante	Vacuno	Buena	Solo cocción de alimentos	Tiene filtros de vapor de agua y utiliza los efluentes para la lombricultura.
Ángel Rodríguez	Cúpula Flotante	Porcino	Buena	Solo cocción de alimentos	Tiene buen funcionamiento y tiene todos sus filtros.

Sin embargo en los biodigestores estudiados se percibieron diferentes aspectos tanto negativos como positivos: En el caso del biodigestor operado por Carlos A Rodríguez (biodigestor tubular) (Fig. 3.1), no se observó una protección adecuada en comparación con los de otras tecnologías. Los biodigestores tubulares deben ser protegidos de los rayos del sol, las lluvias y los fuertes vientos, pues pueden deteriorarse hasta con las pesuñas de cualquier animal (Poggio *et al.*, 2009).



Fig.3.1. Biodigestor desprotegido de las condiciones climáticas

En cuanto al plástico del digestor, la geomembrana de PVC tiene mayor vida útil y reduce la probabilidad de que eventuales accidentes conduzcan al abandono del digestor, gracias a la mayor resistencia del material y la posibilidad de sellar escapes mediante parches (Pedraza *et al.*, 2002). En este sentido, algunos autores han informado abandonos de digestores de polietileno a consecuencia de rupturas en el plástico (por envejecimiento o por animales), debido a la pérdida del biogás (Cortsen *et al.*, 1996; Moog *et al.*, 1997).

En el caso del biodigestor operado por Siroberto (biodigestor tubular), si posee la protección que se requiere con respecto a las condiciones climáticas (Fig.3.2), sin embargo en este caso se notó que el biogás generado para cocinar, no es muy flamable y solo es abundante en el horario de la mañana de las 7:00 y las 9:30 a.m.

Esto puede explicarse porque el uso del invernadero conlleva a oscilaciones térmicas día-noche en la capa superior del líquido del digestor, que en principio podrían ser perjudiciales para la estabilidad del proceso de digestión (Poggio *et al.*, 2009).

Por otro lado los resultados de este trabajo contrastan con otros autores que han planteado que si bien la actividad metanogénica es suficientemente robusta como para resistir las variaciones cíclicas diarias de temperatura de hasta 14° C, la mayor producción de biogás se obtienen durante las fases de alta temperatura (Alvarez y Liden, 2008).



Fig.3.2. Biodigestor protegido de las condiciones climáticas

En caso del biodigestor operado por Rogelio Rodríguez (biodigestor de cúpula fija), se notó un buen funcionamiento, pues este posee todos los filtros necesarios, un metro-contador para registrar los metros cúbicos de biogás diarios; además de un secadero para los efluentes que salen. Por otra parte, la energía generada con este sistema se utiliza para accionar un refrigerador, ollas, fogones y luces que funcionan con este gas. Lo cual indica que el metano obtenido puede ser utilizado para este fin, esto constituye un indicador de eficiencia de este biodigestor (Fig.3.3).



Fig. 3.3. Elementos de la planta operada por Rogelio Rodríguez: a) Filtros para sulfuro de hidrógeno; b) lechos de secado; c) metro-contador de biogás

En el caso del biodigestor operado por Eliosbel (biodigestor de cúpula fija), se observó un gran escape de biogás (Fig.3.4), lo que significa que el estado constructivo puede estar afectado y por ende exista una gran pérdida de metano, lo que afecta su funcionamiento y además se convierte en un problema de contaminación ambiental debido al potente efecto invernadero del mismo (Stams *et al.*, 2003).



Fig. 3.4. Escape de gas del biodigestor

3.2 Características físico-químicas y microbiológicas de los afluentes y efluentes de los biodigestores objeto de estudio

Los resultados con respecto al pH de los afluentes y efluentes en los diferentes biodigestores analizados pueden ser observados en la figura 3.5. Del análisis de la misma, se puede observar que estos valores están en el rango óptimo de este indicador (entre 6 y 8,3), lo cual es favorable para este tipo de procesos de digestión anaerobia (Lay *et al.*, 1997) .

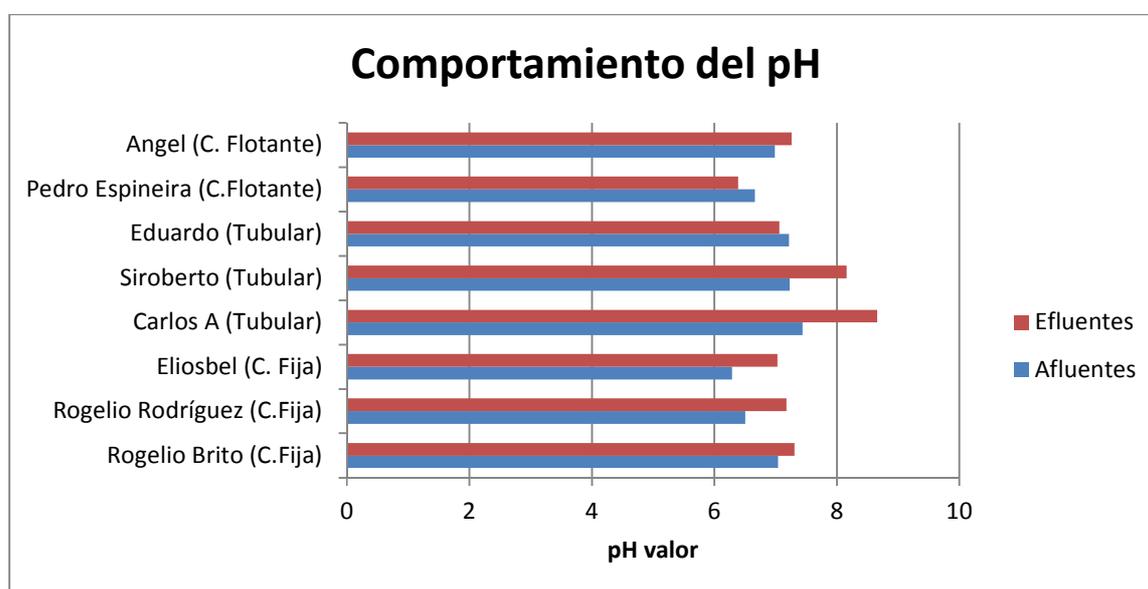


Fig.3.5. pH obtenido por biodigestor investigado.

La capacidad de degradación de los sustratos en cada biodigestor evaluado se presenta en la tabla 3.2. Como se aprecia en la tabla 3.2, a pesar de que existió diferencias estadísticas entre los promedios de la demanda química de oxígeno (DQO) de los afluentes y los efluentes, los biodigestores analizados no cumplen con lo estipulado en la norma Cubana NC.27: 1999 de Vertimiento de aguas residuales. Esto demuestra el necesario postratamiento que necesitan los efluentes en estos sistemas (Obaja *et al.*, 2005).

Es de notar que solo en los biodigestores operados por Carlos A. Rodríguez, Pedro Espineira y Ángel Pérez, la eficiencia de remoción de DQO supero el 50 %, dato que aún se considera muy bajo para este tipo de tratamiento (Jiménez, 2015). Por este

motivo cabe preguntarse: ¿estos resultados estarán motivado por una mala explotación de los biodigestores analizados? ¿Será necesario determinar cuáles son los parámetros de control del proceso que permitan detectar a tiempo los fallos del sistema?

Evidentemente los resultados obtenidos reafirman la alta carga contaminante con la cual los efluentes abandonan los biodigestores, por lo cual, se hace necesario controlar el proceso para aumentar su eficiencia y tomar medidas suplementarias para reducir los indicadores de contaminación remanente.

Tabla 3.2. Carga contaminantes (DQO) de los sustratos evaluados

Biodigestor analizado	Biomasa	Sólidos totales (%)a		Sólidos volátiles (%)		Demanda química de oxígeno (mg/L)		% Remoción de DQO	DQO (mgO ₂ /L). N.C.27:1999
		Afluentes	Efluentes	Afluentes	Efluentes	Afluentes	Efluentes		
Rogelio Brito (C.Fija)	Porcino	4,08a	1,08b	65,838a	34,838b	40 320	33 600	16,7	<700
Rogelio Rodríguez (C.Fija)	Porcino	8,93a	5,53b	73,522a	35,838b	29 120	24 640	15,4	<700
Eliosbel del Sol (C. Fija)	Porcino	1,39	0,24	49,01	31,499	40 320	38 080	5,6	<700
Carlos Rodríguez (Tubular)	Vacuno	3,84a	0,54b	64,613a	36,45b	47 040a	20 160b	57,1	<700
Siroberto Hernández (Tubular)	Vacuno-Porcino	1,84	0,20	57,306	41,21	33 600	29 120	13,3	<700
Eduardo Pérez(Tubular)	Porcino	8,11a	4,52b	60,824a	42,559b	49 280	33 600	31,9	<700
Pedro Espineira (C.Flote)	Vacuno	12,55a	3,53b	83,006a	69,131b	44 800a	20 160b	55	<700
Ángel Rodríguez (C. Flote)	Porcino	3,74	1,92	49,938a	20,585b	38 080a	17 920b	52,3	<700
Promedio general		5.56	2.19	63,007	39,0137	40 320	27 160		
Desviación estándar		3.89	2.07	11,496	13,9111	6773	7519		

Letras diferentes, para cada variable de carga contaminante, por fila difieren para p-valor<0.05

3.2.1 Carga microbiana de los afluentes y los efluentes

Los resultados relativos a la inocuidad de los afluentes y efluentes por biodigestor investigado se muestran en la tabla 3.3. En este caso se puede apreciar una alta contaminación en la mayoría de los biodigestores evaluados.

Se debe destacar que solo en el caso del biodigestor de “Siroberto” se presentan valores en los afluentes y efluentes referidos a los coliformes totales, termos resistentes y pseudomonas aeruginosas que cumplen con lo establecido en las normas cubanas (Jiménez, 2015). Lo anterior está de acuerdo con investigaciones anteriores que indican claramente la necesidad de realizar un postratamiento a estos efluentes, para que cumplan con las normas cubanas (NC-27: 1999, NC-XX: 2013) y no sean vertidos indiscriminadamente al medio ambiente.

Tabla 3.3. Análisis microbiológico de los afluentes y efluentes por biodigestores analizados.

Biodigestor analizado	sustrato	Coliformes totales (NMP/100 mL)		Coliformes termo tolerantes (NMP/100 mL)		Pseudomonas areuginosas (NMP/100 mL)		NC-27.1999		
		Afluentes	Efluentes	Afluentes	Efluentes	Afluentes	Efluentes	Efluentes	Efluentes	Efluentes
Rogelio Brito (C.Fija)	Porcino	>16 000	1 700	>16 000	1 100	>16 000	2 400	< 1000	< 200	< 1 600
Rogelio Rodríguez (C.Fija)	Porcino	>16 000	1800	>16 000	1300	>16 000	5 400	< 1000	< 200	< 1 600
Eliosbel Del Sol (C. Fija)	Porcino	>16 000	3000	>16 000	2500	>16 000	4000	< 1000	< 200	< 1 600
Carlos Rodríguez (Tubular)	Vacuno	>16 000	1 600	>16 000	1 600	240	140	< 1000	< 200	< 1 600
Siroberto Hernández (Tubular)	Vacuno Porcino	1000	350	520	21	250	140	< 1000	< 200	< 1 600
Eduardo Pérez (Tubular)	Porcino	>16 000	16 000	>16 000	16 000	216 000	1 600	< 1000	< 200	< 1 600
Pedro Espineira (C.Flote)	Vacuno	>16 000	5 400	>16 000	5 400	1 600	9 200	< 1000	< 200	< 1 600
Ángel Rodríguez (C. Flote)	Porcino	>16 000	1 700	>16 000	1 100	>16 000	2 400	< 1000	< 200	< 1 600

Estos resultados muestran una alta contaminación, cuyos valores están por encima de las normas cubanas que regulan el vertimiento de aguas residuales a las aguas terrestre y al alcantarillado.

3.3 Características de los efluentes obtenidos en cada biodigestor

3.3.1 El efluente. Propiedades como bioestimulantes

Una de las características del digestato es el contenido de materia orgánica no degradada y el contenido de minerales que no se asimilaron durante el proceso de digestión anaerobia, además de metabolitos secundarios y ácidos húmicos resultantes del propio metabolismo anaerobio. Por esto, varios autores han planteado las atractivas propiedades biofertilizantes del mismo y su capacidad de bioestimular algunos cultivos (Verstraete *et al.*, 2005; Ward *et al.*, 2008).

Uno de los ensayos utilizados para determinar sus características generales así como sus propiedades bioestimulantes es la aplicación directa (o en dilución) de estos en determinados cultivos. En este trabajo se realizó un ensayo (pruebas de germinación) que muestra el efecto de cada efluente sobre el cultivo de *Sorghum sp.*

Los resultados muestran que el efluente no tuvo un efecto significativo en la germinación de esta gramínea (Fig. 3.6), lo cual resulta contradictoria con lo expuesto anteriormente por la mayoría de los autores que han demostrado el efecto bioestimulador del efluente sobre diversos cultivos (Sosa *et al.*, 2005). En esta figura se observa que este indicador solo en el caso de "Rogelio Rodríguez," (77,33%) está por encima del control (60%). Esto muestra el grado de agresividad que aún mantienen estos efluentes, a pesar de ser diluidos en tres partes de agua por una de efluentes (3/1) y dejados en reposo durante 90 días, previo a su utilización como biofertilizantes.

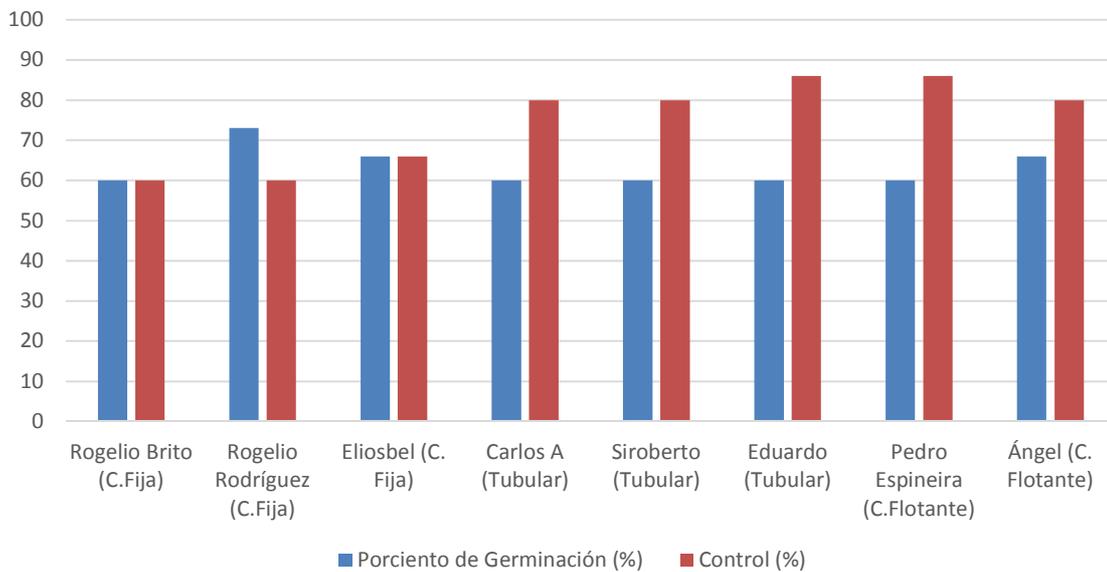


Fig.3. 6. Por ciento de germinación en los diferentes biodigestores analizados

3.3.2 El biogás. Calidad y uso final

Del análisis de la tabla 3.4 se puede apreciar que en 7 de 8 biodigestores evaluados, se obtienen valores altos de calidad, los cuales están por encima de los indicadores establecidos (calidad superior al 50% de CH₄) (VDI-4631, 2011). En los casos de los biodigestores de Rogelio Brito, Eliosbel del Sol y Ángel Rodríguez, tuvieron los mayores promedios en la calidad del metano, con diferencias estadísticas del resto; estos fueron obtenidos con excreta porcina.

Tabla 3.4. Calidad del biogás obtenido en los biodigestores investigados.

Tipo de biodigestor analizado	Propietario	Biomasa	Calidad de biogás obtenido (% CH ₄)		
			Media	Desviación Estándar	Coficiente . Variación
Campana Fija	Rogelio Brito	Porcino	73,8a	1,85	2,50
Campana Fija	Rogelio Rodríguez	Porcino	65,1b	1,50	2,30
Campana Fija	Eliosbel del Sol	Porcino	73,7a	6,50	8,82
Tubular	Carlos A Rodríguez	Vacuno	66,36b	0,56	0,85
Tubular	Siroberto Hernández	Vacuno-Porcino	65,46b	6,77	10,33
Tubular	Eduardo Pérez	Porcino	52,96c	0,75	1,41
Campana Flotante	Pedro Espineira	Vacuno	66,36b	0,56	0,85
Campana Flotante	Ángel Rodríguez	Porcino	78,1a	4,48	5,74

Letras diferentes difieren para $p < 0.05$

Sin embargo, es de notar que no en todos los casos la muestra de biogás fue tomada justo a la salida del biodigestor, por tanto los filtros alteran el resultado real del contenido de metano. Por ende este parámetro solo debe tenerse en cuenta cuando se toma el biogás justo a la salida del biodigestor. Estos valores son importantes para la conversión a energía eléctrica u otros usos finales del biogás.

3.4 Parámetros de control y monitoreo del proceso que permiten predecir el funcionamiento de estos biodigestores instalados a pequeña escala

Teniendo en cuenta que los biodigestor de tipo cúpula fija son los más difundidos en Cuba en la actualidad, debido principalmente a su construcción sólida y larga vida explotativa, los parámetros de control y monitoreo del proceso pueden ser definitorios para evaluar la funcionabilidad del proceso.

Los resultados de este trabajo demuestran, basado principalmente en este tipo de tecnología que los parámetros de calidad del biogás (% de CH₄ en muestras

tomada después del biodigestor) y remoción de DQO, pueden utilizarse como parámetros de control del proceso, debido principalmente a su fácil determinación, además que muestran el funcionamiento del sistema. Por su parte los resultados referidos al pH muestran que este indicador se mantiene dentro de los parámetros establecidos en todos los biodigestores evaluados independientemente del tipo biodigestor y del tipo de sustrato que utilicen (excreta vacuna, excreta porcina o mezclas de ambas), por lo que este indicador no debe ser utilizado como parámetro de control. Respecto a esto algunos autores han mostrado que en función de la alcalinidad del medio, la disminución de pH será más o menos rápida (Angelidaki y Ellegaard, 2003; Mähner, 2007b). En residuos ganaderos, que presentan altas concentraciones de amonio y por tanto altas alcalinidades, la disminución de pH será poco importante incluso aunque se produzcan altas acumulaciones de ácidos (Campos, 2001). Por ello, el pH no se considera una buena variable de control. Se consideran indicadores de control del proceso: la relación de alcalinidades, la concentración de ácidos grasos volátiles, la producción de biogás y CH_4 , la relación ácido propiónico/ácido acético y la presión parcial de H_2 .

Este tipo de biodigestor pudiera mostrar mejores resultados si se utiliza la codigestión de excretas de origen animal con residuos agrícolas o industriales. Pero esto hasta el presente no es una práctica introducida en nuestro país. Solo a escala de laboratorio se llevan investigaciones en este campo.

Conclusiones

Conclusiones

CONCLUSIONES

1. Los biodigestores evaluados a pesar de mostrar buenas condiciones constructivas no satisfacen las necesidades de biogás de sus operadores, lo cual repercute en las expectativas de los demás productores que puedan interesarse en la tecnología anaerobia.
2. La caracterización físico química y microbiología de los efluentes de los biodigestores mostró las potencialidades de producir biogás con fines energéticos destacándose aquellos que tratan estiércoles porcinos, donde el metano supera el 70%. Sin embargo la carga microbiana limita su uso como biofertilizante. El análisis de los efluentes como bioestimulantes no mostró un efecto positivo pero estos estudios no deben ser concluyentes.
3. En biodigestores instalados a pequeña escala, la calidad del biogás (% de CH₄) a la salida del biodigestor y la remoción de DQO, pueden utilizarse como parámetros de control del proceso. Estos parámetros son de fácil determinación y muestran la funcionabilidad de los biodigestores en correspondencia con el diagnóstico cualitativo realizado.

Recomendaciones

Recomendaciones

RECOMENDACIONES

1. Ampliar el estudio a todos los biodigestores instalados a pequeña y mediana escala.
2. Continuar los estudios acerca de las cualidades de los efluentes como biofertilizantes utilizando menores concentraciones de este.

Bibliografía

Bibliografía

BIBLIOGRAFIA

- AHRING, B. K.: "Methanogenesis in Thermophilic Biogas Reactors", *Antonie Van Leeuwenhoek International Journal of General and Molecular Microbiology*, 67(1): 91-102, 1995.
- AHRING, B. K.; M. SANDBERG; I. ANGELIDAKI: "Volatile Fatty-Acids as Indicators of Process Imbalance in Anaerobic Digesters", *Applied Microbiology and Biotechnology*, 43(3): 559-565, 1995.
- ALVAREZ, R.; G. LIDEN: "The effect of temperature variation on biomethanation at high altitude", *Bioresource Technology*, 99: 7278-7284, 2008.
- ANGELIDAKI, I.: *Anaerobic Digestion in Denmark past, present and future. Aprovechamiento Energéticos de Residuos Orgánicos, Ed.*, 1997.
- ANGELIDAKI, I.; L. ELLEGAARD: "Codigestion of manure and organic wastes in centralized biogas plants - Status and future trends", *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 109(1-3): 95-105, 2003.
- AVILA, R.: "Biotecnología y su Apl Flotats, X. Aprovechamiento Energético de Residuos Ganaderos, Departamento de Medio Ambiente, Universidad Lleida": 1997.
- BARRETO-TORRELA, S.: *Estrategia para la inserción industrial de la digestión anaerobia en el desarrollo local*, Tesis Universidad de Camagüey, Camagüey, Cuba, 2006.
- BELMONTE, M.; C. F. HSIEH; C. FIGUEROA; J. L. CAMPOS; G. VIDAL: "Effect of free ammonia nitrogen on the methanogenic activity of swine wastewater", *Electronic Journal of Biotechnology*, 14(3): 2011.
- BONMATÍ, A.: *Estudio de la hidrólisis térmica como pre-tratamiento de la digestión anaerobia mesofílica de purines de origen porcino. VI Seminario Latinoamericano de digestión anaerobia, Ed.*, Brasil, 2000.
- BORJA, R.; E. SANCHEZ; P. WEILAND: "Influence of ammonia concentration on thermophilic anaerobic digestion of cattle manure in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors", *Process Biochemistry*, 31(5): 477-483, 1996.
- BOURSIER, H.; F. BÉLINE; E. PAUL: "Piggery wastewater characterisation for biological nitrogen removal process design", *Bioresource Technology*, 96(3): 351-358, 2005.
- CAMPOS, E.; X. FLOTATS: "Dynamic simulation of pH in anaerobic processes", *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 109(1-3): 63-76, 2003.
- CAMPOS, P. A. E.: *Optimización de la digestión anaerobia de purines de cerdo mediante co-digestión con residuos orgánicos de la industria agroalimentaria*, Tesis (PhD thesis), Universitat de Lleida, Lérida, España, 2001.
- CHEN, Y.; J. J. CHENG; K. S. CREAMER: "Inhibition of anaerobic digestion process: A review", *Bioresource Technology*, 99(10): 4044-4064, 2008.
- CORTSEN, L.; M. LASSEN; K. H. NIELSEN: *Evaluation of Small Scale Biogas Digesters in Turiani, Nronga and Amani, Tanzania*. Memorias de Integrated

- Farming in Human Development Workshop, ARDAF - Agricultural and Rural Development Advisers' Forum. 1996.
- DANÉS, R.: *Manual de gestión del purins, de la ceba agrícola Catalunya*, Barcelona, pp. 1996.
- DEMIREL, B.; P. SCHERER: "Trace element requirements of agricultural biogas digesters during biological conversion of renewable biomass to methane", *Biomass & Bioenergy*, 35(3): 992-998, 2011.
- FANNIN, K. F.; J. R. CONRAD; V. J. SRIVASTAVA; D. P. CHYNOWETH; D. E. JERGER: "Anaerobic Processes", *Journal Water Pollution Control Federation*, 59(6): 403-410, 1987.
- FERNÁNDEZ, E.: *Cuba prepara planta para producir biogas de vertederos de basura*, [en línea] Disponible en: <http://www.gnu.org/philosophy/free-sw.html> [Consulta: 23/04].2008
- FUJISHIMA, S.; T. MIYAHARA; T. NOIKE: "Effect of moisture content on anaerobic digestion of dewatered sludge: ammonia inhibition to carbohydrate removal and methane production", *Water Science and Technology*, 41(3): 119-127, 2000.
- FUKUZAKI, S.; N. NISHIO; M. SHOBAYASHI; S. NAGAI: "Inhibition of fermentation of propionate to methane by hydrogen, acetate and propionate", *Applied and environmental Microbiology Reports*, 56(3): 719-723, 1990.
- GALLERT, C.; S. BAUER; J. WINTER: "Effect of ammonia on the anaerobic degradation of protein by a mesophilic and thermophilic biowaste population", *Applied Microbiology and Biotechnology*, 50(4): 495-501, 1998.
- GAVALA, H. N.; U. YENAL; I. V. SKIADAS; P. WESTERMANN; B. K. AHRING: "Mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of primary and secondary sludge. Effect of pre-treatment at elevated temperature", *Water Research*, 37(19): 4561-4572, 2003.
- GÓMEZ, E.: *Kinetics of anaerobic treatment: a critical reviews in enviromental control*. pp. 1991.
- GONZÁLEZ, H.; E. FERNÁNDEZ; Y. COLLAZO: "Nueva tecnología para el tratamiento de efluentes", *Revista Ingeniería Química*, 312(4): 46-49, 1995.
- GUARDADO, J. A.: *Biodigestores simples secaderos y calentadores solares*, No. 2014.
- HASHIMOTO, A. G.: "Ammonia Inhibition of methanogenesis from cattle wastes", *Agricultural Wastes*, 17: 241-261, 1986.
- HAWKES, F. R.; A. J. GUWY; D. L. HAWKS; A. G. ROZZI: "Online Monitoring of Anaerobic-Digestion - Application of a Device for Continuous Measurement of Bicarbonate Alkalinity", *Water Science and Technology*, 30(12): 1-10, 1994.
- HILL, D. T.; S. A. COBB: "Modeling Predictive Indicators in Animal Waste Methanogenesis", *Transactions of the Asae*, 36(3): 879-885, 1993.
- HWU, C. S.; G. LETTINGA: "Acute toxicity of oleate to acetate-utilizing methanogens in mesophilic and thermophilic anaerobic sludges", *Enzyme and Microbial Technology*, 21(4): 297-301, 1997.
- JIMÉNEZ, J.: *Adición de paja de arroz y arcillas residuales a la digestión anaerobia de estiércol porcino. Efecto sobre la comunidad procariota productora de metano*, Tesis Facultad de Biología, Universidad de La Habana, La Habana, 2015.

- KIM, M.; Y. H. AHN; R. E. SPEECE: "Comparative process stability and efficiency of anaerobic digestion; mesophilic vs. thermophilic", *Water Research*, 36(17): 4369-4385, 2002.
- KOSTER, I.: "Characteristics of the pH influenced adaptation of methanogenic sludge to ammonium toxicity", *Journal Chem. Techn. Biotech*: 1986.
- KRSULOVIC_MORALES, E.: *Plataforma de integración de recursos educacionales en la Web chilena*, pp. 66pp., Tesis (Tesis de Maestría), Ciencias de la Computación, Universidad de Chile, Chile, 2010.
- KUGELMAN, I. J.; K. K. CHIN: "Toxicity, Synergism, and Antagonism in Anaerobic Waste Treatment Processes", *Advances in Chemistry Series*, (105): 55-&, 1971.
- LAY, J. J.; Y. Y. LI; T. NOIKE; J. ENDO; S. ISHIMOTO: "Analysis of environmental factors affecting methane production from high-solids organic waste", *Water Science and Technology*, 36(6-7): 493-500, 1997.
- LI, L. H.; D. LI; Y. M. SUN; L. L. MA; Z. H. YUAN; X. Y. KONG: "Effect of temperature and solid concentration on anaerobic digestion of rice straw in South China", *International Journal of Hydrogen Energy*, 35(13): 7261-7266, 2010.
- LÓPEZ, G.: "Estimación de la producción de biogás con fines energéticos en la provincia Sancti Spiritus.": 2006.
- LUO, A. C.; J. ZHU; P. M. NDEGWA: "Influence of anaerobic pre-conditioning on phosphorus removal in swine manure by aeration", *Water Air and Soil Pollution*, 140(1-4): 219-230, 2002.
- LUOSTARINEN, S.; S. LUSTE; M. SILLANPAA: "Increased biogas production at wastewater treatment plants through co-digestion of sewage sludge with grease trap sludge from a meat processing plant", *Bioresource Technology*, 100(1): 79-85, 2009.
- MADIGAN, M. T.; J. M. MARTINKO; J. PARKER. *Brock. Biología de los Microorganismos*, Ed. PEARSON Prentice Hall, Madrid, España, 2004.
- MADIGAN, M. T.; J. M. MARTINKO; D. STAHL; D. P. CLARK. *Brock: Biology of microorganisms Ed.* Benjamin Cummings, San Francisco, USA, 2010.
- MÄHNERT, P.: "Biogas production from energy crops in germany. ". En: X taller nacional, Actliización y perspectiva para la producción de biogás en Cuba, pp., Sancti Spiritus., 2007a.
- MÄHNERT, P.: *Kinetik der Biogasproduktion aus nachwachsenden Rohstoffen und Gülle*, Tesis Landwirtschaftlich-Gärtnerischen Fakultät Humboldt-Universität zu Berlin, Berlin, Alemania, 2007b.
- MARTÍNEZ, C. M.: *Fundamentos del manejo y tratamiento de Poscosecha de Productos Agrícolas*, Ed., 2012.
- MOOG, F. A.; H. F. AVILLA; E. V. AGPAOA; F. G. VALENZUELA; F. CONCEPCION: "Promotion and utilization of polyethylene biodigester in smallhold farming systems in the Philippines", *Livestock Research for Rural Development*, 9(2): 1997.
- MUÑOZ, J.: *Técnicas y aplicaciones agrícolas de la biometanización*, Ed., 1987.
- MYINT, M.; N. NIRMALAKHANDAN; R. E. SPEECE: "Anaerobic fermentation of cattle manure: Modeling of hydrolysis and acidogenesis", *Water Research*, 41(2): 323-332, 2007.

- NIELSEN, H. B.; Z. MLADENOVSKA; P. WESTERMANN; B. K. AHRING:
 "Comparison of two-stage thermophilic (68 degrees C/55 degrees C) anaerobic digestion with one-stage thermophilic (55 degrees C) digestion of cattle manure",
Biotechnology and Bioengineering, 86(3): 291-300, 2004.
- OBAJA, D.; S. MACÉ; J. MATA-ALVAREZ: "Biological nutrient removal by a sequencing batch reactor (SBR) using an internal organic carbon source in digested piggery wastewater", *Bioresource Technology*, 96(1): 7-14, 2005.
- OBAYA-ABREU, M. C.; E. VALDÉS-JIMÉNEZ; R. VALENCIA-RODRÍGUEZ; O. L. LEÓN-PÉREZ; M. MORALES-CARMOUSE; O. PÉREZ-BONACHEA; S. DÍAZ-LLANES; O. VALDIVIA-ROJA: "Tratamiento combinado de las vinazas de destilería y residuales azucareros en reactores UASB ", *Tecnología del Agua*, 249: 78-85, 2004.
- PAUSS, A.; G. ANDRE; M. PERRIER; S. R. GUIOT: "Liquid-to-Gas Mass-Transfer in Anaerobic Processes - Inevitable Transfer Limitations of Methane and Hydrogen in the Biomethanation Process", *Applied and Environmental Microbiology*, 56(6): 1636-1644, 1990.
- PAVLOSTATHIS, S. G.; E. GIRALDO-GÓMEZ: "Kinetics of Anaerobic Treatment - a Critical-Review", *Critical Reviews in Environmental Control*, 21(5-6): 411-490, 1991.
- PEDRAZA, G.; J. CHARÁ; N. CONDE; S. GIRALDO; L. GIRALDO: "Evaluación de los biodigestores en geomembrana (PVC) y plástico de invernadero en clima medio para el tratamiento de aguas residuales de origen porcino", *Livestock Research for Rural Development*, 14(1): 2002.
- POGGIO, D.; I. FERRER; L. L. BATET; E. VELO: "Adaptación de biodigestores tubulares de plástico a climas fríos", *Livestock Research for Rural Development*, 21(9): 2009.
- POMARES, F.: "Los residuos orgánicos utilizables en la agricultura: origen, composición y características". En: 4 Curso de Ing, Ambiental., pp., 1998.
- RODRÍGUEZ, D. C.; M. BELMONTE; G. PEÑUELA; J. L. CAMPOS; G. VIDAL:
 "Behavior of molecular weight distribution for the pig slurry liquid fraction treated by anaerobic digestion ", *Environmental Technology Letters*, 32(4): 419-425, 2011.
- SALMINEN, E.: *Anaerobic batch degradation of solid poultry slaughterhouse waste. Proceedings of the II International symposium on Anaerobic Digestion of Solid Waste* No. Barcelona, 1999.
- SCHNURER, A.; A. NORDBERG: "Ammonia, a selective agent for methane production by syntrophic acetate oxidation at mesophilic temperature", *Water Science and Technology*, 57(5): 735-740, 2008.
- SOLOMIE, A.: *Economic analysis biogas plant in The Netherlands., [en línea] [Consulta].2009*
- SORIA, M.: *Producción de biofertilizantes mediante biodigestión anaerobia de excretas. Instituto Tecnológico Agropecuario, Ed., México, 2000.*
- SOSA, R.; E. SÁNCHEZ; S. MONTALVO; R. CHAO; Y. SÁEZ: "Gas production in tubular biodigesters. Effects of dimensions at 25 days of hydraulic retention time (Producción de gas en

- biodigestores tubulares. Efecto de las dimensiones con un tiempo de retención hidráulica de 25 días) ", *Revista Computadorizada de Producción Porcina Volumen*, 12(3): 219-222, 2005.
- STAMS, A. J. M.; S. J. W. H. OUDE-ELFERINK; P. WESTERMANN: "Metabolic Interactions Between Methanogenic Consortia and Anaerobic Respiring Bacteria", en *Advances in Biochemical Engineering / Biotechnology*, 3-540-44322-3 pp. 32, Springer-Verlag Berlin Heidelberg New York, Berlin, Germany, 2003.
- TABARES GARCÍA, J. J.; J. A. JIMÉNEZ BUILES: "Ontología para el proceso evaluativo en la educación superior| Ontology for the evaluation process in higher education| Ontologie pour le processus évaluatif en éducation supérieure", *Revista Virtual Universidad Católica del Norte*, 2(42): 68-79, 2014.
- TAKASHIMA, M.; K. SHIMADA; R. E. SPEECE: "Minimum Requirements for Trace Metals (Iron, Nickel, Cobalt, and Zinc) in Thermophilic and Mesophilic Methane Fermentation from Glucose", *Water Environment Research*, 83(4): 339-346, 2011.
- ULMANU, M.; E. MARANON; Y. FERNANDEZ; L. CASTRILLON; I. ANGER; D. DUMITRIU: "Removal of copper and cadmium ions from diluted aqueous solutions by low cost and waste material adsorbents", *Water Air and Soil Pollution*, 142(1-4): 357-373, 2003.
- UNGERFELD, E. M.; S. R. RUST; D. R. BOONE; Y. LIU: "Effects of several inhibitors on pure cultures of ruminal methanogens ", *Journal of Applied Microbiology*, 97: 520-526, 2004.
- VALDÉZ, A.: *Tratamientos anaerobicos de productos residuales para la producción de biogás ATAC* pp. 2002.
- VALLERO, M. V. G.; G. LETTINGA; P. N. L. LENS: "Long-term adaptation of methanol-fed thermophilic (55 degrees C) sulfate-reducing reactors to NaCl", *Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology*, 30(6): 375-382, 2003.
- VAN LIER, J.: *Temperature optima of thermophilic methanogenic sludge: implications for reactor start-up and operation*, Tesis Universidad de Wageningen, 1995.
- VAN LIER, J. B.; J. HULSBEEK; A. J. M. STAMS; G. LETTINGA: "Temperature Susceptibility of Thermophilic Methanogenic Sludge - Implications for Reactor Start-up and Operation", *Bioresource Technology*, 43(3): 227-235, 1993.
- VAVILIN, V. A.: *A description of hydrolysis kinetics in anaerobic degradation of particulate organic matter*, Ed., 1996.
- Gütekriterien für Biogasanlagen (Quality criteria for biogas plants)*, Vig.
- VERSTRAETE, W.; F. MORGAN-SAGASTUME; S. AIYUK; M. WAWERU; K. RABAEY; G. LISSENS: "Anaerobic digestion as a core technology in sustainable management of organic matter", *Water Science and Technology*, 52(1-2): 59-66, 2005.
- WARD, A. J.; P. J. HOBBS; P. J. HOLLIMAN; D. L. JONES: "Optimisation of the anaerobic digestion of agricultural resources", *Bioresource Technology*, 99(17): 7928-7940, 2008.
- WEILAND, P.: *One and two step anaerobic digestion of solid agroindustrial residues*, Ed., 2003a.
- . *One and two steps anaerobic digestion, of solid agroindustrial residues. Water science and technology*, Ed., 2003b.

Anexos

Anexos

Anexo I

Ejemplo de cálculo y diseño del biodigestor de cúpula fija.

Ejemplo de cálculo de un biodigestor de cúpula fija.

$$PE(Vaca) = \frac{120 * 450(kg)}{450 \frac{kg}{u}} = 120 u \quad ec. 2.1$$

$$PE(Toros) = \frac{108 * 450 (kg)}{450 \frac{kg}{u}} = 108 u \quad ec. 2.2$$

$$PE(Terberos) = \frac{72 \times 160(kg)}{160kg / u}, 72u \quad ec. 2.3$$

Para el cálculo del volumen del biodigestor, considerando un tiempo de retención de 18,9 días, un grado de dilución igual a 1 y sustituyendo en la expresión 2.4, tenemos que:

$$Vd = (Kg excretas + Kg agua) \times T \text{ retención...} ec. 2.4$$

$$Vd = (300 + 300) \times 18,9 \text{ d...}$$

$$Vd = 11\,340 \text{ kg....}$$

Conociendo que la densidad $\rho = m \text{ (kg)}/v \text{ (m}^3\text{)}$, es la relación entre la masa y el volumen y asumiendo para este ejemplo de cálculo que la densidad del sustrato (excreta vacuna) es igual a $\rho = 1\,000 \text{ kg/m}^3$, entonces:

$$V = 11\,340 \text{ kg}/1000 \text{ kg/m}^3$$

$V = 11,340 \text{ m}^3$, por lo que se selecciona el biodigestor de 12 m^3 .

R/ el volumen calculado es igual a $11,340 \text{ m}^3$, por lo que se selecciona el biodigestor de 12 m^3 . Una vez obtenido el volumen, posteriormente se pasa a determinar las dimensiones del biodigestor mediante las siguientes expresiones.

$$R = \sqrt{\frac{12 \times 0,893}{3,14}} = 1.08 \text{ ec. 2.5}$$

$$U = \frac{1.84}{4} = 0.46 \text{ ec. 2.6}$$

$$hc = 2 + 0.46 = 2.46 \text{ ec. 2.7}$$

$$hp = 3 + 0.46 = 3.46 \text{ ec. 2.8}$$

$$D = 8 \times 0.46 = 3.69 \text{ ec. 2.9}$$

$$ht = 0,15 \times 0.46 = 0.069 \text{ ec. 2.10}$$

Como el volumen del biodigestor calculado es de 11,340 m³, se selecciona por exceso un biodigestor de 12 m³, ya que estos se encuentran normalizados en numeros pares. La figura 3.1, muestra los elementos de diseño de este tipo de biodigestor.

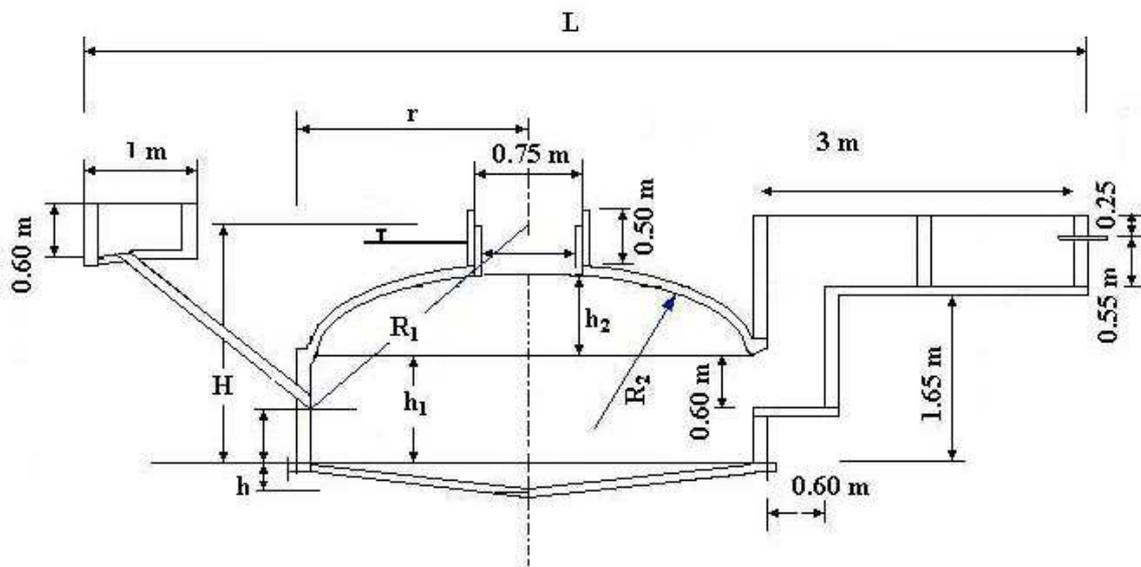


Fig.3.1. Detalles del biodigestor de 12 m³

Detalles de parte del diseño realizado mediante el software SOLIDWORKS I, PREMIUM, 2014. Se puede observar en las figuras 3.2 y 3.3.

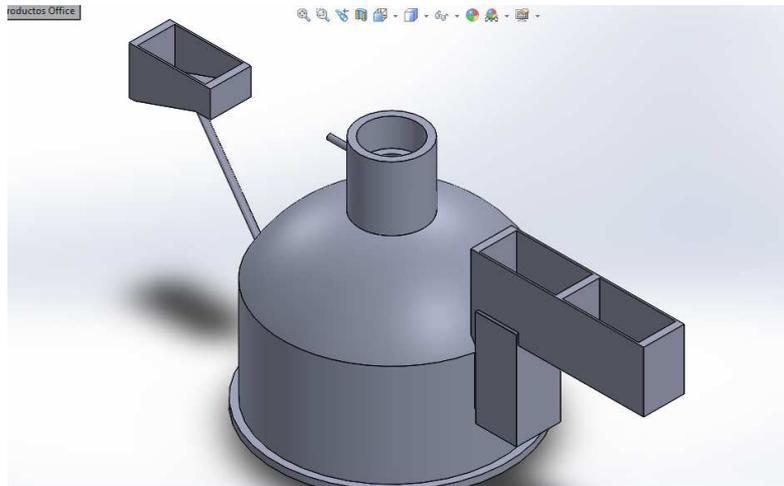


Fig.3.2 Biodigestor en su vista de conjunto.

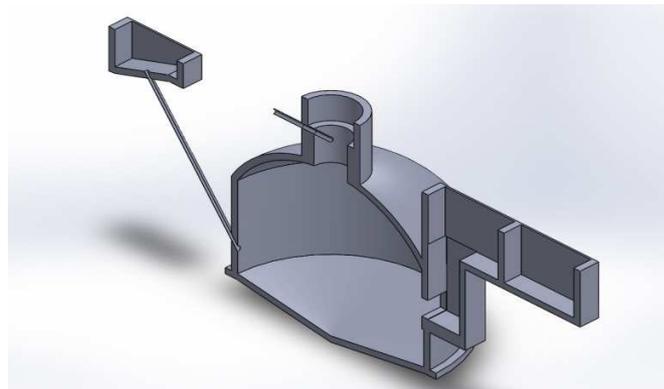


Fig.3.3. Corte transversal del biodigestor.

Tabla 1. Dimensiones recomendadas para diferentes modelos del sistema Biobolsa. Fuente: Sistema Biobolsa. 2013.

bovino (mezcla con agua 1:3)												
	Clima Cálido (23+ C)				Clima Templado (15-23 C)				Clima Frio (10-15 C)			
Modelo de Biobolsa	Sólidos por día (L)	Cubetas de 19L	Prod. de Biol (L/día)	Prod. de Biogás (m ³)*	Sólidos por día (L)	Cubetas de 19L	Prod. de Biol (L/día)	Prod. de Biogás (m ³)*	Sólidos por día (L)	Cubetas de 19L	Prod de Biol (L/día)	Prod. de Biogás (m ³)*
BB4	36	1.9	146	1.5	24	1.3	97	1.0	15	0.8	60	0.6
BB6	52	2.7	206	2.1	34	1.9	142	1.4	21	1.1	84	0.8
BB8	73	3.8	291	2.9	49	2.6	194	1.9	29	1.5	116	1.2
BB10	85	4.5	340	3.5	59	3.0	227	2.4	35	1.8	140	1.4
BB12	109	5.8	437	4.4	73	3.8	291	2.9	44	2.3	176	1.9
BB16	146	7.7	583	5.8	97	5.1	389	3.9	58	3.1	232	2.3
BB20	170	8.9	680	6.8	113	6.0	453	4.5	68	3.6	272	2.7
BB15	219	11.5	874	8.7	146	7.7	583	5.8	87	4.6	348	3.5
BB30	267	14.1	1069	10.7	178	9.4	712	7.1	107	5.6	428	4.3
BB40	364	19.2	1457	14.6	243	12.8	971	9.7	146	7.7	584	4.8

porcino / ovino / conejo (mezcla con agua 1:5)												
	Clima Cálido (23+ C)				Clima Templado (15-23 C)				Clima Frio (10-15 C)			
Modelo de Biobolsa	Sólidos por día (L)	Cubetas de 19L	Prod. de Biol (L/día)	Prod. de Biogás (m ³)*	Sólidos por día (L)	Cubetas de 19L	Prod. de Biol (L/día)	Prod. de Biogás (m ³)*	Sólidos por día (L)	Cubetas de 19L	Prod de Biol (L/día)	Prod. de Biogás (m ³)*
BB4	24	1.3	144	1.5	16	0.8	96	1.0	10	0.5	60	0.6
BB6	34	1.8	204	2.1	23	1.2	138	1.4	14	0.7	84	0.8
BB8	49	2.6	294	2.9	32	1.7	192	1.9	19	1.0	114	1.2
BB10	59	3.1	354	3.5	39	2.1	234	2.4	23	1.2	138	1.4
BB12	73	3.8	438	4.4	49	2.6	294	2.9	29	1.5	174	1.8
BB16	97	5.1	582	5.8	65	3.4	390	3.9	39	2.1	234	2.3
BB20	113	5.9	678	6.8	76	4.0	456	4.5	45	2.4	270	2.7
BB25	146	7.7	876	8.7	97	5.1	582	5.8	58	3.1	348	3.5
BB30	178	9.4	1068	10.7	119	6.3	714	7.1	71	3.7	426	4.8
BB40	243	12.8	1458	14.6	162	8.5	972	9.7	97	5.1	582	5.8

Tabla 3.1 Dimensiones de los diferentes parámetros (mm) en biodigestores de cúpula fija.

Volumen (m ³)	Largo (L) (mm)	Radio r	Altura H	Radio I R ₁	Altura óvalo fondo (h)	Altura digestor h ₁	Radio arco vertical cúpula R ₂	Altura de la campana h ₂	Capacidad de producción
6	6 600	1 200	2 200	2 550	300	1 200	1 500	600	2.4
8	6 800	1 300	2 300	2 660	320	1 300	1 600	700	3.0
10	7 000	1 400	2 400	2 960	350	1 400	1 700	800	3.6
12	7 200	1 500	2 500	3 210	370	1 500	1 800	900	4.4
14	7 400	1 600	2 600	3 450	400	1 600	1 900	1 000	5.2
16	7 600	1 700	2 700	3 600	410	1 700	2 000	1 100	6.1
20	8 000	2 000	3 000	3 900	480	1 900	2 200	1 300	9.4
24	8 400	2 400	3 400	4 200	550	2 100	2 400	1 500	15.3
30	9 000	3 000	4 000	4 700	680	2 400	2 700	1 800	28.0
34	9 400	3 400	4 400	5 200	750	2 600	2 900	2 000	39.9