



**UNIVERSIDAD TÉCNICA DE COTOPAXI
UNIDAD ACADÉMICA DE CIENCIAS AGROPECUARIAS**

**Y RECURSOS NATURALES
UNIVERSIDAD DE GRANMA**



FACULTAD DE INGENIERÍAS TÉCNICAS

INGENIERÍA EN MEDIO AMBIENTE

**TESIS DE GRADO PREVIO A LA OBTENCION DEL TITULO DE INGENIERA
EN MEDIO AMBIENTE**

TÍTULO:

Diseño de un sistema de tratamiento de residuales de origen animal para fincas familiares en Bayamo, Granma.

AUTORA:

Blanca Reinoso.

TUTORES:

Dr.C Yoandro Rodríguez Ponce.

Ing. Yans Guardia Puebla.

Granma-Cuba

2011



PENSAMIENTO

Todas las personas en algún momento de la vida perseguimos un sueño, anhelamos algo que tal vez creemos muy difícil de concretar. Esas mismas ansias de superación nos impulsan a inventar el mundo, a crear, a hacer y a inventarnos a nosotros mismos.

Los sueños son las sirenas del alma. Ellas cantan, las seguimos y jamás retornaremos.

Gustave Flaubert

AGRADECIMIENTO

Mi grato agradecimiento en nombre de Jesús y la Virgen Santísima a Dios porque tengo el privilegio de conocerlo, porque siempre has estado conmigo a pesar de que el día se torne obscuro, son mis guías en cada paso de mi vida.

Siempre uno trata de nombrar a todas las personas que intervinieron de una u otra manera en la realización de mi trabajo de investigación, sin embargo es una lista muy extensa, el espacio disponible muy corto que siempre llevaré grabados en mi corazón. Por esta razón quiero empezar por agradecer después de Dios a todas las personas a pesar que no sean nombradas, que me brindaron su ayuda y su apoyo incondicional siempre les agradeceré eternamente.

A mi madre le agradezco por el apoyo durante mi vida estudiantil que me ha brindado sin queja alguna, por ser mi fuerza, mi escudo, y mi espada, por siempre confiar en mí y darme tu bendición todos los días.

A mis grandes hermanos en sabiduría y amor a ustedes América, Silvia, Elizabeth, Yolanda, Héctor, Rubén, Javier por su apoyo económico, comprensión, consejos, verdadera amistad y por recordarme que no hay nada como la familia.

A ti, tía Luz, porque no eres mi tía sino eres mi segunda madre siempre me has apoyado en los momentos más difíciles de toda mi vida.

A mi familia por ser realmente una familia.

Un agradecimiento muy especial aunque ya no estés conmigo Luis Ramírez porque fuiste mi bastón de apoyo para continuar estudiando gracias porque sin tu ayuda todo hubiese sido tan difícil y a mis mis grandes amigos, Luis, Andrés, Daniel, por compartir todos sus consejos, virtudes, alegrías en momentos difíciles, gracias amigos.

Gracias Doctor Yoandro Rodríguez Ponce, Ingeniero Yans Guardia puesto que a ustedes debo la propuesta de realizar este tema de proyecto en la querida y prestigiosa Universidad de Granma y Universidad Técnica de Cotopaxi gracias por ayudarme y transmitirme sus valiosos conocimientos durante la realización de este trabajo de mi Carrera Universitaria.



DEDICATORIA

A mi Dios, a la Virgen Santísima, a Mi Madre.

Señor he culminado otra etapa de mi vida, un sueño que me has permitido hacer realidad; mi lucha no ha sido en vano; mis esfuerzos han sido premiados. Todo me confirma el deseo de seguir construyendo una sociedad mejor.

A mi madre querida, por hacer el papel de padre y madre mi esfuerzo te entrego ante ti humildemente.

Que bendición más grande de tener una madre como tú que me enseñaste buenos valores y principios de mujer valiente.

INDICE

RESUMEN	6
SUMMARY	8
INTRODUCCIÓN	10
CAPÍTULO I: REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA.	13
1 TRATAMIENTO BIOLÓGICO.	13
1.1 El proceso microbiológico y bioquímico del tratamiento biológico.	13
1.2 Digestión anaerobia.	14
1.2.1 <i>Productos finales de la digestión anaerobia.</i>	14
1.2.2 <i>El proceso microbiológico y bioquímico de la digestión anaerobia.</i>	15
1.2.3 <i>Parámetros ambientales y de control de la digestión anaerobia.</i>	16
1.2. 4 <i>Residuos de biomasa aptos para la producción de biogás.</i>	25
1.2. 5 <i>Ventajas y desventajas de los sistemas de tratamiento anaeróbico.</i>	25
1.2. 6 <i>Reactores para la producción de biogás.</i>	26
1.3 Lagunas de estabilización.	29
1.3.1 <i>Clasificación más común.</i>	30
1.3.2 <i>Lagunas Aerobias.</i>	30
1.3.3 <i>Lagunas Anaerobias.</i>	30
1.3.4 <i>Lagunas Facultativas.</i>	32
1.3.5 <i>Cinética del proceso.</i>	32
1.3.6 <i>Ventajas y desventajas del tratamiento por lagunas.</i>	35
1.4 Humedales artificiales.	36
1.4.1 <i>Factores que intervienen en el diseño de un humedal artificial.</i>	37
1.4.2 <i>Forma de la laguna.</i>	38
1.4.3 <i>Profundidad del humedal.</i>	39
1.4.4 <i>Cargas orgánicas que admiten las plantas y cargas de nitrógeno y fósforo que requieren para el desarrollo de las mismas.</i>	39
1.4.5 <i>Niveles de evaporación que se producen en los sistemas con plantas.</i>	39
1.4.6 <i>Ventajas y desventajas del tratamiento con humedales.</i>	39
2. FUNDAMENTO TEÓRICO.	41
2.1 Desechos y producción de biogás.	41
2.1.1 <i>Metodología de diseño de digestores de cúpula fija.</i>	42
2.1.2 <i>Manejo de lodos.</i>	44
2.1.3 <i>Lecho de secado.</i>	45
2.2 Metodología de diseño de lagunas de estabilización.	45
2.2.1 <i>Laguna anaeróbica.</i>	45
2.3 Laguna facultativa.	47
2.3.1 <i>Diseño físico y aspectos de construcción de las lagunas.</i>	49
2.4 Metodología de diseño de humedales artificiales.	51
2.4.1 <i>Cinética del proceso.</i>	51



2.4.2 Evaluación y selección del sitio.	52
2.5 Evaluación de los impactos medioambientales.	52
CAPÍTULO II. MATERIALES Y MÉTODOS.	54
2.1 Ubicación geográfica y condiciones ambientales.	54
2.2 Caracterización de la unidad.	54
2.3 Volumen de agua residual.	54
2.4 Caracterización del residual.	56
2.5 Preparación del experimento.	56
2.6 Análisis estadístico.	58
CAPÍTULO III. ANÁLISIS Y DISCUSIÓN DE LOS RESULTADOS	59
3.1 Características del ganado.	59
3.1.2 Cantidad Biomasa generada.	59
3.1.3 Agua utilizada en el lavado de los cerdos.	60
3.2 Caracterización de las mezclas.	60
3.2.1. Resultados del experimento.	61
3.3 Diseño del sistema de tratamiento de residuales	64
3.3.1 Diseño del digestor.	64
3.3.2 Diseño de la laguna anaeróbica.	65
3.3.3 Diseño de la laguna facultativa.	66
3.3.4 Diseño del humedal.	67
3.5 Impacto medioambiental.	69
CONCLUSIONES	70
RECOMENDACIONES	71
BIBLIOGRAFÍA	72
ANEXOS	81

RESUMEN

En la finca del campesino Pascual Mojena, ubicada en la comunidad “El Dorado”, perteneciente al municipio Bayamo de la provincia Granma, se practican como actividades económicas fundamentales para el sustento familiar la crianza de ganado vacuno y porcino. Esta actividad provoca una alta generación de desechos que contaminan el área circundante, pero no existe un sistema de tratamiento para estos residuales.

La aplicación excesiva de residuos ganaderos al suelo contribuye a la contaminación de las aguas, tanto superficiales como subterráneas, por nutrientes y por organismos patógenos; favorece la contaminación del suelo, resultado de una aplicación excesiva de nutrientes y la acumulación de determinados elementos, incluyendo algunos metales pesados.

El presente trabajo está dirigido al diseño de un sistema de tratamiento integral y sostenible para los residuales generado a partir de las producciones de vacunos y porcinos. La primera etapa de tratamiento contempla la construcción de un digestor anaeróbico de cúpula fija, obteniéndose a partir del mismo como valor agregado la producción de biogás que se utilizará en la cocción de los alimentos de la familia, seguido de una laguna de estabilización anaeróbica, una facultativa ubicadas en serie y para concluir el sistema de tratamiento, se recomienda la construcción de un humedal artificial de flujo libre superficial.

Se realizó un estudio para caracterizar y cuantificar los residuales generados y el volumen promedio de agua utilizada para limpieza. Se desarrolló un experimento para determinar la influencia de la codigestión de los residuos vacunos y porcinos en la producción de biogás, lo que resultó en un beneficio para dicha producción a partir de la comparación de las productividades de biogás con los residuales puros de porcino y vacuno, sin mucha variabilidad en la remoción de la carga. La mezcla de vacuno y porcino tuvo un 7 % de incremento de producción de biogás que la mezcla de porcino y 14 % de la mezcla de vacuno respectivamente. La remoción de la DBO de las mezclas vacuno, porcino y vacuno y porcino fueron 69, 63 y 65 % y DQO 77, 72 y 75 % respectivamente, comprobándose que no existe diferencias significativas en los porcentos de remoción de la carga contaminante con la mezcla de residuos.



Una parte de los efluentes (sólidos) producidos se pueden emplear como abono orgánico en las áreas de cultivos de autoconsumo. La otra parte de los efluentes (líquidos) pasarán a la laguna anaerobia, removiendo el 61 % de la materia orgánica; continuando el tratamiento, a una laguna facultativa, que remueve el 91 % de la DBO, y como última parte del sistema de tratamiento se ubicará un humedal artificial que dará las condiciones al agua residual, según la norma cubana 27: 1999, a verter al cuerpo superficial.

SUMMARY

In the farm belonging to farmer Pascual Mojena, located in the community El Dorado in the municipality of Bayamo in the Granma province, breeding of bovine and porcine livestock is carried out as main economical activity for the family support. This activity produces a great generation of wastes that contaminate the environment, but there isn't any treatment system for these wastes.

The excessive application of bovine wastes to the soil contributes to the pollution of the waters, as superficial as underground waters, by nutrients and pathogen organisms. Soil pollution is favoured as a result of a excessive application of nutrients and the accumulation of specific elements, including some heavy metals.

The present work is addressed to the design of an integral and sustainable treatment system for the wastes generated from the productions of bovine and porcine livestock. The first phase of the treatment takes into account the construction of a fixed dome anaerobic digester, from which biogas is obtained as an aggregated value. This biogas will be used to cook family meals. An anaerobic stabilization lacuna and a facultative lacuna will follow in a serial form. It is recommended to finish the treatment system with the construction of a superficial free-flow artificial wetland.

In order to characterize and quantify the wastes generated and the average volume used for the cleaning, a study was carried out. An experiment to determine the codigestion influence of porcine and bovine wastes in the production of biogas was developed, which turned out to be a benefit for the production itself, comparing the productivities of biogas with the pure bovine and porcine wastes, without much variability in the load turn-over. The mix of bovine and porcine wastes had a 7% increase of production of biogas than the mix of porcine waste and 14% of the mix of bovine waste respectively.

The turn-over of the DBO of the bovine porcine mixes and bovine and porcine mix were 69, 63 and 65 % and DQO 77, 72 and 75 % respectively, verifying that there aren't significant differences in the percents of contaminant load turn-overs with the waste mix.



Part of the produced effluents (solids) can be used as organic fertilizer in the areas of crops of self consumption. The other part (liquids) will go to the anaerobic lacuna, removing the 61% of the organic material. This part continues the treatment in the facultative lacuna, which removes the 91% of the DBO. As the last part of the treatment system, an artificial everglade will be constructed, which will give the waste water to be dumped into the superficial body the conditions, according to the Cuban standard 27: 1999.

INTRODUCCIÓN

Uno de los problemas más acuciantes que enfrenta la humanidad es el de encontrar una solución al deterioro del medio ambiente, como consecuencia de la actividad humana. Las aguas que son contaminadas durante su empleo en actividades realizadas por las personas, son consideradas como aguas residuales.

La naturaleza posee sus propios medios de depuración, pero el constante crecimiento de las aglomeraciones humanas ha originado un desequilibrio entre el volumen de vertidos y la capacidad natural de autodepuración, inutilizando totalmente para el aprovechamiento humano muchos de nuestros cursos de agua. Ello obliga a la adopción de medidas para mejorar la calidad de los vertidos, procediendo a su depuración.

La depuración cobró importancia progresivamente desde principios de la década de 1970 como resultado de la preocupación general expresada en todo el mundo sobre el problema, cada vez mayor, de la contaminación humana del medio ambiente, desde el aire a los ríos, lagos, océanos y aguas subterráneas, por los desperdicios domésticos, industriales, municipales y agrícolas.

La recolección, conducción, tratamiento y adecuada disposición final de los residuales líquidos generados en los asentamientos humanos, las industrias e instalaciones agropecuarias, son actividades o acciones encaminadas a conservar y proteger el medio ambiente y la salud humana, al evitar disminuir la contaminación de las aguas, el suelo y el aire y mitigar los impactos negativos que produce este fenómeno sobre otras variables del medio natural y socioeconómico.

Sin embargo, cuando estas acciones se ejecutan en forma inapropiada o se ignoran los problemas que de ellas se derivan, lejos de beneficiar al medio ambiente, ocasionan daños significativos sobre él, contribuyendo en muchos casos a generar focos contaminantes de considerable importancia.

En las explotaciones pecuarias se producen cantidades enormes de desechos, entre ellos el estiércol, los desechos líquidos y el desecho animal. Los líquidos residuales están constituidos por excretas, purín, líquido de limpieza, pelos, polvo y toda una variedad de materia diluida. La composición depende de las

características del centro productor. En el caso de unidades pecuarias la composición de los residuales es similar entre sí, dado que se componen normalmente de excretas, purín y algunos residuos orgánicos menores (pelo, leche, sangre, etc.); presentan olores ofensivos y repugnantes; el color es verde amarillento. El tránsito de las aguas residuales por terrenos puede resultar perjudicial por agregar a su repelencia visual y olfatoria, la contaminación con gérmenes patógenos, y si el transporte conduce a lagunas, ríos y hasta mares, a los efectos contaminantes se une el crecimiento del cieno, tan indeseable.

El contenido de los líquidos residuales se acumulan en las fosas de las vaquerías, en forma semilíquida y que actualmente se consideran un problema para mantener la higiene de las instalaciones. Numerosos autores señalan que estos residuales causan severos daños ambientales.

La norma cubana (NC 27:1999), que regula la calidad de los vertimientos de líquidos residuales, establece que éstos cuando son vertidos a ríos, embalses, zonas hidrogeológicas de menor valor desde el punto de vista del uso, como: riego con aguas residuales, deben tener determinadas características.

Tomando como base esas necesidades, se decidió ejecutar este trabajo de investigación, teniendo como aspectos fundamentales los siguientes:

Problema científico

No existe un sistema de tratamiento que garantice el manejo integrado de los residuales vacuno y porcino en la finca familiar del campesino Pascual Mojena del Municipio de Bayamo.

Hipótesis de trabajo

El diseño de un sistema de tratamiento garantizará el manejo integral y sostenible de los residuales vacuno y porcino en la finca familiar del campesino Pascual Mojena del Municipio de Bayamo.

Objetivo general

Diseñar un sistema de tratamiento que garantice el manejo integral y sostenible de los residuales vacuno y porcino en la finca familiar del campesino Pascual Mojena del Municipio de Bayamo.

Objetivos específicos

- Determinar la cantidad de residuales vacuno y porcino generados.
- Estudio de la mejora de la producción de biogás a partir de la codigestión de residuos vacuno y porcino.
- Definir la mejor tecnología para el manejo integral de los residuales vacuno y porcino.

CAPÍTULO I: REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA.

1. TRATAMIENTO BIOLÓGICO.

Los microorganismos juegan un importante papel en los ciclos biogeoquímicos. Como sugiere este término tanto los procesos químicos como los biológicos están involucrados en el reciclaje y transformación de los nutrientes, los cuales son esenciales tanto para los microorganismos, como para las plantas y los animales. La descomposición de los contaminantes presentes en las aguas residuales puede ser aceleradas mediante el control del medio ambiente en el que se desarrollan los microorganismos responsables del proceso depurador (1).

El tratamiento biológico consiste en un consorcio de micro y macroorganismos que remueven los materiales orgánicos e inorgánicos transformando al líquido en ambientalmente aceptable (2), evitando así que estos lleguen a ríos o a otras fuentes de abastecimiento (3).

El proceso de tratamiento biológico controla el medio ambiente donde se desarrollan los microorganismos, de modo tal que se consigan condiciones de crecimiento óptimas. (1)

Los objetivos del tratamiento biológico son tres:

- Reducir el contenido en materia orgánica de las aguas.
- Reducir su contenido en nutrientes.
- Eliminar los patógenos y parásitos.

Estos objetivos se logran por medio de procesos aeróbicos y anaeróbicos, en los cuales la materia orgánica es metabolizada por diferentes cepas bacterianas (4), por lo que el tratamiento biológico es considerado un tratamiento secundario (3).

1.1 El proceso microbiológico y bioquímico del tratamiento biológico.

Los procesos biológicos que se emplean para el tratamiento de las aguas residuales tienen su origen en fenómenos y procesos que ocurren en la naturaleza. Estos procesos a menudo involucran reacciones de oxidación–reducción (Redox) que pueden hacer cambiar las características físicas y químicas de los nutrientes. Todos los organismos vivos requieren tomar de su

entorno los nutrientes necesarios para la síntesis de su nuevo material celular. Los nutrientes para ser utilizados por las células, como material de construcción, fuente de energía o como ambas cosas, requieren penetrar al interior de la mismas; sin embargo, las membranas celulares presentan permeabilidad selectiva a las distintas sustancias, la cual depende de la estructura molecular de las membranas y de las sustancias que la atraviesan (1).

1.2 Digestión anaerobia.

La digestión anaerobia es un proceso biológico degradativo en el cual parte de los materiales orgánicos de un substrato son convertidos en biogás, mezcla de dióxido de carbono y metano con trazas de otros elementos, por un consorcio de bacterias que son sensibles o completamente inhibidas por el oxígeno. Utilizando el proceso de digestión anaerobia es posible convertir gran cantidad de residuos vegetales, estiércoles, efluentes de la industria alimentaria y fermentativa, de la industria papelera y de algunas industrias químicas, en subproductos útiles: fundamentalmente el denominado biogás y simultáneamente otros productos minerales como nitrógeno, fósforo, potasio, calcio, que constituyen productos del proceso con aptitud de ser empleados como fertilizantes o mejoradores de suelos en el sector agrícola. (6) 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 (7).

1.2.1 Productos finales de la digestión anaerobia.

Los principales productos del proceso de digestión anaerobia, son el biogás y un efluente estabilizado.

Biogás: Es una mezcla gaseosa formada, principalmente, por metano y dióxido de carbono y pequeñas proporciones de otros gases, como H_2S , H_2 , NH_3 , etc. La composición o riqueza del biogás depende del material digerido y del funcionamiento del proceso.

Efluente: Las características del efluente, dependen mucho del tipo de sistema, se puede decir que el efluente es la mezcla del influente estabilizado y la biomasa microbiana producida. Durante el proceso anaerobio, parte de la materia orgánica se transforma en metano, por lo que el contenido en materia orgánica es menor

que en el influente. Se trata, además, de un producto más mineralizado que el influente, con lo que normalmente aumenta el contenido de nitrógeno amoniacal y disminuye el nitrógeno orgánico(8).

1.2.2 El proceso microbiológico y bioquímico de la digestión anaerobia.

Los modelos tradicionales de digestión anaerobia dividen las reacciones que ocurren durante el proceso de mineralización de la materia orgánica en varias fases, llevadas a cabo por diferentes grupos de bacterias, relacionados entre ellos. De hecho muchas de estas reacciones ocurren simultáneamente sin una separación clara de fases.

- a) La primera fase es la hidrólisis, donde ocurre una licuefacción en la que las macromoléculas orgánicas se descomponen en materia orgánica insoluble, es decir, en productos más simples.
- b) En la segunda fase ocurre la acidogénesis y acetogénesis: En esta se produce la formación de ácidos orgánicos y finalmente ácido acético. Tanto en la primera fase como en la segunda fase de hidrólisis la materia orgánica compleja es convertida en ciertas sustancias que pueden ser empleadas por las bacterias productoras de metano y que son necesarias para su subsistencia y actividad normal.
- c) La última y tercera fase es la metanogénesis. En esta fase final con la participación de un grupo particular de bacterias, los sustratos producidos son transformados y se presenta la formación de metano, dióxido de carbono e hidrógeno a partir del ácido acético de la fase anterior (6).

En la figura 1.1 se muestra el esquema de las diferentes fases de la digestión anaerobia, con los principales microorganismos de los diferentes procesos y los compuestos intermediarios.

Las fases anteriormente descritas son desarrolladas en una cámara hermética o biodigestor, mediante el concurso de dos grupos específicos de bacterias, las productoras de ácidos y las bacterias productoras de metano.

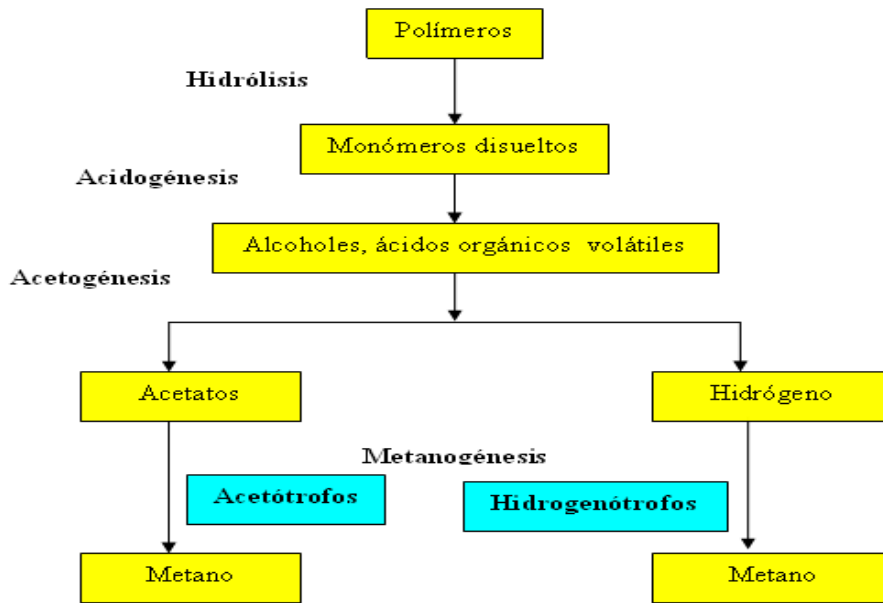


Figura 1.1 Esquema de reacciones de la digestión anaeróbica (10).

1.2.3 Parámetros ambientales y de control de la digestión anaerobia.

Temperatura.

De forma general, a altas temperaturas, las tasas de reacciones químicas y biológicas son más rápidas que a bajas temperaturas. La velocidad de reacción de los procesos biológicos dependen de la velocidad de crecimiento de los microorganismos responsables, que a su vez es dependiente de la temperatura (9).

La solubilidad de los gases NH_3 , H_2S y H_2 desciende al aumentar la temperatura, favoreciéndose la transferencia líquido-gas, y por tanto desapareciendo más rápidamente del medio acuoso. Esto supone un efecto positivo, dada la toxicidad sobre el crecimiento de los microorganismos anaerobios de los citados compuestos. Una posible desventaja de este fenómeno es que el descenso de la solubilidad del CO_2 , que implicará un aumento del pH en los reactores termofílicos, lo que en condiciones de alta concentración de amonio puede ser negativo (9).

La solubilidad de la mayoría de las sales aumenta con la temperatura. Las sales orgánicas son más solubles a altas temperaturas, por lo que la materia orgánica es más accesible para los microorganismos, y aumenta la velocidad del proceso.

Sin embargo, si se trata de compuestos tóxicos, al aumentar su solubilidad con la temperatura serán potencialmente más tóxicos (11). Además, la temperatura influye directamente en determinados equilibrios químicos, con gran influencia sobre el proceso anaerobio, como los del amonio-amoniaco libre o ácidos grasos volátiles ionizados-no ionizados (8).

El proceso anaerobio se produce en la naturaleza en un amplio intervalo de temperaturas, que van desde 0° a 97°C, (12). La eficiencia del proceso, no obstante, es muy diferente en función de la temperatura del medio. Se habla de tres intervalos principales de temperatura: *psicrofílico* (por debajo de 25°C), *mesofílico* (entre 25 y 45°C) y *termofílico* (entre 45 y 65°C) (13). La temperatura más utilizada en la digestión anaerobia de residuos es dentro del intervalo mesofílico (alrededor de 35 a 37°C), aunque hay cierta tendencia en los últimos años a pasar al intervalo termofílico tanto para conseguir una mayor velocidad del proceso, como para mejorar la destrucción de organismos patógenos. La producción de biogás, en ausencia de inhibidores, aumenta con la temperatura, puesto que aumenta la tasa de crecimiento de los microorganismos; temperaturas más bajas implican tiempos de retención más largos, y por tanto mayores volúmenes de reactor. La tasa de hidrólisis también aumenta con la temperatura (14), por lo que el régimen termofílico puede tener gran interés al tratar residuos en los que la hidrólisis sea la etapa limitante, como los residuos con alto contenido en componentes lignocelulósicos. En la figura 1.2 se muestran el crecimiento de organismos metanogénicos.

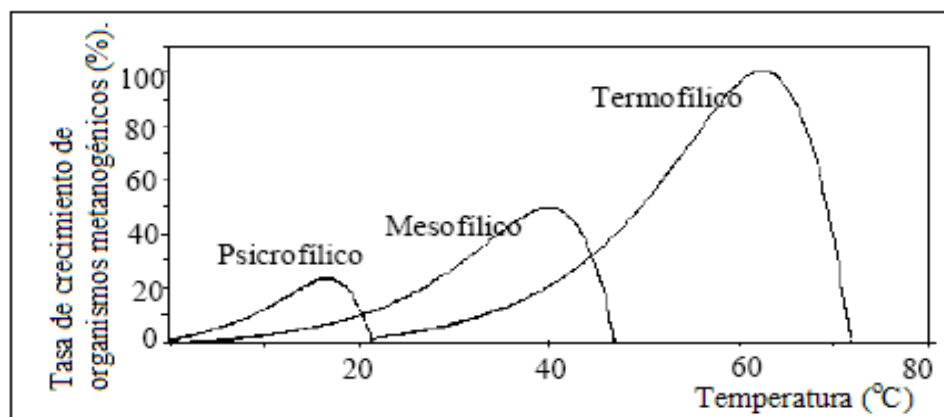


Figura 1.2 Dependencia de la constante de crecimiento de organismos metanogénicos de la temperatura (19)

La temperatura óptima para el crecimiento bacteriano depende de cada especie, aunque la temperatura normal de operación dentro del intervalo termofílico está sobre los 55°C, (52 a 56°C) ,(15). El tratamiento termofílico presenta la importante ventaja de la mayor eliminación de organismos patógenos, que puede ser un factor clave en función del destino final del efluente, sobre todo para su uso como fertilizante orgánico. Un tratamiento termofílico por encima de 50 °C reúne, en un sólo paso, el tratamiento de higienización y el de digestión anaerobia (16). Una técnica interesante, especialmente en instalaciones ya existentes de digestión de lodos de depuradora, es la combinación de dos fases de digestión, una primera de alta carga en termofílico y una segunda con menor carga en mesofílico. Con este sistema aprovechan las ventajas del sistema termofílico (reducción de patógenos, menos problemas de formación de espumas) y evitan posibles problemas de inestabilidad (17).

Contenido de nutrientes.

El proceso anaerobio se caracteriza, frente a 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. Para determinados procesos necesita, además, compuestos orgánicos especiales, como vitaminas. Los principales nutrientes del sistema anaerobio son nitrógeno, sulfuro, fósforo, hierro, cobalto, níquel, molibdeno, selenio, riboflavina y vitamina B₁₂ (18). Los valores mínimos necesarios para el correcto crecimiento de los microorganismos se muestran en la tabla 1.1

Tabla 1.1 Rangos de concentración de nutrientes, necesarios para el correcto crecimiento de las bacterias anaerobias (20).

Nutrientes	g/kg SSV	g/kg DQO
Nitrógeno	80-120	55-85
Fósforo	10-25	7-18
Azufre	10-25	7-18
Hierro	5-15	4-11

Otros autores han expresado las necesidades de nitrógeno y fósforo en función de la concentración de carbono de la alimentación, considerándose que la relación C/N debe oscilar entre 15-30:1, y la C/P de 75-113/1 (18).

En general, los residuos ganaderos suministran una suficiente concentración de todos los nutrientes, siendo más común la presencia de problemas por exceso que por defecto (8).

Velocidad de Carga Orgánica (VCO) y Tiempo de Retención Hidráulico (TRH).

El TRH es un parámetro muy importante, que dependerá típicamente del tipo de reactor utilizado. En los sistemas de mezcla completa el TRH coincide con el Tiempo de Retención Celular (TRC), es decir, de la biomasa, por lo que el TRH deberá ser suficientemente largo para permitir el desarrollo de la población bacteriana. El TRH, junto con la VCO, determinada por el tipo de sustrato, son los principales parámetros de diseño, definiendo el volumen del digestor (8).

La fracción de materia orgánica degradada aumenta al aumentar el TRH, sin embargo, la producción volumétrica de metano disminuye, una vez superado el óptimo. Es por tanto necesario determinar, para cada tipo de residuo y de digestor, el tiempo de retención que optimiza el proceso. Los tiempos de retención usuales tratando residuos ganaderos varían mucho según la fuente consultada y van de 30 a 60 días (21).

La VCO es la relación de la cantidad de materia orgánica, expresada normalmente en unidades de demanda química de oxígeno (DQO) o sólidos volátiles (SV), por unidad de volumen efectivo del reactor y tiempo, siendo directamente dependiente de la concentración del sustrato y del tiempo de retención hidráulico (TRH).

Altas cargas orgánicas, en ausencia de inhibidores, proporcionan altas producciones volumétricas de biogás, siempre y cuando no exceda ciertos valores (22). Sin embargo la inestabilidad aumenta también con el aumento de carga, especialmente en el caso de “sobrecargas” puntuales, que conllevan la acumulación de ácidos grasos volátiles (15).

Agitación.

La agitación de los reactores anaerobios tiene diversos objetivos, que se resumen en los siguientes puntos: poner en contacto el substrato fresco o influente con la población bacteriana, y eliminar los metabolitos producidos por los metanogénicos, al favorecer la salida de los gases; proporcionar una densidad uniforme de población bacteriana; prevenir la formación de capa superficial y de espumas, así como la sedimentación en el reactor; prevenir la formación de espacios muertos que reducirían el volumen efectivo del reactor, y la formación de caminos preferenciales en función de la hidráulica del sistema; eliminar la estratificación térmica, manteniendo una temperatura uniforme en todo el reactor(23). Algunos tipos de reactores pueden funcionar bien sin ningún sistema de agitación. Se suelen utilizar para substratos con muy alto contenido en sólidos o sobre substratos básicamente solubles, con regímenes de flujo tipo pistón (8).

PH y alcalinidad.

Los microorganismos anaerobios necesitan un pH en torno a la neutralidad para su correcto desarrollo, aunque permiten cierta oscilación pues afecta, fundamentalmente, la actividad enzimática de los microorganismos (8, 24, 25).

El pH es también una importante variable de diagnóstico de los sistemas anaerobios, pues muchos fenómenos tienen influencia sobre el mismo, ejemplos clásicos son las sobrecargas orgánicas, o la presencia de un inhibidor de la etapa metanogénica, que pueden provocar desequilibrios entre la producción y el consumo de ácidos grasos volátiles, produciendo la acumulación de éstos y el consiguiente descenso del pH, produciéndose la acidificación del reactor. El pH no se considera una buena variable de control por resultar demasiado lenta (26), por ello se consideran otras variables, como la producción de biogás y su contenido en metano (27); el contenido de ácidos grasos volátiles (28); la presión parcial de hidrógeno; indicadores basados en el número de bacterias o actividad bacteriana (29). Por otro lado, el pH es un importante modulador del sistema puesto que influye en el equilibrio amonio - amoníaco, teniendo, por tanto, una gran importancia en el proceso general, por ser el amoníaco libre un importante inhibidor de la fase metanogénica (8, 30, 31).

La alcalinidad es una medida de la capacidad tampón del medio, que puede ser proporcionada por un amplio rango de sustancias. En el intervalo de pH de 6 a 8, el principal equilibrio químico que controla la alcalinidad es el dióxido de carbono-bicarbonato. La alcalinidad al bicarbonato debe mantenerse por encima de 2500 mg/L para asegurar la estabilidad del digestor (26, 32).

Tóxicos e inhibidores.

La velocidad de crecimiento bacteriano aumenta con la concentración de substrato, llegando a un punto en que se estabiliza y, dependiendo de cada caso concreto, puede llegar a descender (inhibición por el substrato) (8), pues las bacterias no puede penetrar dentro de la célula, y por tanto no podrán afectar el metabolismo (33).

Otros factores pueden afectar también la toxicidad de un determinado compuesto, por ejemplo, el tipo de agregados bacterianos, siendo más resistentes, en general, los lodos granulares que los floculentos (11) También la temperatura juega un importante papel en el efecto tóxico de determinados compuestos (amonio (NH_4), sulfuro, ácidos grasos volátiles (AGV), etc. (8).

A continuación se describe brevemente los compuestos que más comúnmente presentan problemas de toxicidad, en los substratos utilizados en el presente trabajo.

Nitrógeno amoniacal.

Los residuos ganaderos contienen altas concentraciones de compuestos nitrogenados, función del sistema de alimentación, de la composición de la comida, de los tipos de animales que procede, así como del tipo de granja (8). El nitrógeno orgánico durante el proceso anaerobio se hidroliza produciendo formas amoniacales. Aunque el nitrógeno amoniacal es un importante nutriente para el crecimiento de los microorganismos (34), la carencia puede provocar el fracaso en la producción de gas y una concentración excesivamente alta puede limitar su crecimiento.

Los principales microorganismos afectados por altas concentraciones de amonio son los metanogénicos. Un cambio brusco en la concentración de amonio produce un descenso en la velocidad de crecimiento de los organismos

metanogénicos, pero no en la tasa de crecimiento de los acidogénicos o acetogénicos (35, 36)

Ácidos grasos volátiles (AGV) y de cadena larga (AGCL).

Los AGV son los más importantes intermediarios del proceso anaerobio. Juegan un papel muy importante en la monitorización y control de reactores anaerobios, mostrando una rápida respuesta a las variaciones en el sistema, por ejemplo en el caso de sobrecargas orgánicas (15), o en el caso de la introducción de tóxicos (8).

El aumento de su concentración está relacionado con la disminución en la producción de biogás (28, 31, 45, 46, 1). Además, los ácidos grasos volátiles pueden inhibir algunos de los procesos que tienen lugar en un reactor anaerobio, aunque hay cierta dispersión en la bibliografía.

Altas concentraciones de AGCL pueden inhibir el proceso de digestión anaerobia. (11, 47, 48, 49, 50, 51).

Según la bibliografía, la toxicidad de los AGCL, es mayor en el rango termofílico que en el mesofílico, estando también afectada por el tipo de lodo (granular o floculento). Angeldaki y Ahring concluyeron que inhiben todos los pasos de la digestión anaerobia termofílica, provocando el aumento en la duración del desfase inicial en la producción de metano, mientras que el crecimiento bacteriano es completamente inhibido (47, 49, 50, 52).

Hidrógeno.

El hidrógeno es un importante intermediario del proceso anaerobio y su acumulación puede provocar la inhibición de la acetogénesis, con la consiguiente acumulación de ácidos grasos volátiles, estando especialmente descrita la acumulación de propiónico (31, 51, 53).

Compuestos azufrados en los sistemas anaerobios.

En presencia de sulfatos, las bacterias metanogénicas compiten con las bacterias sulfato-reductoras por los sustratos útiles. El resultado de esta competición determinará la proporción de sulfhídrico y metano en el biogás producido (54, 55).

Además de la competición, el sulfhídrico (H_2S) es tóxico a altas concentraciones para muchos grupos bacterianos. La forma tóxica es la no ionizada, ya que es la que puede atravesar la membrana celular, por lo que la inhibición se ve favorecida

a pH bajos y a bajas temperaturas (predominio de la forma no ionizada y mayor solubilidad en la fase líquida). A pH altos la inhibición de las metanogénicas es mayor que la de las sulfatoredutoras, mientras que a bajos pH no hay diferencia entre ambos grupos; los metanogénicos son más sensibles que los acetogénicos y los acidogénicos. Además del pH, la relación DQO/sulfato influye en la sensibilidad de un lodo, debido a las diferentes asociaciones bacterianas, así como la temperatura (54). A altas temperaturas se favorece el paso de H₂S del líquido al gas al disminuir la solubilidad de éste, por lo que, en principio, habrá menos problemas en el rango termofílico (56).

Cationes y metales pesados.

Todos los cationes pueden proporcionar toxicidad a algún nivel de concentración, aumentando la toxicidad con el peso molecular, por lo que los metales pesados son los que provocan toxicidad a menor concentración (57).

Los niveles de inhibición varían mucho en función de la fuente, debido a varios factores. En primer lugar la toxicidad es menor si la introducción en el reactor es gradual (tabla 1.2).

Los metales pesados precipitan en presencia de sulfuros, desapareciendo de la solución, por lo que resultan menos tóxicos para los microorganismos, pudiendo llegar a tolerarse elevadas concentraciones de metales pesados (33).

Tabla 1.2 Concentración de inhibición y toxicidad de metales pesados (57)

Metal	Concentración de inhibición	Alimentación gradual	Alimentación brusca
		Límite de toxicidad (mg/L)	Límite de toxicidad (mg/L)
Cr(III)	130	260	<200
Cr(VI)	110	420	<180
Cu	40	70	<50
Ni	10	30	<30
Cd	-	>20	>10
Pb	340	>340	>250
Zn	400	600	<1700

Otros cationes como calcio, sodio, potasio, etc., pueden resultar inhibidores para el proceso anaerobio, a concentraciones altas (33,55, 58). La concentración de inhibición por cationes depende mucho de la presencia de posibles antagonistas,

tal y como se muestra en la tabla 1.3. El potasio es antagonista del sodio, del magnesio y del calcio; el sodio lo es del amonio, potasio, magnesio y calcio; el calcio del potasio; el magnesio del potasio y el amonio del potasio (33).

Tabla 1.3. Concentración límite de cationes en sistemas anaerobios (33).

Cación	ALIMENTACIÓN SENCILLA		ALIMENTACIÓN CONTINUA	
	Cación simple (M)	En presencia de antagonicos (M)	Cación simple (M)	En presencia de antagonicos (M)
Sodio	0.20	0.30-0.35	0.30	70.35
Potasio	0.09	0.15-0.20	0.13	0.35
Calcio	0.07	0.125-0.15	0.15	0.20
Magnesio	0.05	0.125	0.065	0.14

Desinfectantes y antibióticos.

Los antibióticos son comúnmente añadidos a las dietas de los animales, para mejorar la producción o para control de enfermedades. La presencia de penicilina y tetraciclina, procedentes de la dieta de los animales, tiene un efecto inhibitorio sobre el proceso, aunque parece haber una buena aclimatación a la presencia de dichas sustancias (59).

Los restos de desinfectantes, procedentes de la limpieza y desinfección de las granjas en los residuos animales pueden resultar tóxicos para el sistema anaerobio (60). La toxicidad dependerá, básicamente, de la concentración, la biodegradabilidad de los mismos y el tiempo transcurrido desde su utilización, hasta la entrada del residuo en el sistema anaerobio.

Los residuos de cultivos agrícolas, susceptibles de ser utilizados para producción de metano, pueden contener algunos compuestos tóxicos para el crecimiento de los microorganismos anaerobios, por ejemplo, residuos de pesticidas, compuestos fenólicos, terpenos, resinas, etc. Al realizar un pretratamiento químico con ataque ácido o básico, se pueden formar, también, compuestos tóxicos (61).

1.2. 4 Residuos de biomasa aptos para la producción de biogás.

La mayoría de los materiales orgánicos son susceptibles de ser degradados y como tal empleados para la producción de biogás, siempre y cuando se mantenga una relación adecuada carbono - nitrógeno y se regule el pH.

El estiércol representa una materia prima bastante favorable y fundamental para el inicio del proceso de fermentación. Con todos los demás sustratos, el proceso de fermentación debería ser puesto en marcha mediante la adición de un denominado material inicial. Este material inicial debe constituir cerca del 10 al 20% del total de la materia orgánica, y para propiciar el desarrollo del proceso, como alternativa al estiércol se recomienda el uso de cieno o efluente proveniente de una planta de biogás existente (6).

1.2. 5 Ventajas y desventajas de los sistemas de tratamiento anaeróbico.

Los sistemas de tratamiento anaeróbico presentan las siguientes ventajas: se logra un alto grado de estabilización de la materia orgánica, es decir, entre un 80 a 90 % de estabilización del sustrato; la producción de lodos biológicos es baja debido a que no hay formación de grandes excesos de células; los requerimientos de nutrientes inorgánicos tales como fósforo y nitrógeno son bajos; dado que es un sistema que no requiere aireación, con respecto a los sistemas aeróbicos, se eliminan los gastos energéticos asociados; el gas metano producido es aprovechable como fuente de energía.

Los principales inconvenientes del sistema se encuentran en las relativas altas temperaturas necesarias en el proceso; el lento crecimiento de las bacterias metanogénicas, por eso se requiere de un período de tiempo relativamente alto para el arranque del proceso; el lento crecimiento de las bacterias metanogénicas; también es motivo de limitación la agilidad con la que el proceso puede ajustarse a algún cambio repentino en las condiciones ambientales.

Diversos problemas sociales se han presentado en diversos escenarios fundamentalmente por la repugnancia debida al manejo de residuos animales o humanos, para la obtención y el uso del biogás. A pesar de que los digestores no presentan partes móviles, requieren de determinadas herramientas para la operación, materiales específicos y calidad en la construcción (6).

Efluente.

El efluente de los digestores es uno de los productos finales de la fermentación anaeróbica y, aunque proviene de los desechos orgánicos con que se alimenta el digestor, tiene características completamente distintas: no tiene olor desagradable, su relación carbono-nitrógeno es menor, las semillas de malas hierbas han sido destruidas y no tiene condiciones que permitan la proliferación de organismos patógenos, ni de moscas u otros insectos indeseables.

Su composición química también ha mejorado, ya que conserva la misma cantidad de macronutrientes y micronutrientes que el material cargado al digestor, pero con cambios químicos que los hacen más estables ante las inclemencias del ambiente y más fáciles de asimilar por las plantas.

En Cuba la generación de lodos para la digestión anaerobia proviene, en su mayor parte, de las producciones del sector agropecuario, de la industria azucarera y de la cafetalera. Estas fuentes han sido caracterizadas, según muestra la tabla 1.4.

Aunque el propósito usual de un digestor es la producción de biogás, en muchos casos es más importante el aprovechamiento del efluente como abono (bioabono), y hasta puede resultar que los beneficios económicos obtenidos con éste, sean más importantes que los que se logran con el uso del biogás.

Tabla 1.4 Características de los lodos anaerobios de materiales más predominantes en Cuba.

Procedencia	% N	% P	% K	% M.O	% C	C/N	% Proteínas	pH
Porcino	3,9	1,3	0,6	77,5	44,9	11,4	24,6	7,0
Vacuno	1,9	0,7	1,9	65,2	35,0	18,6	11,7	7,8
Cachaza	1,4	0,6	0,6	64,3	37,3	22,9	8,9	8,0
Pulpa de café	2,3	0,3	0,7	62,3	36,1	15,7	-	7,6

Leyenda: N- nitrógeno, P-fósforo, K-potasio, MO-materia orgánica, C- carbono, C/N-relación carbono nitrógeno.

1.2. 6 Reactores para la producción de biogás.

No existe un reactor óptimo generalizado, ya que las características del proceso varían de acuerdo con el proceso productivo que lo genera, dependiendo de varios factores: disponibilidad del material para la construcción de reactores,

posibilidades energéticas, experiencia constructiva, desarrollo tecnológico, condiciones locales, etc. Del análisis exhaustivo de la problemática a resolver, y teniendo en cuenta lo anteriormente expuesto, se puede decidir con un mayor acierto, qué reactor es más conveniente aplicar en cada caso.

Evolución de los reactores anaerobios metanogénicos.

La evolución de los procesos anaerobios puede caracterizarse en tres generaciones de reactores (62).

Reactores de primera generación: Son aquellos en que los microorganismos (población bacteriana) se encuentran sedimentados o en suspensión, con un mínimo de contacto con el sustrato.

Reactores de segunda generación: Se caracterizan porque los microorganismos son retenidos en el reactor, ya sea por la presencia de un soporte al que se adhieren (arcilla, zeolita, perlas de vidrio, aros de bambú o de algún plástico) o por sedimentación. En este grupo se encuentran los Filtros Anaerobios (FA) y el Reactor Anaerobio de flujo Ascendente con Manto de Lodos; este último es conocido por sus siglas en inglés como UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket).

Reactores de tercera generación: Contienen los microorganismos en forma de aglomerados o biopelículas adheridas a soportes, los cuales son expandidos o fluidificados.

Dentro de este grupo los reactores anaerobios que más se han aplicado y se comercializan para el tratamiento de sólidos son los de la primera generación, destacándose por su aplicación los de tipo Hindú y los de tipo Chino (10). Estos reactores no son altamente eficientes desde el punto de vista de la degradación de residuos, pero su sencillez constructiva, y operacional así como su puesta en marcha los hacen más apropiados para obtener biogás a partir de residuos agropecuarios fundamentalmente (63, 64).

Minidigestores.

El digestor tipo Hindú consiste en un tanque reactor vertical que tiene instalada una campana flotante recolectora de biogás (figura 1.3). De esta forma, la presión del gas sobre la superficie de la mezcla es de alrededor de 300 mm de columna de agua. Con esta campana se logra, además, una presión constante, lo que

permite una operación eficiente de los equipos a los que alimenta. La campana también ayuda al rompimiento de la espuma que se forma en muchos digestores. En este digestor se alcanzan productividades volumétricas (PV) de 0,5 a 1,0 $\text{m}^3\text{biogás}/\text{m}^3\text{dig.día}$ (10, 65).

El digestor tipo Chino no tiene campana flotante, sino techo fijo (cúpula) para la recolección de biogás. Son tanques redondos y achatados con el techo y el piso en forma de domo (figura 1.4). En este caso a medida que aumenta la producción de gas, aumenta la presión en el domo o cúpula fija, forzando el líquido en los tubos de entrada y salida a salir llegándose a alcanzar presiones internas de hasta más de 100 mm de columna de agua. Como consecuencia de la variación de presión, la que aumenta al generarse el gas y disminuye al consumirse este, se reduce la eficiencia en los equipos consumidores. La PV en estos digestores está, generalmente, entre (0,15 y 0,2) $\text{m}^3\text{biogás}/\text{m}^3\text{dig día}$. (10)

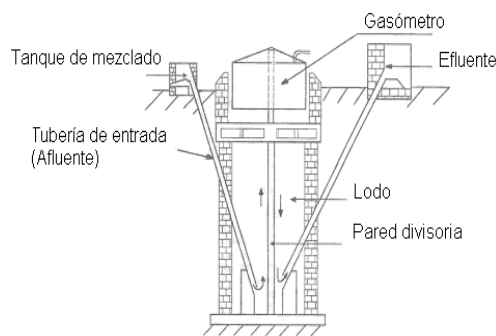


Figura 1.3 Minidigestor tipo Hindú

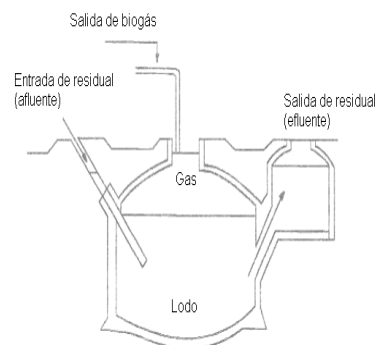


Figura.1.4 Minidigestor tipo Chino

Los tiempos de retención de operación para los digestores tipo Chino son de (30 a 60) días, con lo que se logra, aproximadamente, el 60 % de reducción de la materia orgánica; los reactores de tipo hindú logran la misma remoción con tiempo de retención de 1/2 a 1/3 de estos (10).

Características del biodigestor chino.

- El gas producido es almacenado en la bóveda, con la tendencia de ser mantenido bajo presión.
- El reactor funciona con el principio de la presión hidráulica donde con el aumento del gas hay desplazamiento de la biomasa.
- Podría haber pérdidas de sustrato si el gas no fuera utilizado.
- Con el aumento de la presión existe la tendencia de aumentar el nivel de excrementos dentro del tanque de salida.

- No contiene partes móviles, lo que hace más sencilla su operación.
- Su proyección y ejecución se hacen considerando los materiales locales.

Las ventajas de las plantas de cúpula fija para las condiciones cubanas las han situado como el tipo de biodigestor más propuesto por los ingenieros y proyectistas nacionales para la solución de los residuales agropecuarios (66); entre ellas están:

- Su construcción se realiza con paredes de bloques de hormigón y cúpula de ladrillos, empleando otros materiales conocidos como cemento, arena, piedra y acero constructivo, asegurando con ello una alta resistencia y durabilidad de la obra.
- No presenta partes móviles propensas al desgaste, así como tampoco partes metálicas propensas a la corrosión.
- Su tiempo de vida útil se extiende a 20-25 años.

1.3 Lagunas de estabilización.

Las Lagunas de Estabilización son un sistema de tratamiento de residuales económico, que aprovecha la luz del día como fuente de energía (67). Se utiliza para mejorar las características sanitarias de las aguas residuales por medio biológico (68), en donde ocurren fenómenos físicos, químicos, bioquímicos y biológicos (69), en condiciones aeróbicas o anaeróbicas (70).

Consiste en una excavación de poca profundidad y gran área con dispositivos de entrada y salida, donde se embalsa el agua residual, generalmente, con flujo continuo; con TRH de varios días (69).

En las Lagunas de Estabilización se reportan remociones de bacterias indicadoras y de patógenos entre el 90 y el 99%. La remoción de coliformes se incrementa con el aumento de la temperatura, el tiempo de retención y el pH, pero decrece con el incremento de la DBO y la profundidad. También intervienen factores como la aereación, la posible producción de sustancias antibacterianas por las algas, la disminución de los nutrientes y el crecimiento de las algas (1).

Los efluentes, en función a su calidad bacteriológica, permiten su uso en actividades agropecuarias, desde la horticultura, forestación, cultivos agro-industriales, hasta la acuicultura (71).

1.3.1 Clasificación más común.

Lagunas de Estabilización son utilizadas para el tratamiento secundario y/o terciario; han sido clasificadas, de acuerdo con el proceso que se lleva a cabo en las mismas, en aerobias, anaerobias y facultativas (1,72).

1.3.2 Lagunas Aerobias.

Este tipo incluye aquellas en que la materia biodegradable, es oxidada por la acción de microorganismos aerobios (67), ya que en todo el volumen de agua existe oxígeno disuelto (69). El oxígeno es suministrado por la acción fotosintética de las algas y por el oxígeno que se difunde del aire. Debido a que la luz solar es esencial para la producción de oxígeno, la profundidad de estas lagunas está limitada de acuerdo con la penetración de la luz y normalmente es menor de 1 m. (67).

En ellas se produce una variación diurna del pH y oxígeno, debido a que durante las horas del día los valores de pH y oxígeno aumentan hasta un máximo, para caer, hasta un mínimo, durante las horas de la noche. Se diseñan para TRH cortos (5 días) (1). Aunque estas lagunas admiten cargas de DBO relativamente altas, especialmente en los países de clima tropical, su poca profundidad hace que se requieran grandes áreas para su construcción, ver figura 1.6 (67).

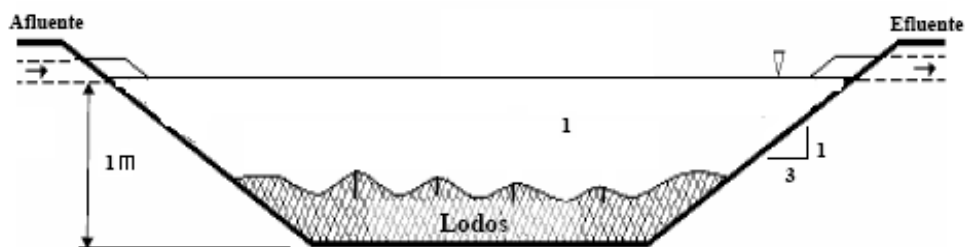


Figura 1.6 Laguna Aerobia (74).

1.3.3 Lagunas Anaerobias.

En estas lagunas la materia orgánica es estabilizada mediante un mecanismo similar al que existe en los tanques de digestión anaerobia (formación de ácidos orgánicos y metano) (67).

Son estanques de profundidad de 3,0 a 5,0 metros, incluso se recomiendan profundidades mayores para proporcionar la retención máxima de calor; aunque

esta puede estar limitada por elementos prácticos: nivel freático, tipo de suelo y facilidades para la limpieza eventual de los lodos o fangos que se depositan en el fondo con el transcurso del tiempo (67), (ver figura 1.7); con un TRH de 1,0 a 5,0 días (73).

En las condiciones de climas tropicales la carga de estas lagunas puede variar entre 100 y 400 g DBO/m²d (67) y cargas orgánicas volumétricas mayores a 100 g DBO₅/m³d (72, 74), y menores que 400 g DBO/ m³d, para evitar malos olores (73, 75). Típicamente se utiliza una carga máxima de 300 g DBO/m³d, para tener un factor de seguridad (74).

Una Laguna Anaerobia, bien diseñada, puede alcanzar remociones de DBO₅ alrededor de 60 %, a temperaturas de 20 °C. Un TRH de 1 día es suficiente para aguas residuales con una DBO₅ de hasta 300 mg/L y temperaturas superiores a 20 °C. (72)

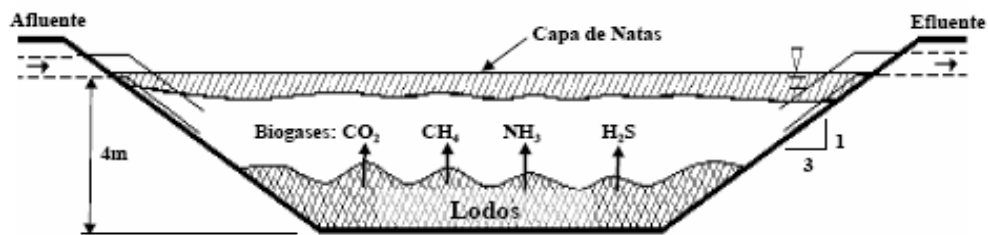


Figura 1.7 Laguna anaerobia (74).

La disminución de la DBO varían entre 40 y 60 % y los coliformes se reducen entre 1 y 2 unidades logarítmicas; con este grado de disminución no es suficiente para la descarga a los medios receptores. Las Lagunas Anaerobias están normalmente seguidas de lagunas facultativas y/o lagunas aerobias (67). Como se muestra en la tabla 1.5, la eficiencia de las lagunas anaeróbicas está relacionada con la temperatura y el TRH (10, 73, 75).

Tabla 1.5: Relación entre temperatura, tiempo de retención hidráulica y eficiencia en lagunas anaeróbicas (73).

TEMPERATURA (°C)	TIEMPO DE RET. (d)	REMOCIÓN DE DBO (%)
10 – 15	4 – 5	30 – 40
15 – 20	2 – 3	40 – 50
20 – 25	1 – 2	50 – 60
25 – 30	1 – 2	60 – 80

La formación de nata es un factor importante en la operación de lagunas anaeróbicas. Cubren la superficie y ayudan al mantenimiento de las condiciones anaeróbicas, disminuyendo la reaeración por el viento y manteniendo condiciones para tener una tasa alta de reacción por la retención de calor en la laguna (74).

1.3.4 Lagunas Facultativas.

Este tipo de laguna es la más empleada para el tratamiento de las aguas residuales domésticas. En estas lagunas se distinguen dos zonas bien diferenciadas: una región aerobia en la superficie y una región anaerobia en el fondo (67). El propósito fundamental es remover la DBO aprovechando principalmente la simbiosis entre las algas y la bacteria (74).

El TRH varía entre 10 y 30 días (1, 67, 74, 76). La carga orgánica de estas lagunas, para países tropicales, puede oscilar entre 20 y 35 g/m²d con profundidades entre 1,5 m y 2,5 m. La relación largo: ancho usual es 2 a 3 como se muestra en la figura 1.8 (67, 68, 72, 73, 74).

Estos sistemas remueven entre un 60 y 80 % de la DBO₅ total de la alimentación y entre 4,0 y 5,0 órdenes logarítmicos en los coliformes fecales (67) y 2,0 hasta 3,5 ciclos logarítmicos de escherichia coli (74, 77), causado por el TRH, los rayos ultravioletas de la energía solar, y el aumento del pH por las actividades de las algas (74, 76, 78).

En estas lagunas se produce una acumulación de lodo en el fondo, el cual es degradado anaeróbicamente. (1, 74).

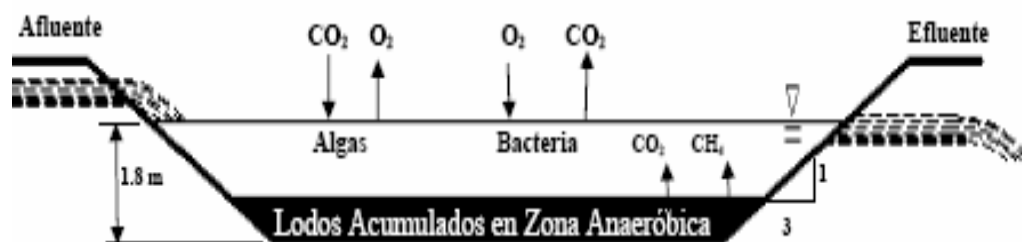


Figura 1.8 Laguna facultativa (74).

1.3.5 Cinética del proceso.

Existen variados criterios acerca de la selección del método más apropiado para el diseño y/o evaluación de lagunas de oxidación. Los procesos biológicos dentro

de la laguna son más continuos que discontinuos, por lo que se considera como un reactor a flujo continuo (67).

Para explicar la cinética del proceso existen varias hipótesis. Entre las más empleadas se encuentran la mezcla completa y el flujo tipo pistón; aunque, en realidad, las lagunas trabajan bajo un régimen que se llama flujo disperso, en el que se presentan simultáneamente ambos tipos de flujos (69).

Es común la construcción de sistemas que pueden trabajar en serie o en paralelo. Existen algunos modelos o esquemas que pretenden explicar los fenómenos que conforman el proceso, entre los más utilizados se encuentran:

- Diseño empírico por carga superficial (Towne, Davis y otros).
- Diseño empírico volumétrico (Gloyne, Hermann y otros).
- Cálculo de lagunas fotosintéticas (Oswald, Gotas y otros).
- Método racional basado en la cinética del proceso (Marais, Shaw y otros).
- Métodos o modelos basados en la dinámica del proceso en cuanto a los ciclos de nutrientes (Ferrara, Harleman, Thirumurthi y otros). (80)

1.3.5.1 Factores que influyen en el proceso depurado de las lagunas de estabilización.

Calidad del agua a tratar.

Un balance de nutrientes diferente al requerido 100:5:1 (DQO: N: P) reduce la eficiencia del tratamiento o inhiben el crecimiento de microorganismos, especialmente de las algas.

Temperatura.

Temperaturas por arriba de los 25 °C aceleran la biodegradación, cuando la temperatura disminuye se presenta una reducción de la población de algas y del metabolismo bacteriano implicando una disminución en la eliminación de la contaminación orgánica y bacteriológica.

Características climatológicas.

Las precipitaciones pluviales tienen una influencia; lluvias aisladas o escasas no provocan efectos significativos en las lagunas, con lluvia continua el tiempo de retención hidráulica se reduce mientras que lluvias intensas diluyen el contenido

de materia orgánica y acarrear material orgánico y mineral por medio del escurrimiento.

PH.

Durante las primeras horas del día, los valores de pH son bajos debido al exceso de CO₂ producido por la respiración bacteriana aerobia durante la noche. En el día el pH se eleva ya que las algas se encuentran en plena actividad fotosintética. Durante la noche el pH vuelve a declinar porque las algas dejan de consumir CO₂ y continúa la producción de CO₂ por la respiración de las bacterias.

TRH.

Para las Lagunas Anaerobias el TRH se calcula a partir de la carga orgánica volumétrica. TRH pequeños generan riesgos de producción de olores desagradables, mala calidad bacteriológica del efluente y menor eficiencia en la eliminación de DBO.

Profundidad de las lagunas.

Las Lagunas Anaerobias las profundidades garantizan que las zonas de anoxia estén situadas en a superficie, y junto con la carga orgánica y demás factores que intervienen, determinan un funcionamiento anaerobio. En las Lagunas Facultativas alturas inferiores de construcción a 1,0 m no evitan el desarrollo de vegetación enraizada en el fondo de las lagunas; por otro lado, profundidades superiores a 2,0 m dan lugar a que la zona de anoxia esté situada muy próxima a la superficie.

Intensidad de luz solar.

La luz solar constituye una fuente de energía para los procesos biológicos de la laguna y determina su estructura térmica. La penetración de la luz solar es de fundamental importancia en el funcionamiento de la laguna facultativa, afectando la supervivencia de patógenos y la concentración y producción de la población algal.

Oxígeno disuelto.

Es fundamental para la realización del proceso aerobio; varía en función del día y de la profundidad. La evolución diurna de una laguna muestra que el contenido de oxígeno es más elevado en el centro y en la superficie. Durante la noche, las corrientes térmicas mezclan las capas estratificadas, lo que garantiza una producción constante de oxígeno durante las mañanas. Esta variación a lo largo del día está dada también por la actividad algal.

Bacterias.

Intervienen en múltiples procesos, entre ellos el más importante es la eliminación de materia orgánica por la vía aerobia. También intervienen en los procesos de descomposición anaerobia, así como en los desnitrificación, nitrificación y acumulación de fósforo.

Algas.

Son organismos fotosintéticos, muchos de ellos unicelulares. Su utilización en los sistemas de depuración es como fuente de oxígeno en los sistemas extensivos. Las algas unicelulares reaccionan rápidamente a los cambios del medio ambiente. Los factores de crecimiento son: la iluminación, temperatura y condiciones de los nutrientes (76).

1.3.6 Ventajas y desventajas del tratamiento por lagunas.

Las ventajas más importantes de las lagunas están relacionadas con los aspectos económicos, ya que en comparación con otros tratamientos de residuales presentan un menor costo de inversión inicial y los costos de mantenimiento y operación son relativamente bajos. Otro aspecto significativo es que se logran altas remociones de contaminantes orgánicos; también se logra reducir en gran medida el contenido de microorganismos patógenos. Las algas que utilizan CO₂ aumentan el pH del medio por encima de 9, lo cual hace que las bacterias mueran, ya que no pueden vivir en pH superiores a 9. (67).

Los quistes y huevos de parásitos intestinales, presentes en el efluente de tratamientos convencionales no sujetos a cloración, no resisten las condiciones ambientales ya que estos se sedimentan con el tiempo (67). La generación de

lodos tiene lugar fundamentalmente en las Lagunas Anaerobias, en las que éstos se van acumulando durante un período de tres a cuatro años antes de que sea necesario su vaciado y limpieza, por tanto, no se generan diariamente fangos que haya que retirar o tratar, y debido al largo período de almacenamiento los fangos resultantes presentan un elevado grado de mineralización (80 - 85 %) (79). Presentan gran estabilidad y alta resistencia a los cambios bruscos en los volúmenes a procesar, así como en las cargas de contaminantes que pueden llegar en un momento determinado (67). No requiere personal calificado para su operación y mantenimiento; se integran fácilmente en el entorno. (81).

Los principales inconvenientes de las lagunas de estabilización son la presencia de materias en suspensión en el efluente debido a las altas concentraciones de fitoplancton (79); el tratamiento es lento comparado con otros sistemas y ocupan un área de terreno superior (67). Normalmente se construyen para poblaciones menores de 40 000 habitantes equivalentes. Para que realmente sean efectivas deben ser diseñadas correctamente y por seguridad se situaran en la dirección del viento y a distancias de 1 000 m de núcleos poblacionales si son anaerobias y al menos 500 m si son facultativas. Bajo condiciones desfavorables ya sean por las condiciones ambientales o por un incremento de la carga por encima de la de diseño, pueden producir olores desagradables (67). Otro posible inconveniente de esta técnica es cuando el efluente se va a reutilizar en riego, debido a que se producen pérdidas importantes de agua en verano debido a la evaporación. (79).

1.4 Humedales artificiales.

Son áreas que se encuentran inundadas por aguas superficiales y subterráneas con una frecuencia y duración tales que sean suficientes para mantener condiciones saturadas como se muestra en la figura 1.9 (82).

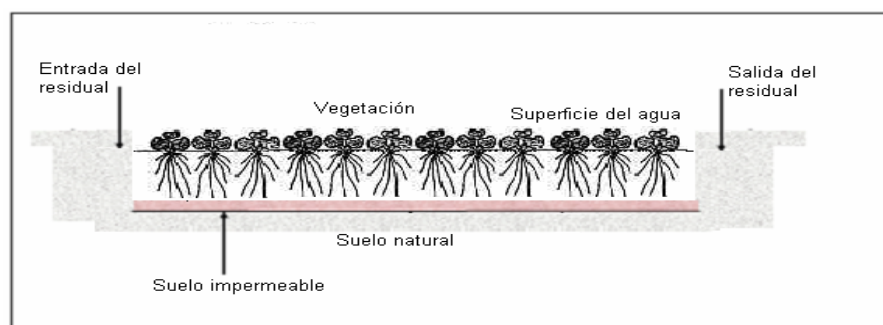


Figura 1.9 Sistema de plantas flotantes.

Los humedales artificiales se pueden clasificar en:

- *Sistemas de plantas emergentes de flujo superficial:* utilizan plantas tolerantes al encharcamiento como los carrizos (*Phragmites* sps), las eneas (*Typha* sps) y algunos juncos, enraizadas en los canales o lagunas de depuración. Dado que en este caso por las raíces circula una escasa cantidad de agua residual, su potencial de depuración es muy restringido.
- *Sistema de plantas emergentes de flujo subsuperficial:* similar al anterior, pero utiliza una capa de grava o de suelo por donde circula el agua por gravedad. Se obliga a pasar toda el agua residual por las raíces, lo que incrementa enormemente el rendimiento depurativo. Su mayor inconveniente es la rápida colmatación del terreno con el paso de los años, ya sea por las propias raíces y rizomas o por los sólidos sedimentados.
- *Sistema de plantas flotantes:* utilizan especies que son flotantes de forma natural, como las lentejas de agua (*Lemna*, *Wolffia*, *Spirodela*) el helecho (*Azolla* sps.) o el jacinto de agua (*Eichornia crassipes*). Tienen la ventaja de que el contacto entre las raíces y el agua residual es total y presenta una gran superficie (82-84).

El tratamiento del agua residual con humedales, se consigue mediante procesos físicos, químicos y biológicos naturales que se desarrollan en el ecosistema suelo-agua-planta; siendo capaces de eliminar, hasta cierto punto muchos de los contaminantes del agua residual como: sólidos suspendidos, materia orgánica, nitrógeno, fósforo, elementos traza y microorganismos (83). En la figura 1.9 se muestra un esquema de un humedal con sistema de plantas flotantes.

Por otra parte las plantas cosechadas en los sistemas de tratamiento pueden ser utilizadas en la alimentación animal y en la producción de biogás, entre otras alternativas. (85).

1.4.1 Factores que intervienen en el diseño de un humedal artificial.

Tipos de plantas y características de las mismas.

Algunas de las plantas acuáticas que más se han trabajado en Cuba en el tratamiento de residuales líquidos son: jacinto de agua, azolla y lemna (85). Estas plantas presentan una elevada capacidad de asimilación de nutrientes, alto

consumo de agua, elevada tolerancia a la humedad, baja sensibilidad a los constituyentes del agua residual y pocas necesidades de control (83); además presentan alrededor de un 5 % masa seca y un contenido de proteína entre un 25 y un 35 %. Este porcentaje de proteína indica que estas plantas pueden ser empleadas en la nutrición de animales, sustituyendo parte de la dieta por plantas cosechadas, dándose así un uso a este subproducto del proceso. En pruebas de digestibilidad realizadas en cerdos sustituyendo un porcentaje de la proteína con la de estas plantas acuáticas, dieron resultados satisfactorios (85).

Densidad de plantas óptimas.

Con la densidad de planta óptima se busca obtener las mayores remociones y que se produzca un cubrimiento adecuado de la superficie, sin que el exceso de ellas provoque el deterioro de las plantas y el defecto la aparición de espacios vacíos que permitirán la entrada de luz y con ello el crecimiento de algas que saldrían en el efluente.

Para condiciones de Cuba las densidades óptimas en estas plantas son:

- Jacinto de Agua cercana a 5 kg/m²
- Azolla cercana a 2 kg/m²
- Lemna cercana a 1 kg/m²

Velocidad de crecimiento.

La velocidad de crecimiento permite establecer, en cuanto crece, como promedio, la masa de plantas en los estanques y por lo tanto que cantidad hay que ir cosechando para mantener la densidad cercana a la óptima. En las plantas que ya se han mencionado se aprecia un crecimiento por día de aproximadamente un 10 % de la masa sembrada por lo que como régimen de cosecha debe establecerse una extracción que permita ir secando este exceso de masa de plantas que se va produciendo.

1.4.2 Forma de la laguna.

La forma de la laguna debe permitir que se pueda cosechar sin mucha dificultad las plantas, es por esto que se recomienda que sean estrechas y largas, en forma de canales. Cuando los canales diseñados son muy largos, debe el flujo de alimentación dividirse y producir una alimentación cada 10 o 15m

aproximadamente para evitar que se produzcan zonas en el canal con sobrecarga de contaminantes.

1.4.3 Profundidad del humedal.

Esta profundidad mínima persigue que no se produzca cambios bruscos en la temperatura del agua producto del calentamiento por la incidencia de los rayos solares, ya que estos cambios por lo general afectan el desarrollo y la vida de estas plantas. Con la profundidad también se persigue aumentar el TRH del residual para una misma área superficial. Las profundidades más recomendadas se encuentran entre 0,1 y 0,6 m.

1.4.4 Cargas orgánicas que admiten las plantas y cargas de nitrógeno y fósforo que requieren para el desarrollo de las mismas.

Por lo general los sistemas con plantas acuáticas, se sitúan después de algún tratamiento, por lo que las cargas orgánicas no deben ser muy elevadas (por debajo de 15 g de DBO/m²d). Sin embargo existen algunas plantas, como el Jacinto de Agua que puede trabajarse a cargas superiores con muy buenos resultados (85). Con respecto al nitrógeno y al fósforo en trabajos realizados se ha obtenido que en estos sistemas los niveles de depuración son hasta cuatro veces los que presentan una laguna tradicional, ya que las plantas lo consumen en su desarrollo y crecimiento, es por esto que rebajan considerablemente el contenido de nitrógeno y fósforo en los efluentes.

1.4.5 Niveles de evaporación que se producen en los sistemas con plantas.

Los niveles de evaporación varían con el tipo de plantas, teniendo casos que evaporan más que los respectivos espejos de agua como es el Jacinto de Agua y otros que evaporan menos como son la Lemna y la Azolla. Esta información es muy importante ya que la evaporación es uno de los términos del balance hídrico y puede hacer que el sistema fracase aunque en todos los demás aspectos del diseño no se hubiera cometido errores, (67).

1.4.6 Ventajas y desventajas del tratamiento con humedales.

Existe un buen número de razones para considerar las áreas forestales como posibles candidatos para el tratamiento y reuso de residuales. Se logran buenos

porcientos de remoción, tanto en materia orgánica, como de nutrientes. Los contenidos de sólidos suspendidos en los efluentes del sistema son muy bajos, mejorando considerablemente la calidad y apariencia visual de las mismas. Se obtiene como subproducto la biomasa de las plantas que por lo general contiene más de un 20 % en base seca de proteína, pudiendo ser empleado como fuente de nutrición animal o para ser incorporados a los suelos como abono orgánico. La remoción de microorganismos patógenos, es similar a una laguna, (67).

Este sistema de tratamiento también presenta riesgos que deben tomarse en cuenta, pues pueden crearse conflictos con el uso tradicional de los terrenos forestales, especialmente los que involucran la recreación. Las zonas forestales se establecen sobre terrenos con mayores pendientes, lo cual puede provocar el arrastre de contaminantes, mayor riesgo de contaminación de las aguas subterráneas, (83). Este sistema requiere de una mayor atención ya que es necesario cosechar sistemáticamente las plantas y atender el sistema, (67). Los sistemas de flujo superficial son un hábitat ideal para la reproducción de mosquitos, pero el control biológico se logra a través del uso de peces o la aplicación de agentes químicos.

2. FUNDAMENTO TEÓRICO.

2.1 Desechos y producción de biogás.

Se han realizado varios cálculos para estimar la cantidad de excreta que se producen en una explotación ganadera, sin embargo, es de remarcar que la cantidad producida de excretas varía básicamente por los siguientes factores: los ligados a las instalaciones, al animal y al alimento. Los factores ligados a las instalaciones afectan principalmente el contenido de agua de las excretas, así como la emanación de gases; por su parte, los factores ligados al animal y al alimento influyen directamente sobre la composición química de las excretas, por lo que el poder contaminante de las excretas es muy variable y depende de la calidad del alimento, del programa de alimentación y de la capacidad productiva, (103).

Se puede hacer un estimado de la producción de biogás y subsecuentemente de la biodegradación de la materia orgánica a partir de las sustancias que conforman el residual. Se asume generalmente que el contenido de CH₄ está entre 65 y 75 % y el de CO₂ entre 25 y 30 %, (10).

En la tabla 2.3 se muestra el rendimiento de biogás por kg de excretas y el porcentaje de ST promedio de los desechos vacuno y porcino.

La tabla 2.4 muestra la cantidad de biomasa generada que se toma de acuerdo a la clasificación del tipo de ganado y el estimado de la cantidad de excreta producida.

Tabla 2.3 Rendimiento de biogás y ST en los desechos vacunos y porcinos. (10)

Categoría de animal	Rendimiento de biogás (m ³ /kg)	ST (%)
Vacuno		
Grande	0,04	15,0 – 16,0
Mediano	0,04	15,0 – 16,0
Pequeño	0,04	15,0 – 16,0
Ternero	0,04	15,0 – 16,0
Porcino		
Grande	0,07	16,0
Mediano	0,07	16,0
Pequeño	0,07	16,0

Tabla 2.4 Cantidad de biomasa generada

Categoría de animal	Excreta (kg/d u)	Orina (l/d u)
Vacuno		
Terneros	4,0	3,0
Añojas	8,0	4,0
Novillos	10,0	12,0
Vacas	15,0	17,0
Toros	15,0	17,0
Bueyes	15,0	17,0
Porcino		
Cría	1,0	1,0
Preceda	1,5	2,0
Ceba	2,0	3,0
Reproductora	2,0	4,0
Semental	2,0	4,0

2.1.1 Metodología de diseño de digestores de cúpula fija.

Investigaciones realizadas por el Instituto de Investigaciones Porcinas, en La Habana, Cuba, demuestran que este sistema de tratamiento, para condiciones cubanas, permite remociones de sólidos totales entre 70 – 80 %, sólidos volátiles 70 – 85 %, (86) y concentraciones de DBO y DQO alrededor de un 60 y 70 % respectivamente, (87).

CRITERIOS DE DISEÑO

PARÁMETRO	VALOR
Tiempo de retención en base del volumen de lodo ^θ (80)	30 - 90
Carga de sólidos v [kg SS/m ³ d]	0,5 – 1,6

COEFICIENTES CINÉTICOS TÍPICOS PARA LODOS DOMÉSTICOS

PARÁMETRO	VALOR
Coeficiente de rendimiento Y [kg SSV/kg DBO]	0,040 – 0,100
Coeficiente de mantenimiento k_d [1/d]	0,020 – 0,040

CARACTERÍSTICAS DEL GAS PRODUCIDO

PARÁMETRO	VALOR
Densidad del gas D_{GAS} [kg/m ³]	1,118
Producción total [m ³ /kg SSV destruidos]	0,75 – 1,12
Poder calórico q [kJ/m ³]	22 400
Composición C_{CH_4} [% en volumen]	CH ₄ : 65 – 75 CO ₂ : 25 - 30

VARIABLES A CALCULAR

PARÁMETRO

- Volumen de lodo a la entrada V_{o1} [m³/día]
- Concentración de contaminantes en el lodo digerido S_1 [kg DBO/m³]
- Porcentaje de estabilización del lodo Est. [%]
- Volumen total de gas producido V_{GAS} [m³/d]
- Volumen de gas metano producido V_{CH4} [m³/d]
- Sólidos volátiles producidos P_x [kg/día]
- Masa de lodo digerido M_d [kg/día]

DIMENSIONES A CALCULAR

PARÁMETRO

Volumen del digestor V [m³]

- Volumen de lodo a la entrada.

$$V_{o1} = \frac{SSo * Qo}{Do * Pso} * 100 \dots\dots\dots(2.1)$$

Tiempo de retención.

$$\theta_1 = \frac{SSo * Qo}{Vo * V} \dots\dots\dots(2.2)$$

Concentración de contaminantes en la salida

$$S_1 = S_o * (1 - E) \dots\dots\dots(2.3)$$

Masa de sólidos suspendidos volátiles.

$$P_x = \frac{Y * Qo * (S_o - S_1)}{1 + kd * \theta} \dots\dots\dots(2.4)$$

Porcentaje de estabilización del lodo.

$$E_{EST} = \frac{Q_o * (S_o - S_1) * 1,42 * P_x}{Q_o * S_o} * 100 \dots\dots\dots(2.5)$$

Volumen de gas total producido.

$$V_{GAS} = \left(\begin{matrix} \text{Cantidad excretas porcinas} * R_{\text{endimiento biogás porcino}} \\ \text{Cantidad excretas vacunas} * R_{\text{endimiento biogás vacuno}} \end{matrix} \right) \dots\dots\dots(2.6)$$

- Volumen de gas metano producido.

$$V_{CH4} = V_{GAS\ TOTAL} * C_{CH4} \dots\dots\dots(2.7)$$

- Masa de lodo digerido.

$$Md = D_o * V_o - D_{GAS} * V_{GAS} \quad \text{TOTAL} \dots\dots\dots(2.8)$$

- Volumen del digestor.

$$V = \theta * V_o \dots\dots\dots(2.9)$$

2.1.2 Manejo de lodos.

Como se mencionó anteriormente la extracción de lodos se hará por medio de una tubería de extracción de lodos.

El volumen de lodos Q_{LODO} [m³] a extraer es:

$$Q_{LODO} = \frac{W_s}{\left(\frac{100 - P}{100}\right) \rho_w * S} \dots\dots\dots(2.10)$$

Donde:

- Contenido de humedad P [%]
- Densidad del agua ρ_w [Kg/m³]
- Gravedad específica de los lodos S [adimensional]
- Masa de sólido (sólido seco) W_s [kg]

Para los lodos orgánicos cuyo contenido de humedad sea del 90 % o mayor, su gravedad específica puede ser tomada como 1,0 sin cometer mucho error. Para efectos prácticos puede asumirse que la densidad del agua es 1 000 Kg/m³ en el intervalo de temperatura de 20 y 40 °C (88).

La masa de sólido seco será:

$$W_s = SS * Q * 10^{-3} \dots\dots\dots(2.11)$$

Donde:

- Fracción de los sólidos que es removida f [%]
- Sólidos suspendidos en el agua que entra SS [mg/L]
- Flujo de agua residual que entra Q [m³/d]

Como consecuencia de la digestión anaerobia, se produce una deshidratación de los lodos, por lo que se produce un volumen de agua dado (88). El volumen de agua producido por deshidratación será:

$$Q_w = \frac{1}{10} * \left(\frac{1}{C_{s_1}} - \frac{1}{C_{s_2}} \right) * W_s \dots\dots\dots(2.12)$$

Donde:

- Cambio de concentración de un lodo desde Cs1 y Cs2 [%]

2.1.3 Lecho de secado.

El método más común de secado de lodos espesados es el de los lechos de secado, teniendo en cuenta su economía y que no requiere de personal especializado. El secado en los lechos se produce a través de los procesos de percolación y evaporación. Por esta razón su diseño y empleo está influido por las condiciones climáticas prevalecientes. La fracción de agua que se elimina por percolación varía de 0,2 a 0,5 en dependencia del contenido inicial de sólidos y de sus características, así como de la radiación solar que incide sobre el mismo (88).

Se acepta que la evaporación que ocurre en el lodo húmedo es el 75 % de la que ocurre en el agua, así como que el 43 % del agua de lluvia es drenada y el 57 % restante se evapora (88).

Se estima que el tiempo de secado del lodo es aproximadamente 3 semanas, pero esto varía de acuerdo a la lluvia y condiciones adversas (74).

2.2 Metodología de diseño de lagunas de estabilización.

2.2.1 Laguna anaeróbica.

Para el diseño de la laguna anaeróbica se utilizará el método de la carga orgánica superficial combinada con la ecuación de Marais, (74):

$$B_A = \frac{S * Q}{A_A} \dots\dots\dots(2.13)$$

Donde:

- Concentración inicial de la DBO en el afluente S [mg/l]
- Flujo de la alimentación de la laguna Q [m³/d]
- Área de la laguna anaeróbica A_A [m²]
- Carga orgánica superficial B_A [g/m³ d]

La relación largo – ancho más recomendable de una laguna anaeróbica es de 1:1 a 1:1,5.

Se calcularán las dimensiones de acuerdo a la siguiente fórmula:

$$V_A = A_B * h \dots\dots\dots(2.14)$$

Donde:

$$A_B = l * a \dots\dots\dots(2.15)$$

Para comprobar la carga volumétrica:

$$CV = \frac{S * Q}{V_A} \dots\dots\dots(2.16)$$

Para el diseño de una laguna anaeróbica se aplica el modelo de Vincent (67, 74, 78).

$$\frac{S_e}{S_0} = \frac{1}{1 + k' * \theta} \dots\dots\dots(2.17)$$

Donde:

- Constante global anaerobia de remoción de la DBO k^l [1/d]

$$k' = K * \left(\frac{S_e}{S_0} \right)^n \dots\dots\dots(2.18)$$

- Constante de reacción K [1/d]
- Constante adimensional n [adim.]

Para elevaciones moderadas (menos de 1000 msnm) y temperaturas cercanas a 22 °C se ha utilizado un valor de $k= 6$ 1/d y de $n = 4,8$ (10, 67).

La remoción de sólidos suspendidos de este proceso de tratamiento anaeróbico es del orden de 70 %. Estos sólidos se acumulan en el fondo de las lagunas, donde están digeridos bajo las condiciones anaeróbicas, hasta que disminuyen el volumen y afectan el proceso anaeróbico; los gases de descomposición forman burbujas que causan una fracción de los lodos a subir, formando la nata de la superficie, (74).

2.3 Laguna facultativa.

En el diseño de la laguna facultativa, se utilizará el método de diseño de las cargas orgánicas combinada con la ecuación de Marais, (67, 74).

$$B_A = \frac{S * Q}{A_{LAG. FAC}} \dots\dots\dots(2.19)$$

Donde:

- Área de la laguna facultativa $A_{LAG. FAC}$. [m²]
- Carga orgánica superficial B_A [g DBO/m² d]
- Concentración inicial de la DBO en al afluente S [mg/ L]
- Flujo que entra a la laguna Q [m³/d]

El valor de carga orgánica puede tomarse de la experiencia práctica de lagunas que ya operan en la región o a través de algunas expresiones desarrolladas en función de la temperatura (67).

Utilizando la ecuación de Mara (67):

$$B_A = 350 * 1,107^{-0,002 T} \dots\dots\dots(2.20)$$

La relación largo – ancho más recomendable de una laguna facultativa es de 1:1,5 a 1:2.

Las lagunas son construidas en forma de prisma; de acuerdo a la profundidad que se diseñe y al talud, se le restará a las dimensiones, como se representa en la figura 2.5.

$$\begin{aligned} l' &= l - h * talud \\ a' &= a - h * talud \end{aligned} \dots\dots\dots(2.21)$$

El volumen de la laguna $V_{LAG. FAC}$ será:

$$V_F = \frac{H}{6} * (la + l'a + 2 * l'a' + la') \dots\dots\dots(2.22)$$

El tiempo de retención de la laguna facultativa se determinará por la siguiente expresión:

$$\theta_F = \frac{V_{LAG}}{Q} \dots\dots\dots(2.23)$$

En el diseño se utilizará el modelo de Marais (67, 74):

$$\frac{S}{S_0} = \frac{1}{1 + k * \theta_{LAG}} \dots\dots\dots(2.24)$$

Donde:

- Constante cinética del sistema k [1/d]

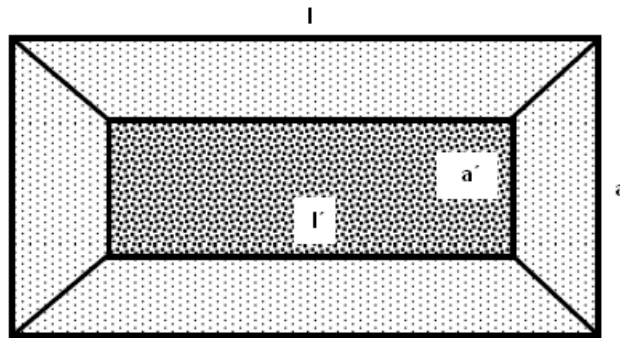


Figura 2.5 Dimensiones de la laguna facultativa.

El valor de esta constante depende de la naturaleza del residual que se tratará en la laguna y de las condiciones ambientales, especialmente de la temperatura, aunque se puede determinar por la experiencia con lagunas que operen con residuales y condiciones ambientales similares que tenga el diseñador o que se puedan obtener por la literatura. Se han realizado trabajos dirigidos a comprobar la aplicación del modelo de Marais a sistemas de lagunas experimentales y planta piloto obteniendo buen ajuste entre los resultados esperados y los resultados reales, una vez que se determine la constante del sistema con los datos de las corridas. Un caso experimental trabajado con dos lagunas en serie a nivel de planta piloto durante 7 meses con un residual doméstico donde se lograron eficiencias de remoción entre 55 y 86 % para tiempos de retenciones totales entre 2 y 6 días respectivamente y se ajustó el modelo de Marais con un coeficiente r = 0,97, dando el valor de la constante cinética igual a 0,63 1/d, (67).

La eficiencia de remoción de la laguna facultativa se calcula por la siguiente expresión:

$$\% \text{ Remoción} = \frac{S_0 - S}{S_0} \dots\dots\dots(2.25)$$

2.3.1 Diseño físico y aspectos de construcción de las lagunas.

El diseño físico es muy importante para el funcionamiento de una laguna como el diseño del proceso y puede afectar fundamentalmente la eficiencia del tratamiento. En el diseño físico incluyen factores como la selección del terreno, las dimensiones actuales de las lagunas compatibles con la topografía, el diseño de los taludes, incluyendo el revestimiento interior y la profundidad del bordo libre, el diseño de la entrada, salida, e interconexiones de las lagunas, la construcción de la ornamentación y aislamiento de las lagunas de acceso directo; y la construcción de las facilidades para el operador y vigilante (74).

Selección del terreno.

El terreno seleccionado para la construcción de las lagunas será ubicado con respecto a la topografía, viviendas existentes y proyectadas, y la dirección del viento (74).

El sitio seleccionado debe tener una topografía con poca pendiente por lo que minimiza el movimiento de tierra, pero que permita aprovechar el flujo de gravedad para evitar el uso de bombeo y ubicarse arriba del nivel de inundaciones. Un sistema de lagunas debe ubicarse a una distancia mayor de 200 m y preferiblemente mayor de 500 m de la población a la que sirve, a favor de la dirección del viento (74, 75).

Diseño geotécnico.

Se diseñan los taludes interiores del terraplén para que tengan una relación de 3, 1 (horizontal a vertical). El diseño de los taludes exteriores está basado en un análisis de la mecánica de suelos usando los resultados de los ensayos de los suelos; dependiendo de los resultados, se puede variar de 1,5: 1 a 2: 1 (horizontal a vertical). La impermeabilización puede ser de arcilla, suelo, o membranas sintéticas, lo más recomendable y más apropiada es de arcilla. La arcilla debe ser puesta en capas con un espesor total, por los menos de, 5 a 10 cm, y cubierta con una capa de suelo o arena para protegerla; también se puede utilizar una mezcla de arcilla con suelo o arena en vez de usar arcilla pura. La tasa de infiltración de impermeabilización con arcilla en una laguna a largo plazo, después de un año de operación, ha sido reportada como $0,006 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$ (74).

Balance hídrico.

Para que un sistema de lagunas mantenga el nivel de líquido óptimo para una adecuada operación, es necesario que se cumpla con el balance hídrico, (74, 91).

El balance viene dado por la ecuación (74):

$$Q_{AFL. LAG} = Q_{EFL. LAG} + Pr + Pc - E + Pe \dots\dots\dots(2.26)$$

Donde:

- Caudal promedio de afluente de la laguna al sistema $Q_{AFL. LAG}$ [m³/d]
- Caudal promedio de efluente a la laguna $Q_{EFL. LAG}$ [m³/d]
- Precipitación media mensual que cae sobre la laguna convertida en media diaria Pr [m³/d]
- Infiltración del agua subterránea hacia la laguna Pc [m³/d]
- Evaporación media mensual convertida en media diaria E [m³/d]
- Pérdidas por percolación Pe [m³/d]

Medición de caudales.

La medición de caudales es fundamental para poder determinar la carga hidráulica y orgánica al sistema de lagunas. Un registro de caudales permite la evaluación de la eficiencia del tratamiento, el diagnóstico de una laguna que no funciona bien, la determinación de la magnitud de infiltración y un cálculo aproximado de cuándo el sistema de lagunas llegará a su capacidad de carga. El medidor más apropiado es la canaleta Parshall prefabricada. El caudal instantáneo en cada momento se obtiene por la aplicación de la ecuación, (67):

$$Q = 0,37 * 0,28 H^{1,56 W} \dots\dots\dots(2.27)$$

Donde:

- Caudal instantáneo Q [m³/s]
- Ancho del estrechamiento W [m]
- Calado del agua en el punto de observación fijo H [m]

Las otras estructuras para medir caudales, como vertederos, no son tan apropiadas para aguas residuales porque se acumulan sólidos y por lo tanto requieren más mantenimiento, (74).

Diseño y ubicación de las estructuras de entrada y salida.

El diseño del flujo hidráulico es un factor clave para el funcionamiento de una laguna. El mejor tratamiento siempre será con un régimen hidráulico que se aproxime al flujo del tipo pistón, (67, 74, 92, 93). Sin embargo, si hay zonas hidráulicas muertas en la laguna, el tiempo de retención hidráulica será menor que el valor teórico calculado, afectando la eficiencia del proceso de tratamiento. Por lo tanto, el factor fundamental en el diseño hidráulico de una laguna es que el régimen hidráulico se aproxime al flujo del tipo pistón tanto como sea posible. En las lagunas facultativas para evitar los problemas de cortos circuitos hidráulicos y zonas muertas, se debe utilizar canales abiertos de entrada que descargan al nivel de agua y dispositivos múltiples de entrada y salida, (74) pues promueven la distribución uniforme de lodos depositados al fondo de la laguna, (74, 94, 95).

2.4 Metodología de diseño de humedales artificiales.

2.4.1 Cinética del proceso.

$$\frac{S}{S_0} = A \exp \left(-0,7 * K_T * A_V^{1,75} * \theta \right) \dots \dots \dots (2.28)$$

Donde:

- Concentración de contaminante a la entrada S_0 [mg/L]
- Concentración de contaminante a la salida S [mg/L]
- Coeficiente empírico que representa la fracción de DBO no removida A [adim.]. Para tratamientos terciarios toma valor de 0,9
- Constante de primer orden dependiente de la temperatura K_T [1/d]

$$K_T = K_{20\text{ }^\circ\text{C}}^{1,6 * (T - 20)} \dots \dots \dots (2.29)$$

Se acepta valores de $K_{20\text{ }^\circ\text{C}}=0,678$ 1/d.

- Área superficial disponible para la actividad microbiana A_V [m^2/m^3].
- Tiempo de retención θ [d]

Área de la celda.

$$A_s = L * W = \frac{Q * \ln \left(\frac{S_0}{S} \right)}{K_r * y * n} \dots\dots\dots(2.30)$$

- Flujo de entrada al sistema Q [m³d]
- Profundidad promedio y [m]. Valores típicos entre 0,1 y 0,46.
- Espacio disponible para el paso del agua por el sistema n [adim.]. Se aceptan valores entre 0,65 y 0,75.
- Largo y ancho de la celda respectivamente L y W [m].

Tiempo de retención.

$$\theta = \frac{L * W * y * n}{Q} \dots\dots\dots(2.31)$$

2.4.2 Evaluación y selección del sitio.

El sistema de flujo superficial requiere una topografía uniforme con un fondo nivelado con permeabilidad menor de 5,0 mm/h. La ubicación del humedal debe estar protegida de la avenidas y ubicadas en espacios abiertos particularmente en aquellas cerca de humedales existente. El clima tropical favorece el proceso de autopurificación, (84, 85).

2.5 Evaluación de los impactos medioambientales.

Producto de la cría de intensiva de bovinos y porcinos, se generan residuales, que sin duda alteran la estructura del suelo, pues aporta materia orgánica que modifica la cantidad de nitratos y nitritos, aumenta los compuestos inorgánicos, se contaminan las aguas, se desprende amoníaco a la atmósfera, etc. Si estos purines se concentran en ciertos puntos o zonas y se incorporan al terreno, los impactos provocados no solo serán negativos, sino significativos e inaceptables, por lo que la aplicación de tecnologías purificadoras, que anulen en gran medida estos efectos se hace necesario.

Existen varios métodos para la evaluación de los impactos ambientales entre los que se destacan los del orden cualitativo. El método de los economistas para determinar el nivel óptimo de protección al medio ambiente es débil; pues se apoya en la idea que el medio ambiente puede ser valorado en dinero,

desconociendo que una proporción significativa del valor del medio ambiente es imposible de conocer. Otra crítica está fundamentada en el desconocimiento que este método manifiesta, respecto al valor en sí mismo que posee el medio ambiente. Se mide y analiza el valor del medio ambiente únicamente en función de lo que éste les brinda a los seres humanos, olvidando que también tiene un valor intrínseco, que es independiente de cualquier beneficio que la sociedad humana le pueda extraer. Se añade, además, que es difícil definir beneficios (valores monetarios) a acciones de mitigación de efectos negativos sobre el medio, proyectos netamente ambientales, (96).

Para el análisis y evaluación del impacto ambiental se utilizará el método preliminar cualitativo Matriz de Leopold, el cual consiste en el desarrollo de la matriz que contempla el efecto de las acciones del proyecto sobre la mitigación de los factores que ocasionan el impacto negativo sobre el medio y sirve de base para determinar los efectos de la matriz de importancia, se resumida en la tabla 2.5.

La importancia del impacto toma valores entre 13 y 100, clasificándose de irrelevantes (menores de 25), moderados (entre 25 y 50), severos (entre 50 y 75) y críticos (entre 75 y 100) (97).

Tabla 2.5 Resumen de efectos de la matriz de importancia.

<p>NATURALEZA</p> <p>— Impacto beneficioso +</p> <p>— Impacto perjudicial -</p>		<p>INTENSIDAD (I) (Grado de Destrucción)</p> <p>— Baja 1</p> <p>— Media 2</p> <p>— Alta 4</p> <p>— Muy alta 8</p> <p>— Total 12</p>
<p>EXTENSION (EX) (Area de influencia)</p> <p>— Puntual 1</p> <p>— Parcial 2</p> <p>— Extenso 4</p> <p>— Total 8</p> <p>— Crítica (+4)</p>		<p>MOMENTO (MO) (Plazo de manifestación)</p> <p>— Largo plazo 1</p> <p>— Medio plazo 2</p> <p>— Inmediato 4</p> <p>— Crítico (+4)</p>
<p>PERSISTENCIA (PE) (Permanencia del efecto)</p> <p>— Fugaz 1</p> <p>— Temporal 2</p> <p>— Permanente 4</p>		<p>REVERSIBILIDAD (RV)</p> <p>— Corto Plazo 1</p> <p>— Medio Plazo 2</p> <p>— Irreversible 4</p>
<p>SINERGIA (SI) (Regularidad de la manifestación)</p> <p>— Sin sinergismo (simple) 1</p> <p>— Sinérgico 2</p> <p>— Muy sinérgico 4</p>		<p>ACUMULACION (AC) (Incremento progresivo)</p> <p>— Simple 1</p> <p>— Acumulativo 4</p>
<p>EFECTO (EF) (Relación causa - efecto)</p> <p>— Indirecto (secundario) 1</p> <p>— Directo 4</p>		<p>PERIODICIDAD (PR) (Regularidad de la manifestación)</p> <p>— Irregular o aperiódico y discontinuo 1</p> <p>— Periódico 2</p> <p>— Continuo 4</p>
<p>RECUPERABILIDAD (MC) (Reconstrucción por medios humanos)</p> <p>— Recuperable de manera inmediata 1</p> <p>— Recuperable a medio plazo 2</p> <p>— Mitigable 4</p> <p>— Irrecuperable 8</p>		<p>IMPORTANCIA (I)</p> $I = \pm (3 I + 2EX + MO + PE + RV + SI + AC + EF + PR + MC)$

CAPÍTULO II. MATERIALES Y MÉTODOS.

2.1 Ubicación geográfica y condiciones ambientales.

La finca del campesino Pascual Mojena, ubicada en la comunidad “El dorado”, del municipio Bayamo, provincia Granma. En esta viven 8 personas y trabajan alrededor de 25 obreros.

Según datos del Centro de Meteorología Provincial (CMP), de la delegación del Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente, (100) de Bayamo, Granma, el clima de la zona es subtropical húmedo moderado, influenciado por las condiciones marítimas tropicales siendo la humedad relativa de un 81%. Se observan dos estaciones muy definidas; la seca, de noviembre a abril y la de lluvia, de mayo a octubre. La temperatura media anual es de 25,0 °C, la media en invierno es de 24,0 °C y la de verano es de 26,5 °C, con pocas variaciones durante todo el año quedando evidente que para el desarrollo de plantas para la producción de biogás las temperaturas se encuentran favorablemente bajo el rango de trabajo *mesofílico* por lo que no se hace necesario el suministro de calor para mantener el proceso.

2.2 Caracterización de la unidad.

Como alternativa de economía para la familia, existen 2 instalaciones para la cría de animales: una para cerdos y otra para ganado vacuno, que generan un importante volumen de residuos, que son vertidos a una charca, sin ningún tratamiento previo, y posteriormente la disposición final es a un afluente del río Yao. Esta situación ocasiona problemas ambientales serios, además del desaprovechamiento del potencial de biogás.

La elaboración de los alimentos se hace por medio de una cocina para la quema de leña, necesitando grandes volúmenes de madera, que es extraída de las zonas aledañas y la Sierra Maestra, provocando un importante impacto ambiental.

2.3 Volumen de agua residual.

- **Medición de caudal.**

Los vertedores consisten básicamente en una obstrucción en la que se estanca el líquido y vierte por encima de ella, (88).

Para la determinación del flujo de agua residual se utilizará un vertedor rectangular. En la figura 2.2 se muestran las características fundamentales de un vertedor rectangular.

El vertedor utilizado tiene longitud y altura de cresta de 0,20 y m 0,25 m respectivamente.

El caudal de agua residual Q_{AR} [m³/s] viene dado por la siguiente ecuación (88, 104):

$$Q_{AR} = 1,84 * L * H^{1,5} \dots\dots\dots(3.1)$$

Donde:

- Longitud de la cresta L [m]
- Carga sobre la cresta H [m]

Se realizaron 7 mediciones, en igual números de días consecutivos.

• **Volumen de agua de limpieza por norma.**

Se considera 50 litros por puerco como norma de consumo de agua para un animal equivalente a 100 kg de peso (100, 105). Se tomará solo en consideración el agua utilizada en el lavado de los cerdos, pues el estiércol del vacuno se acarrea y se vierte en el tanque de homogeneización.

Población equivalente PE [u] de cerdos para 100 kg de peso:

$$PE = \frac{\text{Peso total kg}}{100 \text{ kg/u}} \dots\dots\dots(3.2)$$

• **Agua de limpieza necesaria.**

El volumen de agua necesaria para obtener una concentración de 8% de ST, está determinada por la ecuación:

$$\frac{\% MF}{W_s + W_w} = \frac{8}{100} \dots\dots\dots(3.3)$$

Donde:

- Porcentaje de material de fermentación %MF [kg ST]
- Masa de sólidos W_s [kg/d]
- Volumen de agua W_w [kg/d]

2.4 Caracterización del residual.

La contaminación de un agua se estima en función de varios parámetros, siendo los más importantes y característicos los siguientes: caudal, concentración de sólidos suspendidos, DBO5 y la DQO. Además y con el objeto de permitirnos tener un mayor conocimiento del origen de la contaminación, existe otra serie de parámetros que nos permiten valorar su contaminación: pH, temperatura, nitrógeno y fósforo.

Por lo que es de gran importancia conocer, con el mayor grado de certeza posible, la composición de un agua residual utilizando un procedimiento de muestreo que responda en el mayor grado posible a la realidad. Las determinaciones que se realicen deben ser representativas, para lo cual estas deben ser proporcionales al flujo.

Toma y preparación de la muestra.

Para realizar la caracterización, a partir de su composición y concentración, se tomó una muestra del residual procedente de la limpieza de los corrales.

La muestra fue conservada en frío hasta su llegada al laboratorio en donde se realiza la caracterización a su caracterización.

Métodos de caracterización utilizados.

Las técnicas empleadas para la cuantificación de los parámetros físico-químicos para llevarse a cabo serán los métodos estándar (8, 106). Se determinarán los ST, SV, Cenizas, DQO, DBO, N_t , pH y P.

2.5 Preparación del experimento.

Para la realización de la investigación se utilizarán 3 reactores discontinuos plásticos aforados de 2,0 L de capacidad con tapas herméticas, con válvulas en la tapa, para el ingreso del material y la toma de muestras, respectivamente. En la tapa también se introduce una manguera para la salida del biogás, la cual se

conecta al gasómetro de 4,0 L, y probetas graduadas, destinadas a medir el volumen de gas generado por desplazamientos de líquido; como se representa en la figura 2.1.

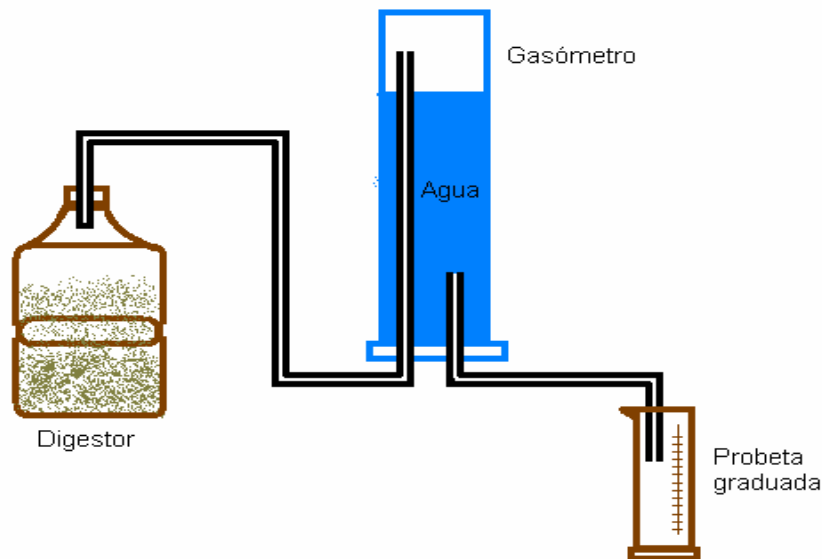


Figura 2.1 Esquema del experimento.

Adicionalmente, se utilizará estiércol vacuno como inóculo, el cual contiene fuentes de carbono, proteínas y minerales necesarias para el crecimiento bacteriano. El estiércol será diluido en agua destilada con una relación de 1: 1 y se verterá 0,5 L de la mezcla en los reactores. Luego se alimentarán los reactores, cada 2 d, con 50 mL de glucosa diluida en agua destilada hasta completar 1,75 L, durante 20 d, a temperatura ambiente promedio de 25 °C. Al cabo de ese tiempo, y generada ya la flora bacteriana, se sacará parte del material, dejando en 0,25 L el inóculo adaptado.

Se realizarán 3 mezclas: de vacuno, de porcino y vacuno con porcino (50 % vacuno y 50 % porcino), con una composición de 8,0 % de ST, también a temperatura ambiente; posteriormente se caracterizarán de acuerdo a los parámetros SV, SST, DQO, DBO, Nt, y Pt

Se cargarán cada reactor con 1,5 L de cada mezcla correspondiente hasta completar 1,75 L. Se cuantificará, a diario, la producción de biogás. La duración del experimento será de 30 d. Se caracterizará el efluente final de acuerdo a los parámetros ST, SV, SST, DQO, DBO, Nt, NH₄-N y Pt.

Las mezclas que se utilizarán para alimentar los digestores y auxiliándose de la ecuación (3) para un 8,0 % de ST, presentarán las siguientes composiciones mostradas en la tabla 3.1.

Tabla 3.1 Composición de las mezclas que alimentarán a los digestores con 8,0 % ST.

Masa de alimento	Digestor Vacuno	Digestor Porcino	Digestor Vacuno y porcino
Masa de estiércol vacuno (kg)	0,50	-	0,25
Masa de estiércol porcino (kg)	-	0,50	0,25
Masa de agua (kg)	1,0	1,0	1,0
Masa de inóculo (kg)	0,25	0,25	0,25

2.6 Análisis estadístico.

El análisis estadístico se hará utilizando el software Statgraphics Plus 5.1 Esp. Se realizarán análisis de varianza de media y desviaciones típicas, con un nivel de significación de 95 %, para comprobar si existen diferencias significativas entre las muestras, auxiliándose, también, de diferentes gráficos que permitirán confirmar el análisis de la varianza.

CAPÍTULO III. ANÁLISIS Y DISCUSIÓN DE LOS RESULTADOS

3.1 Características del ganado.

El área para cerdos tiene 100 animales repartidos entre cría, preceba, ceba, reproductora y semental; ver tabla 3.1.

Tabla 3.1 Cantidades y peso promedio de cabezas de cerdo.

CATEGORÍA	CRÍA	PRECEBA	CEBA	REPROD.	SEMENTAL
Cantidad (u)	25	28	41	5	1
Peso prom.(kg/u)	3,75	14,75	41,50	95,00	120,0

El área para ganado vacuno cuenta con un total de 60 ejemplares, divididos en terneros, añojas, novillas, vacas, toros y bueyes; ver tabla 3.2.

Tabla 3.2 Cantidades y peso promedio de cabezas de ganado vacuno.

CATEGORÍA	TERNEROS	AÑOJAS	NOVILLAS	VACAS	TOROS	BUEYES
Cantidad (u)	7	9	11	25	4	4
Peso prom.(kg/u)	70,0	100,0	250,0	350,0	400,0	450,0

3.1.2 Cantidad biomasa generada.

La tabla 3.3 muestra la cantidad de desechos generados por los animales; el tiempo de estabulación del ganado vacuno es de aproximadamente 12 horas.

Producto del desecho de los animales se generan 514,0 kg/d de estiércol, que es igual a 0,514 t/d. De todo este excremento, como se muestra en la figura 3.1, el mayor porcentaje es de origen vacuno con un 69 % y el resto de origen porcino con un 31 %.

Biomasa generada de vacuno y porcino

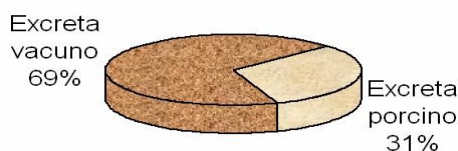


Figura 3.1 Biomasa generada, de origen vacuno y porcino.

Tabla 3.3 Desechos generados por el ganado vacuno y porcino.

Categoría de animal	Excretas (kg/d)	Orina (l/d)
Vacuno		
Terneros	28,00	28,00
Añojas	72,00	54,00
Novillos	110,00	88,00
Vacas	375,00	425,00
Toros	60,00	68,00
Bueyes	60,00	668,00
Subtotal	705,00	775,00
Porcino		
Cría	25,00	25,00
Preceda	45,00	56,00
Ceba	82,00	123,00
Reproductora	10,00	20,00
Semental	2,00	4,00
Subtotal	161,00	228,00
Total	514,00	1 003,00

Solamente se tiene en cuenta el volumen diario de orina de cerdos, 228,0 l/d. No se tiene en cuenta la de origen vacuno pues se considera que las micciones las realizan en el área de pastoreo.

3.1.3 Agua utilizada en el lavado de los cerdos.

Según los datos tomados por los aforos realizados con el vertedor rectangular, la cantidad de agua varía entre 1,96 y 2,43 m³/d.

Realizando una comparación entre la cantidad de agua por la norma de limpieza para porcinos (1,40 m³/d) y la cantidad de agua de limpieza utilizada existe una relación 1:1,59; lo que se concluye que se utiliza más agua que la planteada por la norma (ver anexo 2).

3.2 Caracterización de las mezclas.

La caracterización de las diferentes mezclas se observan en la tabla 3.4.

Como puede apreciarse los valores de DBO y DQO de las mezclas son muy grandes lo que indica un alto poder contaminante.

Tabla 3.4 Caracterización de las mezclas antes del experimento.

Parámetro	Vacuno	Porcino	Vacuno y porcino
SV (%)	7,3	8,4	7,8
SST (mg/L)	30 622	32 365	31 410
DQO (mg/L)	66 156	67 305	66 730
DBO (mg/L)	32 234	35 567	34 900
Nt (% ST)	13,2	10,0	12,1
Pt (%ST)	1,2	1,0	1,1
pH	8,1	6,3	7,3

3.2.1. Resultados del experimento.

Los resultados se exponen según van variando los factores considerados. La digestión se realiza por un período de 30 días, sin tomar en consideración el tiempo de adaptación que tuvo el inóculo por espacio de 20 días. En la figura 3.2 se muestra el comportamiento de la producción de biogás por día, observándose que el digestor que contiene mezcla de estiércol vacuno y porcino en la producción de biogás es mayor que la de los demás digestores. Los picos superiores de producción de gas se encuentran en el intervalo de los días 6 y 8 para los 3 reactores, (ver anexo 3).

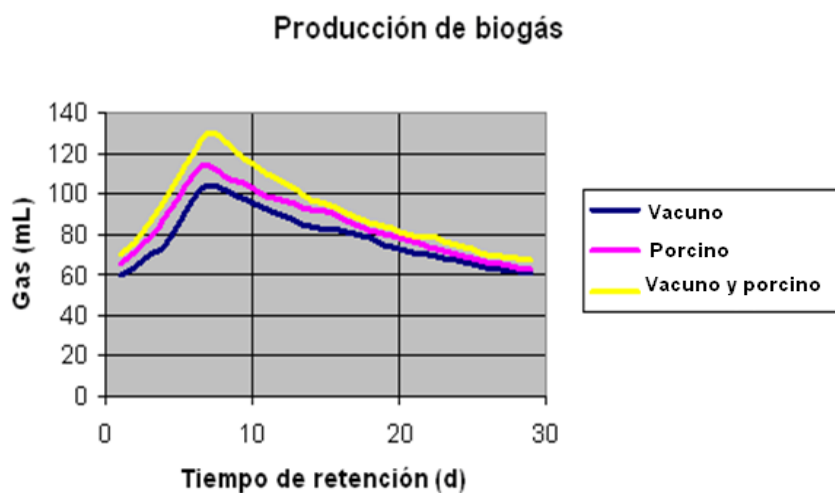


Figura 3.2 Producción de biogás por los digestores.

Como muestra la tabla 3.5, la mayor cantidad de biogás lo obtuvo el reactor alimentado con mezcla de vacuno y porcino con 2 711 mL y los demás reactores generaron 2 509 y 2 327 mL de biogás con mezcla de porcino y vacuno

respectivamente. El reactor cargado con mezcla de porcino y vacuno experimentó un crecimiento en la producción de biogás en un 7 % en comparación con el reactor cargado con mezcla de porcino y 14 % con el reactor alimentado con mezcla vacuno.

Tabla 3.5 Cantidad total de biogás obtenida.

Reactores	Cantidad de biogás (mL)
Vacuno	2 327 mL
Porcino	2 509 mL
Vacuno y Porcino	2 711 mL

En la tabla 3.6 se observa la caracterización del líquido sobrenadante de cada reactor.

Tabla 3.6 caracterización del líquido sobrenadante de cada reactor.

Parámetro	Vacuno	Porcino	Vacuno y porcino
ST (%)	3,00	3,50	3,20
SV (% ST)	1,83	2,52	2,11
SST (mg/L)	12 248	11 328	11 935
DQO (mg/L)	15 215,00	18 845,00	16 682,00
DBO (mg/L)	9 992,00	13 159,00	12 215,00
Nt (% ST)	2,60	1,60	1,15
Pt (% ST)	1,10	0,90	1,00
pH	7,6	7,8	7,7

Análisis estadístico de los resultados

Tabla 3.7: Análisis de varianza para mezcla de vacuno y porcino con vacuno.

Análisis de la Varianza					
Fuente	Suma de cuad.	G1	Cuadrado medio	Cociente-F	P-Valor
Entre grupos	10660.5	25	426.419	11.97	0.0133
Intra grupos	142.5	4	35.625		
Total (Corr.)	10803.0	29			

Aplicando un análisis de varianza de las productividades de biogás de las mezclas, como se observa en las tablas 3.7 y 3.8 se determina que existen diferencia significativa entre la producción de biogás de la mezcla vacuno y

porcino con las de vacuno y porcino respectivamente, por lo que se concluye, que existen evidencias de que la codigestión de residuos vacuno y porcino incide directamente sobre la producción de biogás.

Tabla 3.8: Análisis de varianza para mezcla vacuno y porcino con porcino.

Análisis de la Varianza					
Fuente	Suma de cuad.	G1	Cuadrado medio	Cociente-F	P-Valor
Entre grupos	10777.5	26	414.518	48.77	0.0041
Intra grupos	25.5	3	8.5		
Total (Corr.)	10803.0	29			

La tabla que se muestra a continuación contiene el resumen de la caracterización del efluente a la salida de cada uno de los digestores muestreados, de lo cual se puede distinguir que la mayor eficiencia de remoción corresponde al digestor cargado con estiércol vacuno con valores de remoción de 69,0; 77,0; 70,0; 75,0 y 60 % de DBO, DQO, ST, SV y SS respectivamente, seguido por el reactor cargado con estiércol vacuno y porcino con remociones de 65,0; 75,0; 68,0; 73,0 y 62 % y por último el reactor cargado con excretas porcinas con 63,0; 72,0; 65,0; 70,0 y 65 %. Se puede afirmar que la remoción de DBO y DQO usando excretas porcinas y vacunas, para condiciones ambientales, se encuentra en el rango de 63,0 – 69,0 % y 72,0 – 77,0 % respectivamente. La figura 3.3 representa la variación de la DBO y DQO de las mezclas del experimento.

Tabla 3.9 Comparación del residual antes y después del digestor.

Parámetro	Vacuno			Porcino			Vacuno y porcino		
	Ent.	Sal.	% R	Ent.	Sal.	% R	Ent.	Sal.	% R
DBO (mg/L)	32 234	9 992	69,0	35 567	13 159	63,0	34 900	12 215	65,0
DQO (mg/L)	66 156	15 215	77,0	67 305	18 845	72,0	66 730	16 682	75,0
ST (%)	8,0	3,0	70,0	8,0	3,5	65,0	8,0	3,2	68,0
SV (%)	5,3	1,3	75,0	5,8	1,7	70,0	5,6	1,5	73,0
SS (mg/L)	30 622	12 248	60,0	32 365	11 328	65	31 410	11 935	62,0

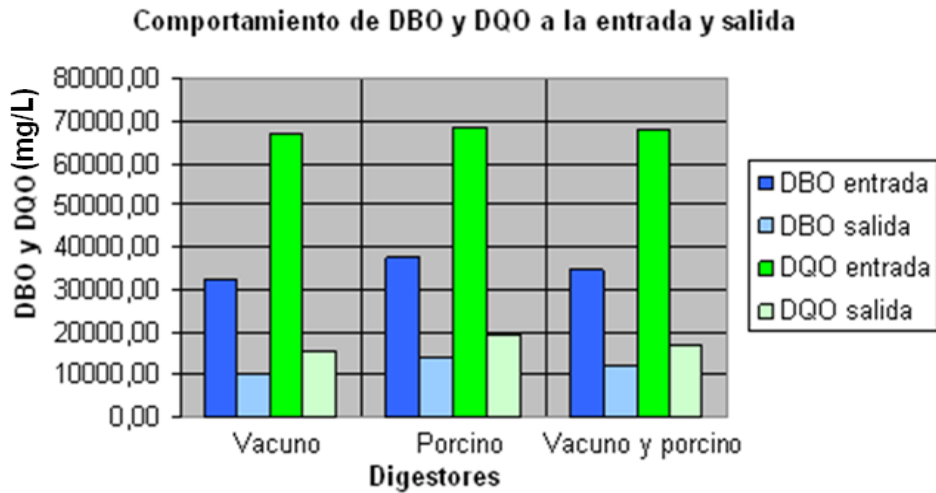


Figura 3.3 Comportamiento de la DBO y DQO a la entrada y salida de los digestores.

3.3 Diseño del sistema de tratamiento de residuales

3.3.1 Diseño del digestor.

Para obtener una mezcla con una concentración de 8 % de ST y utilizando la ecuación 3, es necesario añadir al estiércol 0,49 m³ de agua.

DATOS

PARÁMETRO	VALOR
Flujo de agua residual Q_0 [m ³ /d]	1,01
Concentración de sólidos suspendidos a la entrada SS [kg/m ³]	31,410
Densidad del lodo a la entrada D_0 [kg/m ³]	1 000
Porcentaje de peso de los sólidos secos en el sólido de entrada P_{so} [%]	8,0
Concentración del contaminante a la entrada S_0 [kg DBO/m ³]	34,900
Coefficiente de rendimiento Y [kg SSV/kg DBO]	0,080
Coefficiente de mantenimiento k_d [1/d]	0,035
Porcentaje en volumen del metano en el gas producido C_{CH_4} [%]	65,0
Eficiencia de remoción de contaminante E [%]	65,0
Densidad del gas producido D_{GAS} [kg/m ³]	1,118
Carga de sólidos ν [kg SS/m ³ d]	1,5

DISEÑO DEL DIGESTOR

PARÁMETRO	VALOR
Volumen de lodo a la entrada V_0 [m ³ /día]	0,4
Concentración de contaminantes a la salida S [kg DBO/m ³]	12,22
Porcentaje de estabilización del lodo Est. [%]	62,4
Volumen total de gas producido V_{GAS} [m ³ /d]	25,4
Volumen de gas metano producido V_{CH_4} [m ³ /d]	17,8

Sólidos volátiles producidos Px [kg/d]	0,64
Masa de lodo digerido Md [kg/día]	369,6
Tiempo de retención θ [d]	53
Volumen del digester V [m ³]	21,2

El prototipo de digester que se empleará para la construcción será de cúpula fija, (ver anexo 1).

Manejo de lodos.

MANEJO DE LODOS	
PARÁMETRO	VALOR
Masa de sólido en el digester W_s [m ³ /d]	31,6
Flujo de lodo digerido Q_{LODO} [m ³ /d]	0,4
Volumen de lodo extraído (semanal) V_{LODO} [m ³]	2,8
Volumen de agua por deshidratación del lodo Q_w [m ³ /d]	0,2
Flujo de agua residual que pasa a la laguna [m ³ /d]	0,81

3.3.2 Diseño de la laguna anaeróbica.

El flujo de agua residual de entrada a la laguna provendrá del flujo de agua residual del digester (0,81 m³/d) y el flujo de agua de limpieza no utilizada en la mezcla (1,73 m³/d). En la tabla 3.10 se presenta la caracterización del flujo de agua que pasa directamente a la laguna anaerobia.

Como se observa el tiempo de retención es largo si se compara con la bibliografía recomendada, pero debe tenerse en cuenta que este residual es mucho más agresivo que un residual albañal común, caso típico para el que se diseña este tipo de sistema en Cuba, por lo que la laguna tendrá las siguientes dimensiones: 5,9 x 5,9 x 3,0 m.

Tabla 3.10 Características del flujo de limpieza que pasa directamente a la laguna.

Parámetro	Valor
ST (%)	1,5
SV (% ST)	0,8
SST (mg/L)	158
DQO (mg/L)	400
DBO (mg/L)	250

DATOS

PARÁMETRO	VALOR
Concentración de contaminante a la entrada S_A [mg/L]	3 887
Flujo que se introduce a la laguna Q [m ³ /d]	2,5
Carga orgánica superficial superficial B_A [g DBO/m ² d]	300
Constante cinética k [1/d]	0,04
Profundidad de la laguna h [m]	3,0

DISEÑO DE LA LAGUNA ANAERÓBICA

PARÁMETRO	VALOR
Área de la laguna A_A [m ²]	32,4
Asumiendo laguna cuadrada	
Ancho a [m]	5,7
Largo l [m]	5,7
Volumen V_A [m ³]	97,2
Carga volumétrica CVA [g DBO/m ³ d]	100,0
Tiempo de retención θ [d]	38,9
Concentración de contaminantes en el efluente SF [mg/L]	1 521
Eficiencia de remoción % R [%]	60,9

3.3.3 Diseño de la laguna facultativa.

A continuación de muestran los resultados del diseño de las lagunas

DATOS

PARÁMETRO	VALOR
Concentración de contaminante a la entrada S_F [mg/L]	1 521
Flujo que se introduce a la laguna Q_F [m ³ /d]	2,5
Carga orgánica superficial superficial B_A [g DBO/m ² d]	30
Constante cinética k [1/d]	0,3
Profundidad de la laguna h [m]	1,5

DISEÑO DE LA LAGUNA FACULTATIVA

PARÁMETRO	VALOR
Área de la laguna A_F [m ²]	127,0
Asumiendo laguna 2 x 1 (Largo x Ancho)	
Ancho a [m]	8
Largo l [m]	16
Talud interior (Horizontal : Vertical)	2 : 1
Dimensiones interiores	

Ancho a' [m]	2
Largo l' [m]	10
Volumen V_F [m ³]	102
Carga volumétrica CV_F [g DBO/m ³ d]	37
Tiempo de retención θ [d]	40,8
Concentración de contaminantes en el efluente S_H [mg/L]	115
Eficiencia de remoción % R [%]	92

Los tiempos de retención son largos, en comparación con la bibliografía recomendada, pero debe observarse que el residual sigue teniendo alta fortaleza; esto incide sobre el volumen de la laguna, pero considerando que existe poco flujo de residual, éste no afecta la construcción.

Diseño y ubicación de las estructuras de entrada y salida.

El sistema de entrada y salida de la laguna anaerobia será con un canal único rectangular, abierto, de dimensiones 0,25 x 0,25 m (base x altura) ubicado en la mitad del lado de entrada y salida. Como la laguna tiene pequeñas dimensiones no habrá peligro de cortos circuitos hidráulicos y zonas muertas.

El sistema distribución de la laguna facultativa será de 2 canales abiertos de forma rectangular con dimensiones 0,25 x 0,15 m separados a 2,30 m del borde de la laguna y 3,0 m entre cada canal. La salida tendrá las mismas características que el de la entrada, por lo que tendrán las mismas dimensiones, de esta manera se evitarán los cortos circuitos hidráulicos y las zonas muertas.

3.3.4 Diseño del humedal.

DATOS	
PARÁMETRO	VALOR
Concentración de contaminante a la entrada S_H [mg/L]	115
Concentración de contaminante a la salida S_E [mg/L]	20
Flujo que se introduce a la laguna Q [m ³ /d]	2,5
Área específica para la actividad microbiológica	0,9
Profundidad de la celda h [m]	0,4
DISEÑO DE L HUMEDAL	
PARÁMETRO	VALOR
Constante de primer orden K_T [1/d]	0,85
Área superficial A_S [m ²]	19,5

Asumiendo celda 4 x 1 (Largo x Ancho)

Ancho L [m]	2,2
Largo W [m]	8,8
Tiempo de retención θ [d]	2,2
Eficiencia de remoción %R [%]	83

Selección del terreno.

El sitio seleccionado para la ubicación tiene una topografía con poca pendiente lo que facilita el trabajo para obtener una pendiente de fondo lo más plana posible, esto permitirá que el flujo de gravedad se expanda de forma pareja; el lugar también está ubicado por encima del nivel de inundaciones.

Tipo de planta usada.

El tipo de planta utilizada para el diseño es el jacinto de agua. Es una planta flotante que se adecua a las condiciones del flujo libre superficial, presenta un follaje adecuado para este tipo de tratamiento. Además, al tener las raíces completamente sumergidas en el agua tendrá un alto nivel de contacto con el flujo aumentando las posibilidades de adsorción de los contaminantes. Para las condiciones de clima de nuestro país, estas plantas, tienen altas velocidades de crecimiento, teniendo, a la vez, rendimientos discretos de producción de proteínas que pueden servir como componente alimenticio en la dieta de los animales.

Efluente final del sistema.

Según la norma cubana NC 27: 1999, que regula el vertimiento de las aguas residuales a las aguas terrestres, el efluente del sistema cumple con las características de vertimiento. El efluente presenta una carga orgánica de 20 mg/L y la norma plantea que para cuerpos de clase C, donde se incluyen los ríos, embalses y zonas de hidrogeológicas de menor valor, que es el tipo de cuerpo a donde van a parar las disposiciones finales de los residuales, los vertimientos deben ser menores de 60 mg/L.

3.5 Impacto medioambiental.

Los principales factores susceptibles a recibir impactos, tanto en intensidad como magnitud, son los factores físicos singulares: relieve, flora, etc.; así como los suelos.

La comparación de la magnitud del impacto sin y con la realización del sistema de tratamiento se observan en la tabla 3.11.

Tabla 3.11 Factores de impacto, sin y con proyecto.

Factores de impacto	Magnitud de impacto	
	Sin proyecto	Con proyecto
Extensión	4	1
Persistencia	4	4
Sinergia	1	1
Efecto	4	4
Recuperabilidad	1	1
Intensidad	8	1
Momento	4	4
Reversibilidad	1	1
Acumulación	1	1
Periodicidad	2	2
Importancia	50	23

La aplicación del método, resumido en la tabla anterior revela que el impacto sobre el medio, sin el proyecto, es *moderado* tendiendo a *severo*, y aplicando la propuesta el impacto es *irrelevante*, por lo que se justifica la necesidad ambiental de ejecución del sistema.

- Las cantidades de suministros bajo especificación de hormigón según se muestran son afectados por el 1% de merma dentro de la Norma Presupuestaria y en precio del RV, tal y como plantea la instrucción presupuestaria
- El precio de los suministros bajo especificación mostrados no se encuentra dentro del precio del renglón como material asociado.
- El precio del resto de los materiales se encuentra dentro de los renglones variantes como material asociado.

CONCLUSIONES

- El sistema diseñado garantiza el tratamiento de los residuales generados en la finca, acorde a lo establecido en las normas.
- El sistema de tratamiento a emplear está compuesto por: un reactor anaerobio de cúpula fija de 21,2 m³; una laguna anaerobia de 97,2 m³, una facultativa de 102,0 m³, y un humedal.
- El digestor que procesó estiércol vacuno y porcino (proceso de codigestión) resultó más apropiado para el tratamiento de los residuales con un incremento en la producción de biogás de 7 %.
- El sistema propuesto garantiza que el efluente final se encuentre dentro de las normas establecidas.

RECOMENDACIONES

- Se recomienda la construcción de un gasómetro para la recolección del biogás, pues puede perderse si se encuentra muy acumulado en el digestor.
- Uso de el efluente del digestor para el fertirriego de los cultivos y para el acondicionamiento del suelo.
- Uso de peces en el humedal para el control de mosquitos y otros insectos.

BIBLIOGRAFÍA

1. Celia Rodríguez Pérez De Agreda. Microbiología para ingenieros sanitarios. Ciudad de la Habana: Centro de Investigaciones Hidráulicas. Facultad de Ing. Civil. CUJAE. 2000.
2. Ing Daniel Velázquez. El fascinante mundo microbiológico. Disponible en: <http://dsostenible.com.ar/tecnologias/mundo-microbiologico.html>. 2002.
3. Laura Milena Baron. Aguas Residuales. Disponible en: <http://www.monografias.com/trabajos11/agres/agres.shtml>. 1997.
4. Alejandro Marsilli. Tratamiento de aguas residuales. Disponible en: <http://www.tierramor.org/Articulos/tratagua.htm>. Diciembre. 2005.
5. Lenntech Agua Residual & Purificación del Aire Holding B.V. FAQ de la microbiología del agua. Rotterdamseweg. Holanda. Disponible en: http://www.lenntech.com/espanol/feedback_esp.htm. 1998
6. Ing. Favio Aldana. Biomasa: Fuente alterna de energía. 2000.
7. J. Ortiz Cañavate, J. A. Valero Muñoz, J. Vázquez Minguela. Técnica y aplicaciones agrícolas de la biometanización. 1987.
8. Antonia Elena Campos Pozuelo. Optimización de la digestión anaerobia de purines de cerdos mediante codigestión con residuos orgánicos de la industria agroalimentaria. Universidad de Lleida. 2001.
9. J.B. Van Lier. Temperature optima of thermophilic methanogenic sludge: implications for reactor start-up and operation. Thermophilic anaerobic wastewater treatment; temperature aspects and process stability. Tesis doctoral Universidad de Wageningen. 1995.
10. Lorna Guerrero S, Silvio Montalvo M. Tratamiento anaerobio de residuos. Universidad Técnica Federico Santa María, Chile. 2003.
11. C. S. Hwu, B. Donlon, G. Lettinga. Acute toxicity of oleate to acetate-utilizing methanogens in mesophilic and thermophilic anaerobic sludges. Enzyme and Microbial Technology. 1997. Vol. 21. Pag. 297-301.
12. J.A. Muñoz Valero, Ortiz Cañavate, J., J. Vázquez Minguela. Técnica y aplicaciones agrícolas de la biometanización. Serie Técnica- Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación Madrid. 1987.

13. J.B. Van Lier, J. Hulsbeek, A. J. Stams, G. Lettinga. Temperature susceptibility of thermophilic methanogenic sludge: implication for reactor start-up and operation. *Bioresource technology*. 1993. Vol. 43. Pag. 227-35.
14. A. Veeken, B. Hamelers. Effect of temperature on hydrolysis rates of selected biowaste components. *Bioresource technology*. 1999. Vol. 29. Pag. 249-54.
15. B. K. Ahring. Methanogenesis in thermophilic biogas reactors. *Antonie van Leeuwenhoek*. 1995. Vol. 67. Pag. 91-102.
16. I. Angelidaki, B. K. Ahring. Anaerobic digestion in Denmark. Past, present and future. *III curso de Ingeniería Ambiental*. 1997.
17. Y. Han, S. Sung, R. Dague. Temperature-phased anaerobic digestion of wastewaters sludges. *Water Science and technology*. 1997. Vol. 36 (6-7). Pag. 367-74.
18. R. E. Speece. Nutrient Requirements. *Anaerobic Digestion of biomass*. Editado por Chynoweth D. Y. Isaacson, R. Elsevier applied science LTD. 1987a.
19. J.B. Van Lier, J. Hulsbeek, A. J. Stams, G. Lettinga. Temperature susceptibility of thermophilic methanogenic sludge: implication for reactor start-up and operation. *Bioresource technology*. 1993. Vol. 43. Pag. 227-35.
20. M. Henze, W. Gujer, T. Mino, T. Matsuo, M. Wentzel, G. Marais. Activated sludge model nº 2. IAWQ Scientific and Technical. Report nº 3. Int. Assoc. Water Qual. Londres. 1995.
21. P.N. Hobson. The treatment of agricultural wastes. *Anaerobic digestion: a waste treatment technology*. Editado por Wheatley. A Critical reports on applied chemistry. 1990. Vol. 31. Pag. 93-138.
22. I. Angelidaki, B. K. Ahring. Effect of the clay mineral bentonite on ammonia inhibition of anaerobic thermophilic reactors degrading animal waste. *Biodegradation*. 1993. Vol. 3. Pag. 409-14.
23. G.P. Noone. The treatment of domestic wastes. *Anaerobic digestion: a waste treatment technology*. Editado por Wheatley. A Critical reports on applied chemistry. 1990. Vol. 31. Pag. 139-70.
24. R. H. Clark, R. E. Speece. The pH tolerance of anaerobic digestion. *Advanced water pollution research. Int Conf 5th*. 1989. Pág. 27.

25. J. J. Lay, Y. Y. Li, T. Noike. Influences of pH and moisture content on the methane production in high-solids sludge digestion. *Water Research*. 1997. Vol. 31. Pág. 1518-24.
26. J. Iza. Control del proceso anaerobio. Lleida. 1995. Abril de 1995. I Curs d'enginyeria ambiental. Universitat de Lleida.
27. D. T. Holmberg, R. D. Hill. Long chain volatile fatty acid relationship in anaerobic digestion of swine waste. *Biological wastes*. 1988. Vol. 23. Pág. 195-214.
28. D. T. Hill, S. A. Cobb, J. P. Bolte. Using Volatile fatty acid relationships to predict anaerobic digester failure. *Transactions of the ASAE*. 1987. Vol. 30. Pág. 496-501.
29. I. Angelidaki, B. K. Ahring. Monitoring and controlling the biogas process. III curso de Ingeniería Ambiental. 1997b. Octubre 1997. Lleida.
30. G. Zeeman, W. M. Wiegant, M. E. Koster-Treffers, G. Lettinga. The influence of total ammonia concentration on the thermophilic digestion of cow manure. *Agricultural Wastes*. 1985; Vol. 14: Pág. 19-35.
31. S. Fukuzaki, N. Nishio, M. Shobayashi, S. Nagai. *Applied and Environmental Microbiology*. 1990.
32. K. F. Fannin. Start-up, operation, stability, and control. *Anaerobic digestion of biomass*. Editado por D. Y. Chynoweth, R. Isaacson. Elsevier applied science LTD. 1987.
33. I. J. Kugelman, K. K. Chin. Toxicity synergism, and antagonism in anaerobic waste treatment processes. *Anaerobic biological treatment processes*. Advances in chemistry series American chemical society. 1971. Vol. 105.
34. M. P. Bryant, S. F. Tzeng, I. M. Robinson, A. E. Joyner. Nutrient requirements of methanogenic bacteria. *Anaerobic biological treatment processes*. Advances in chemistry series. American Chemical Society Washington DC. 1971.
35. I. W. Koster, G. Lettinga. Anaerobic digestion at extreme ammonia concentrations. *Biological wastes*. 1988. Vol. 25. Pág. 51-9.
36. J. E. Robbins, S. A. Gerhardt, T. J. Kappel. Effects of total ammonia on anaerobic digestion and an example of digester performance from cattle manure- protein mixture. *Biological wastes*. 1989. Vol. 27. Pág. 1-4.

37. I. Angelidaki, B. K. Ahring. Thermophilic anaerobic digestion of livestock waste: the effect of ammonia. *Applied Microbiology and Biotechnology*. 1993b. Vol. 38. Pág. 560-4.
38. N. Krylova, R. Khabiboulline, R. Naumova, M. Nagel. *Journal of Chem. Tech And Biotech*. 1997. Vol. 79. Pág. 99-105.
39. K. Hansen, I. Angelidaki, B. K. Ahring. Anaerobic digestion of swine manure: inhibition by ammonia. *Water Research*. 1998. Vol 32 (1). Pág. 5-12.
40. X. Flotats, A. Bonmatí, E. Campos, M. Antúnez. Ensayos en discontinuo de codigestión anaerobia termofílica de purines de cerdo y lodos residuales. *Información Tecnológica*. 1999. Vol. 10 (1). Pág. 79-85.
41. A. G. Hashimoto. Ammonia Inhibition of methanogenesis from cattle wastes. *Agricultural Wastes*. 1986. Vol. 17. Pág. 241-61.
42. I. Koster. Characteristics of the pH influenced adaptation of methanogenic sludge to ammonium toxicity. *Journal Chem Techn Biotech*. 1986. Vol. 36. Pág. 445-55.
43. I. Angelidaki, B. K. Ahring. Anaerobic thermophilic digestion of manure at different ammonia loads: effect of temperature. *Water Research*. 1994. Vol. 28 (3). Pág. 727-31.
44. C. Gallert, S. Bauer, J. Winter. Effect of ammonia on the anaerobic degradation of protein by a mesophilic and thermophilic biowaste population. *Applied Microbiology and Biotechnology*. 1998. Vol. 50. Pág. 495-501.
45. B. K. Ahring, P. Westermann. Product Inhibition of butyrate metabolism by acetate and hydrogen in a thermophilic coculture. *Applied and environmental microbiology* 1988. Vol. 54 (10). Pág. 2393-7.
46. D. A. Stafford. The effects of mixing and volatile fatty acid concentrations on anaerobic digester performance biomass. 1982. Vol. 2. Pág. 43-55.
47. H. Galbraith, T. B. Miller, A. M. Paton, J. K. Thompson. Antibacterial activity of long chain fatty acids and the reversal with Calcium, Magnesium, Ergocalciferol y Colesterol. *Journal of applied Bacteriology*. 1971. Vol. 34 (4). Pág. 803-13.
48. K. Hanaki, T. Matsuo, M. Nagase. Mechanism of inhibition caused by long-chain fatty acids in anaerobic digestion process. *Biotechnology and bioengineering*. 1981. Vol 23. Pág. 1591-610.

49. I. Angelidaki, S. Petersen, B. K. Ahring. Effects of lipids on thermophilic anaerobic digestion and reduction of lipid inhibition upon addition of bentonite. *Applied Microbiology and Biotechnology*. 1990. Vol. 33. (4). Pág. 469-72.
50. B. K. Ahring, I. Angelidaki, K. Johansen. Anaerobic treatment of manure together with industrial waste. *Water Science Technology*. 1992. Vol. 25 (7). Pág. 311-8.
51. A. Rinzema, M. Boone, K. Knippenberg, G. Lettinga, K. Van Knippenberg. Bactericidal effect of long chain fatty acids on anaerobic digestion. *Water Environment Research*. 1994. Vol. 66 (1). Pág. 40-9.
52. I. Koster, A. Cramer. Inhibition of methanogenesis from acetate in granular sludge by long chain fatty acids. *Applied and Environmental Microbiology*. 1987. Vol. 53 (2). Pág. 403-9.
53. S. R. Harper, F. G. Pohland. Recent Developments in Hydrogen management during anaerobic biological wastewater treatment. *Biotechnology and Bioengineering*. 1986. Vol. 28. Pág. 585-602.
54. L. Hulshoff, P. Lens, A. Stams, G. Lettinga. Anaerobic treatment of sulphate-rich wastewaters. *Biodegradation*. 1998. Vol. 9. Pág. 213-24.
55. F. Omil, R. Méndez, J. Lema. Anaerobic treatment of saline wastewaters under high sulphide and ammonia content. *Bioresource Technology*. 1995. Vol. 54. Pág. 269-78.
56. K. Hansen, I. Angelidaki, B. K. Ahring. Anaerobic digestion of swine manure: inhibition by ammonia. *Water Research* 1998. Vol 32 (1). Pág. 5-12.
57. T. D. Hayes, T. L. Theis. The distribution of heavy metals in anaerobic digestion. *Journal water pollution control federation*. 1978. Vol. 50.(1). Pág. 31-72.
58. I. S. Kim, D. H. Kim, S. Hyun. Effect of particle size, sodium concentrations on anaerobic thermophilic food waste digestion. II International symposium on Anaerobic Digestion of Solid Waste. 1999. Barcelona.
59. D. I. Massé, D. L. Massé, R. L. Droste. Effect of antibiotics on psychrophilic anaerobic digestion of swine manure slurry in sequencing batch reactors. *Bioresource Technology*. 2000. Vol. 75. Pág. 205-11.

60. R. Hilpert, J. Winter, O. Kandler. Feed additives and desinfectants as inhibitory factors in anaerobic digestion of agricultural wastes. Biomass for energy. Elsevier applied science LTD. 1987.
61. R. E. Speece. Toxicity en Anaerobic Digestion of biomass. Editado por D. Y. Chynowth, R. Isaacson. Elsevier applied science LTD. 1987b.
62. B. M. Fernández. Evaluación de la biodegradabilidad anaerobia de los residuales líquidos de la industria cafetalera. 2005.
63. M. Ringkamp. Preliminary results on: Statistical optimization of family sized fixed - dome digester. 5th International Symposium on Anaerobic Digestion. 1988. Bolonga. Italia.
64. F. Sang - Shi, W. Xi- Chun. Study on increase biogas production rate of biogas digester in cold regions in China. 5th International Symposium on Anaerobic Digestion. 1988. Bolonga. Italia.
65. Miguel Ricardo P. Lagunas de estabilización para el tratamiento de aguas residuales. Cali, Colombia. Disponible en: <http://www.es.irc.nl>. 2003
66. V. Savran. Una solución energético – ambiental para reducción de contaminantes agropecuarios, como contribución al manejo integrado de la cuenca Zaza. Matanzas.: Universidad Camilo Cienfuegos. 2005.
67. Miguel Díaz Marrero. Tratamiento de residuales por sistemas naturales. Instituto Superior Politécnico José Antonio Echevarría. Facultad De Ingeniería Química. Centro de Estudio de Ingeniería de Procesos. La Habana. 2002.
68. Estructplan Consultora S.A. Argentina. Lagunas de estabilizacion. Definiciones. Buenos Aires, Argentina. Disponible en: <http://www.estrucplan.com.ar/Producciones/entrega.asp>
69. Ignacio V. Allende Abreu. Diseño hidráulico de plantas de tratamiento para aguas residuales. ISPJAE. La Habana, Cuba. 1990.
70. Glosario.Net. Laguna de estabilización. Disponible en: <http://ciencia.glosario.net/medio-ambiente-acuatico/laguna-de-estabilizacion>. 2007.
71. CEPIS. Lagunas de Estabilización. REPINDEX. Junio, 1992.
72. Miguel Ricardo Peña Varón. Lagunas de estabilización para el tratamiento de aguas residuales. Cali, Colombia. Disponible en: <http://www.es.irc.nl>. 2005.

73. F. Yánez. Lagunas de Estabilización: Teoría, Diseño, Evaluación, y Mantenimiento. Quito, Ecuador. 1992.
74. Stewart M. Oakley. Lagunas de estabilización en Honduras: Manual de Diseño, Construcción, Operación y Mantenimiento, Monitoreo y Sostenibilidad. Universidad Estatal de California. 2003.
75. D. Mara. Waste Stabilization Ponds: A Design Manual for Eastern Africa. Leeds, England. 1992.
76. Carlos Martínez Cruz, Carlos Quintal Franco. Condiciones de carga orgánica, temperatura, precipitación, radiación solar, sulfuros y sulfatos en la estratificación de la biomasa algal en lagunas de estabilización. Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de Yucatán. Mérida, Yucatán. 2003.
77. (Desconocido). Agua potable para comunidades rurales, reuso y tratamientos avanzados de aguas residuales domésticas. Red Iberoamericana de Potabilización y Depuración del Agua. España, 2006.
78. J. Gutiérrez. Lagunas de oxidación. Presentado en el taller sobre tratamiento de residuales líquidos. Santiago de Cuba, Cuba. 1995.
79. Nadia. Operación de tanques sépticos y lagunas de oxidación. Villa Clara. 2001.
80. Ignacio V. Allende Abreu. Diseño hidráulico de plantas de tratamiento para aguas residuales. ISPJAE, Cuba. 1990.
81. Ismael Caballero. Depuración biológica de aguas. México. 2004.
82. Jesús Fernández González, Eduardo de Miguel Beascochea. El problema de las aguas residuales. Ambienta, Fundación Global Nature. 2005.
83. Fernando Alvarez. Filtros verdes. Un sistema de depuración ecológico. Ingeniería Hidráulica y Ambiental. 2002. Pág. 1-2.
84. Andrés A. Rodríguez Pizarro. Tratamiento de aguas residuales con humedales artificiales: metodología de cálculo. UEBPI, INRH. Bayamo, Granma. 2006.
85. Miguel Díaz Marrero, Celia Rodríguez Pérez de Agreda, Luis Guerra Díaz, Julia María Hernández de Armas. Acción depuradora de algunas plantas acuáticas sobre las aguas residuales. La Habana, Cuba: Centro de Investigaciones Hidráulicas. ISPJAE, 2005.

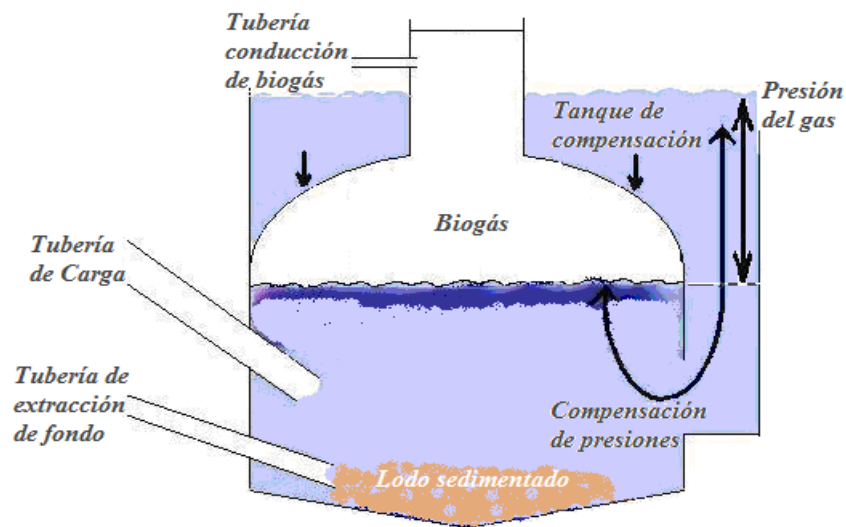
86. Ramón Chao Espinosa. Fermentación anaerobia para el tratamiento de residuales porcinos. La Habana, Cuba.
87. M. Leal, R. Chao, J. del Río, R. Sosa. Evaluación de un biodigestor de cúpula fija de 12 m³. La Habana, Cuba.
88. Jesús Pérez Olmo, Carlos Menéndez Gutiérrez. Procesos para el tratamiento biológico de aguas residuales industriales. CUJAE. La Habana, Cuba. 2003.
89. Ban Hoan Chinh. Tecnología de biogás: Documento Para Técnicos. Instituto de Energía. Ha Noi, Vietnam. 2003.
90. Valentina Anatolievna Savrán, José V. Sánchez Rodríguez, Svetlana Ilinichna Frunze, Arais Chávez Lantigua, Julier García García. Introducción a la producción de biogás. Centro Cristiano de Reflexión y Diálogo. 2004.
91. U.S. EPA. Design Manual: Municipal Wastewater Stabilization Ponds. US Environmental Protection Agency. EPA-625/1-83-015. 1983.
92. K. Y. Watters, G. Mangelson. Treatment Efficiency of Waste Stabilization Ponds. Journal of the Sanitary Engineering Division. Vol. 98. 1972.
93. A. Harrison, J. Shilton. Guidelines for the Hydraulic Design of Waste Stabilization Ponds. Massey University. Palmerston North, New Zealand. 2003.
94. R. Franci. Gerenciamento do Lodo de Lagoas de Estabilização Não Mecanizadas. Rio de Janeiro, Brasil. 1999.
95. B. Tchobanoglous, J. Jiménez Cisneros, G. J. Darby. Sludge Accumulation, Characteristics, and Pathogen Inactivation in Four Primary Waste Stabilization Ponds in Central Mexico. Water Research. Vol. 38. 2004.
96. Saar Van Hauwermeiren. Manual de Economía Ecológica. Instituto de Ecología Política. 2001.
97. Luis Conesa Ripoll, Vicente Conesa Fernández, Vicente Conesa Ripoll, Vicente Ros Garro. Guía metodológica para la evaluación del impacto ambiental. 3ra edición ed. Ediciones Mundi-Prensa. 2000.
98. B. E. López. Texto básico de metodología de la investigación I. Cienfuegos, Cuba. 2004.
99. V. R. Varela. Evaluación económica de las Inversiones. Bogotá, Colombia. 1996.

100. CITMA. Metodología para la evaluación aproximada de la carga contaminante en las cuencas hidrográficas de interés nacional y provincial. Santi Espíritus, Cuba. 1998.
101. Marcela Garrido Castro, Felipe Sabando del Castillo. Estabilización de mezclas de lodos de pisciculturas y estiércol vacuno por medio de codigestión anaeróbica. 2005.
102. D. A. J. Wase, F. J. Callaghan, K. Thayanithy, C. F. Forster. Codigestion of waste organic solids: batch studies. *Bioresource technology*. Vol. 37. 1999.
103. Gerardo Mariscal Landín. Tratamiento de excretas de cerdos. FAO. 2007.
104. Norberto Alonso Rodríguez, Juan Pacheco Seguí, Pedro Pujol Osle, Eddy Camejo Barreiro. Riego y drenaje. Ciudad de la Habana: Editorial: Pueblo y Educación. 1995.
105. Instituto de Hidroeconomía. Residuales porcinos: condicionales para su empleo en el riego agrícola o en los embalses destinados a la pesca y al riego exclusivamente. Ciudad de la Habana. 1989.
106. American Public Health Association. Standard methods for examination of water and wastewater. 19th ed. APHA-AWWA-WEF, Washington DC, USA. 1995.

ANEXOS

Anexo1:

Esquema genérico del Digestor de Cúpula Fija



Anexo 2.

Mediciones de flujo de agua de limpieza de porcino con el vertedor rectangular.

L (m)	H (m)	Flujo (m ³ /s)	Flujo (m ³ /d)
0,2	0,014	0,0006	2,19
0,2	0,015	0,0007	2,43
0,2	0,013	0,0005	1,96
0,2	0,014	0,0006	2,19
0,2	0,015	0,0007	2,43
0,2	0,014	0,0006	2,19
0,2	0,014	0,0006	2,19

Anexo 3:

Datos de las observaciones del experimento.

Muestra	Fecha	Hora	Volúmen de gas mezcla vacuno (mL)	Volúmen de gas mezcla porcino (mL)	Volumen de gas mezcla vacuno y porcino (mL)
01	1/10/11	10.00 AM	0	0	0
2	2/11/11	10.00 AM	60	65	70
3	3/11/11	10.00 AM	64	71	76
4	4/11/11	10.00 AM	70	78	86
5	5/11/11	10.00 AM	65	88	97
6	6/11/11	10.00 AM	75	98	108
7	7/11/11	10.00 AM	98	110	120
8	8/11/11	10.00 AM	104	114	130
9	9/11/11	10.00 AM	102	109	127
10	10/11/11	10.00 AM	99	106	120
11	11/11/11	10.00 AM	96	103	115
12	12/11/11	10.00 AM	92	99	110
13	13/11/11	10.00 AM	89	97	106
14	14/11/11	10.00 AM	87	95	102
15	15/11/11	10.00 AM	84	92	97
16	16/11/11	10.00 AM	83	91	95
17	17/11/11	10.00 AM	82	88	92
18	18/11/11	10.00 AM	80	85	88
19	19/11/11	10.00 AM	78	82	86
20	20/11/11	10.00 AM	75	70	84
21	21/11/11	10.00 AM	73	78	81
22	22/11/11	10.00 AM	71	76	79
23	23/11/11	10.00 AM	70	74	78
24	24/11/11	10.00 AM	68	72	77
25	25/11/11	10.00 AM	67	70	75
26	26/11/11	10.00 AM	65	68	72
27	27/11/11	10.00 AM	64	66	72
28	28/11/11	10.00 AM	63	65	70
29	29/11/11	10.00 AM	62	64	69
30	30/11/11	10.00 AM	61	63	68
31	31/11/11	10.00 AM	60	62	67

Anexo 4:

Esquema Del sistema integrado de tratamiento de residuos

