



**UNIVERSIDAD DE ORIENTE
FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES
CENTRO DE ESTUDIOS DE BIOTECNOLOGIA INDUSTRIAL**

**Título: Evaluación de la biodegradabilidad anaerobia de los
residuales líquidos de la industria cafetalera.**

**Tesis presentada en Opción al Título Académico de Máster en Biotecnología.
Mención Ambiental.**

Autor: Lic. Maikel Fernández Boizán.

**Tutores: Dra. Rosa C. Bermúdez Savón.
MSc. Suyén Rodríguez Pérez.**

Consultante: Dr. Oscar Monroy Hermosillo.

Año 2005.

“Año de la Alternativa Bolivariana para las Américas”

Resumen.

Los residuales de café constituyen uno de los principales contaminantes de los recursos hídricos en las zonas cafetaleras. Por lo que el objetivo de este trabajo fue evaluar la biodegradabilidad anaerobia de las aguas residuales producidas durante el beneficio del café en una despulpadora tradicional y una ecológica. Se probaron diferentes concentraciones de estas aguas (sin dilución, dilución 1:2 y 1:4), con dos inóculos diferentes para cada tipo de despulpadora. Pudo comprobarse que en el tratamiento anaerobio de los residuales de la despulpadora tradicional se obtiene los mayores valores de producción de metano (CH_4), con las aguas de despulpe diluidas (1:2) empleando como inóculo lodo de laguna de estabilización. Los valores de remoción de DQO no superan el 40 % para el tiempo de digestión ensayado (10 días). En el ensayo en continuo con estas aguas se logró la adaptación del lodo granular empleado alcanzando valores de carga orgánica por encima de 7g DQO/d.

En el caso de las aguas residuales de la despulpadora ecológica los dos inóculos empleados mostraron potencialidades para degradar el residual alcanzando valores de remoción de la DQO superiores al 90 %, aumentando paulatinamente la concentración del residual (hasta 50 %), operando en un régimen semicontinuo.

Summary.

The wastewaters of coffee industry constitute a main pollutants of the water resources in the coffee crop areas. In this work was evaluated the anaerobic biodegradability treatment of the wastewaters produced during coffee benefit process in both type: traditional and ecological. Different concentrations of these waters were proven (without dilution, dilution 1:2 and 1:4), with two different inocules for each process type. The best values of methane production in the treatment of the wastewaters of the traditional process was obtained with the diluted wastewaters of juice pulp fruit (1:2) using sludge of stabilization lagoon. The values of COD removed don't overcome 40% at 10 days. In the experiment carried out in continuous regimen with these waters was achievement the adaptation of the granular sludge, increasing values of organic load above 7g DQO/d.

In the case of the wastewaters of the ecological process, the two inocules used showed good potentialities to treat the residual diminished significantly the values of COD (90% COD remotion), with incremented concentration of the residual up to 50%. operating in a fed-batch regimen.

Leyenda.

DQO: Demanda Química de Oxígeno.

DBO: Demanda Bioquímica de Oxígeno.

AGV: Ácidos Grasos Volátiles.

LD: Lodo Digerido.

LL: Lodo de Laguna de estabilización de café.

CO: Carga Orgánica.

UASB: Reactor Anaerobio de Flujo Ascendente con Manto de Lodos.

FA: Reactor de Filtro anaerobio.

OHPA: Bacterias Acetogénicas Productoras Obligadas de Hidrógeno.

SSV: Sólidos Suspendidos Volátiles.

VCO: Velocidad de Carga Orgánica.

TRH: Tiempo de Retención Hidráulica.

TRS: Tiempo de Retención de Sólidos.

STD: Sólidos Totales Disueltos.

Índice

I. Introducción	Pág. 1
II. Revisión Bibliográfica.	
II.1 Procesos de Digestión Anaeróbica.	3
II.1.1 Importancia de los procesos anaerobios en el tratamiento de aguas residuales.	3
II.1.2. Etapas de la Digestión Anaerobia.	4
II.1.3 Factores que influyen en la Digestión Anaerobia de las aguas residuales.	6
II.2 Reactores anaerobios metanogénicos.	7
II.2.2 Reactores Anaerobios de Flujo Ascendente con Manto de Lodos (UASB).	8
II.3. La Industria cafetalera.	9
III. Materiales y Métodos.	
III.1 Materiales	11
III.1.1 Reactivos y equipos.	11
III.1.2 Bioreactor.	12
III.1.3 Residuales bajo tratamiento.	12
III.1.4. Inóculo.	12
III.2 Métodos	13
III.2.1. Metodología Experimental	13
III.2.2. Métodos Analíticos Empleados.	14
III.2.3. Tratamiento estadístico de los resultados.	15
IV. Resultados y discusión.	16
IV.1 Propuesta de reactor anaerobio para el tratamiento de las aguas residuales del beneficio húmedo del café a escala industrial.	21
V. Conclusiones y recomendaciones.	25
VI. Bibliografía.	26
Anexos.	30

I.- Introducción.

Actualmente los problemas medio ambientales se han convertido en una de las temáticas más importantes a resolver por el hombre, debido a que el rápido crecimiento industrial ha traído aparejado la descarga de numerosos residuales al medio, algunos de ellos con elevados potenciales tóxicos, como es el caso de residuos acuosos con alto contenido de fenoles, compuestos organoclorados, hidrocarburos policíclicos aromáticos, lignina, etc.

La región oriental de Cuba es la mayor productora de café, que en su mayoría es beneficiado por vía húmeda. Con la aplicación de este proceso se generan grandes volúmenes de residuales como: la pulpa, el mucílago, el pergamino, además de los volúmenes de aguas residuales; lo que ocasiona una contaminación ambiental elevada en los cuerpos receptores (Guerra y col, 1995). Las aguas residuales generadas en el proceso de beneficiado son de dos tipos: las aguas de despulpe y las aguas de lavado y poseen altos valores contaminantes. El beneficio de 1 kg de café produce una contaminación equivalente a la de 45,5 L de aguas residuales domésticas (Bermúdez y col, 1999).

Las características químico - físicas de esta aguas residuales (contaminación orgánica presente en forma disuelta y susceptible a biodegradarse), señalan a los métodos biológicos como los más apropiados para su tratamiento. Esto ha sido probado en la práctica a través de varios ensayos realizados en Latinoamérica para tratar estos efluentes, utilizando métodos físico-químicos, químicos y biológicos; de los cuales los últimos han demostrado ser los más adecuados (Bello y Castillo-Rivera, 1994). La Digestión Anaerobia resulta ser particularmente ventajosa en la reducción de la carga orgánica contaminante de aguas residuales debido a su bajo costo de instalación, la producción baja de lodos residuales y la producción de biogás (Speece, 1996); los cuales representan valiosos subproductos que pueden ser usados en diversas actividades y en especial, en las comunidades cafetaleras donde están enclavados estos centros de beneficio.

Para evaluar la viabilidad de la aplicación de sistemas de tratamiento anaerobio para la depuración de un agua residual, es preciso conocer detalladamente sus características. Habitualmente la caracterización de los efluentes se basa exclusivamente en la determinación de algunos parámetros físico-químicos y pocas veces se consideran factores del efluente relacionados con la actividad microbiana, a excepción de la determinación de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO). De entre los más útiles y necesarios se encuentran los ensayos de biodegradabilidad y toxicidad, en este caso en condiciones anaerobias, aspectos que resultan fundamentales en la caracterización previa de un agua residual (Mendez, 1997). Estos ensayos pueden aplicarse a la determinación de la actividad metanogénica de un lodo seleccionado como inóculo o el lodo de un digestor en funcionamiento; de gran utilidad a la hora de seleccionar, realizar la puesta en marcha y optimizar el funcionamiento de un digestor anaerobio (Soto y col, 1992).

Teniendo en cuenta la necesidad de encontrar alternativas de tratamiento con vistas fundamentalmente a reducir la carga orgánica contaminante de estos efluentes, contribuyendo al desarrollo de tecnologías limpias y a su vez promover la obtención de productos con mayor valor añadido que permitan valorizar las tecnologías propuestas, se desarrolló el siguiente trabajo, para aportar a la solución del problema.

Problema:

Las aguas residuales del beneficio húmedo del café poseen una alta carga orgánica, que daña los ecosistemas acuáticos donde son vertidas como ríos arroyos, etc. y se degradan en el medio ambiente provocando la aparición de malos olores y vectores indeseables.

Hipótesis:

La carga orgánica contaminante de las aguas residuales del beneficio húmedo del café puede ser removida por digestión anaerobia obteniéndose subproductos de valor agregado como el biogás y los lodos de digestión.

Objetivo general:

- El presente trabajo tiene como objetivo estudiar la biodegradabilidad de las aguas residuales del beneficio húmedo del café por la vía tradicional y la ecológica.

Objetivos específicos:

1. Caracterizar las aguas residuales del beneficio húmedo del café.
2. Realizar los ensayos de biodegradabilidad de las aguas residuales de una despulpadora tradicional y de una despulpadora ecológica.
3. Hacer un estudio del tratamiento anaerobio de las aguas residuales de una despulpadora tradicional en un prototipo de reactor Anaerobio de flujo ascendente con manto de lodos (UASB) a escala de laboratorio.
4. Tratar las aguas residuales de la despulpadora ecológica de forma semicontinua.
5. Proponer un reactor anaerobio para el tratamiento de estas aguas residuales.

II. Revisión Bibliográfica.

II.1 Procesos de Digestión Anaeróbica.

La digestión anaerobia es un proceso biológico por el cual, a través de una compleja serie de reacciones bioquímicas, la materia orgánica se descompone por la actividad metabólica de los microorganismos en ausencia de oxígeno, produciéndose un gas con alto contenido energético (biogás) y un lodo residual que presenta, en muchos casos un alto poder fertilizante (Paez y Baz, 1999; Rodríguez y col, 2003).

Por ello, la digestión anaerobia aplicada al tratamiento de efluentes industriales permite reducir su contenido orgánico, al tiempo que se produce un gas combustible (60-80% de metano). El que se incrementa uno de estos objetivos dependerá de las necesidades de descontaminación del medio y el origen del residuo.

II.1.1 Importancia de los procesos anaerobios en el tratamiento de aguas residuales.

Aunque tradicionalmente se han empleado procesos de tipo químico-físicos en el tratamiento primario de aguas residuales (sedimentación, coagulación-floculación, etc.) y de tipo biológico aerobio (proceso de lodos activados) en el tratamiento secundario, en las últimas décadas se ha puesto de manifiesto el interés por los procesos biológicos anaerobios para el tratamiento de aguas residuales con altos niveles de carga orgánica (Van Lier y col, 2001).

El mayor uso de los procesos de biodegradación anaerobia para el tratamiento de aguas residuales se debe a que los tratamientos químico-físicos no son muy aconsejables desde el punto de vista económico, al necesitar el aporte continuo de reactivos y un espacio de operación casi siempre muy grande, y en el caso de los procesos aerobios, estos requieren de un aporte constante de oxígeno al agua residual; lo cual, además de encarecer el proceso, por los gastos energéticos que conlleva la aireación, provoca que los microorganismos, al obtener mucha energía del proceso de respiración, tengan un crecimiento rápido obteniéndose así un exceso de lodos no estabilizados. En cambio, en el proceso anaerobio, los microorganismos crecen en ausencia de oxígeno y tiene un metabolismo mucho más lento que en el caso aerobio, con lo cual, la producción de los lodos es mucho menor; evitándose así problemas de exceso de lodos y su posterior estabilización. Este crecimiento más lento implica además una reducción de la cantidad necesaria de nutrientes en el medio. Otras ventajas adicionales son la posibilidad de tratamiento directo de corrientes con alta carga orgánica, y la generación de un gas con alto contenido energético (Speece, 1996).

A pesar de todo esto, la digestión anaerobia también presenta algunos inconvenientes relacionados fundamentalmente con la puesta en marcha, la cual puede durar un tiempo largo, debido a la baja velocidad de crecimiento de las bacterias anaerobias y a las estrictas condiciones físico-químicas que hay que mantener. Sin embargo, una

vez pasada esta etapa, los procesos anaerobios son muy estables y robustos (Kleerebenzem y Macarie, 2003).

II.1.2. Etapas de la Digestión Anaerobia.

La digestión anaerobia es un proceso altamente complejo, tanto en la naturaleza como en los reactores anaerobios. Los sustratos que deben degradarse son complejos y están compuestos por diferentes tipos de polímeros (proteínas, carbohidratos, lípidos) que los microorganismos deben metabolizar para su uso, como fuente de energía y para biosintetizar todos sus componentes celulares. (Lowe, 1993).

La digestión anaerobia de la materia orgánica a metano se efectúa por la acción combinada de una amplia variedad de bacterias y a pesar de que el proceso no es una secuencia de reacciones independientes, sino que está caracterizado por un complejo de interacciones mutuas entre diferentes especies microbianas, puede ser agrupado en tres etapas fundamentales (McInerney y Bryant, 1981) las cuales se producen consecuentemente durante el proceso de biodegradación anaerobia (Figura1):

Etapa de hidrólisis y fermentación.

En esta etapa los polímeros naturales, tales como las proteínas, grasas, polisacáridos o compuestos de más bajo peso molecular (aminoácidos, sacáridos, compuestos aromáticos, etc.) son inicialmente hidrolizados por enzimas extracelulares, por ser demasiado grandes para penetrar a través de la membrana celular. Estas enzimas extracelulares son producidas dentro de las bacterias hidrolíticas y excretadas al exterior de la célula, donde pueden hidrolizar los sustratos poliméricos hasta sus monómeros que pueden atravesar fácilmente la membrana celular de las bacterias fermentativas, que metaboliza estos monómeros a alcoholes, ácidos grasos volátiles (AGV) e hidrógeno. El resultado total de la fermentación es la conversión de sustratos neutros en ácidos orgánicos relativamente fuertes. Por ello el término acidificación es también un modo adecuado para denominar a la fermentación. Las bacterias responsables de esta etapa pertenecen a diferentes tipos de grupos y pueden ser anaerobias facultativas o estrictas.

Es importante destacar que en esta etapa, si no se controla bien el reactor puede ocurrir una desestabilización del proceso completo, ya que en caso de una sobrecarga, la hidrólisis de la materia orgánica provoca una sobreproducción de ácidos que acidificarán el medio e inhibirán el proceso. Además es posible una producción excesiva de hidrógeno, lo que también inhibe la metanogénesis.

Etapa de acetogénesis.

En esta etapa los productos de la fermentación son degradados a ácido acético, dióxido de carbono e hidrógeno, por un grupo de bacterias denominadas bacterias acetogénicas productoras obligadas de hidrógeno ó OHPA en inglés (obligate hydrogen producing acetogen). La particularidad de estas bacterias, es que son inhibidas por el hidrógeno que producen, por lo que es necesario que este no se acumule en el medio. Por esta razón las bacterias OHPA tiene estrecha relación con las bacterias denominadas hidrogenofílicas que por lo general son bacterias

metanogénicas, pero si el medio contiene sulfatos en concentraciones apreciables, las bacterias sulfato-reductoras sustituirán a las metanogénicas. Esta relación sintrófica entre bacterias productoras de hidrogeno y bacterias hidrogenofilicas, y que procura una ventaja para los donadores de hidrogeno recibe el nombre de *transferencia interespecie de hidrógeno*.

Una sobrecarga al reactor o una inhibición de las bacterias hidrogenofilicas, puede conducir a una sobreproducción de hidrógeno cuya acumulación va a inhibir la digestión anaerobia, lo que conduciría finalmente al fallo del reactor.

Etapa metanogénica.

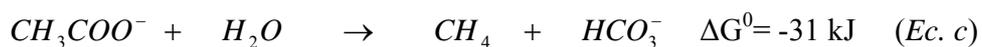
Es la última etapa del proceso de degradación anaerobia de la materia orgánica, y se lleva a cabo por el grupo de las bacterias metanogénicas. Al igual que las bacterias de la etapa anterior, las metanogénicas son anaerobias estrictas.

Las bacterias metanogénicas oxidan un número reducido de compuestos: acetato, CO_2/H_2 , formiato, metanol y CO . Básicamente estas bacterias se pueden dividir en dos grupos tróficos:

- Las bacterias hidrogenofilicas no acetoclásticas: Obtienen su energía de la oxidación del hidrógeno en presencia de dióxido de carbono como aceptor de electrones. La mayoría de las bacterias de este grupo pueden usar también el formiato, pero no pueden emplear el acetato como fuente de energía. Las ecuaciones de la metanogénesis a partir de estos sustratos son las siguientes:



- Las bacterias metanogénicas acetoclásticas: producen metano a partir del grupo metilo del acetato según esta ecuación.



Esta reacción es de suma importancia para la digestión anaerobia, dado que el 73 % del metano producido por los digestores anaerobios proviene del acetato, el resto proviene mayoritariamente del CO_2 y del H_2 .

La velocidad de crecimiento de las bacterias acetoclásticas es baja. Esta es la razón por la cual los sistemas de tratamiento anaerobios requieren un elevado tiempo de retención de la biomasa. Las bacterias hidrogenofilicas tienen mayor velocidad de crecimiento que las bacterias acetoclásticas. Estas no son consideradas un grupo crítico, sin embargo su habilidad de mantener la presión de hidrógeno muy baja, es la base para que las condiciones termodinámicas sean favorables y proceda una esencial etapa de conversión de sustrato premetanogénesis.

II.1.3 Factores que influyen en la Digestión Anaerobia de las aguas residuales.

Los principales factores que influyen en un proceso anaerobio para el tratamiento de aguas residuales están relacionados con aquellos parámetros cuyo control permite un buen crecimiento de la biomasa y por consiguiente, una mayor eficiencia en la remoción de la materia orgánica y en la producción de biogás. Por lo que es importantes su conocimiento, para poder evitar cualquier falla en el proceso y tomar las medidas necesarias cuando así se requiera.

Entre los factores de mayor importancia tenemos:

La Temperatura:

El efecto de la temperatura es de gran importancia para el desarrollo de la digestión anaerobia, ya que esta altera la actividad de las enzimas y por tanto, varía la velocidad de crecimiento de los microorganismos.

El rango de temperatura para de la digestión anaerobia varía entre 10 y 60°C. Sin embargo, las temperaturas óptimas, son la mesófila (30 - 45)°C y la termófila (45 - 60)°C. Casi todos los digestores funcionan dentro de los límites de temperatura mesófila, siendo la óptima 35°C. (Zabranzca y col, 2000)

El efecto del pH:

El pH óptimo para la digestión anaerobia se sitúa entre 6.8 y 7.2, lográndose mantener el equilibrio ecológico requerido. Fuera de estos valores óptimos la digestión puede continuar aunque de forma ineficientemente hasta un pH de 6.2 en donde las bacterias metanogénicas son severamente afectadas. (Rozzi, 1984).

Los Nutrientes:

La digestión anaerobia por ser un proceso biológico requiere ciertos nutrientes inorgánicos esenciales para el crecimiento de la biomasa. La ausencia o limitación de estos nutrientes son por lo tanto un factor limitante para el proceso.

Los requerimientos de nutrientes para la población microbiana no se refiere solamente a las necesidades de nitrógeno, fósforo y azufre, sino también la presencia de elementos traza como níquel, cobalto, hierro y molibdeno; los cuales a ciertas concentraciones aumentan la eficiencia del proceso (Mai y col, 2002).

Las Sustancias tóxicas.

Las bacterias metanogénicas y otros microorganismos anaerobios, pueden ser inhibidos en su actividad microbiana por la presencia de sustancias tóxicas. Los compuestos que se consideran tóxicos en un sistema anaerobio se pueden agrupar en tres categorías (Bello, 1995):

1. Compuestos cuya toxicidad esta relacionada con el pH: Es importante mencionar que las bacterias metanogénicas así como otros microorganismos anaerobios pueden ser afectadas en su actividad microbiológica por la presencia de sustancias toxicas,

cuya toxicidad esta relacionada con el pH, por ejemplo, el amoniaco, el Ácido sulfúrico y los ácidos grasos volátiles (AGV). Estas sustancias se disocian en el agua en dependencia del pH y su constante de disociación. La forma tóxica es la no disociada, ya que estas moléculas pueden atravesar fácilmente la pared celular de las bacterias metanogénicas y una vez dentro pueden de nuevo disociarse provocando un cambio en el pH interno de la célula (Pind, 2003).

2. *Compuestos de toxicidad inmediata:* En este grupo se destacan los compuestos clorados, por su elevada acción tóxica sobre las bacterias metanogénicas, los mas tóxicos aun a concentraciones muy bajas (ppm) son los que tienen una estructura similar al metano, como el CCl_4 , CH_2Cl_2 y CH_3Cl (Specee, 1996).

Otro elemento muy tóxico para los microorganismos anaerobios estrictos, como los productores de metano, es el oxígeno, el cual puede cambiar las condiciones de funcionamiento y producir fallas graves como la disminución de la actividad metanogénica del lodo y poco crecimiento de la biomasa. Aunque se ha demostrado que su efecto es bacteriostático y no bactericida (Estrada-Vázquez y col, 2003).

3. *Compuestos que con un pequeño aumento de la concentración pueden volverse tóxicos:* En esta categoría juegan un papel importante los iones metálicos, y en particular los metales pesados, los cuales en estado soluble son más tóxicos que las formas insolubles. (Montalvo y Guerrero, 2003)

II.2 Reactores anaerobios metanogénicos.

Por mucho tiempo, la digestión anaerobia se consideró como un proceso inestable y problemático el cual, a pesar de sus ventajas, solo podía ser aplicado en casos contados, hasta la década del 80 en que hubo una evolución de los mismos.

II.2.1 Evolución de los reactores anaerobios metanogénicos.

La evolución de los procesos anaerobios puede caracterizarse en tres generaciones de reactores (http://www.transwer.cl/tratamiento_de_las_aguas_residuales.htm):

1. **Reactores de primera generación:** Son aquellos en que la biomasa se encuentra sedimentada o en suspensión, con un mínimo de contacto con el sustrato. En estos se incluyen los digestores convencionales y los reactores de flujo mezclado.
2. **Reactores de segunda generación:** Se caracterizan porque los microorganismos que 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).

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

El estado actual de la biotecnología para el tratamiento de aguas residuales, señala a los de segunda generación como la alternativa más atractiva de tratamiento. Esto se debe a que los primeros requieren de grandes volúmenes de operación y no todos tienen eficiencias aceptables. Por su parte, los de tercera se encuentran aún en etapa de desarrollo a escala de laboratorio y existen pocas instalaciones industriales. Dentro de este grupo los reactores anaerobios que más se han aplicado y se comercializan para el tratamiento de aguas residuales a nivel mundial son el UASB (65 %) y el FA (10 %) (Montalvo y Guerrero, 2003). Estos reactores son altamente eficientes y debido a sus bajos tiempos de permanencia del residual en su interior (conocido como **Tiempo de Retención Hidráulico**) permiten procesar en poco tiempo grandes volúmenes, o sea son de alta velocidad.

II.2.2 Reactores Anaerobios de Flujo Ascendente con Manto de Lodos (UASB).

La tecnología UASB se perfila como la más adecuada para el tratamiento de una gran variedad de aguas residuales industriales y domésticas, debido a sus bajos costos de construcción, operación y mantenimiento, además de poseer los más altos rendimientos de producción de biogás y altos porcentajes de remoción (Bermúdez y col, 2003).

Estos reactores UASB basan su funcionamiento en la formación de un manto flotante de bacterias en el seno del reactor. Este manto constituye un auténtico filtro en el que se produce la metanogénesis y se separa de forma eficiente el gas de la matriz sólida; llegándose a unos rendimientos de 2 - 6 m³ de biogás por m³ de reactor, en dependencia de la carga orgánica diaria.

Se caracterizan porque operan con lodos granulares o floculentos de alta velocidad de sedimentación (Hulshoff y col, 2004). Poseen aditamentos muy sencillos en su interior (Deflectores) que permiten una eficiente separación de las burbujas de gases y la sedimentación de las partículas que son arrastradas hacia la salida en el separador de tres fases (Figura 2). Debido a que los aditamentos para que se efectúe la sedimentación son eficientes, los lodos floculentos permanecen en el reactor.

La no-utilización de empaquetadura resuelve las desventajas de los filtros anaerobios, y el separador de tres fases evita el arrastre de flóculos hasta la tubería de descarga. Por otra parte, como el lodo no está fijo a ningún soporte, las burbujas de gases realizan un efecto de mezclado, que unido a un mezclado mecánico intermitente aceleran el proceso de digestión.

Como única desventaja de este proceso se tiene la complejidad para lograr la aclimatación de los lodos, más aún cuando no se dispone de un inóculo procedente de un reactor similar, como es el caso de nuestro país. Se ha llegado incluso a comercializar lodos granulares para el arranque de reactores anaerobios, conocidos como “semillas o inóculos” (<http://www.biotec.net>).

II.3. La Industria cafetalera.

El café como producto agrícola es uno de los principales rubros económicos del país; el mismo se cultiva en todas las regiones del país: en 9 provincias con 38 Municipios, abarcando un área de 10221.3 caballerías, centrada la producción en la región oriental con un 83 %, luego la región central con un 12 % y por último la occidental con un 5 %. La manufactura y beneficio del café en nuestro país se realiza en 343 centros de despulpe de beneficio húmedo, 31 plantas de beneficio seco y 4 centros de exportación; generando una producción de 22 727.2 toneladas/ anuales de café oro, del cual el 80 % pertenece a la región oriental; provocando esto 56 818 ton /anuales de pulpa de café (como principal residual sólido) y unos 280 000 m³ /anuales de agua de lavado y despulpe. (Bermúdez y col 1999a).

La importancia de la industria del café para la economía de nuestro país es evidente, sin embargo a la vez que reporta cuantiosos beneficios, también se engendran serios problemas ambientales debido a que los subproductos derivados son potenciales contaminantes.

Para que se tenga una idea, de 1 kg de café cereza, alrededor del 40 % de su peso seco representa pulpa de café, 3 % cascarilla de café y 22 % mucílago, generándose además 4 L de agua de despulpe y 10 L de agua de lavado. Aunque en la actualidad existe la tendencia a la disminución del agua empleada en el proceso, usando las llamadas “Despulpadoras ecológicas”, que logran reducir los volúmenes de aguas residuales entre 2 y 4 litros por kg de café.

Estos residuales provocan diversos daños en los ecosistemas acuáticos donde son vertidos, como por ejemplo (Arcila, 1990):

- Por sus pH bajos ocasiona la muerte de la fauna acuática.
- La oxidación de la materia orgánica vertida tiene como consecuencia el empobrecimiento del oxígeno disuelto y con este la reducción de las poblaciones.
- La presencia de grandes cantidades de materia orgánica puede favorecer el crecimiento de microorganismos patógenos y la competencia de estos con los microorganismos autóctonos.
- Los residuos proveen a estos recursos hídricos donde son descargados, malos olores, sabores y colores; alterando la calidad de las aguas.
- La turbidez ocasionada por los contaminantes suspendidos obstaculizan el paso de la luz, interfiriendo en la actividad fotosintéticas de las algas y otras plantas acuáticas lo que trae como consecuencia el empobrecimiento gradual de la vida acuática.
- La acumulación de la pulpa en las orillas atrae moscas y otros insectos que son perjudiciales.

- Cuando se vierten grandes cantidades de desecho (particularmente pulpa), estos se depositan sobre el lecho de las corrientes impidiendo el acceso de los peces y otros animales acuáticos a sus guaridas y sitios de desove.

Estos daños pueden llegar a ser graves en dependencia de las cantidades de residuales que se vierten y el caudal de los ríos receptores.

Sin embargo estos residuales constituyen una importante fuente de energía, mediante su tratamiento anaerobio y conversión en biogás, pudiendo ser utilizable en los mismos procesos de beneficio, en sustitución del Gas-Oil empleado por las maquinas despulpadoras (aproximadamente 410 toneladas/anuales) y como fuente de energía para la utilización en las comunidades cafetaleras aledañas, como combustible para cocción de alimentos en comedores de albergues o en casas particulares aledañas; además de eliminar un foco de contaminación ambiental considerable y producir bioabonos de primera calidad. (Bermúdez y col, 1999b).

III.1 – Materiales.

III.1.1 Reactivos y equipos.

La parte experimental de la tesis se desarrolló con los materiales y equipos disponibles en los laboratorios del Centro de Estudios de Biotecnología Industrial, de la Facultad de Ciencias Naturales, de la Universidad de Oriente, los cuales se relacionan a continuación.

Reactivos químicos fundamentales.

Ácido 3,5 – dinitrosalicílico	Puro para análisis	PANREAC
Acido acetico	Puro para análisis	ENSUFARMA
Ácido sulfúrico	Puro para análisis	MERCK
Hidrogenocarbonato de sodio	Grado industrial	-
Carbonato de sodio	Puro para análisis	BDH
Cloruro de potasio	Puro para análisis	PANREAC
Cloruro de magnesio(II)	Puro para análisis	BDH
Dicromato de potasio	Puro para análisis	AnalaR
Dihidrógenofosfato de potasio	Puro para análisis	BDH
Hidróxido de sodio al 30%	Grado industrial	-
Sulfato de cobre (II) pentahidratado	Puro para análisis	AnalaR
Sulfato de hierro (II) heptahidratado	Puro para análisis	SIGMA
Sulfato de magnesio (II) heptahidratado	Puro para análisis	FLUKA
Sulfato de manganeso (II) tetrahidratado	Puro para análisis	FLUKA
Sulfato de mercurio (II)	Puro para análisis	MERCK
Sulfato de plata	Puro para análisis	MERCK
Tartrato de sodio y potasio	Puro para análisis	AnalaR
EDTA	Puro para análisis	PANREAC

Equipos y materiales fundamentales.

- 1) Espectrofotómetro UV/ VIS (Shangai Optical Instrument Factory 53WBI)
- 2) Estufa (Frank Skorczemki)
- 3) Balanza analítica (Labor Muszeripapeari Muvek LB-1050)
- 4) Balanza técnica (OWA Labor)
- 5) Baño de María (MLW)
- 6) Plancha eléctrica (MLW LP300)
- 7) pH- metro (MLW AT3)
- 8) Centrífuga (Clay Adams).
- 9) Botellas serológicas de 0,5 y 1 L.
- 10) Tubos HACH.
- 11) Bombas peristálticas. (Heildoop)

III.1.2 Biorreactor.

El experimento en continuo se desarrolló en prototipos de reactores UASB de 4,7 L que se muestra en la Figura. 3, diseñado por investigadores del CEBI y construido en los talleres de inversiones de la Universidad de Oriente, con acrílico transparente. El mismo consiste en un recipiente cilíndrico que es alimentado por un orificio situado en la base del cilindro. En la parte superior del reactor existe un embudo de plástico que realiza la separación gas-sólido-líquido. Las burbujas de gas y los sólidos arrastrados por estas, son desviados hacia el separador mediante un deflector en forma de anillo colocado en todo el perímetro interno a 1 cm por debajo del separador, en esta sección el agua fluye entre el separador y la pared del reactor.

III.1.3 Residuales bajo tratamiento.

Los residuales a tratar en la experimentación fueron las aguas residuales del café de una despulpadora tradicional y una ecológica. En el caso de la despulpadora tradicional se tomaron las aguas de despulpe y de lavado de la despulpadora Madrugón situada en el municipio Guamá y las aguas de la despulpadora del complejo Nueva Esperanza del Municipio la Maya, para el caso de la despulpadora ecológica. Ambas están ubicadas en la provincia de Santiago de Cuba.

Para los experimentos en continuo se usaron las aguas de despulpe y de lavado de la despulpadora Limoncito del municipio El Salvador de la provincia, Guantánamo.

III.1.4. Inóculo.

Se utilizó como inóculo en los ensayos de biodegradabilidad de los residuales de la despulpadora tradicional, estiércol vacuno y lodos de la laguna de estabilización de la despulpadora Madrugón. Para los residuales de la despulpadora ecológica, se empleó lodo digerido (LD) del digestor convencional de 1.2 m³, del Centro de Estudios de Biotecnología Industrial (alimentado con estiércol vacuno) y la mezcla de este con lodo de la laguna de estabilización de la despulpadora (LD+LL), en la proporción 1 parte de lodo de laguna (LL) : 2 partes de lodo digerido(LD).

En los experimentos en continuo con el prototipo de reactor UASB, se empleó como inóculo lodo granular procedente de la planta de tratamiento de aguas residuales de Cervezas Mahou S.A. situada en Alovera (Guadalajara, España). Este lodo fue donado por el Centro de Biología Molecular “Severo Ochoa”, de la Universidad Autónoma de Madrid, con los cuales mantenemos colaboración científica.

III.2 – Métodos.

III.2.1. Metodología Experimental

a) Ensayos de biodegradabilidad anaerobia de las aguas de despulpe y de lavado de una despulpadora tradicional.

Con el objetivo de determinar la biodegradabilidad anaerobia de estas aguas se procedió al montaje de experimentos en lote, con ambas aguas al 100 % y diluidas al 50 %. También se procedió a ensayar dos inóculos (estiércol vacuno y lodos de las lagunas de estabilización) siendo los más accesibles en las regiones montañosas donde se ubican las despulpadoras.

Frascos de 0.5 L de capacidad fueron usados como digestores, a los que se les añadió el inóculo y el agua residual según se refiere en la Tabla 1.

b) Ensayos de biodegradabilidad de las aguas residuales de una despulpadora ecológica.

En este caso solo se obtiene un agua residual durante el proceso de desmucilaginado del café ya que el despulpado se realiza por gravedad. Esta agua posee altos valores de DQO (39 g/L) por lo que se procedió a ensayar el residual al 25 y el 50 % con dos inóculos diferentes (estiércol vacuno digerido y una mezcla de este, con lodos de las lagunas de estabilización de la despulpadora). La Tabla 2 muestra el esquema experimental empleado.

Al alcanzar los 21 días del experimento se tomaron los mejores tratamientos para cada inóculo y se le retiró el residual tratado para añadir residual fresco. Esta operación fue realizada varias veces aumentando progresivamente la concentración del residual, simulando un proceso semicontinuo.

Parámetros de control.

En todos los ensayos de biodegradabilidad realizados se monitoreó la producción de metano diaria, y a partir de los datos obtenidos de ésta, se calcularon las actividades metanogénicas de los inóculos para cada tratamiento según la siguiente ecuación (Suyen y col, 2000):

$$A.M = (dCH_4/dt) * (1/(V_r * f * SSV)) \quad (1),$$

Donde,

V_r : Volumen útil del reactor.

F: Factor de conversión, en este caso se considera 340 mL CH_4 /g de DQO.

SSV: Sólidos suspendidos volátiles del lodo inoculado.

También se determinó la DQO del residual al comienzo y final de cada tratamiento, para calcular el % de remoción de la DQO usando la siguiente expresión:

$$\% R_{DQO} = 100 * (DQO_i - DQO_f) / DQO_i \quad (2)$$

c) Ensayos en continuo con las aguas de despulpe y de lavado de una despulpadora tradicional en un reactor UASB a escala de laboratorio.

En este experimento primeramente se determinó la actividad metanogénica específica del lodo granular empleado como inóculo, para saber si estaba en buenas condiciones, para llevar a cabo el experimento. Después de determinar la actividad metanogénica se procedió a la adaptación del lodo granular al residual y se arrancó un reactor UASB de 4.7 litros de capacidad. Posteriormente se realizaron varias corridas, bajo las mismas condiciones con las aguas de despulpe y de lavado.

Parámetros de arranque:

- Carga de arranque: 0,2 g DQO / g SSV lodo*día
- Tiempo de retención: 24 horas.
- Cantidad de lodo en cada reactor: 570 g.
- Volumen útil del reactor: 3 100 ml.
- pH de trabajo: 7 (ajustado con NaOH y NaHCO₃).
- Temperatura: entre 25-30 °C.

Parámetros de control.

- DQO del influente
- DQO del efluente.
- pH, AGV.
- Producción diaria de metano.

III.2.2. Métodos Analíticos Empleados.

Análisis del Contenido de Azúcares Reductores por DNS (Miller, 1959).

Fundamento: Este método se basa en la determinación colorimétrica a 530 nm, de los azúcares reductores por la formación de un compuesto coloreado, producto de la reducción del Ácido 3,5- Dinitrosalicílico a 3-nitro-5-aminosalicílico. El contenido de azúcares reductores es determinado por interpolación en la curva de calibración.

Análisis del contenido de Carbohidratos totales (Dubois y col., 1956).

Fundamento: Este método se basa en la deshidratación e hidrólisis de los anillos furanósicos y piranósicos constituyentes del carbohidrato, los cuales reaccionan con el fenol dando un complejo de color amarillo anaranjado.

Análisis de la Demanda Química de Oxígeno (DQO) (APHA, 1998)

Fundamento: la determinación de la DQO se emplea como una medida del contenido del oxígeno equivalente a la materia orgánica de una muestra, que es susceptible a la oxidación por un oxidante.

Sólidos suspendidos volátiles (APHA, 1998).

Se determinó por gravimetría según el Standard Methods. Determinando las diferencias de pesada a 105 °C para los sólidos suspendidos totales y a 500 °C para los volátiles. Se empleó papel de filtro de lanas de vidrio y se filtró al vacío.

Fenoles (APHA, 1998).

Fundamento: El método de Folin- Denis se basa en la formación de un complejo azul entre el ácido fosfotúngstico- fosfomolibdico y los fenoles, en medio básico. El cual absorbe a una longitud de onda de 610 nm.

Metano (Rodríguez y col, 2000):

El metano producido fue medido por desplazamiento de una solución de NaOH al 10 % en botellas serológicas de 1 L, acoplada a los digestores; la cual absorbe el CO₂ presente en el biogás. (Figura 4).

Cafeína (APHA, 1998).

Fundamento: este método se basa en la extracción de la cafeína con cloroformo en medio básico y posterior lectura a 267 y 310 nm.

Taninos (APHA, 1998).

Fundamento: El método de Folin- Denis se basa en la formación de un complejo azul entre el ácido fosfotúngstico- fosfomolibdico y los fenoles, en medio básico. El cual se lee a 760 nm.

Ácidos Grasos Volátiles (AGV) (APHA, 1998).

Fundamento: Esta técnica recupera por destilación, los ácidos grasos volátiles de hasta 6 átomos de carbono, los cuales son determinados posteriormente por valoración volumétrica con NaOH.

III.2.3. Tratamiento estadístico de los resultados.

Para el tratamiento estadístico de los resultados se utilizó el software Statgraphics versión 5.1. Se utilizaron las herramientas de Análisis de Regresión, ANOVA (II), test de comparación de medias de Duncan y Test de normalidad Kolmogorov-Smirnov. En todos los casos se utilizó un nivel de significación del 5 %.

IV. Resultados y discusión.

Las aguas residuales del café analizadas se caracterizan por un pH ácido, contaminación orgánica alta (DQO) y contaminación principalmente disuelta (Tabla 3); además de una buena biodegradabilidad desde el punto de vista de relación DBO/DQO (mayor de 0,5) (Bello, 1995).

En el caso de la despulpadora ecológica el agua residual posee valores superiores en todos los parámetros, debido a que ésta utiliza mucho menos agua en el proceso de beneficiado del café y por tanto está más concentrada. Teniendo en cuenta la caracterización realizada (Tabla 3) se selecciona la digestión anaerobia como el proceso que puede reducir la contaminación presente en estas aguas residuales. Esta selección de proceso también parte del criterio de que al tener la contaminación principalmente en forma disuelta, la separación física puede ser más difícil y costosa.

a) Ensayos de biodegradabilidad anaerobia de las aguas de despulpe y de lavado de una despulpadora tradicional.

Analizando el comportamiento del estiércol y del lodo de laguna como inóculos, se obtuvieron los siguientes resultados. En las cinéticas de producción de metano (Fig. 5 y Fig. 6) se observa una mayor producción en los tratamientos que fueron inoculados con el lodo, siendo el doble o más, si se compara con los resultados obtenidos en los tratamientos con estiércol. Esto coincide con los resultados obtenidos del cálculo de la actividad metanogénica (Fig. 7). La actividad metanogénica para este inóculo en los ensayos, en todos los casos, se encuentran por encima de $0.1 \text{ gDQO}_{\text{CH}_4}/\text{g SSV} \cdot \text{d}$; siendo reportados estos valores como buenos (Monroy, 1997 y Mendez, 1997). Además hay que tener en cuenta que aunque este lodo ha estado expuesto a estos residuales, por la descargada a la laguna, no ha existido una adaptación dirigida para degradar los componentes más recalcitrantes de los mismos. Sin embargo, por su comportamiento se muestra que estos lodos tienen muy buenas potencialidades y pueden ser usados como inóculos para el arranque de reactores.

Comparando la biodegradabilidad de las aguas de despulpe y las de lavado, se evidencia que las aguas de despulpe son más biodegradables; pues existe una mayor producción de metano tanto para los tratamientos con estiércol, como con lodo (Fig. 5 y Fig.6) durante el tiempo de experimentación.

La disminución de la biodegradabilidad de las aguas de lavado puede ser el resultado de la inhibición que producen en la metanogénesis la acumulación de AGV, si tenemos en cuenta que esta agua residual está parcialmente acidificada de forma natural por los valores de ácidos volátiles que presenta al comienzo de la experimentación (Tabla 3); lo que concuerda con otros trabajos realizados (Jame y col, 1990). El tratamiento donde se refleja la mayor inhibición es agua de lavado empleando estiércol como inóculo (Fig. 5), siendo los valores de producción de metano y de remoción de la DQO los más bajos obtenidos, incluso por debajo del control; pues al efecto de la acumulación de los AGV se une el hecho de considerarse

éste un inóculo cuyas actividades no son las mejores frente al residual. El agua de lavado contiene ácidos orgánicos simples de pectina y azúcares fácilmente fermentables por la microbiota natural; por lo que durante las primeras etapas del proceso de digestión anaerobia (hidrólisis y acidogénesis) se incrementan los valores de ácidos volátiles y con ello su efecto inhibitorio, por acumulación, sobre las bacterias acidogénicas y metanogénicas. (Fields, 1987) demostró que el 40% de la DQO de estas aguas de lavado correspondían a AGV y que a estos bajos pH (aproximadamente 4) la mayor parte de los AGV son C3 y C4 (propiónico y butírico) y no C2 (acético) y donde se conoce la inhibición que produce la acumulación de poca concentración de ácido propiónico en la producción de metano (Pind, 2002).

Los componentes fundamentales de la DQO del agua de despulpe son azúcares, proteínas, así como pequeñas cantidades de cafeína y fenoles (taninos y ácido clorogénico). La cafeína, el ácido clorogénico y los taninos, son toxinas potenciales para el proceso de digestión anaerobia por sus características estructurales. Analizando la incidencia que puedan tener estos compuestos al proceso anaerobio, se ha demostrado que un inóculo puede adaptarse y biodegradar compuestos fenólicos (Buitrón y Ortíz, 1997; Sosa y col, 1997) si se sigue una estrategia adecuada de aclimatación del mismo. No se puede obviar que el lodo ha estado expuesto por temporadas a estos residuales, por la forma en que son dispuestos estos residuos en los beneficios y los errores de construcción que se presentan en las lagunas de estabilización.

La toxicidad de los taninos ha sido estudiada y se sabe que la concentración que inhibe el 50% de la metanogénesis es alrededor de los 600-800 mg DQO/L, es por eso que suponiendo que los taninos contribuyen con un 10 % de la DQO del agua de despulpe (Soto et al 1992), sólo una concentración en esta agua por encima de 7g DQO/L puede comenzar a tener efecto inhibitorio. Teniendo en cuenta los datos de la caracterización que se hizo (Tabla 3), la concentración de esta agua se encuentra por debajo de este valor mínimo inhibitorio, como ocurre en la mayoría de los casos con aguas obtenidas en beneficios húmedos. Se ha probado que a concentración de cafeína de 1g/L no existe inhibición metanogénica por lo que descartamos que a las concentraciones trabajadas, exista inhibición por este compuesto. Se ha evidenciado toxicidad del agua de despulpe en trabajos realizados (Calzada y col, 1981) pero con aguas con cargas de 50 g DQO/L. La toxicidad del ácido clorogénico puede ser apreciable, aunque la inhibición no es grave; pero este compuesto es también biodegradable en la medida en que el inóculo se adapte.

El agua de despulpe diluida (1:2) presenta una mayor producción de metano (Fig. 6), por lo que pensamos que aunque estos compuestos no llegan a ser inhibitorios, pueden tener cierto efecto tóxico en el agua concentrada; que es rebasado en la medida que el inóculo se adapte y aclimate para su biodegradación, especialmente en el caso del ácido clorogénico. Se ha reportado (Fields y col, 1987) que a medida que el ácido clorogénico se biodegrada, promueve la formación de AGV y por tanto la acidificación; por lo que esta puede ser la causa del “acostamiento de la curva” con agua de despulpe (1:1) (Fig. 6) pues su acumulación afecta la conversión de estos en metano, debido a que la metanogénesis es el paso más lento.

En cuanto a la remoción de la DQO (Figura 8) se obtienen buenos valores en 10 días para el lodo, alrededor de 30 – 45 %. Los valores más altos son obtenidos por este inóculo expuesto al agua de lavado diluida. Es necesario señalar que las aguas de lavado presentan compuestos fácilmente fermentables, los cuales pueden ser utilizados de forma eficiente por los microorganismos para su crecimiento y conversión a intermediarios metabólicos. En el caso del agua de despulpe hay que valorar que este tiene compuestos que permanecen refractarios a la biodegradación, lo que puede afectar la remoción de la carga contaminante.

b) Ensayos de biodegradabilidad de las aguas residuales de una despulpadora ecológica.

En la Figura 9 de la cinética de producción de metano de los ensayos realizados con el residual al 50 % observamos, que para ambos inóculos hubo inhibición de la producción de metano, resultando casi nula a partir de la segunda semana provocado por la acumulación de AGV como se refiere en trabajos anteriores con aguas residuales del café (Rodríguez, 2000); lo cual se comprobó al determinar el pH que estuvo por debajo de 5,7 en todos los casos. Recordemos que a pH ácido los AGV se encuentran en la forma no disociada que es tóxica para las bacterias productoras de metano. Estas aguas contienen compuestos orgánicos fácilmente fermentables como pectinas y azúcares al igual que las despulpadoras tradicionales, solo que en este caso presentan una mayor concentración por el menor consumo de agua de las despulpadoras ecológicas, por lo cual la inhibición puede deberse a la acumulación de estos compuestos.

Cuando se empleó el residual al 25 % se obtuvieron valores de producción de metano por encima de los 2 000 mL (Figura 10) para un tiempo de experimentación de 21 días lo cual representa tres veces los valores obtenidos con el residual al 50% (aproximadamente 700 mL), alcanzándose los mayores valores para los tratamientos en que se empleó la mezcla del lodo digerido con lodo de laguna de estabilización (LD+LL) de despulpadora (3 041 mL). El aumento de producción de metano puede deberse a que este inóculo contiene bacterias que ya han estado en contacto con este residual y por tanto pueden tener un mayor grado de adaptación.

Sin embargo, los valores de remoción de la DQO no difieren significativamente entre ambos inóculos a los 14 y 21 días de experimentación, lográndose remover la mayor parte de la DQO del residual a los 14 días (77,25 % para el LD y 78,92 % para el LD +LL) y llegando a alcanzar valores superiores al 90 % de remoción (95,3 % para ambos) a los 21 días (Figura 11). Esta similitud en cuanto a los valores de remoción de la DQO indican que la conversión a metano a partir de la DQO biodegradada de la mezcla del lodo de la laguna de estabilización con el lodo digerido (LD + LL), es más eficiente que el lodo digerido (LD) solo. Esto se corrobora al calcular los valores de actividad metanogénica los cuales fueron 0.06 y 0.04 g DQO_{CH4} / g de SSV para la mezcla de lodos y el lodo digerido respectivamente, valores que se encuentran dentro de los parámetros aceptables para este tipo de lodo (entre 0,02 y 0,08 g DQO_{CH4}/g de SSV) (Monroy, 1997 y Méndez, 1997).

Luego de la segunda y tercera alimentación con residual al 25% y al 33 % respectivamente, ya se observa una mejor adaptación del lodo digerido (LD) al residual al obtenerse valores de producción acumulada de metano similares a los obtenidos con la mezcla de lodos (LD+LL) (Figura 12), pero siempre se mantienen mayores estos últimos, comprobándose la importancia de la procedencia del inóculo en la eficiencia del proceso y su adaptación al residual.

En cuanto a la remoción de la DQO se logró remover para ambos inóculos en 7 días una mayor cantidad de DQO, que la alcanzada a los 14 días en la primera alimentación. Esto demuestra que el inóculo está mejor adaptado a este residual al enfrentarse por segunda vez al mismo residuo, resultado que se corrobora con una tercera inoculación en la cual se observan resultados parecidos a los obtenidos para los 21 días en la primera alimentación en un periodo igualmente de 7 días sin diferencias estadísticamente significativas (Tabla 4). El análisis estadístico de esta variable no arroja diferencias significativas entre ambos inóculos para todas las alimentaciones.

En la cuarta y última alimentación se alcanzaron valores de remoción de la DQO que no difieren significativamente de los obtenidos en la segunda y tercera alimentación (Tabla 4). Empleando una concentración de 50 % del residual (12 gDQO/L) que los microorganismos no pudieron degradar inicialmente por poseer elevados valores de DQO y por tanto producirse una acidificación del reactor. Esto corrobora que la estrategia adoptada para adaptación del inóculo y degradación efectiva del residual a mayores concentraciones, resultó ser apropiada.

c) Ensayos en continuo con las aguas de despulpe y de lavado de una despulpadora tradicional en un reactor UASB a escala de laboratorio.

Antes de comenzar los experimentos en continuo se realizó un ensayo de actividad metanogénica al lodo granular obteniéndose un valor de 0.4127 g DQO_{CH₄}/ g SSV*d. Este valor está comprendido entre 0.3 y 1 g DQO/ g SSV*d, que es el recomendado como óptimo para considerar un lodo granular en buen estado (Hulshoff y col, 2004). Por lo tanto, se determinó que el lodo estaba en buenas condiciones para enfrentarlo al residual.

En la etapa de adaptación del lodo granular se utilizó un reactor UASB de 4.7 L de capacidad. Analizando la Figura 13 donde se representa la adaptación del lodo a las aguas de despulpe, se observa desde los primeros días del arranque hasta el día 22 la eficiencia del reactor UASB se mantiene prácticamente constante entre 25 % y 35 %, que aunque no son valores muy buenos para hablar de una buena eficiencia de remoción de la materia orgánica biodegradable; si es importante destacar que por ejemplo en los días 18 y 20 la carga de alimentación de reactor fue muy superior a la de los otros días y el mismo mantuvo sus valores constante de eficiencia, o sea no se apreció ninguna inhibición producto al aumento de la carga orgánica. Esto podría ser una señal que el reactor está ya arrancado. Los valores de pH se mantuvieron en el rango de la neutralidad (7 – 7.4).

Los bajos valores de eficiencia de remoción de la DQO desde un inicio, pueden deberse a que este lodo granular procede de un reactor que trata otro tipo de agua residual que no contiene en su composición compuestos refractarios como taninos, cafeína, ácido clorogénico y aún cuando presenta una buena actividad metanogénica se ve afectada la degradación de la misma. Para el tratamiento de aguas con compuestos tóxicos o recalcitrantes se recomienda el aumento del TRH o la recirculación del efluente (Monroy y col. 1997).

En la Figura 14 se grafica el comportamiento del reactor UASB frente al residual de café de la Despulpadora "Limoncito", específicamente el agua de lavado. Donde se puede apreciar que durante los primeros dos días la eficiencia de la DQO era superior al 70 %, pero con el tiempo esta fue disminuyendo hasta valores inferiores al 15 %; tanto para cargas orgánicas elevadas (día 14), como para cargas orgánicas bajas (día 11). Lo que quiere decir que el proceso anaerobio fue inhibido por algún componente de esta agua que produjo una acidificación del reactor. Los valores medidos de pH vs tiempo lo demostraron (6.2 – 5.5). Comportamiento similar a este ha sido reportado por otros autores (Bello y col., 1994) y están en concordancia con los obtenidos en los ensayos en lote.

Debemos destacar que en las experiencias de tratamiento anaerobio con diversos tipos de residuales del café, se han presentado dificultades para lograr una operación estable, dadas por la composición del mismo, que contiene compuestos tóxicos e iones que pueden resultar inhibidores del proceso.

En este caso el flujo de alimentación al reactor no tuvo una gran variación (entre 1 L/d y 4.82 L/d), aproximándose bastante al valor óptimo calculado de 3.1 L/d (teniendo en cuenta el volumen del reactor); por lo que no podremos atribuir el mal funcionamiento del reactor a las variaciones de carga orgánica de alimentación. Las producciones de metano como era de esperar fueron bajas, debido a que el proceso estuvo prácticamente inhibido.

Por otro lado en la Figura 15, donde se representa el tratamiento anaerobio del agua residual de café (lavado y despulpe) procedente de la Despulpadora "Limoncito", se aprecia que después de los primeros días de adaptación; a partir del día 10 y hasta el día 14, el reactor alcanza sus valores mayores de eficiencia de DQO (80%) similares a los obtenidos por (Viña y Alvarez, 1992). Posteriormente y manteniendo cargas orgánicas de alimentación similares a la del arranque, el reactor sufre una continua disminución de la eficiencia de DQO. Esto podría estar debido a una acidificación que produjo la posterior inhibición, fenómeno al que nos hemos referido anteriormente y que ocurre con facilidad en residuales con compuestos precursores de AGV (Rodríguez, 2000) como es el que abordamos en este estudio. Para sistemas de tratamientos anaerobios basados en reactores metanogénicos, susceptibles a acidificarse por la característica del agua residual que trata, se recomienda la separación del mismo en dos etapas: reactor acidogénico y reactor metanogénico (Houbron y col., 2003).

Los valores del flujo de alimentación al reactor oscilaron cerca del valor óptimo (entre 2 L/d y 6 L/d), excepto el día 24 que sobrepasó los 8 L/d. Esto es una evidencia de que el reactor en cuestión es muy susceptible a la carga orgánica de esta agua y que para este caso particular, podremos lograr mayores valores de eficiencia de DQO si aumentamos la carga orgánica hasta determinado valor, que en este caso se determinó fuera alrededor de 7 kgDQO/m³*d como máximo. Sin embargo, (Lettinga y col, 1994) recomiendan para el tratamiento de residuales de café en reactores UASB a gran escala una operación a bajas velocidades de carga orgánica (2-6 kgDQO/m³*d).

Los valores de eficiencia de DQO en este experimento pueden ser considerados buenos, solo que podría haberse mejorados si el flujo de alimentación hubiera sido más estable; ya que se mantuvo durante todo el experimento entre 1 L/d y 3.40 L/d. El comportamiento del pH tuvo sus fluctuaciones y en ocasiones resultó bajo (5 – 5.5).

IV.1 Propuesta de reactor anaerobio para el tratamiento de las aguas residuales del beneficio húmedo del café a escala industrial.

Los reactores más usados en el tratamiento de aguas residuales son:

- Reactor de contacto anaerobio.
- Reactor de Filtro anaerobio (FA)
- Reactor anaerobio de flujo ascendente con manto de lodos (UASB).

La selección de uno de estos tipos de reactor para un caso en particular dependerá del grado de adecuación que presente la tecnología con el agua residual a tratar, tomando en cuenta obviamente las variables económicas.

En el caso de las aguas residuales del beneficio húmedo del café, se trata de un agua residual altamente biodegradable con contaminantes principalmente en forma disuelta, por lo que se puede emplear cualquier tipo de reactor de los antes mencionados y la decisión se basará fundamentalmente en consideraciones económicas, como el monto de operación y el mantenimiento y operación de la planta.

En la tabla 5 se presentan de forma semicuantitativa los costos de los procesos anaerobios cuando se aplican a aguas residuales de fácil biodegradabilidad. Se identifica el reactor UASB como el más económico, seguido por el FA, debido a que este último se encarece por el empleo del relleno y por consiguiente un mayor volumen de reactor para tratar la misma cantidad de agua residual.

En la actualidad se emplea con aceptación una variante de reactor que combina en un mismo tanque el proceso UASB y FA denominado reactor anaerobio híbrido. Las principales ventajas de este arreglo es que se optimiza el volumen del reactor, ya que el empaque del filtro anaerobio se reduce sustancialmente (ventajas de UASB); pero también se reducen las pérdidas masivas de lodos, accidente grave de reactores UASB (ventajas del FA). (Bello, 1995)

Como ya se ha visto las aguas residuales del café poseen bajos pH por lo que se hace necesario regular el pH antes de la entrada al reactor para evitar la acidificación del mismo y como consecuencia la inhibición de la metanogénesis. Esto se puede remediar construyendo un tanque de pre-acidificación o regulando el pH por adición de álcalis.

Elementos de diseño del reactor anaerobio híbrido.

1. Retención de la biomasa:

Debido a la baja velocidad de crecimiento de los microorganismos anaerobios y en especial las bacterias metanogénicas la retención de la biomasa dentro del reactor se convierte en un elemento muy importante durante el diseño. En la práctica se debe lograr que el tiempo de retención hidráulico (TRH) y el tiempo de retención de sólidos (TRS) sean factores independientes a fin de poder tratar grandes volúmenes de aguas residuales en reactores pequeños (bajos TRH), pero sin tener problemas de lavado de la biomasa en el reactor (TRS altos), concentrando de esta forma la población bacteriana.

Teniendo en cuenta lo anteriormente planteado proponemos un reactor híbrido, donde se garantiza la retención de la biomasa por sedimentación en las dos terceras partes inferiores del reactor que operan como un UASB y el atrapamiento en el empaque del tercio superior del reactor que funciona como un FA.

2. Separación de las fases:

El empaque del tercio superior del reactor sirve como separador de fases líquido-gas-sólido, lo cual es de vital importancia para poder recuperar todo el biogás producido y obtener un agua tratada sin sólidos suspendidos evitando así la pérdida de lodos activos. En el proceso UASB se logra esto mediante el uso de deflectores y campanas cónicas en la parte superior del reactor, basándose en la buena sedimentación de los gránulos y creando distintas velocidades de ascensión a lo largo del proceso (Lettinga y Hulshoff, 1991). Estos dos últimos puntos resultan difíciles de lograr en nuestro medio pues no contamos con lodos de buena calidad (granulares o floculentos) y resulta más difícil controlar la velocidad de ascensión en sistemas operados por gravedad, por lo que el empaque resulta ser un dispositivo sencillo que mediante procesos de filtración física, rompe las burbujas de gas separando las fases gas-líquido y gas-sólido.

3. Materiales de construcción.

Los materiales de construcción y accesorios constituyen otro elemento que debe considerarse en el diseño, ya que estos deben reunir las siguientes condiciones: ser económico, duradero e inocuos para los microorganismos, como por ejemplo la fibra de vidrio, la mamostería, el acero inoxidable, entre otros.

En nuestro caso proponemos la fibra de vidrio buscando abaratar los costos, y obtener una estructura de fácil construcción e instalación, usando como accesorios tuberías de PVC para las conexiones en serie.

En cuanto al material de empaque se propone el uso de plástico o zeolita por su fácil acceso en la región.

4. Volumen del reactor.

Para el caso de aguas residuales con altos valores de DQO (mayores que 1 g/L) el volumen del reactor se determina en base a la velocidad de carga orgánica (VCO), la cual nos indica la rapidez con que el reactor puede recibir de materia orgánica por unidad de metro cúbico. Su expresión de cálculo es la siguiente:

$$VCO = DQO \text{ del agua residual} / TRH \quad (\text{ec. 3})$$

Este parámetro debe de mantenerse entre 4 y 12 kg DQO / m³*d para garantizar un buen funcionamiento del reactor y evitar su acidificación por acumulación de AGV.

Teniendo en cuenta los elementos antes mencionados podremos un ejemplo práctico sobre el diseño de un reactor híbrido para el tratamiento de las aguas residuales de una despulpadora con las siguientes características:

Parámetros	Valor
Cantidad de café despulpado:	2600 kg / d
Consumo de agua por kg de café cereza procesado	3 L / kg
Concentración de la DQO del agua residual	7 kg / m ³

Analizando estos datos proponemos un reactor con las siguientes características:

$$VCO = 7 \text{ kg DQO} / \text{m}^3 * \text{d}$$

Volumen de reactor = 11 m³ (construido con fibra de vidrio y empaquetado con plástico en su tercera parte superior).

$$TRH = 1 \text{ d}$$

El precio de este reactor oscila sobre los 3000 CUC, teniendo en cuenta datos reales obtenidos por (Almarales y col, 2002) sin considerar los costos de instalación.

Considerando que el reactor trabaja con una eficiencia de remoción de la DQO del 80 % y que por cada kg de DQO biodegradada se generan 0.4 m³ de biogás. Se obtendrían aproximadamente 2096 m³ de biogás en el año, teniendo en cuenta que la zafra de café dura 120 días.

Este biogás puede sustituir 1.1 toneladas del diesel, que se emplea en las máquinas despulpadoras, ya que se conoce que 1 m³ de biogás equivale a 0.55 kg de diesel (Bermúdez y col, 1999b) recuperando el costo del reactor en un tiempo aproximado de 8 años, por motivos solo de sustitución del combustible el cual tiene un precio de 340 CUC la tonelada.

Cabe señalar que aunque los beneficios económicos no son muy altos, esta instalación reporta sus mayores beneficios a la protección del medio ambiente al aprovechar estas aguas residuales del beneficio húmedo del café para la producción de combustible (biogás), disminuyendo su impacto en los ecosistemas acuáticos y su descomposición al aire libre en lagunas de estabilización. Además de los beneficios sociales que pudiera traer el empleo del biogás, para la cocción de alimentos en los hogares de la comunidad más cercanos a la despulpadora en tiempo fuera de zafra, mejorando las condiciones de vida de los pobladores de la zona.

V. Conclusiones

1. Los lodos de lagunas de estabilización de los propios centros de beneficio presentan muy buena actividad metanogénica frente a estas aguas residuales, por lo que se puede lograr la biodegradabilidad por digestión anaerobia empleándolos como inóculos.
2. Se pueden emplear el estiércol vacuno digerido para biodegradar las aguas residuales de la despulpadora ecológica.
3. La mayor inhibición de estas aguas residuales se produce por la acumulación de ácidos grasos volátiles y su efecto inhibitorio a los bajos pH que presentan las mismas.
4. Los valores de remoción de la DQO alcanzados en los ensayos de biodegradabilidad de las aguas residuales de la despulpadora tradicional fueron mayores para el caso de las aguas de lavado diluidas al 50 % empleando lodos de laguna de estabilización.
5. La DQO del agua residual de la despulpadora ecológica puede ser biodegradada en más de un 90 % a una concentración del 50 % (DQO =12 g/L), luego de una adaptación previa de ambos inóculos al residual y el aumento paulatino de la concentración.
6. El lodo granular utilizado en los experimentos en continuo con los prototipos de reactores UASB, se ha adaptado de manera moderada al residual de café y el prototipo construido garantiza la ocurrencia del proceso de digestión anaerobia.
7. Proponemos un reactor híbrido UASB/FA del Fibra de vidrio para el tratamiento anaerobio de estas aguas residuales usando como empaque en el FA, plástico o zeolita.

VI. Recomendaciones.

1. Estudiar las poblaciones microbianas presentes en los lodos ensayados teniendo en cuenta las potenciales que han mostrado los mismos durante la experimentación.
2. Realizar ensayos en continuo con separación en dos etapas. (Acidogénesis y metanogénesis).

VI. Bibliografía.

- Almarales, A y col, (2002). Diseño, construcción y monitoreo de una planta piloto para el beneficio ecológico del café en la comunidad Limoncito en el municipio el Salvador. Proyecto Internacional. CITMA. Guantánamo.
- American Public Health Association (APHA). (1998). Standard Methods for the examination of water and wastewater”, 20th ed., Washington, USA.
- Arcila, O.F. (1990). Perjuicios causados por los residuos del beneficio del café. MAYA Montalvo Ed. Información científico y Técnica producida por CENICAFE. Resúmenes analíticos. Colombia: CENICAFE No. 1, pp: 34 – 35.
- Bello R., Castillo M. (1994). Anaerobic Digestion of Waste Water from Coffe Processing Plants, a Review of the Process implementation at an Industrial Level. Biogas Forum III (58), 4-11.
- Bello. R. (1995). Potencial de aplicación de la digestión anaerobia en el tratamiento de las aguas residuales del beneficio del café. Tesis profesional. Instituto Tecnológico de Tapachula, México.
- Bermúdez RC., Rodríguez S., Martínez M.C., Terry A.I. (2003). Ventajas del empleo de reactores UASB en el tratamiento de residuales líquidos para la obtención de biogás”. *Rev. Tecnología Química*. Vol. XXIII, no. 3.
- Bermúdez, R.C.; Díaz, E.E.; Pérez, R.M.; Martínez, M.C.; Rodríguez, S.; Valdés, W.; Terry, A. (1999a). Tecnología Integral de tratamiento Anaeróbico de los residuales del beneficio de café para la obtención de biogás. Informe Técnico de Proyecto Nacional de Energía. Universidad de Oriente.
- Bermúdez, R.C.; Díaz, E.E.; Pérez, R.M.; Martínez, M.C.; Rodríguez, S.; W.; Terry, A.; Perez, R.M. (1999b) Manual de la tecnología del biogás. Monografía. Centro de Estudios de Biotecnología Industrial. Facultad de Ciencias Naturales. Universidad de Oriente.
- Buitrón, G.; Ortíz, J. (1997). Biodegradación de compuestos fenólicos usando un sistema SBR empacado usando material volcánico poroso. Memorias del II Simposio Internacional sobre Ingeniería de Bioprocesos. Mazatlán, México.
- Calzada J. F. (1990). Biogás de subproductos del beneficio húmedo del Café. División de Investigación Aplicada. Instituto Centroamericano de Investigación y tecnología Industrial (ICAITI). Guatemala.

- Díaz D. Nuñez M. R. (1994). Biotecnología agrícola y medio ambiente en el período especial cubano. Africa, América Latina. Cuadernos 4 (16), 77-90.
- Dubois, M. (1950). Colorimetric method for determination of sugar and related substances. *Anal. Chem.* 28: 350.
- Estrada-Vázquez, C.; Macarie, H.; Kato, M.T.; Rodríguez-Vázquez, R.; García, F. and Poggi-Varaldo H.G. (2003). The effect of the supplementation with a primary carbon source on the resistance to oxygen exposure of methanogenic sludge. *Wat. Sci. Tech.* Vol. 48 (6). pp: 119-124.
- Fernandez, N.; Forter, C.F. (1993). An evaluation of the options for secondary treatment of effluents produced from the anaerobic digestion of simulated coffee waste water. *Environmental Technology.* Vol 14. pp. 485 – 490.
- Fields, J. (1987). Aguas residuales de café. Curso-Seminario de Tratamiento Anaerobio de Residuos, Cali, Colombia.
- Guerra, A.M.; Herrera, J.M.; Gutiérrez, M. y Molinet, C. (1999) Despulpadora de café ¿contaminan los recursos hídricos? Simposio Internacional de Café y Cacao “CUBACAFE’ 99”. Santiago de Cuba. Cuba.
- Houbroun, E.; Larrinaga, A. and Rustrian. E. (2003). Liquefaction and methanization of solids and liquid coffee wastes by two phase anaerobic digestion process. *Wat. Sci. Tech.* Vol. 48. 8: 255-262.
- http://www.biotec.net/Referencias_Industria_cafetera.htm
- [http://www.transwer.cl/Trtamiento de las aguas residuales.htm](http://www.transwer.cl/Trtamiento_de_las_aguas_residuales.htm). Reactores anaerobios.
- <http://www.uasb.org/discover/agsb.htm>. Anaerobic Granular Sludge Bed Technology Pages.
- Hulshoff, L.W.; Lopes, S.I.; Lettinga, G. and Lens, P.N. (2004). Anaerobic sludge granulation. *Wat. Res.* 38: 6. pp: 1376-1389.
- III Taller y Seminario Latinoamericano. (1994). Tratamiento Anaeróbico de Aguas Residuales. Montevideo. Uruguay.
- James, A.; Chernicharo, C.; Campos, C. (1990). The development of a new methodology for the assessment of specific methanogenic activity. *Wat. Res.* 24 (7), 813-825.
- Kleerebenzem, R. and Macarie, H. (2003). Treatment industrial wastewater: Anaerobic digestion comes of age. *CHEMICAL ENGINEERING WWW.CHE.COM.* 110: 4.

- Lettinga, G and Hulshoff, L.W. (1991). UASB- procesing desing for various types of wastewaters. *Wat. Sci. and Tech.* Vol. 24. 87-107.
- Lowe, S.; Jain, M.; Keikus, J. (1993). Biology and biotechnology applications of anaerobic bacteria adapted to environmental stress in temperature, pH, salinity and subtrates. *Microbiology Rev.*, 3 (8): 204 – 208.
- Mai, H.N.; Thai,L.N.; Duong, H.T. and Viet, N.T (2002). Effect of Nutrients and Trace Elements on Treatment Efficiency in UASB-Reactors. *WWTM Newsletter.* Vol. 3. pp: 1-3.
- McInerney, M and Bryant, M. (1981). Basic principles of bioconversions in anaerobic digestion and metahanogenesis. In *Biomass Conversion Process for Energy and Fuels.* Eds. S. S. Sofer, O.R. Zarabosky. Plenum Publishing Corp., N. York, USA: 277-296.
- Mendez, D (1997). Toxicidad y biodegradación anaerobia de formaldehído. Tesis de Doctorado. Universidad de Santiago de compostela. España.
- Miller, G.L. (1959). Use of D.N.S. Acid reagent for determinations of reducing sugars. *Analytical Chemistry.* Vol.31, No.3, Marzo.
- Monroy, O. (1997). Control del arranque de operación de digestores anaerobios. II Sinposio Internacional sobre Ingeniería de Bioprocesos, Curso Pre – Congreso, Mazatlan, México.
- Montalvo, S y Guerrero, L. (2003). Tratamiento anaerobio de residuos. Producción de Biogás. Universidad Técnica. Federico Santa Maria. Chile.
- Páez, O. y Baz R. (1999). Bioabonos. Uso alternativo de residuales orgánicos sólidos y líquidos. CIC-DECAP. Ciudad de La Habana.
- Pind, P.F.; Angelidaki, I. and Ahring, B. (2003). Dynamics of the Anaerobic Process: Effects of volatile fatty acids. *Rev electrónica Wiley InterScience.*
- Rodríguez S., Terry A., Izquierdo J., Bermúdez RC. (2003). Utilización de lodos anaerobios como bioabonos. *Rev. Agricultura Orgánica* Año 9 No. 1, pp. 19-21.
- Rodríguez, S.; Pérez, R.; Fernández, M. (2000). Biodegradabilidad anaerobia de las aguas residuales del beneficio húmedo del café”. *Rev. Interciencia.* Vol. 25 No. 7.
- Rozzi, A. (1984). Modelling and control of anaerobic digestión process. *Trans. Ins. Meas. Control.* 6 (3): 153- 159.
- Sosa, G.; Garza, Y.; Rodríguez, J. (1997). Biotransformación de fenol de las aguas residuales de la industria textil. Memorias del II Simposio Internacional sobre Ingeniería de Bioprocesos. Mazatlán, México.

- Soto, M.; Méndez, R.; Lema, J. (1992). Determinación de toxicidad y biodegradabilidad anaerobia de aguas residuales. *Tecnología del agua*, No. 92, pp. 70-80
- Speece, R.E (1996.). *Anaerobic Biothechnology For Industrial Wastewaters*. Published by Archaea Press. Tennessee.
- Van Lier, J.B y col (2001). New perspectives in anaerobic digestion. *Wat. Sci. Tech.* Vol.43 (1). pp: 1-18.
- Viñas, M.J.; Alvarez, J.B. (1992) Procedimiento para el tratamiento de los residuales líquidos de despulpadora de café para la obtención de metano y agua descontaminada. Certificado de Invención No. CU 21919 A1. OCPI. Cuba.
- Zabranzca, J; Stepova, J; Watch, R; Jenicek, P and Dohányos, M. (2000). The activity of anaerobic biomass in thermophilic and mesophilic digester at different loading rates. *Wat. Sci. Tech.* 42: 9. pp: 49-56.

Anexos.

Tabla 1. Diseño experimental seguido para el ensayo de biodegradabilidad de las aguas residuales del café de una despulpadora tradicional.

TRATAMIENTOS	AGUA RESIDUAL				INOCULO	
	DESPULPE		LAVADO		LL	ESTIERCOL
	1:1	1:2	1:1	1:2		
Tratamiento 1		200 + 200 mL de MC	-	-	100 mL	-
Tratamiento 2	400mL	-	-	-	100 mL	-
Tratamiento 3	400mL	-	-	-	-	100mL
Tratamiento 4	-	-	-	200 + 200 mL de MC	100mL	-
Tratamiento 5	-	-	400mL	-	100mL	-
Tratamiento 6	-	-	400mL	-	-	100mL
Control	-	-	-	-	100mL	-
Control	-	-	-	-	-	100mL

MC: es el Medio de Cultivo utilizado para preparar el control (400 mL) y para diluir los residuales (dil. 1/2). Este contiene nutrientes minerales y elementos trazas (según modificación del German Standard Methods, DIN 384114 p.8.)

Los residuales fueron llevados a pH 7 con buffer fosfato y a los controles se le añadieron 5,5 g/L de glucosa

Tabla 2. Diseño experimental seguido para el ensayo de biodegradabilidad de las aguas residuales del café de una despulpadora ecológica.

Tratamientos	Agua residual		Inoculo	
	25 %	50 %	LD	LD + LL
Tratamientos 1	100 + 300 mL H ₂ O	-	100 mL	-
Tratamientos 2	-	200 + 200 mL H ₂ O	-	100mL
Tratamientos 3	100 + 300 mL H ₂ O	-	100mL	-
Tratamientos 4	-	200 + 200 mL H ₂ O	-	100mL

Los residuales fueron ajustados a pH=7 con NaHCO₃.

Tabla 3. Caracterización físico-química de las aguas residuales del beneficio húmedo de café

Parámetros	Despulpadora tradicional		Despulpadora ecológica.
	Agua de Despulpe	Agua de Lavado	
pH	4.6	4.6	4.8
Carbohidratos Totales (g/L)	0.83	0.72	6.6
Azúcares red. (g/L)	0.94	0.12	2.6
Taninos (mg/L)	0.16	0.05	66.6
Fenoles (mg/L)	80.0	10.0	84.55
Cafeína (mg/L)	23.0	10.0	73.0
DQO (mg/L)	2532.32	2904.72	39.0
AGV (mg HAc/ L)	6.96	50.37	26107
STD (g/L)	3.66	2.28	19.96

Tabla 4. Valores de remoción de la DQO para las diferentes alimentaciones a diferentes tiempos de experimentación.

Inóculo	Alimentación	Residual	T (días)	% R DQO
LD	Primera	25 %	14	77,25^a
			21	95,31^c
	Segunda	25 %	7	88,30^b
	Tercera	33 %	7	91,63^{bc}
	Cuarta	50 %	7	91,88^{bc}
LD + LL	Primera	25 %	14	78,91^a
			21	95,30^b
	Segunda	25 %	7	87,58^{ab}
	Tercera	33 %	7	88,92^{ab}
	Cuarta	50 %	7	96,64^b

LD: lodo digerido, LL: lodo de laguna de estabilización de café.

Letras diferentes representan diferencias significativas entre las diferentes alimentaciones y tiempos de experimentación en un mismo inóculo.

Tabla 5. Estimación semicuantitativa de los costos de diferentes elementos que intervienen en procesos anaerobios.

	Reactor y empaque	Tanques asociados	Equipo	Instrumentación	Área requerida	Total
Ponderación	(x 10)	(x 10)	(x 1)	(x 1)	(?)	
Contacto Anaerobio	4	2	3	2	+++	65
UASB	2	0 (1) ^b	0 (1) ^c	1	++	21
Filtro anaerobio	4 (3) ^a	0 (1) ^b	0 (1) ^c	1	++	41

a) con piedra como soporte; b) con tanque de preacidificación; c) con recirculación.

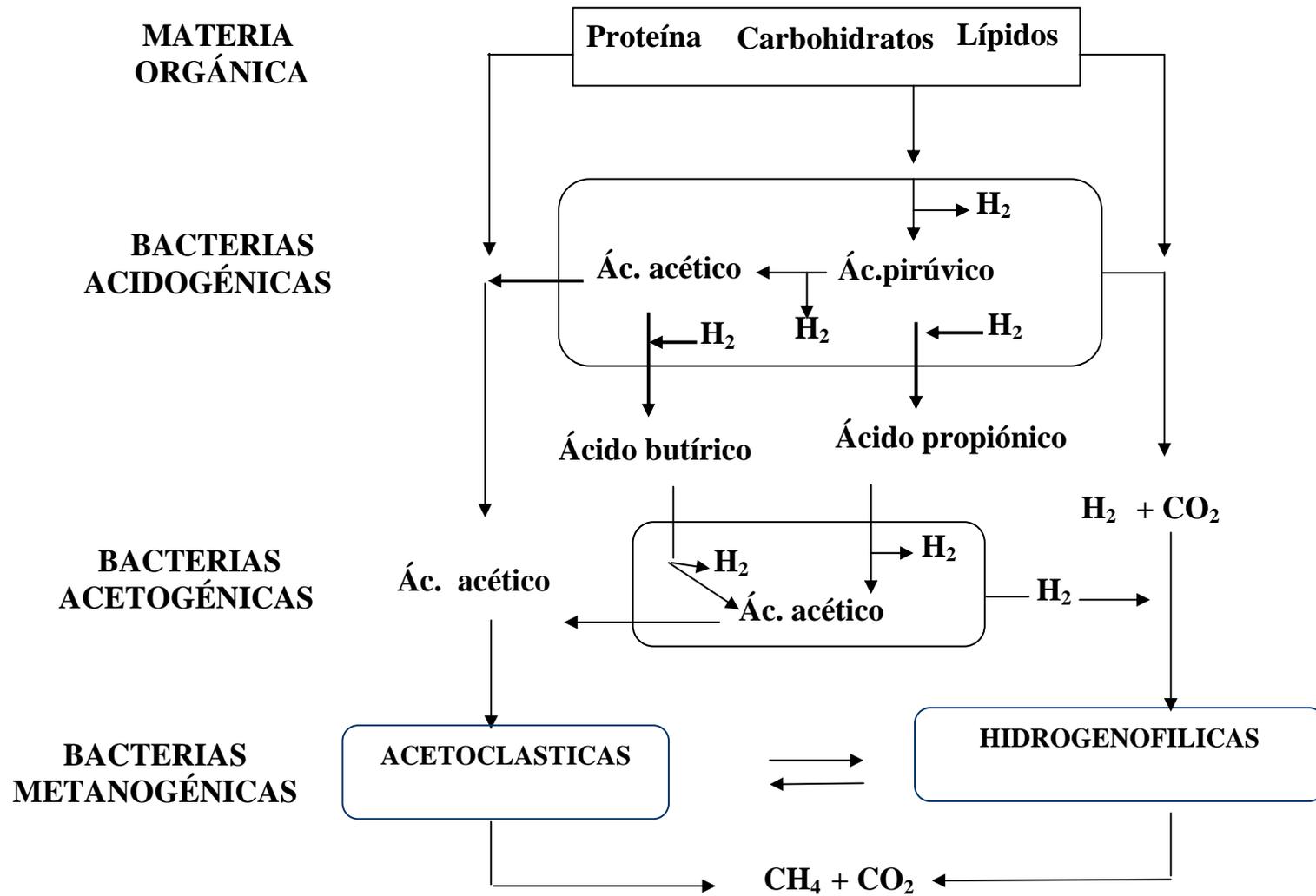


Figura 1. Esquema general de las etapas de la digestión anaerobia.

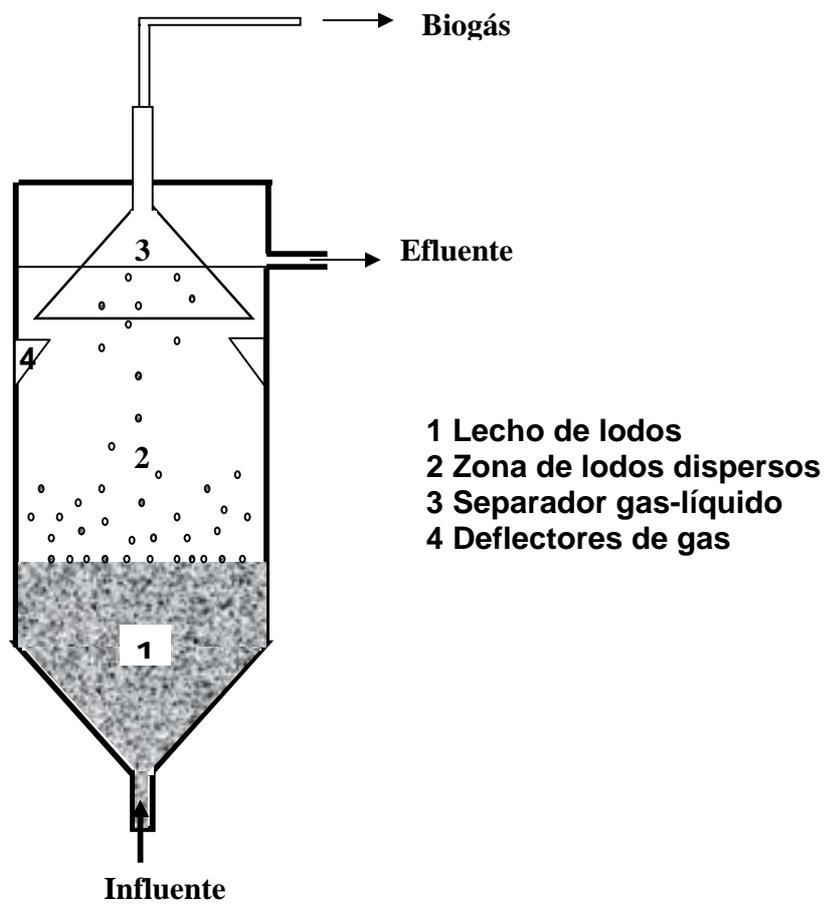


Figura 2. Esquema de un reactor anaerobio de flujo ascendente con manto de lodos (UASB).



Figura 3. Prototipo de reactor UASB (4.7L), empleado en los ensayos en continuo.

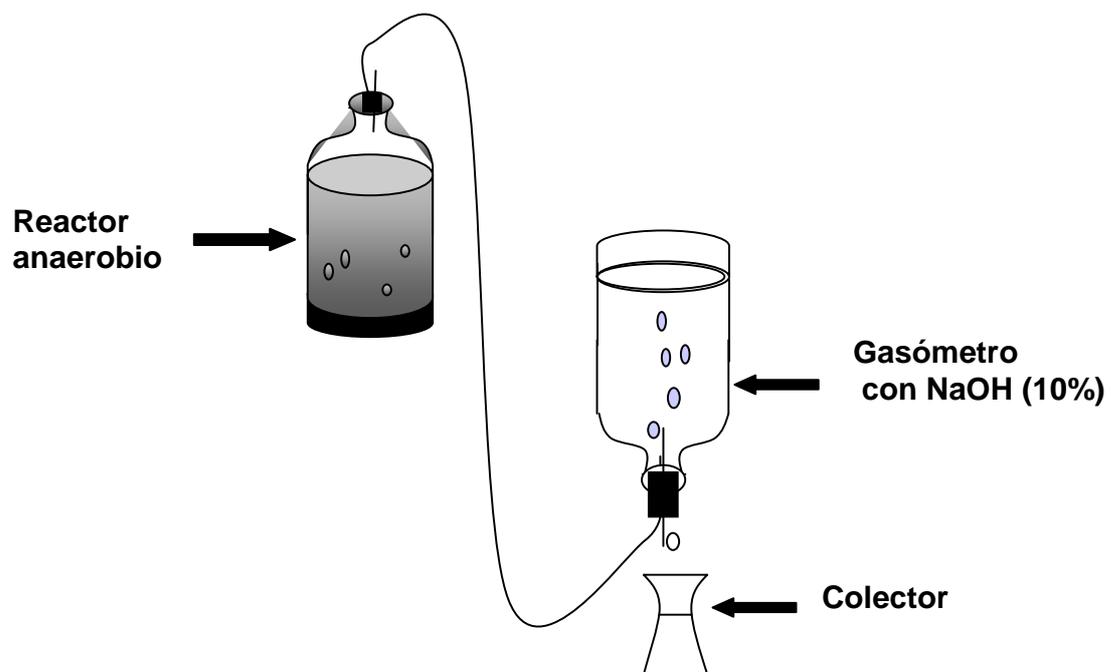


Figura 4. Sistema de cuantificación de metano.

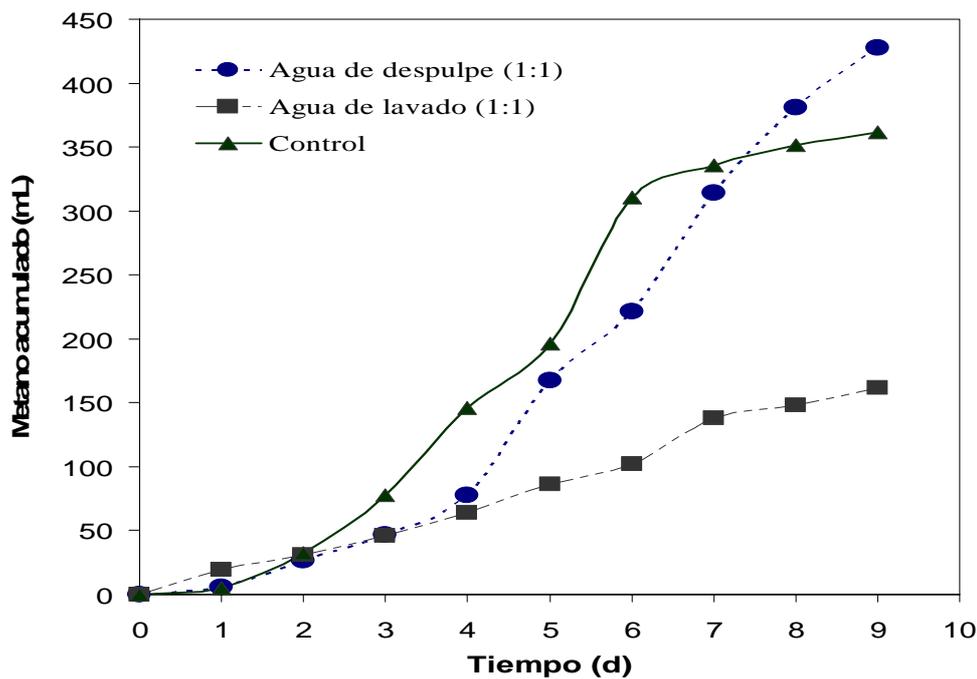


Figura 5. Producción de metano de las aguas residuales de la despulpadora tradicional “Madrugón”, inoculados con estiércol vacuno.

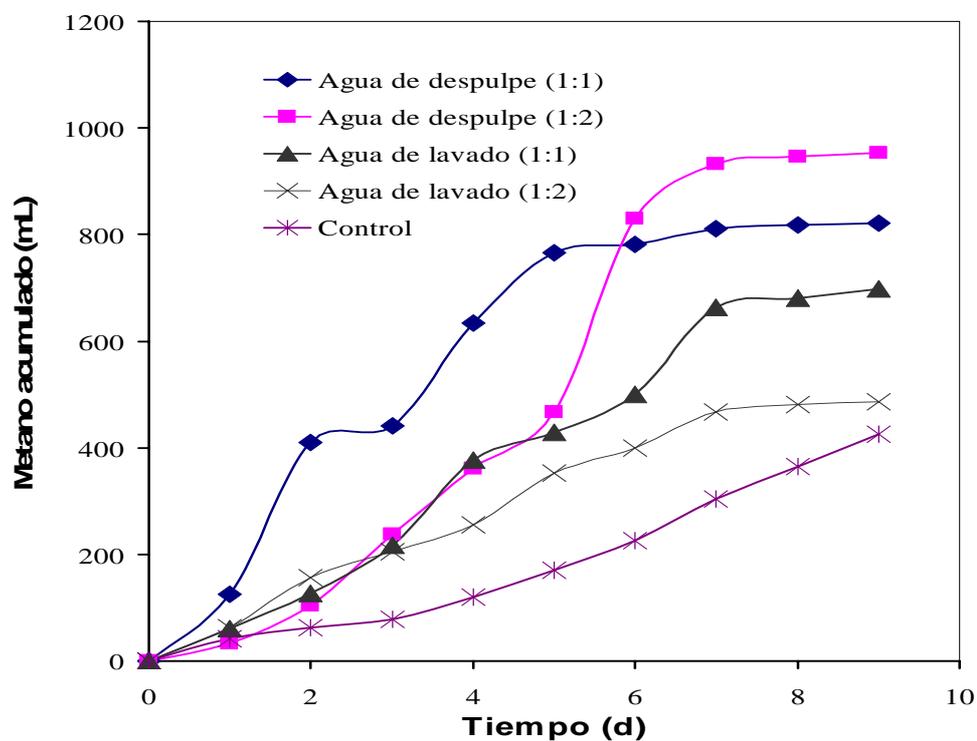


Figura 6. Producción de metano de las aguas residuales de la despulpadora tradicional “Madrugón”, inoculados con lodos de laguna de estabilización.

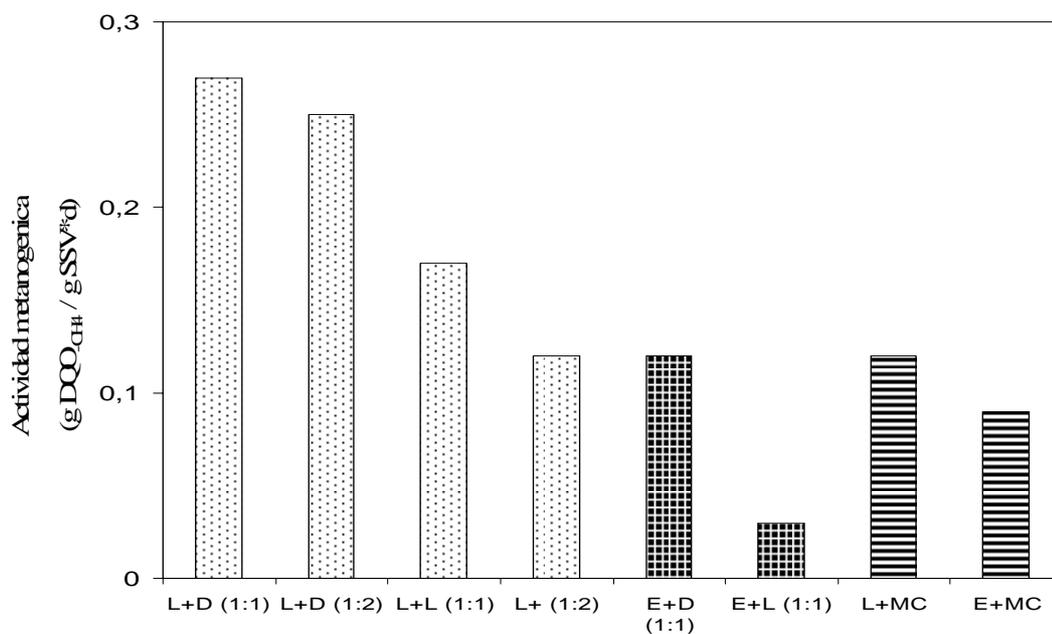


Figura 7. Actividad metanogénica de los inóculos (**L**: lodo de laguna de estabilización, **E**: estiércol vacuno) frente a los residuales de la despulpadora “Madrugón” (**L**: agua de lavado, **D**: agua de despulpe, **MC**: medio control) para diferentes diluciones (1:1, 1:2).

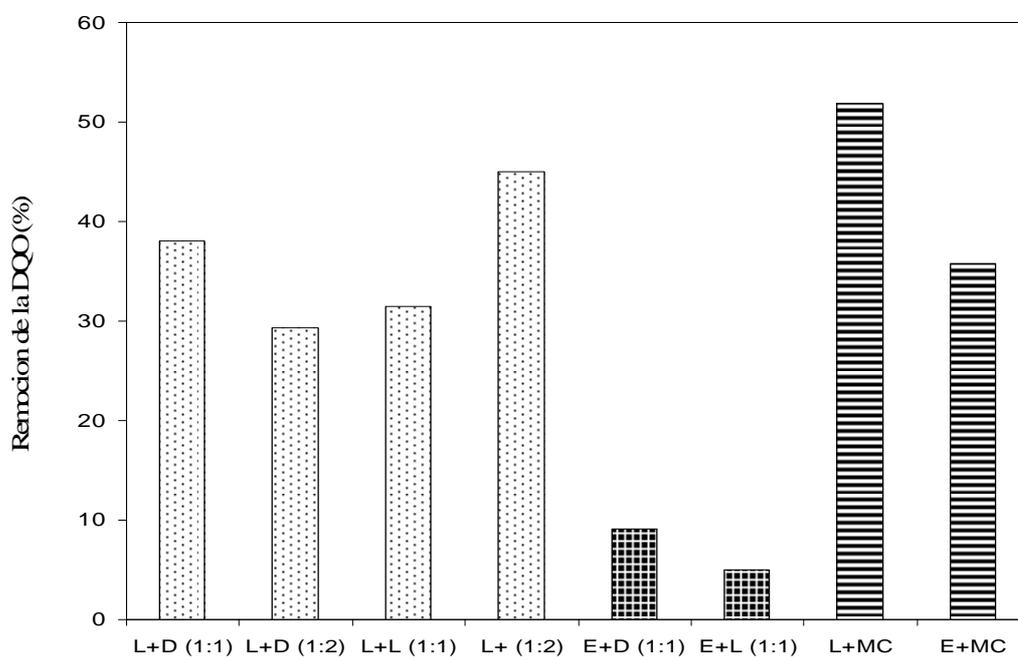


Figura 8. Remoción de la DQO en 10 días de experimentación de los inóculos (**L**: lodo de laguna de estabilización, **E**: estiércol vacuno) frente a los residuales de la despulpadora “Madrugón” (**L**: agua de lavado, **D**: agua de despulpe, **MC**: medio control) para diferentes diluciones (1:1, 1:2).

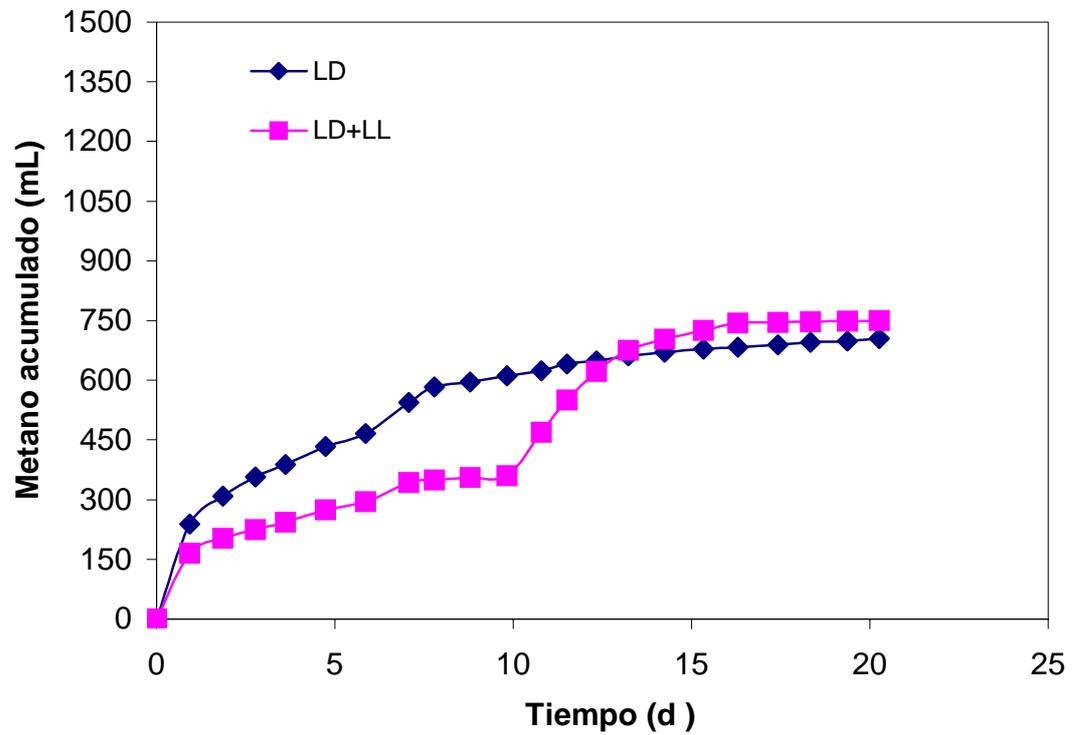


Figura 9. Producción acumulada de metano para las aguas residuales de la despulpadora ecológica al 50 %.

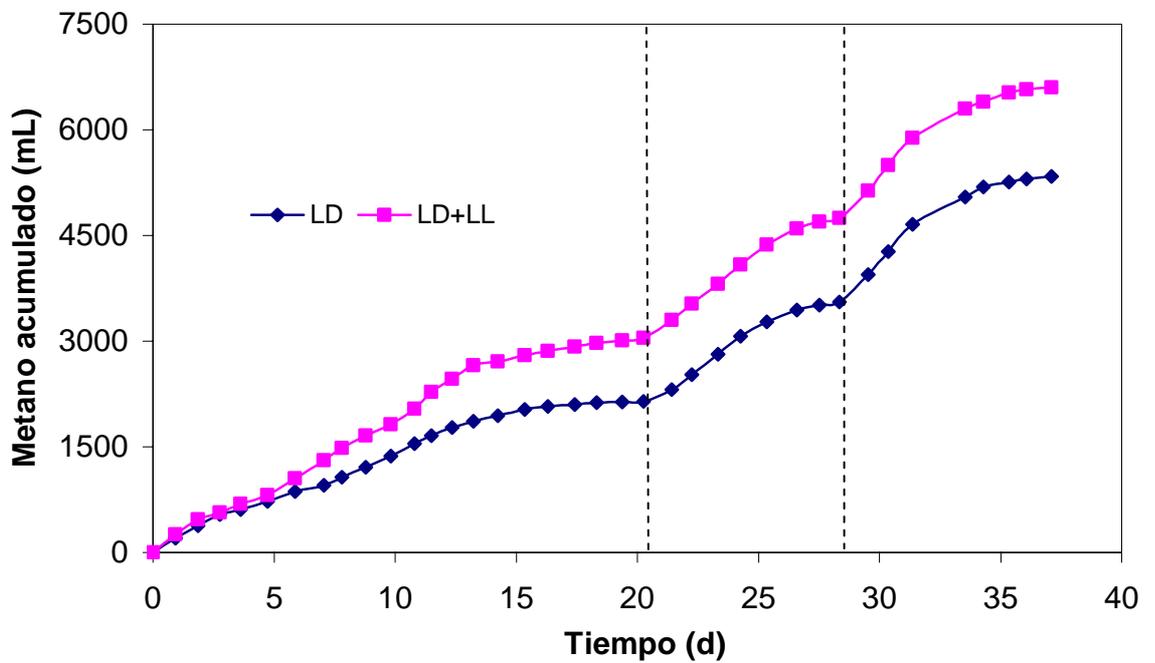


Figura 10. Producción acumulada de metano para las aguas residuales de una despulpadora ecológica después de tres alimentaciones con residual al 25% (dos veces) y al 33 % (una vez).

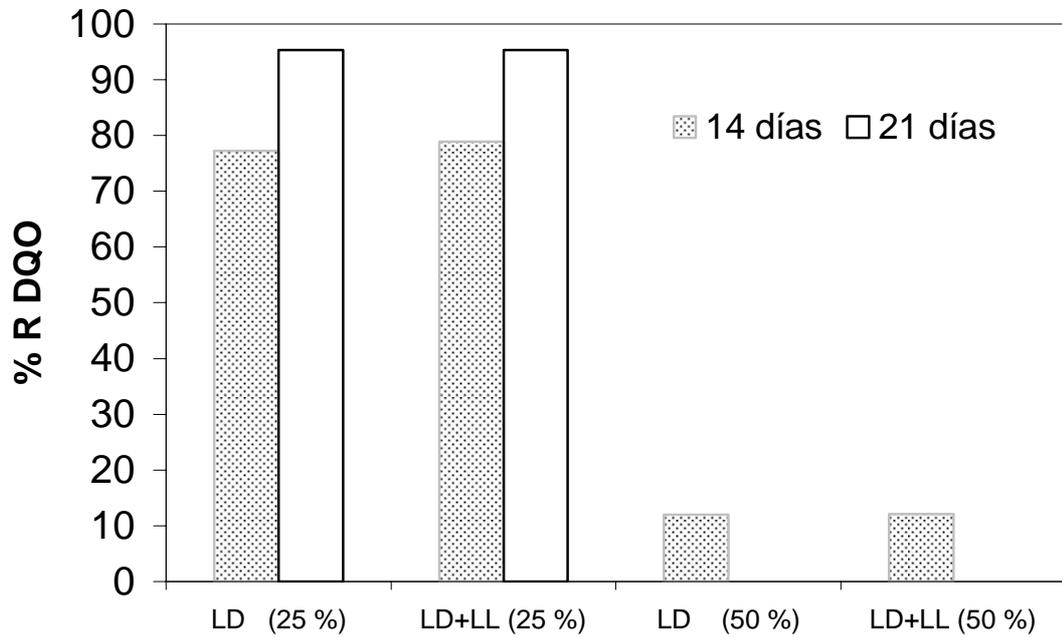


Figura 11. Remoción de la DQO de las aguas residuales de la despulpadora ecológica.

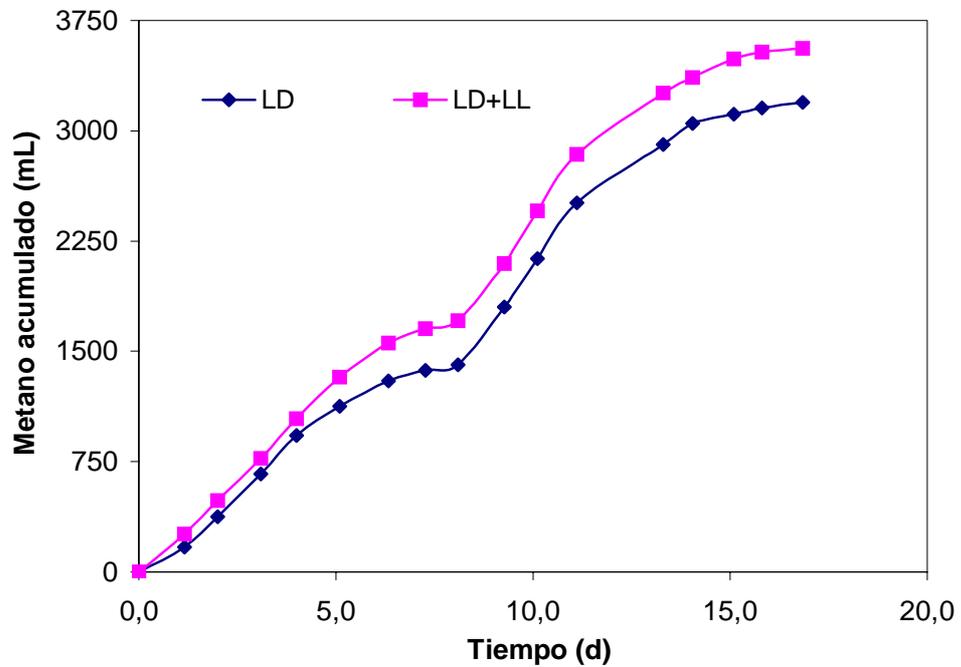


Figura 12. Producción acumulada de metano después de la segunda y tercera alimentación con el agua residual de la despulpadora ecológica al 25 y 33% respectivamente.

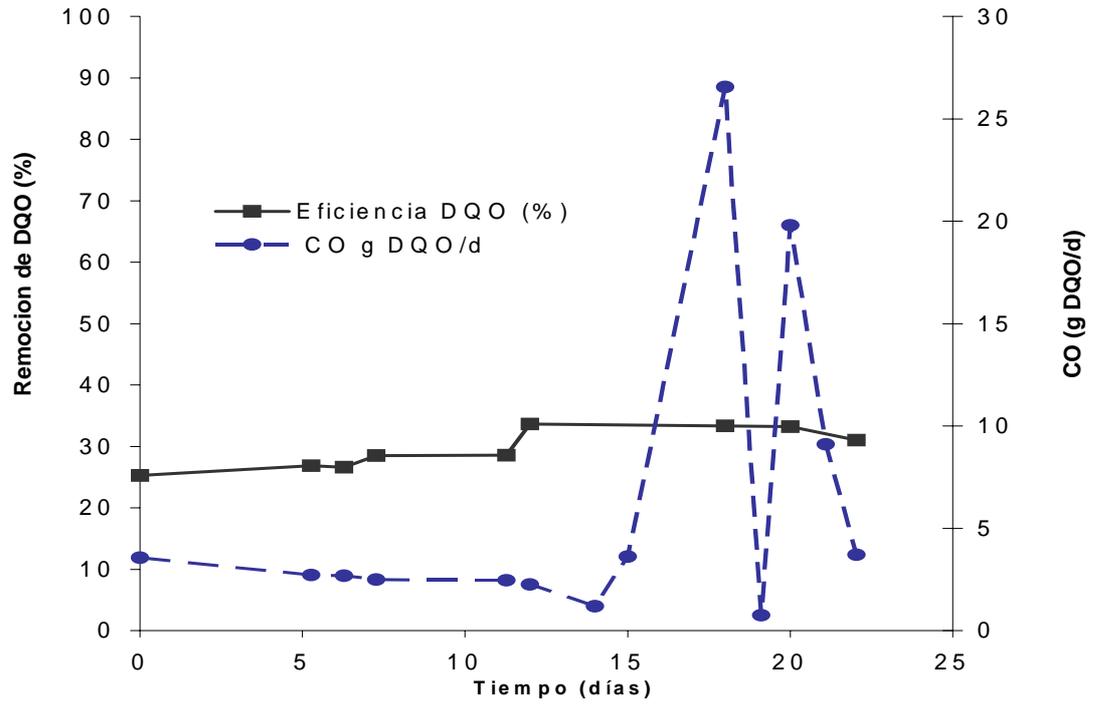


Figura 13: Arranque del reactor UASB (4,7 L) con las aguas de despulpe de la despulpadora Limoncito.

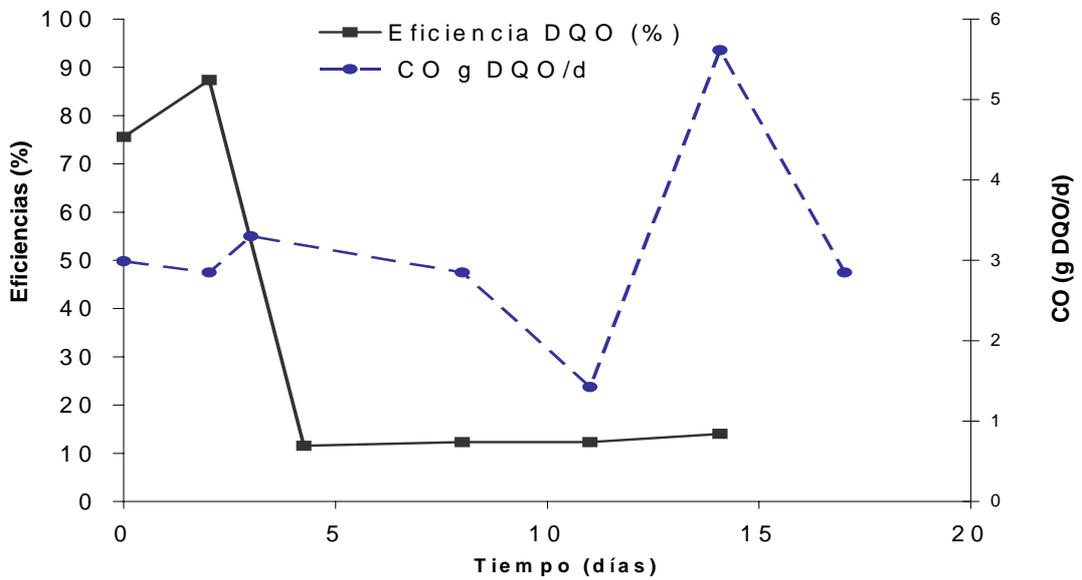


Figura 14. Arranque del reactor UASB (4,7 L) con las aguas de lavado de la despulpadora Limoncito.

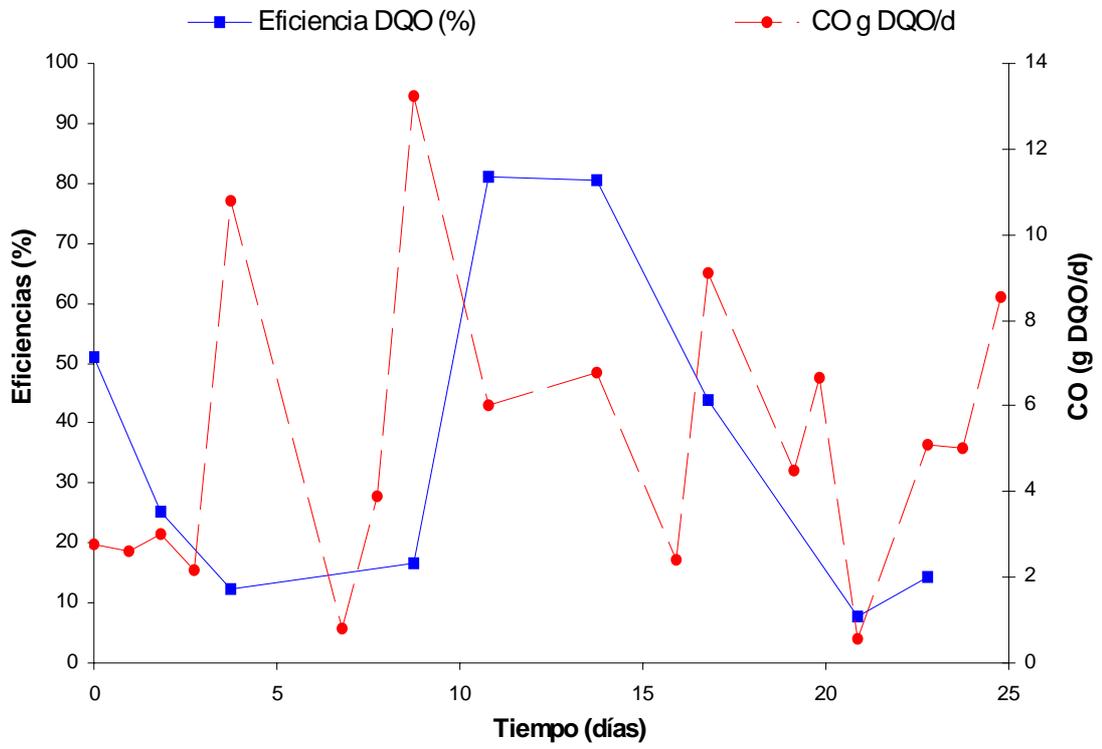


Figura 15. Arranque del reactor UASB (4,7 L) con las aguas residuales del café de la despulpadora "Limoncito".