



INSTITUTO TECNOLÓGICO DE COSTA RICA

ESCUELA DE BIOLOGÍA

INFORME DEL TRABAJO FINAL DE GRADUACIÓN

**EVALUACIÓN DEL PROCESO BIOLÓGICO ANAEROBIO, EN EL SISTEMA DE
TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DE UNA COMPAÑÍA DEDICADA A LA
FABRICACIÓN DE GALLETAS.**

Marlen Murillo Rojas

CARTAGO, 2011



INSTITUTO TECNOLÓGICO DE COSTA RICA

ESCUELA DE BIOLOGÍA

INFORME DEL TRABAJO FINAL DE GRADUACIÓN

**EVALUACIÓN DEL PROCESO BIOLÓGICO ANAEROBIO, EN EL SISTEMA DE
TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DE UNA COMPAÑÍA DEDICADA A LA
FABRICACIÓN DE GALLETAS.**

Marlen Murillo Rojas

CARTAGO, 2011

EVALUACIÓN DEL PROCESO BIOLÓGICO ANAEROBIO, EN EL SISTEMA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DE UNA COMPAÑÍA DEDICADA A LA FABRICACIÓN DE GALLETAS.

Marlen Murillo Rojas*

RESUMEN

Con el uso de diversas técnicas, han sido suministrados un rango de sistemas biológicos de tratamiento de uso común en la purificación en gran escala de aguas residuales industriales. Este proyecto tiene como objetivo caracterizar el funcionamiento del sistema de tratamiento biológico de aguas residuales (reactor anaerobio y un filtro anaerobio de flujo ascendente) de una compañía dedicada a la fabricación de galletas, mediante diversos parámetros, así como determinar la actividad metanogénica específica y las cantidades de nitrógeno y fósforo requeridas en el proceso anaerobio.

Los resultados demostraron que el sistema se encuentra en capacidad de operar con concentraciones de carga orgánica volumétrica mayores a las que actualmente recibe, siempre y cuando se mejoren la calidad y concentración de la biomasa.

Palabras clave: parámetros operacionales, reactor anaerobio, filtro anaerobio de flujo ascendente, actividad metanogénica específica y cantidad de nutrientes.

* INFORME DEL TRABAJO FINAL DE GRADUACIÓN, Escuela de Biología, Instituto Tecnológico de Costa Rica, Cartago, Costa Rica. 2011.

EVALUACIÓN DEL PROCESO BIOLÓGICO ANAEROBIO, EN EL SISTEMA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DE UNA COMPAÑÍA DEDICADA A LA FABRICACIÓN DE GALLETAS.

Marlen Murillo Rojas*

ABSTRACT

The use of diverse techniques has supplied a wide variety of biological treatment systems commonly used for the purification of industrial waste water. This project has as objective to characterize the waste water biological system (biological reactor and upflow anaerobic filter), of a company dedicated to produce different types of cookies, by means of diverse parameters, as well as determinate the specific methanogenic activity and the appropriate amounts of nitrogen and phosphorus required by the anaerobic process.

The results have demonstrated that the system is able to operate receiving higher volumetric loadings, this, depending on the quality and concentration of the anaerobic biomass.

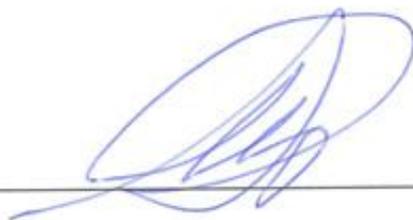
Key words: operational parameters, anaerobic reactor, upflow anaerobic filter, specific methanogenic activity and nutrients.

* INFORME DEL TRABAJO FINAL DE GRADUACIÓN, Escuela de Biología, Instituto Tecnológico de Costa Rica, Cartago, Costa Rica. 2011.

**EVALUACIÓN DEL PROCESO BIOLÓGICO ANAEROBIO, EN EL SISTEMA DE
TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DE UNA COMPAÑÍA DEDICADA A
LA FABRICACIÓN DE GALLETAS.**

Informe presentado a la Escuela de Biología del
Instituto Tecnológico de Costa Rica como requisito parcial
para optar al título de Bachiller en Ingeniería en Biotecnología

Miembros del Tribunal



M.Sc. Alma Deloya Martínez

Profesora Asesora - ITCR



Ing. Martín Berzosa Jiménez

Asesor

Servicios y Tratamientos Químicos S.A



M.Sc. Olga Rivas Solano

Lectora

AGRADECIMIENTOS

Al Instituto Tecnológico de Costa Rica, por forjarme como profesional.

A mi extensa y peculiar familia, por estar.

A Estefanía, Luismi y Abraham, por ser.

A mis grandes amigos: Ana Lisa, Diego, Marcelo y Jose, por su amistad.

A la profe Alma, a Bernardo y a Freddy, por la ayuda.

A Serquimsa, a Mauricio y Martín, por la oportunidad.

ÍNDICE GENERAL

| | |
|--|------|
| RESUMEN | iii |
| AGRADECIMIENTOS | vi |
| ÍNDICE GENERAL..... | vii |
| ÍNDICE TABLAS | viii |
| ÍNDICE FIGURAS..... | ix |
| ÍNDICE ANEXOS | x |
| INTRODUCCIÓN | 11 |
| REVISIÓN DE LITERATURA..... | 13 |
| Reactor Anaerobio | 14 |
| Filtro Anaerobio de Flujo Ascendente | 15 |
| Parámetros considerados en la caracterización del sistema de tratamiento de aguas residuales | 16 |
| Nutrientes | 21 |
| Proceso Anaerobio..... | 24 |
| Actividad Metanogénica Específica (AME)..... | 27 |
| OBJETIVOS | 30 |
| Objetivo General | 30 |
| Objetivos Específicos..... | 30 |
| MATERIALES Y MÉTODOS..... | 31 |
| RESULTADOS..... | 33 |
| DISCUSIÓN | 46 |
| Caracterización del sistema de tratamiento de aguas residuales anaerobio | 46 |
| Actividad metanogénica específica (AME)..... | 55 |
| Cantidad de fósforo y nitrógeno requerida por el sistema anaerobio | 58 |
| CONCLUSIONES | 61 |
| RECOMENDACIONES | 63 |
| LITERATURA CITADA..... | 64 |
| ANEXOS..... | 69 |

ÍNDICE TABLAS

| | |
|--|----|
| Tabla 1. Sólidos suspendidos volátiles (SSV), sólidos suspendidos totales (SST) y sólidos totales (ST) en el reactor anaerobio (R.A). | 34 |
| Tabla 2. Sólidos suspendidos volátiles (SSV), sólidos suspendidos totales (SST) y sólidos totales (ST) en el filtro anaerobio de flujo ascendente (FAFA)..... | 35 |
| Tabla 3. Ensayo de velocidad de sedimentación de los lodos del Filtro Anaerobio de Flujo Ascendente. | 35 |
| Tabla 4. Sólidos suspendidos volátiles (SSV), sólidos suspendidos totales (SST) y sólidos totales (ST) en el efluente del sistema biológico..... | 35 |
| Tabla 5. Demanda química de oxígeno (DQO) y demanda bioquímica de oxígeno (DBO ₅) del sistema. | 36 |
| Tabla 6. Carga Orgánica Volumétrica (COV) del reactor y filtro anaerobio. . | 37 |
| Tabla 7. Carga Biológica (CB) del reactor anaerobio. | 38 |
| Tabla 8. Alcalinidad en reactor anaerobio (R.A) y filtro anaerobio de flujo ascendente (FAFA). | 40 |
| Tabla 9. Relación Alcalinidad de Ácidos Volátiles (AI) / Alcalinidad bicarbonática (AP), Índice AI/AP. | 41 |
| Tabla 10. Concentración de fósforo en el sistema biológico..... | 43 |
| Tabla 11. Concentración de nitrógeno amoniacal y orgánico en el sistema. | 43 |
| Tabla 12. Concentración de cloruros en el sistema..... | 43 |
| Tabla 13. Análisis de diferentes sustancias presentes en el sistema anaerobio. | 44 |
| Tabla 14. Cantidades de urea requeridas por el sistema según las variaciones de caudal y de cargas orgánicas máximas y mínimas. | 44 |
| Tabla 15. Cantidades de ácido fosfórico requeridas por el sistema según las variaciones de caudal y de cargas orgánicas máximas y mínimas. | 45 |

ÍNDICE FIGURAS

| | |
|---|----|
| Figura 1. Comportamiento del caudal diario de entrada al sistema durante 3 meses. | 33 |
| Figura 2. Cantidad de Sólidos Sedimentables en el Reactor Anaerobio durante 3 meses. | 34 |
| Figura 3. Gráfico de correlación entre la DQO de entrada y de salida. | 37 |
| Figura 4. Variación del pH en el efluente de la Unidad de Flotación con Aire Disuelto (DAF) durante 3 meses..... | 38 |
| Figura 5. Variación del pH en el Reactor Anaerobio durante 3 meses..... | 39 |
| Figura 6. Variación del pH en el efluente del Filtro Anaerobio de Flujo Ascendente durante 3 meses. | 39 |
| Figura 7. Comportamiento del pH y los sólidos sedimentables durante 3 meses en el reactor anaerobio..... | 40 |
| Figura 8. Gráfico de alcalinidad en reactor anaerobio (R.A) y filtro anaerobio de flujo ascendente (FAFA)..... | 41 |
| Figura 9. Variación temporal de la producción de metano en el Reactor Anaerobio. | 42 |
| Figura 10. Variación temporal de la producción de metano en el Filtro Anaerobio de Flujo Ascendente. | 42 |

ÍNDICE ANEXOS

| | |
|--|----|
| Anexo 1. Esquema de la planta de tratamiento de aguas residuales..... | 69 |
| Anexo 2. Esquema de la curva teórica con el punto de medición de la pendiente. | 70 |
| Anexo 3. Producción de CH ₄ en términos de volumen de NaOH desplazado, en un experimento de evaluación de alcalinizantes..... | 70 |
| Anexo 4. Tabla de límites máximos permitidos por la legislación nacional para una empresa dedicada a la fabricación de galletas. | 71 |
| Anexo 5. Ensayo de actividad metanogénica específica..... | 71 |
| Anexo 6. Reactores inoculados para ensayo AME. | 72 |
| Anexo 7. Efecto de la concentración creciente de propanal sobre la actividad metanogénica..... | 72 |

INTRODUCCIÓN

Actualmente, el problema medioambiental derivado del vertido de las aguas residuales ha suscitado un creciente interés tanto científico como legal. Las autoridades gubernamentales a nivel mundial han endurecido las normativas que exigen el tratamiento de dichas aguas y los límites de vertido. Este hecho, ha obligado a varios sectores empresariales a optimizar los procesos de tratamiento de aguas, para así cumplir con lo estipulado en las normativas.

En las tecnologías de tratamiento de aguas residuales por sistemas biológicos son los microorganismos que, una vez en contacto con el agua residual, actúan para remover los contaminantes presentes en ella. La variedad de microorganismos desarrollada en dicha agua depende de la contaminación y carga que ésta posea, así como de las condiciones dadas para su desarrollo, de ser éstas las apropiadas, más eficiente será la remoción de contaminantes. Del estudio, implementación y monitoreo de éstas condiciones depende el éxito del tratamiento, campo y actividades desarrolladas por la biotecnología. Por medio de ello se pueden lograr efluentes de alta calidad, que no causen impactos considerables en los cuerpos receptores de agua y también permite reducir costos de operación de los sistemas (Monge, 2001).

Los tratamientos aerobios y anaerobios constituyen las dos grandes alternativas de depuración biológica de aguas residuales y residuos orgánicos fermentables (Ruiz et al., 2002). Debido a las características específicas de los microorganismos que intervienen en el proceso anaerobio, es imperativo tanto evaluar como delimitar las condiciones físico-químicas y nutricionales del sistema en el que se encuentran, para así caracterizar y por ende optimizar el proceso de manera integral.

La empresa de galletas posee un sistema biológico anaerobio para el tratamiento de aguas residuales, no obstante, en el pasado éste sistema demostró ser ineficiente, por lo tanto se llevó a cabo la remodelación del mismo. Para la propuesta del nuevo diseño se realizaron varias pruebas, donde fueron evidenciados altos niveles de grasas, DQO y DBO₅. Estos resultados se le atribuyeron a la incapacidad del sistema biológico de llevar a cabo por sí sólo la depuración de las aguas crudas industriales. Para darle solución al problema se propuso instalar un pretratamiento, cuyo fin sería mejorar la calidad de las aguas al eliminar grasas y aceites.

Aunado a esto, al llevarse a cabo la remodelación se propuso que, concerniente al sistema biológico, el sedimentador-digestor pasaría a convertirse en un tanque de acidificación (favoreciendo la acción de las bacterias acidogénicas), ya que las pruebas indicaban que después de pasar por la unidad de flotación las aguas podían presentar problemas del pH. Por último, se formuló que debido al inicio de las etapas propias de la metanogénesis en el tanque de acidificación, en el FAFA se llevaría a cabo la última etapa mediante la acción de las bacterias metanogénicas.

Sin embargo, debido a modificaciones realizadas recientemente en el tratamiento primario, no se conoce el mecanismo específico mediante el cual funciona actualmente el tratamiento biológico, en especial el lugar y la manera en donde se lleva a cabo la metanogénesis.

Por ende, se tiene como objetivo realizar una caracterización físico-química del sistema para lograr una descripción precisa del proceso, definir el desarrollo de la metanogénesis y delimitar la cantidad de nutrientes necesarios para el medio.

REVISIÓN DE LITERATURA

El tratamiento biológico de aguas residuales se basa en el proceso donde una población mixta de microorganismos utiliza como nutrientes sustancias que contaminan el agua. Con el uso de diversas técnicas, han sido desarrollados diferentes sistemas biológicos para la purificación a gran escala de aguas residuales ordinarias e industriales. Las aguas residuales que contienen solutos contaminantes están en contacto con una población de microorganismos apropiados, durante un tiempo suficiente que permita descomponer y eliminar, según se desee, los solutos contaminantes. En los procesos naturales, los solutos se eliminan principalmente por descomposición, por lo general oxidación, metabolismo microbiano y conversión en materias microbianas celulares. Los procesos intensificados a gran escala poseen un mecanismo adicional de remoción, por medio del cual los contaminantes se absorben y aglomeran con las demás masas microbianas que se utilizan. La manera en que cada uno de estos procesos contribuye al efecto total de purificación dependerá del sistema de tratamiento que se use, su manera de operación y de las materias presentes en el agua residual en tratamiento (Winkler, 1999).

La clasificación convencional de los procesos consiste en varias etapas, dependiendo de la naturaleza y constitución de las aguas. Los pretratamientos y tratamientos primarios (cribado, coagulación-floculación, sedimentación, filtración, entre otros) se emplean para la eliminación de los sólidos en suspensión y los materiales flotantes. Posteriormente, este efluente puede seguir a un tratamiento secundario, ya sea de manera directa o bien pasando por una neutralización u homogenización. El tratamiento secundario (lodos activados, filtros percoladores, sistemas anaerobios, lagunaje, etc) comprende tratamientos biológicos convencionales donde se elimina materia orgánica biodegradable. Por otro lado, en cuanto al tratamiento terciario (intercambio iónico, ósmosis inversa, electrodiálisis, cloración, ozonización), su objetivo fundamental es la remoción de contaminantes que no se eliminan en el proceso biológico utilizado (Ramalho, 1996).

De manera específica, los tratamientos secundarios son procesos biológicos, en los que la depuración de la materia orgánica biodegradable del agua residual se efectúa por el desempeño de microorganismos (fundamentalmente bacterias), que se mantienen suspendidos en el agua o bien se adhieren a un soporte sólido formando una biopelícula; éstos tratamientos pueden ser de dos tipos principales: aerobios o anaerobios (Rodríguez et al., 2007).

En la planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) el tratamiento primario consta de una caja de rejas, trampa de grasa, canasta filtrante, tanques de equalización (para crear una composición de las aguas homogénea), floculador donde se dosifican los productos químicos y una unidad de flotación con aire disuelto (DAF). Por otro lado, el tratamiento secundario está compuesto por un reactor anaerobio (R.A) y un filtro anaerobio de flujo ascendente (FAFA) (Anexo 1).

Reactor Anaerobio

Este sistema posee un agitador con el fin de favorecer la mezcla completa y el contacto entre la materia orgánica y las bacterias, además se adiciona urea y ácido fosfórico. Posee dimensiones de 2m de ancho, 3m de largo y 2.65m de altura útil, para un volumen total de 15.9m². Mendiburu (2005) indica que este tipo de reactor consta de un tanque con una agitación casi perfecta, en el que hay un flujo de material reaccionante y desde el cual se da una salida del material. El propósito de lograr una buena agitación es lograr que en el interior del tanque se produzca una buena mezcla, con el fin de asegurar que todo el volumen del recipiente se utilice para llevar a cabo la reacción, y que no existan o queden espacios muertos.

Filtro Anaerobio de Flujo Ascendente

En este elemento existe un medio filtrante al cual se adhieren los organismos anaeróbicos responsables de consumir una buena parte de la materia orgánica, cuando entran en contacto con el agua que asciende lentamente. Es así como esta película de material biológico que se forma alrededor del medio filtrante es la encargada de darle el tratamiento final a las aguas residuales. Conforme pase el tiempo, dicha película aumentará de espesor, y por ende los intersticios libres por los que circula el agua presentarán una disminución gradual de tamaño.

De manera general, las aguas residuales se alimentan al reactor a través de un falso fondo por donde el flujo se distribuye uniformemente, luego éstas circulan sobre o a través de la masa de sólidos biológicos suspendidos (o cerca al estado coloidal) contenidos dentro del sistema por el medio fijo de soporte. Los microorganismos se adhieren a la superficie del medio en forma de fina biopelícula, o bien se agrupan en forma de una masa de lodo floculado o granulado dentro de los intersticios del medio. La materia orgánica soluble que pasa a través del filtro, se difunde dentro de las superficies de los sólidos adheridos o floculados, donde se realiza el proceso de degradación anaerobia (Parra, 2006).

Muchos son los factores que afectan las eficiencias de remoción de carga contaminante en este tipo de tratamiento, ya que la anaerobiosis es un proceso complejo sobre cuya naturaleza constantemente se hacen nuevos descubrimientos y se revalúan teorías. Según Ramalho (1996), entre estos factores podemos contar el tiempo de retención hidráulico (TRH), medio de soporte (área superficial, porosidad, altura del lecho), temperatura, pH y nutrientes.

Los filtros anaerobios generalmente operan satisfactoriamente en el rango mesofílico de temperaturas, es decir, entre 25 y 38 °C; respecto al control de pH, los filtros anaerobios presentan buena capacidad autorreguladora. El autor también menciona que los nutrientes deben ser adecuados para el desarrollo de las bacterias metanogénicas, generalmente se acepta que el nitrógeno y el fósforo son los elementos que más tienen que ver con el desarrollo de los microorganismos dentro de un sistema anaerobio.

En general se pueden nombrar las siguientes ventajas de los filtros anaerobios (Valerín, 2002):

- Rápida puesta en marcha
- Estabilidad frente a sobrecargas, tanto hidráulicas como orgánicas
- Debido a la inmovilización de biomasa se pueden alcanzar cargas orgánicas muy elevadas
- Menor pérdida de biomasa anaerobia en comparación con otros sistemas

Parámetros considerados en la caracterización del sistema de tratamiento de aguas residuales

Demanda Química de Oxígeno (DQO)

Es una medida del oxígeno necesario para que un oxidante fuerte (Dicromato de potasio), en condiciones ácidas, oxide la materia orgánica e inorgánica presente en el agua residual. El inconveniente que presenta es que no determina si la materia orgánica es biodegradable o no (Monge, 2001; Morillo y Fajardo, 2005).

El ensayo debe realizarse a 150°C durante 120 minutos. Para facilitar la oxidación de determinados tipos de compuestos orgánicos es preciso emplear un catalizador (por ejemplo el sulfato de plata), puesto que algunos compuesto orgánicos interfieren con el normal desarrollo del ensayo. Debido al mayor número de compuestos cuya oxidación tiene lugar por vía química frente a los que se oxidan por vía biológica, la DQO de un agua residual suele ser mayor que su correspondiente DBO₅ (Metcalf y Eddy, 1996).

Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅)

La demanda bioquímica de oxígeno se usa como medida de oxígeno requerida para la oxidación de la materia orgánica fácilmente biodegradable presente en la muestra y como resultado de la acción de oxidación bioquímica anaerobia. Esta medición es resultado de diferentes tipos de compuestos como los orgánicos carbónicos (utilizables como fuente de alimentación por organismos aeróbicos), nitrógeno oxidable (derivado de la presencia de nitritos, amoniaco y en general compuestos orgánicos nitrogenados que sirven como alimentación para bacterias específicas) y compuestos químicos reductores (iones ferrosos, sulfitos, sulfuros) que se oxidan por oxígeno disuelto (Morillo y Fajardo, 2005).

La oxidación biológica es un proceso lento, cuya duración es, en teoría, infinita. En los 5 días que dura el ensayo, se llega a oxidar entre el 60 y 70% de la materia carbonosa (en un período de 20 días se completa la oxidación del 95 al 99%). Se asume la temperatura de 20°C como un valor medio representativo de la temperatura que se da en los cursos de agua que circulan a baja velocidad en climas suaves (Metcalf y Eddy, 1996).

Sólidos

La determinación de los sólidos es una prueba indispensable para la operación de reactores biológicos, que junto con otros parámetros (DBO₅ y DQO), proporcionan información de la eficiencia de la remoción del proceso, e indirectamente, de la concentración de biomasa bacteriana en el reactor.

Sólidos Sedimentables (SSed)

Son los sólidos en suspensión que, sin agitación ni movimiento, sedimentan por acción de la gravedad a los 60 minutos, en un cono Imhoff (expresados en ml/l) (Monge, 2001).

Sólidos Suspendidos Totales (SST)

Porción de sólidos retenida al filtrar una muestra de agua residual a través de un filtro de fibra de vidrio (Whatman GF/C). Estos a su vez se dividen en fijos (quedan después de la ignición de la muestra) y volátiles (pérdida de peso de la muestra durante la ignición). La concentración de los sólidos suspendidos volátiles (SSV) representa la porción orgánica de los SST. El análisis de los sólidos volátiles se emplea habitualmente para determinar la estabilidad biológica de fangos de aguas residuales (Monge, 2001; Morillo y Fajardo, 2005).

Potencial de hidrógeno (pH)

Es una medida relativa de la acidez o alcalinidad del agua. Se mide mediante la concentración de iones hidrógeno presentes en una solución. La acidez natural es producida principalmente por el CO_2 y ocurre cuando el pH está entre 8.5 y 4.5, mientras que la alcalinidad natural es producida por carbonatos y bicarbonatos y puede llevar el pH hasta valores de 8.3. Durante la degradación anaerobia de la materia orgánica, el valor de pH está relacionado con la concentración de ácidos grasos volátiles (AGV) y otros ácidos inorgánicos presentes en el sistema (Orozco, 2005).

Los microorganismos anaerobios necesitan un pH cercano a la neutralidad para su correcto desarrollo, aunque permiten cierta oscilación. Parece ser que el pH afecta fundamentalmente la actividad enzimática de los microorganismos, mediante: cambios de estado de los grupos ionizables de las enzimas como el carboxil y amino; alteración de los componentes no ionizables del sistema, como por ejemplo el sustrato; y desnaturalización de la estructura proteica de las enzimas. Para que el proceso se desarrolle de forma satisfactoria, el pH debe estar rondar la neutralidad. De no cumplirse esto, se presentan problemas graves si el pH baja de 6 o llega a estar encima de 8,3 (Lay et al., 1997, citado por Gonzáles y Sandoval, 2005).

Alcalinidad

La alcalinidad es una medida expresada en mg/l CaCO_3 que indica la capacidad del agua para amortiguar cambios de pH. Puede ser proporcionada por un amplio rango de sustancias, siendo por tanto una medida inespecífica. En sistemas anaerobios debe existir una alcalinidad suficiente para que el pH no descienda de 6, ya que éste es el pH límite para la inhibición de las bacterias metanogénicas. En el rango de pH de 6 a 8, el principal equilibrio químico que controla este parámetro es el dióxido de carbono y bicarbonato. Contribuyen a la alcalinidad principalmente los iones bicarbonato (HCO_3^-), carbonato (CO_3^{2-}) e hidroxilo (OH^-) (Rigola, 1999). Mientras la digestión anaerobia prosiga con normalidad, la alcalinidad oscilará entre 1000 y 5000 mg/L (Metcalf y Eddy, 1996).

Relación Alcalinidad de Ácidos Volátiles / Alcalinidad bicarbonática (Índice AI/AP)

La relación de alcalinidad, se define como la relación entre la alcalinidad debida a los AGV (AI) y la debida al bicarbonato (AP). De acuerdo con Rypley *et al.* (citado por Cajiras *et al.*, 2005), cuando esta relación presenta valores AI/AP superiores a 0.3 indica la ocurrencia de disturbios en el proceso de digestión anaerobia.

La corrección de pH es posible mediante la adición de productos químicos, de tal forma que generen una capacidad de amortiguación, también denominada capacidad buffer, la cual se refiere a la habilidad del sistema para resistir cambios debidos, por ejemplo, a la acumulación de ácidos grasos volátiles. Varios productos son utilizados para proporcionar una alcalinidad adecuada a los sistemas anaerobios. Una clasificación sencilla de estos productos químicos incluye dos grupos: aquellos que ofrecen alcalinidad bicarbonática directamente (NaHCO_3 , NH_4HCO_3) y los que reaccionan con el gas carbónico para formar alcalinidad bicarbonática (NaOH , CaO , $\text{Ca}(\text{OH})_2$) (Chernicharo, citado por Cajigas *et al.*, 2005).

El hidróxido de calcio o cal es el material más utilizado para el control del pH en reactores anaerobios, debido a que es barato y fácil de conseguir (Valerín, 2002); sin embargo, acarrea problemas debido a la insolubilidad de algunas sales que se forman (Torres *et al.*, 2002).

Estudios realizados por Cajigas *et al.* (2005) señalan que durante el uso de cal hidratada como alcalinizante, se pueden obtener pH óptimos, indicando que cuando la dosificación es suficiente se garantiza un elevado número de grupos hidroxilos (OH^-) que reaccionan inicialmente con las elevadas concentraciones de H^+ presentes en el agua residual para neutralizar el sustrato, y al mismo tiempo se garantiza un residual de cal hidratada, para formar bicarbonatos a través de su reacción con el CO_2 presente en el medio para generar una capacidad buffer; no obstante a diferencia del bicarbonato de sodio, la cal hidratada no genera la capacidad buffer esperada en el medio que garantice la estabilización del sistema. Sin embargo, el autor indica que es necesario tener cuidado con la sobredosificación de este producto el cual genera precipitados que pueden afectar el reactor.

Sustancias Activas al Azul de Metileno (SAAM)

Este tipo de sustancias llevan a cabo la transferencia del azul de metileno, un tinte catiónico, de una solución acuosa a un líquido orgánico inmiscible; ocurre a través de la formación de un par iónico, el anión de los SAAM y el catión del azul de metileno. La intensidad del color azul resultante en la fase orgánica es una medida para la cantidad de sustancias activas al azul de metileno. Los surfactantes aniónicos están en muchas sustancias, tanto sintéticas como naturales, demostrando actividad al azul de metileno (APHA, 2005).

Los surfactantes entran al agua residual mayormente por descargas de lavados y otras operaciones de limpieza. Un surfactante combina en una molécula simple un grupo fuertemente hidrofóbico con otro muy hidrofílico, y tiende a congregarse en las interfases entre el medio acuoso y otras fases en el sistema tales como aire y líquidos aceitosos, lo que le da sus propiedades características como la formación de espumas, emulsificaciones y partículas en suspensión (APHA, 2005).

Así, esta prueba brinda una estimación de la concentración de residuos de detergente en el agua que pueden alcanzar niveles tóxicos, dependiendo de la biodegradabilidad, cantidad utilizada y grado de remoción del detergente en el sistema de tratamiento utilizado (Monge, 2001).

Nutrientes

A fin de continuar sus funciones vitales adecuadamente, un organismo debe tener una fuente de energía y de carbono para la síntesis de nuevo materia celular. Los elementos inorgánicos, tales como el nitrógeno y el fósforo, y otros elementos que se encuentran a nivel de vestigios como el azufre, potasio, calcio y magnesio son también vitales para la síntesis celular (Mercalf y Eddy, 1996). El exceso o limitación de nutrientes influye en la producción extracelular de sustancias poliméricas las cuales se creen, son las responsables de la atadura o agregación de la biomasa (Morillo y Fajardo, 2005).

La remoción de los nutrientes carbonados en el tratamiento biológico residual se efectúa por medio de organismos heterotróficos, con cierta reducción paralela de compuestos de nitrógeno y fósforo por asimilación en la biomasa adicional. Las relativas cantidades de nutrientes orgánicos e inorgánicos removidos, dependen de la proporción de nutrientes asimilados más que mineralizados. Sin embargo, las aguas residuales están, por lo general, nutricionalmente desbalanceadas, ya que algunos de los nutrientes requeridos para el crecimiento están en exceso comparados con las cantidades de otros nutrientes presentes. Las aguas residuales que contengan un exceso de nitrógeno y fósforo sólo perderán parte de ambos nutrientes por actividad heterotrófica convencional (Orozco, 2005).

La calidad del efluente tratado depende de la naturaleza del proceso de tratamiento biológico, y del límite de descarga de nutrientes, optimizado mediante la relación $DBO_5:N:P$ dosificada al sistema, ya que el P es necesario en la célula bacteriana para la síntesis de ácidos nucleicos, ATP y generación de membranas celulares, mientras que, el N es utilizado para la síntesis de proteínas y ácidos nucleicos, por lo tanto, son elementos esenciales en la formación de nuevas células (Pozo, 2009).

Según Orozco (2005) la relación necesaria de nutrientes para que ocurra el crecimiento bacteriano en un sistema anaerobio debe ser igual a:

$$DBO_5/N/P = 300/5/1 \qquad \text{Ecuación 1}$$

Por lo tanto, la adición de nutrientes se efectúa cuando no están presentes en las cantidades señaladas. Se ha evidenciado que los sistemas biológicos se adaptan a la deficiencia de N a través del desarrollo selectivo de poblaciones bacterianas que lo fijan, mientras que la limitación de fósforo puede generar severos impactos en la eficiencia de los sistemas de tratamiento a través de la generación de flóculos pobremente sedimentables y, por lo tanto, disminución de la eliminación de DBO_5 (Pozo, 2009).

Nitrógeno

En aguas residuales el nitrógeno puede hallarse en cuatro estados de oxidación: nitratos, nitritos, amonio y nitrógeno orgánico. Todas estas formas de nitrógeno, además del nitrógeno gaseoso, son biológicamente interconvertibles y forman parte de su ciclo. La química del nitrógeno es compleja debido a los varios estados de oxidación que puede asumir el nitrógeno (presenta siete estados de oxidación) (Morillo y Fajardo, 2005).

Nitrógeno Total

El nitrógeno total es la suma del nitrógeno orgánico y el nitrógeno amoniacal, pueden analizarse juntos y son determinados como el nitrógeno Kjeldahl (APHA, 2005).

Nitrógeno amoniacal

Es el nitrógeno existente en el agua como amoniaco o el ión amonio dependiendo del pH ($\text{pH} < 9$ predomina el ión NH_4^+).

Aunque el nitrógeno amoniacal, es un importante nutriente para el crecimiento de los microorganismos, una concentración excesivamente alta del mismo limita su crecimiento. Este nutriente se origina a partir de amoniaco soluble en el afluente, degradación de proteínas y otros compuestos como úrea. Se han encontrado signos de inhibición a una concentración de nitrógeno amoniacal de $2,5 \text{ g N-NH}_4^+/\text{l}$ en reactores sin aclimatar, tanto en rango mesofílico como termofílico, observándose una disminución en la tasa específica máxima de crecimiento de los microorganismos metanogénicos (Tejerina *et al.*, 2007).

Diversos autores, indican que la inhibición por amonio parece ser causada por el amoníaco libre (NH_3), ya que el efecto inhibitorio del amonio aumenta a pH alcalinos y a altas temperaturas (Tejerina *et al.*, 2007). Para lograr un desarrollo adecuado de la biomasa los niveles de amonio no deben exceder los 1000 mg/l (IMTA, 1996).

Fósforo

El fósforo se encuentra en las aguas naturales y residuales sólo como fosfato, estas formas de fosfatos presentan variedad de oxígeno. Pequeñas cantidades de fosfatos condensados son usadas en lavanderías y otras limpiezas, ya que, estos materiales son los mejores constituyentes de muchos limpiadores comerciales, los fosfatos orgánicos son formados en procesos biológicos (Morillo y Fajardo, 2005).

Se ha evidenciado que los sistemas biológicos se adaptan a la deficiencia de N a través del desarrollo selectivo de poblaciones bacterianas que lo fijan, mientras que la limitación de fósforo puede generar severos impactos en la eficiencia de los sistemas de tratamiento a través de la generación de flóculos pobremente sedimentables y, por lo tanto, disminución de la eliminación de DBO₅ (Pozo, 2009).

Proceso Anaerobio

La digestión anaeróbica consiste en la degradación de la materia orgánica, mediante una serie de reacciones de digestión y fermentación, por acción de diferentes especies bacterianas en ausencia de oxígeno. Esta tecnología se ha intensificado durante los últimos años como tratamiento de residuos sólidos orgánicos y aguas residuales, implementándose con distintos diseños, tanto a escala piloto como industrial (Bres *et. al.*, 2010; Forster-Carneiro *et. al.*, 2007; Weiland, 2003). El progreso de la digestión anaerobia puede medirse ya sea por el consumo de la materia orgánica, o bien, por el volumen y composición de los gases que se producen (Vigueras, 2002).

Según los modelos propuestos por McInerney y Bryant (1981) y Salminen *et al.* (1999), este proceso se puede dividir en cuatro pasos fundamentales:

Hidrólisis

En este proceso las macromoléculas tales como proteínas, lípidos, carbohidratos y ácidos nucleicos son transformados en oligómeros y monómeros (ácidos grasos, carbohidratos, aminoácidos, bases púricas y compuestos aromáticos). Estos polímeros complejos son hidrolizados en monómeros solubles debido a la acción de enzimas tales como: las celulasas, amilasas, proteasas y lipasas (Vigueras, 2002). La necesidad de este proceso se basa en la incapacidad de las bacterias de metabolizar las moléculas de gran tamaño, y por ende, éstas son hidrolizadas por las enzimas extracelulares.

Cabe recalcar que la disminución de los valores de alcalinidad y pH afectan el metabolismo bacteriano, que hidroliza los sustratos orgánicos complejos, debido a la disminución de la actividad enzimática (Péringen, 1999).

Acidogénesis

Las bacterias fermentativas metabolizan dentro de la célula los anteriores monómeros. Generalmente sólo una pequeña cantidad de la energía potencial en la materia orgánica es utilizada para la fermentación, ya que cerca del 80% es excretada fuera de la célula en forma de alcoholes, ácidos grasos volátiles y gas hidrógeno (Valerín, 2002). En la acidogénesis el valor del pH disminuye pasando de valores alrededor de 7.0 a valores alrededor de 5.0 y procede con rapidez. En esta etapa las bacterias fermentan los productos solubles de la hidrólisis, principalmente en H₂ y AGV. Los AGV de cadena mayor al acetato pueden ser obtenidos por la desaminación de los aminoácidos. Los AGCL (ácidos grasos de cadena larga) también producen acetato o propionato (cuando los AGCL tienen número de carbono impar) por β-oxidación. Por ende, en conjunto las bacterias hidrolíticas y acidogénicas convierten los sustratos complejos a precursores de la metanogénesis (Vigueras, 2002).

Por lo tanto, en pocas palabras, el resultado total de la fermentación es la conversión de sustratos neutros, tales como azúcares y aminoácidos en ácidos orgánicos relativamente fuertes (Valerín, 2002).

Acetogénesis

En esta etapa participan organismos a los que favorece un medio ambiente ácido, en donde de manera simultánea, los ácidos grasos volátiles y los compuestos nitrogenados son oxidados y transformados lentamente (Vigueras, 2002). Lo anterior se da, ya que los productos de la fermentación no son sustratos directos de las bacterias metanogénicas, en esta etapa aparecen las bacterias acetogénicas que toman estos compuestos y los introducen a sus células, oxidándolos anaeróbicamente hasta ácido acético y gas hidrógeno para luego excretarlos. Por lo tanto, una parte del ácido e hidrógeno producidos proviene de la acidogénesis y otra de la acetogénesis (Valerín, 2002).

Esta etapa de la digestión anaerobia está controlada por el sintrofismo de las bacterias productoras obligadas de hidrógeno (OHPA por sus siglas en inglés) y las hidrogenotróficas, además en este proceso, el valor del pH aumenta de valores alrededor de 5.0 hasta valores alrededor de 6.8 (Vigueras, 2002).

Metanogénesis

En la última fase de la digestión, conocida como metanogénesis, las bacterias metanogénicas son las encargadas de producir el metano a partir de los sustratos producidos en las etapas anteriores. En condiciones normales el contenido de ácidos grasos volátiles disminuye hasta menos de 500 ppm, el valor del pH se mantiene entre 6.8 y 7.4 (rango óptimo según Ramalho (1996), produciéndose grandes volúmenes de gases con un 65 a 70% de CH₄, y alrededor de 30 % de CO₂ y otros gases inertes como el N₂, además también son oxidados algunos materiales nitrogenados (Vigueras, 2002).

Los parámetros de mayor relevancia utilizados para monitorear el sistema son:

- La relación entre ácidos grasos y alcalinidad
- La producción y composición del gas metano
- pH
- Remoción de sólidos, DQO y DBO₅

Actividad Metanogénica Específica (AME)

En el tratamiento biológico anaerobio, este ensayo es una herramienta que se utiliza para determinar la capacidad de asimilación que tienen las bacterias metanogénicas para producir biogás, permitiendo clasificar el potencial de la biomasa para convertir el sustrato en metano y gas carbónico bajo diferentes condiciones ambientales (Torres *et al.*, 2002).

El método volumétrico de AME se basa en la cuantificación del volumen de metano producido mediante el uso de una sustancia desplazante, como el NaOH el KOH, en un rango de 15 -20 g/l, por su propiedad de reaccionar con el CO₂ presente en el biogás, permitiendo una medición más exacta del volumen de metano producido (Torres *et al.*, 2002).

Para el cálculo de la actividad metanogénica deberá construirse una curva de volumen acumulado de CH₄ vs tiempo del ensayo, el anexo 2 muestra un esquema de la curva teórica de producción de metano, y en el anexo 3 se exponen las curvas obtenidas experimentalmente en un ensayo para la evaluación de alcalinizantes.

La AME puede ser usada como análisis de rutina para cuantificar la actividad de la población metanogénica, además de ofrecer otras aplicaciones como son evaluar el comportamiento de la biomasa bajo el efecto de compuestos potencialmente inhibidores, determinar la toxicidad relativa de compuestos químicos presentes en efluentes, establecer el grado de degradabilidad de diversos sustratos, monitorear los cambios de actividad del lodo debido a una posible acumulación de materiales inertes, determinar la carga orgánica máxima que puede ser aplicada para un determinado tipo de lodo y evaluar parámetros cinéticos (Torres y Pérez, 2010).

Por lo anterior, para procurar la eficiencia de un sistema anaerobio es de vital importancia conocer el proceso de metanogénesis que se lleva a cabo en la depuración de las aguas, así como las características nutricionales del caudal para determinar la cantidad necesaria de nutrientes que se necesita en el sistema, y por ende lograr la optimización del proceso anaerobio.

Las ventajas de la digestión anaerobia son la alta eficiencia en la purificación, estimada en un 80% en la remoción de DQO y la baja producción de lodos (Méndez, 2005), así como el bajo consumo de energía, si se le compara con la digestión aerobia (Bernard, 2001). La desventaja principal radica en la fácil desestabilización, y en las posibilidades de llegar a una condición de lavado. En este punto hay desaparición de la biomasa, y por ende debe realizarse una inoculación de las bacterias nuevamente (Parra, 2006).

El grado de tratamiento requerido para un agua residual depende fundamentalmente de los límites de vertido para el efluente según la actividad generadora (el anexo 4 expone los límites máximos permitidos para el tipo de industria en estudio). En Costa Rica, la normativa para verter aguas residuales exige cumplir con los límites respectivos y presentar parámetros operacionales, para esto existe el Reglamento de Vertido y Reuso de Aguas Residuales, publicada en el Decreto N°33601-MINAE-S, del Diario Oficial Alcance N° 8 La Gaceta N° 55, del 19 de marzo del 2007. En este reglamento, se hace revisión y se actualizan las actividades y procesos industriales que se tienen en el país, también se definen el tipo de parámetros físico-químicos a designar y las concentraciones máximas permisibles por cada actividad (Astorga, 2008).

Tanto en materia ambiental como económica es clave realizar este tipo de investigaciones. El país, a través de las diferentes instituciones y grupos de interés ha avanzado en materia de gestión y protección de los recursos hídricos; sin embargo, falta mucho por hacer. El 96% de las aguas residuales de nuestro país carece de un tratamiento adecuado, representando una amenaza para la salud pública, y una contravención a las diversas leyes nacionales relacionadas con la gestión adecuada de los recursos hídricos y la protección al medio ambiente (Dobles, 2008).

OBJETIVOS

Objetivo General

Evaluar el comportamiento del proceso biológico anaerobio, en términos de remoción de materia orgánica, para implementar las medidas necesarias que aseguren el buen funcionamiento del sistema de tratamiento de aguas residuales de una compañía dedicada a la fabricación de galletas.

Objetivos Específicos

- Caracterizar el funcionamiento del sistema de tratamiento de aguas residuales utilizando como referencia los resultados obtenidos con los parámetros de DQO, DBO₅, Sólidos suspendidos, Sólidos suspendidos volátiles, pH, alcalinidad y AGVs.
- Determinar la actividad metanogénica para valorar la calidad de la biomasa en el proceso de producción de metano.
- Definir la cantidad de fósforo y nitrógeno que requiere el sistema anaerobio para su adecuado funcionamiento.

MATERIALES Y MÉTODOS

Los análisis se llevaron a cabo entre los meses de julio y octubre del 2011, mediante muestreos simples semanales en 5 puntos de muestreo: efluente del DAF, reactor anaerobio y salida del mismo, filtro anaerobio y efluente del sistema.

Análisis físico-químicos realizados en la planta de tratamiento de aguas residuales:

Se determinaron los siguientes parámetros según los métodos estándares para aguas y aguas residuales de la APHA-AWWA-WEF (2005): Demanda Química de Oxígeno (DQO), Demanda Biológica de Oxígeno (DBO_5), Sólidos Suspendidos Totales y Volátiles (SST, SSV), Sólidos Totales (ST), Sólidos Sedimentables (SSed), potencial de Hidrógeno (pH), Alcalinidad, Cloruros, Hierro, Sustancias Activas al Azul de Metileno (SAAM), Fósforo, Nitrógeno Amoniacal y Orgánico (Nitrógeno Total) mediante el método de Kjeldahl.

Para determinar la cantidad de AGV y la cantidad de bases en la muestra, según Rypley et al. (citado por Cajiras et al., 2005), se determinaron los ácidos grasos volátiles grasos por la valoración en retroceso de la muestra empleada para alcalinidad.

La velocidad de sedimentación del lodo se determinó midiendo la cantidad de centímetros sedimentados por la muestra durante una hora en una probeta con capacidad para 1 l.

Actividad Metanogénica (AME)

Los ensayos de AME fueron realizados con el principio de desplazamiento de líquido, según los protocolos estandarizado de Torres y Pérez (2010), en reactores de 2.5 l (utilizando un volumen de 2 l), inoculados con una concentración de lodo de 2.5 g SSV/l (para el ensayo del filtro anaerobio) y <200mg SSV/l (para los ensayos del reactor anaerobio) (anexos 5 y 6). Se utilizó como sustrato 5 g/l de ácido acético neutralizado y las mismas soluciones de nutrientes utilizadas en la DBO_5 .

Para determinar la pendiente (m) se construyó una curva de volumen acumulado de CH₄ vs tiempo del ensayo, estos datos fueron medidos cada 24 horas, y la pendiente fue tomada del tramo con mayor inclinación de la curva, según el modelo base:

$$y = mx + b \quad \text{Ecuación 2}$$

La actividad metanogénica específica se calcula de la siguiente manera:

$$\text{AME} = M * ((24 * 2,66) / (\text{g SSV} * 1000))$$

$$\text{AME} = \text{kg DQO CH}_4 / \text{kg SSV-día} \quad \text{Ecuación 3}$$

RESULTADOS

Los resultados que se presentan a continuación son el producto de la investigación realizada durante los meses de julio a octubre del año 2011 en la planta de tratamiento de aguas de una compañía dedicada a la fabricación de galletas, con el fin de caracterizar la manera en que funciona actualmente el tratamiento biológico, en especial el lugar y la manera en donde se lleva a cabo la metanogénesis.

La figura 1 señala el comportamiento del caudal en función del tiempo y en la figura 2 se encuentran graficados los sólidos sedimentables del reactor anaerobio, entre los meses de julio y septiembre.

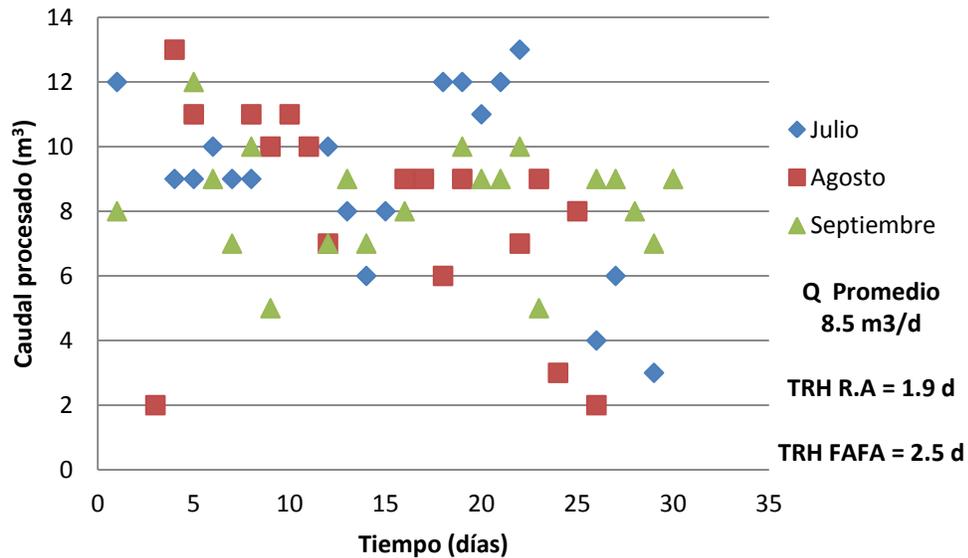


Figura 1. Comportamiento del caudal diario de entrada al sistema durante 3 meses.

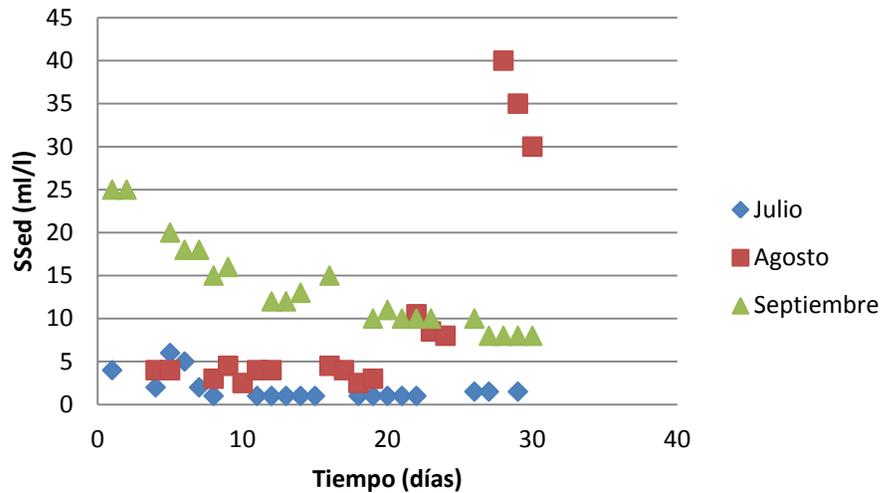


Figura 2. Cantidad de Sólidos Sedimentables en el Reactor Anaerobio durante 3 meses.

En los tablas 1, 2, 3 y 4 se indican las concentraciones de los diferentes tipos de sólidos analizados para llevar a cabo la caracterización del sistema.

Tabla 1. Sólidos suspendidos volátiles (SSV), sólidos suspendidos totales (SST) y sólidos totales (ST) en el reactor anaerobio (R.A).

| Fecha | SSV (mg/l) | SST (mg/l) | ST (mg/l) |
|-----------------|------------|------------|-------------|
| 19/7 | 106 | 142 | 4956 |
| 3/8 | 75.5 | 143 | - |
| 11/8 | 107 | 139 | - |
| 1/9 | 178 | 299 | - |
| 8/9 | 187.5 | 264 | 2200 |
| 20/9 | 129 | 194 | - |
| 12/10 | 141 | 169 | 2201 |
| Promedio | 132 | 192 | 3119 |

Tabla 2. Sólidos suspendidos volátiles (SSV), sólidos suspendidos totales (SST) y sólidos totales (ST) en el filtro anaerobio de flujo ascendente (FAFA).

| Fecha | SSV (mg/l) | SST (mg/l) | SSV/SST | ST (mg/l) |
|--------------|-------------------|-------------------|----------------|------------------|
| 18/8 | 5320 | 15820 | 0.3363 | 19400 |
| 8/9 | 6200 | 28880 | 0.2147 | 27600 |

Para analizar la calidad de los lodos se llevó a cabo un ensayo de sedimentabilidad el cual se expone en el siguiente tabla:

Tabla 3. Ensayo de velocidad de sedimentación de los lodos del Filtro Anaerobio de Flujo Ascendente.

| Tiempo (min) | cm | Cambio | VSed (m/h) |
|---------------------|-----------|---------------|-------------------|
| 0 | 34.5 | -- | 0.05 |
| 30 | 31.8 | 2.76 | |

Tabla 4. Sólidos suspendidos volátiles (SSV), sólidos suspendidos totales (SST) y sólidos totales (ST) en el efluente del sistema biológico.

| Fecha | SSV (mg/l) | SST (mg/l) | %SSV | ST (mg/l) |
|--------------|-------------------|-------------------|-------------|------------------|
| 12/10 | 45.5 | 48.5 | 93.8 | 50 |
| 18/10 | 25 | 39.5 | 63.3 | - |

En la tabla 5 se señalan las concentraciones de DQO y DBO₅ en los diferentes puntos de muestreo, así como los respectivos porcentajes de remoción del sistema y en la figura 3 se expone la correlación existente entre la DQO del afluente y efluente del tratamiento anaerobio.

Tabla 5. Demanda química de oxígeno (DQO)y demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) del sistema.

| Fecha | Muestra | DQO (mg/l) | % Eficiencia Total DQO | DBO ₅ (mg/l) | % Eficiencia Total DBO ₅ |
|----------------------------------|---------|------------|------------------------|-------------------------|-------------------------------------|
| 05/7 | S.DAF | 1212 | 79 | - | - |
| | R.A* | - | | | |
| | S.R.A | 537 | | | |
| | FAFA** | - | | | |
| | Salida | 252 | | | |
| 24/8 | S.DAF | 761 | 65.5 | - | - |
| | R.A | 496.8 | | | |
| | S.R.A | 484.4 | | | |
| | FAFA | 9310 | | | |
| | Salida | 262.2 | | | |
| 01/9 | S.DAF | 2742.5 | 91.4 | 1496.5 | 92.3 |
| | R.A | 602 | | 275.9 | |
| | S.R.A | - | | - | |
| | FAFA | - | | - | |
| | Salida | 241 | | 115.5 | |
| 08/9 | S.DAF | 1247.5 | 66.3 | 578.8 | 57.4 |
| | R.A | 794 | | 528.6 | |
| | S.R.A | - | | - | |
| | FAFA | 7475 | | 3139 | |
| | Salida | 419.75 | | 246.6 | |
| 20/9 | S.DAF | 3668.3 | 90.1 | 2389 | 92.9 |
| | R.A | 1568 | | 1027 | |
| | S.R.A | - | | - | |
| | FAFA | - | | - | |
| | Salida | 383.7 | | 169.6 | |
| 26/9 | S.DAF | 1492.5 | 75.5 | 799.8 | 82.9 |
| | R.A | 976.7 | | 516.6 | |
| | S.R.A | - | | - | |
| | FAFA | - | | - | |
| | Salida | 365.3 | | 136.4 | |
| 1/10 | S.DAF | - | | - | - |
| | R.A | - | | - | |
| | S.R.A | 313.5 | | 156 | |
| | FAFA | - | | - | |
| | Salida | 203.5 | | 95.2 | |
| 5/10 | S.DAF | 1097.5 | 77 | - | - |
| | R.A | - | | - | |
| | S.R.A | - | | - | |
| | FAFA | - | | - | |
| | Salida | 252.3 | | - | |
| Promedio de % de remoción | | | 77.8 | | 81.3 |

*Eficiencia promedio = 74.5%

** Eficiencia promedio = 33%

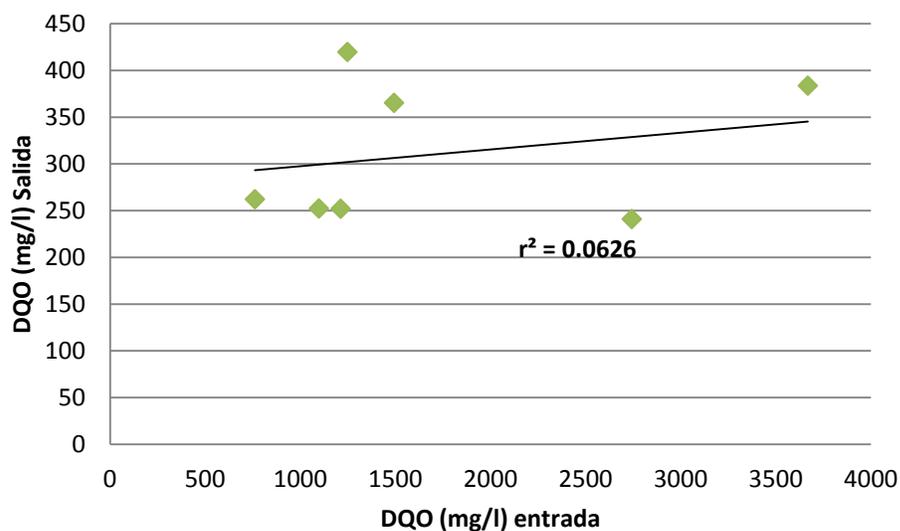


Figura 3. Gráfico de correlación entre la DQO de entrada y de salida.

En el tabla 6 se resume la Carga Orgánica Volumétrica (COV) que reciben el reactor anaerobio y el filtro anaerobio de flujo ascendente, mientras que en el tabla 7 se expone la Carga Biológica (F/M) que posee el reactor anaerobio.

Tabla 6. Carga Orgánica Volumétrica (COV) del reactor y filtro anaerobio.

| Fecha | RA | | FAFA | |
|-----------------|------------|----------------------------------|------------|----------------------------------|
| | DQO (mg/l) | COV (Kg DQO/m ³ ·día) | DQO (mg/l) | COV (Kg DQO/m ³ ·día) |
| 5/07 | 1212 | 0.65 | 537 | 0.29 |
| 24/8 | 761 | 0.41 | 484.4 | 0.26 |
| 1/09 | 2742.5 | 1.47 | - | - |
| 8/09 | 1247.5 | 0.67 | - | - |
| 20/09 | 3668.3 | 1.96 | - | - |
| 26/09 | 1492.5 | 0.80 | - | - |
| 1/10 | - | - | 313.5 | 0.17 |
| 5/10 | 1097.5 | 0.59 | - | - |
| Promedio | | 0.93 | | 0.24 |

Tabla 7. Carga Biológica (CB) del reactor anaerobio.

| Fecha | DQO (mg/l) | CO (kg DQO/día) | CB (kg DQO/kg SSV.día) |
|-----------------|------------|-----------------|------------------------|
| 5/07 | 1212 | 10.30 | 4.91 |
| 24/8 | 761 | 6.47 | 3.08 |
| 1/09 | 2742.5 | 23.31 | 11.11 |
| 8/09 | 1247.5 | 10.60 | 5.05 |
| 20/09 | 3668.3 | 31.18 | 14.86 |
| 26/09 | 1492.5 | 12.69 | 6.04 |
| 5/10 | 1097.5 | 9.33 | 4.44 |
| Promedio | | | 7.07 |

En las figuras 4, 5 y 6 se encuentra graficado el comportamiento del los rangos de pH en el sistema biológico durante los meses de julio, agosto y septiembre.

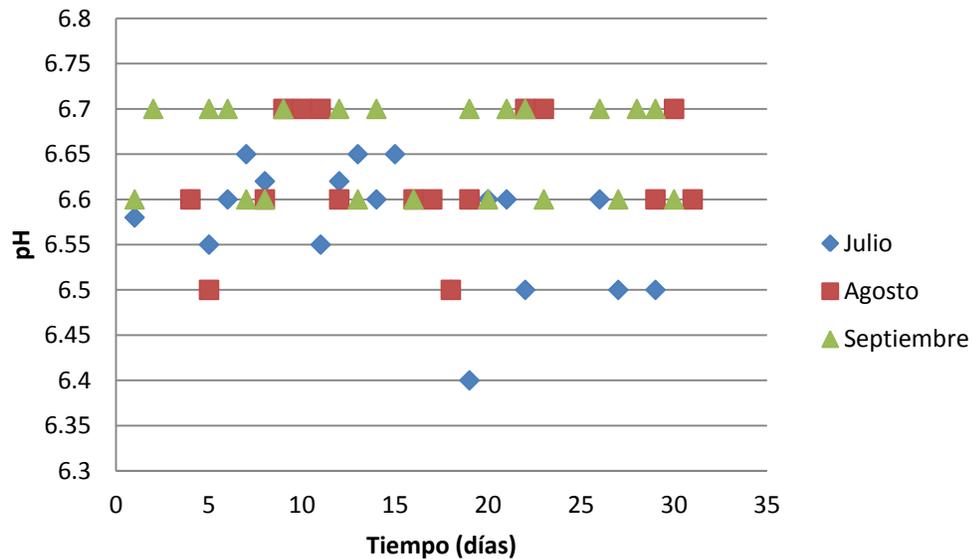


Figura 4. Variación del pH en el efluente de la Unidad de Flotación con Aire Disuelto (DAF) durante 3 meses.

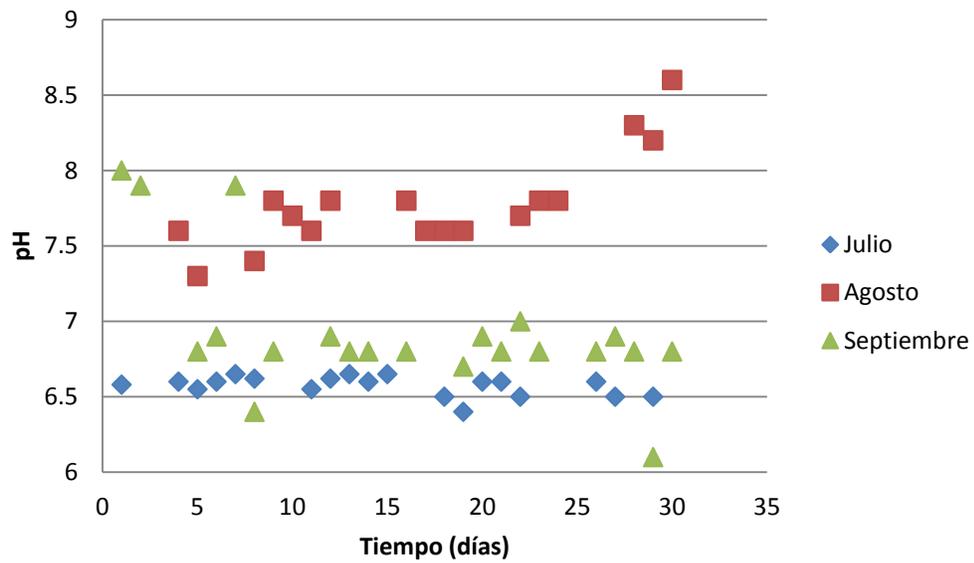


Figura 5. Variación del pH en el Reactor Anaerobio durante 3 meses.

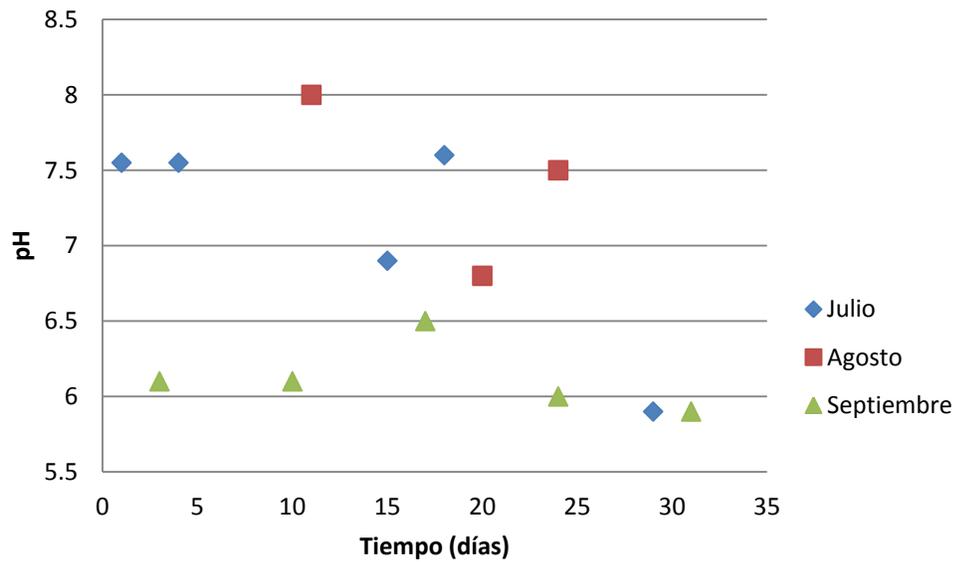


Figura 6. Variación del pH en el efluente del Filtro Anaerobio de Flujo Ascendente durante 3 meses.

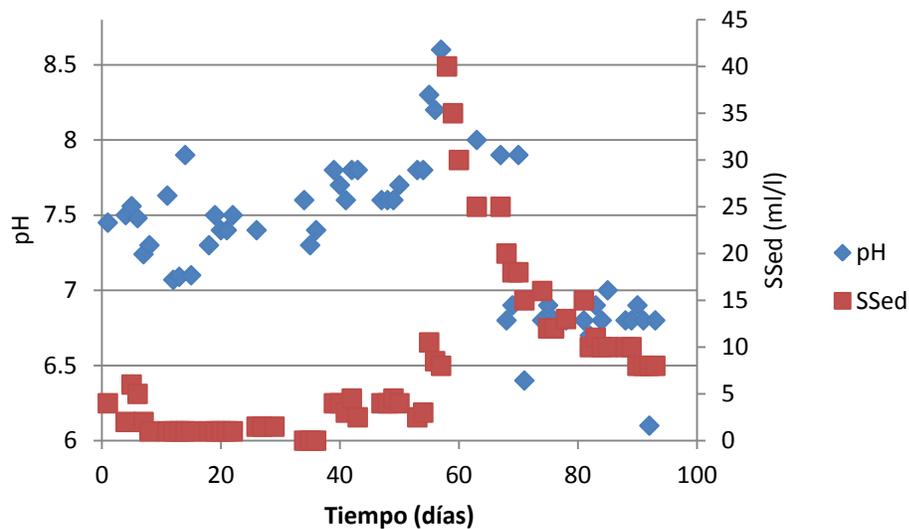


Figura 7. Comportamiento del pH y los sólidos sedimentables durante 3 meses en el reactor anaerobio.

En los tablas 8 y 9, y en la figura 8 se muestran las diferentes relaciones de alcalinidad en el sistema. Exponiendo en el último la valoración por retroceso de la muestra empleada para la alcalinidad.

Tabla 8. Alcalinidad en reactor anaerobio (R.A) y filtro anaerobio de flujo ascendente (FAFA).

| Fecha | Alcalinidad en el R.A (mgCaCO ₃ /l) | Alcalinidad en el FAFA (mgCaCO ₃ /l) |
|-----------------|---|--|
| 3/8 | 250 | - |
| 11/8 | 876 | - |
| 18/8 | - | 1425 |
| 24/8 | - | 1340 |
| 1/9 | 635 | - |
| 8/9 | 416 | 1652 |
| 20/9 | 672 | - |
| 18/10 | 640 | - |
| Promedio | 581.5 | 1472.3 |

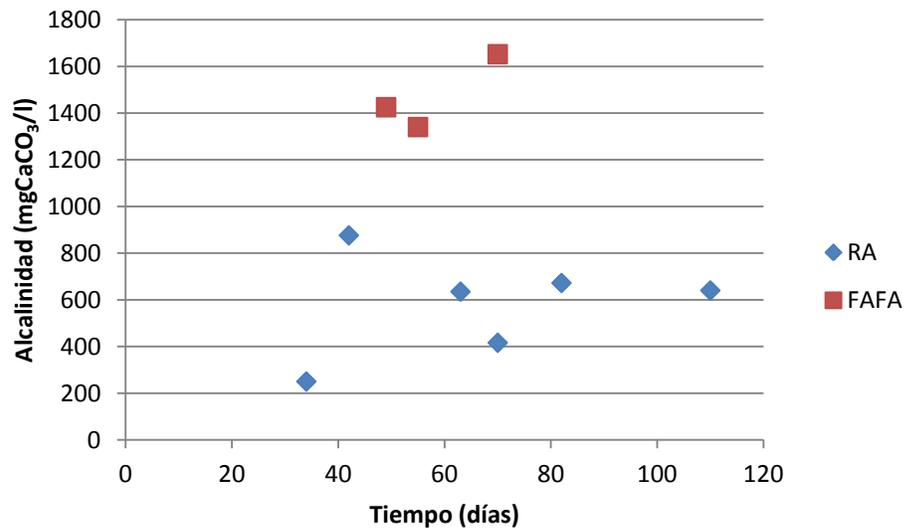


Figura 8. Gráfico de alcalinidad en reactor anaerobio (R.A) y filtro anaerobio de flujo ascendente (FAFA).

Tabla 9. Relación Alcalinidad de Ácidos Volátiles (AI) / Alcalinidad bicarbonática (AP), Índice AI/AP.

| Fecha | Muestra | AI | AP | AI/AP |
|-------|---------|------|-------|-------|
| 12/10 | R.A | 40.6 | 54.4 | 0.75 |
| | Salida | 24 | 52.96 | 0.45 |
| 18/10 | R.A | 25.2 | 40 | 0.63 |
| | Salida | 39 | 44 | 0.88 |

Las figuras 9 y 10 describen el comportamiento de las bacterias productoras de metano en el sistema anaerobio mediante el ensayo de actividad metanogénica específica.

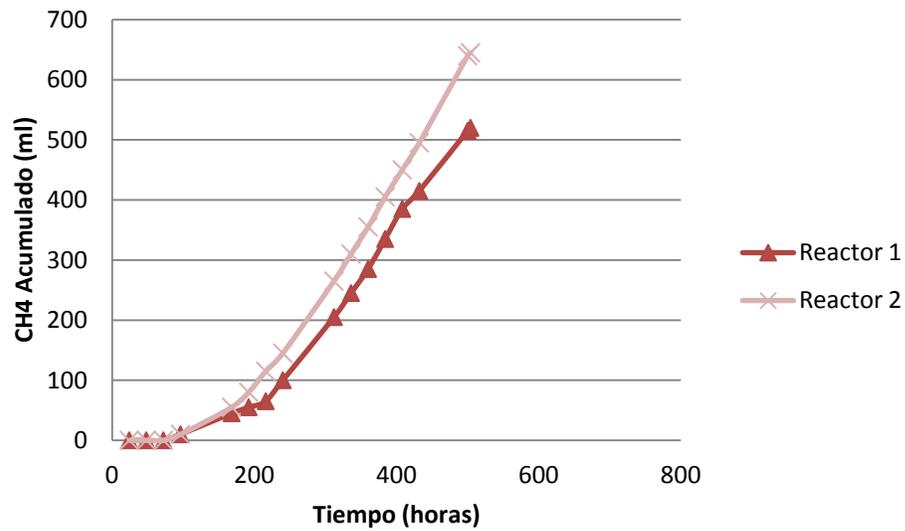


Figura 9. Variación temporal de la producción de metano en el Reactor Anaerobio.

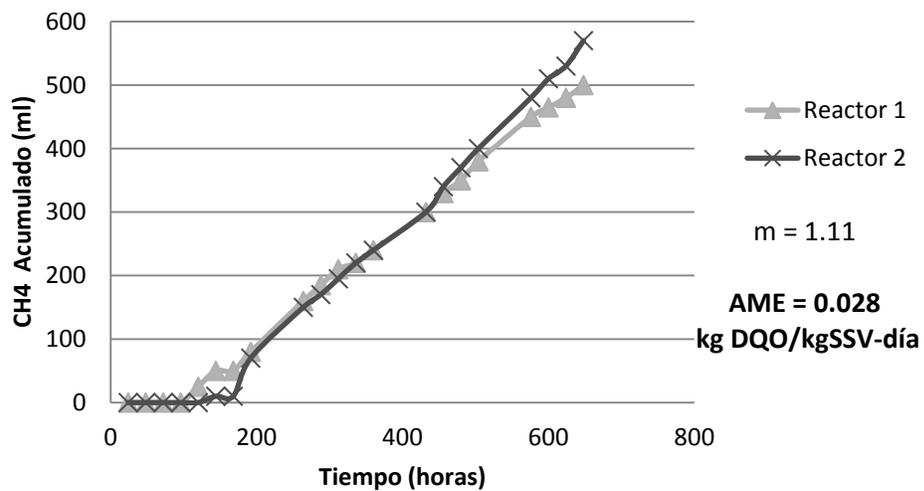


Figura 10. Variación temporal de la producción de metano en el Filtro Anaerobio de Flujo Ascendente.

En el tabla 10 se presentan las concentraciones de fósforo en los diferentes puntos de muestreo a lo largo del sistema.

Tabla 10. Concentración de fósforo en el sistema biológico.

| Fecha | Fósforo (mg/l) | | | | |
|-------|----------------|-------------------------|-----|------|--------|
| | Efluente DAF | Efluente DAF Dosificado | R.A | FAFA | Salida |
| 5/10 | 3.2 | - | - | - | 30.1 |
| 14/10 | 3.7 | - | - | - | 34.8 |

En las tablas 11, 12 y 13 se presentan los resultados de sustancias posiblemente tóxicas para las bacterias anaerobias.

Tabla 11. Concentración de nitrógeno amoniacal y orgánico en el sistema.

| Día | Efluente DAF | | | R.A | | | FAFA | | |
|------|------------------------|-------------------|----------------|------------------------|-------------------|----------------|------------------------|-------------------|----------------|
| | NH ₄ (mg/l) | N orgánico (mg/l) | N Total (mg/l) | NH ₄ (mg/l) | N orgánico (mg/l) | N Total (mg/l) | NH ₄ (mg/l) | N orgánico (mg/l) | N Total (mg/l) |
| 18/8 | - | - | - | 293 | - | - | - | - | - |
| | | | | - | - | - | 242 | 258 | 500 |
| | | | | 333.3 | 92 | 425.3 | - | - | - |
| 23/8 | - | - | - | - | - | - | 535 | 287.2 | 822.2 |
| 1/9 | 0 | 0 | 0 | - | - | - | - | - | - |
| 8/9 | - | - | - | 50.5 | 12.76 | 63.4 | - | - | - |

Tabla 12. Concentración de cloruros en el sistema.

| Fecha | Cloruros (mg/l) | | | |
|-------|-------------------------|-------|-------|--------|
| | Efluente DAF Dosificado | R.A | FAFA | Salida |
| 18/8 | 500 | - | - | - |
| 8/9 | 624.8 | 564.8 | 569.8 | - |
| 20/9 | 927.2 | 797.2 | - | 642.3 |
| 5/10 | - | - | - | - |

Tabla 13. Análisis de diferentes sustancias presentes en el sistema anaerobio.

| Fecha | Análisis | Concentración (mg/l) |
|--------------|-----------------|---------------------------------|
| 9/09 | Hierro | 12.77 |
| 13/10 | SAAM | 0.60 |
| 19/10 | SAAM | 6.5 |

Los tablas 14 y 15 especifican las cantidades de nutrientes requeridas por el sistema, basados en las fluctuaciones del caudal y en los límites de cargas orgánicas reportados.

Tabla 14. Cantidades de úrea requeridas por el sistema según las variaciones de caudal y de cargas orgánicas máximas y mínimas.

| Q (m ³ /día) | Cantidad de úrea (kg) | | | |
|-------------------------|-----------------------|--------|-----------------|------------------|
| | Máxima | Mínima | Promedio Diario | Promedio Semanal |
| 12 | 1.04 | 0.25 | 0.65 | 3.23 |
| 11 | 0.95 | 0.23 | 0.59 | 2.96 |
| 10 | 0.87 | 0.21 | 0.54 | 2.69 |
| 9 | 0.78 | 0.19 | 0.48 | 2.42 |
| 8 | 0.69 | 0.17 | 0.43 | 2.15 |
| 7 | 0.61 | 0.15 | 0.38 | 1.88 |
| 6 | 0.52 | 0.13 | 0.32 | 1.61 |
| 5 | 0.43 | 0.10 | 0.27 | 1.34 |
| 4 | 0.35 | 0.08 | 0.22 | 1.08 |
| 3 | 0.26 | 0.06 | 0.16 | 0.81 |
| 2 | 0.17 | 0.04 | 0.11 | 0.54 |

Tabla 15. Cantidades de ácido fosfórico requeridas por el sistema según las variaciones de caudal y de cargas orgánicas máximas y mínimas.

| Cantidad de Ácido Fosfórico (ml) | | | | |
|---|--------|--------|-----------------|------------------|
| Q (m ³ /día) | Máxima | Mínima | Promedio Diario | Promedio Semanal |
| 12 | 152.55 | 36.96 | 94.75 | 473.77 |
| 11 | 139.84 | 33.88 | 86.86 | 434.29 |
| 10 | 127.12 | 30.80 | 78.96 | 394.81 |
| 9 | 114.41 | 27.72 | 71.07 | 355.33 |
| 8 | 101.70 | 24.64 | 63.17 | 315.85 |
| 7 | 88.99 | 21.56 | 55.27 | 276.37 |
| 6 | 76.27 | 18.48 | 47.38 | 236.88 |
| 5 | 63.56 | 15.40 | 39.48 | 197.40 |
| 4 | 50.85 | 12.32 | 31.58 | 157.92 |
| 3 | 38.14 | 9.24 | 23.69 | 118.44 |
| 2 | 25.42 | 0.01 | 12.72 | 63.58 |

DISCUSIÓN

Caracterización del sistema de tratamiento de aguas residuales anaerobio

En la figura 1 se expone el comportamiento del caudal durante los meses de julio, agosto y septiembre, con un promedio de $8.5\text{m}^3/\text{día}$, de acuerdo con los volúmenes de 15.9 m^3 para reactor y 21.2 m^3 para el filtro se obtienen Tiempos de Retención Hidráulica (TRH) de 1.9 y 2.5 días respectivamente.

Respecto al RA, Orozco (2005) indica que el TRH mínimo de operación de un reactor anaerobio de mezcla completa a 35°C (temperatura aproximada de operación del sistema) es de 4 días, sin embargo el mismo autor menciona que para un funcionamiento adecuado se recomiendan TRH de 10 días. Lo anterior indica que la operación del reactor se encuentra a menos de la mitad del valor de TRH tomado como criterio. Debido a las condiciones de mezcla y a la carencia de un medio de suspensión de biomasa activa, en este tipo de reactores el TRH es igual al Tiempo de Retención Celular (TRC). Por esta razón es primordial mantener las condiciones de retención correctas para el adecuado desarrollo y equilibrio de la biomasa.

Es importante mencionar que un TRH bajo conduce a un lavado constante de los microorganismos en el efluente, provocando consecuencias como una disminución en la actividad anaerobia debido al lento crecimiento de las bacterias metanogénicas. Esto explica la baja concentración de sólidos en el sistema (tabla 1), especialmente los 132 mg SSV/l , ya que, según Gonzales y Sandoval (2005) esta concentración debería mantenerse entre 2000 y 5000 mg SSV/l .

Debido a que los reactores biológicos son sistemas en suspensión donde no hay un soporte para los microorganismos, se utiliza como parámetro de control la carga biológica (relación del alimento que entra al sistema respecto a la cantidad de microorganismos existentes en el reactor anaerobio como SSV) (Deloya, 2011). Ramalho (1996) indica que la carga biológica para este tipo de sistemas tiene un rango de 0.05 kg DQO/kg SSV.día a 0.15 kg DQO/kg SSV.día, una vez estabilizado el sistema este criterio de operación debe alcanzar valores de 2 kg DQO/kg SSV.día, cargas superiores indican sobreutilización del sistema. En el caso del reactor en estudio, se presenta una carga biológica promedio de 7.07 kg DQO/kg SSV.día (tabla 7), lo cual señala sobreutilización del reactor debido a las bajas concentraciones de SSV.

Respecto a los sólidos sedimentables, la figura 2 muestra una tendencia de aumento gradual en la concentración de estos sólidos, cabe destacar que existe un pico en la concentración de SSed durante los últimos días del mes de agosto (específicamente a partir del día 26), lo cual se puede justificar al relacionarlo con el comportamiento del caudal, ya que no se registró entrada de agua residual durante un periodo de 6 días, provocándose un aumento en el tiempo de retención del sistema, y por ende esta acumulación de sólidos. Cabe mencionar que también existen factores, tales como la carga orgánica del reactor, que están relacionados con el comportamiento de los SSed en el reactor.

Según Young (1991), en los filtros anaerobios de flujo ascendente el tiempo de retención hidráulico se encuentra en un rango que va desde 12 hasta 96 horas. Según los cálculos realizados, el TRH del FAFA es de 2.5 días (60 horas) lo cual concuerda con los parámetros propuestos por el autor, considerándose así como aceptable para la operación del sistema.

Otro parámetro importante para la operación del filtro anaerobio es la relación SSV/SST (tabla 2), Morillo y Fajardo (2005) plantean que un lodo de buena calidad debe mantenerse en un rango de 0.6 y 0.5 como criterio de diseño; sin embargo, los resultados obtenidos exponen una relación de 0.34 y 0.21, indicando que estos se encuentran por debajo del rango antes mencionado. De acuerdo con estos últimos valores, el lodo corresponde a un lodo disperso, el cual presenta poblaciones muy bajas de bacterias metanogénicas, con tendencia a que las bacterias sulfatoreductoras sean la población dominante. Al relacionar los resultados de velocidad de sedimentación que se presentan en el tabla 3, concuerdan con los resultados de la relación SSV/SST, ya que la velocidad de sedimentación es de 0.05 m/h, o sea, que no hay agregación de las partículas, por lo que se puede afirmar que el lodo es de tipo disperso.

La caracterización de un lodo puede variar de acuerdo con el tipo y el contenido de sólidos, sin embargo, cuando un lodo es liviano se moviliza con más facilidad y favorece la producción o crecimiento de biomasa (Morillo y Fajardo, 2005); por lo tanto, en este caso una consecuencia de tener un lodo con una baja velocidad de sedimentación es una mayor dificultad para la producción de biomasa y menor movilización de la misma (tabla 4), en otras palabras, una menor calidad del lodo.

Demanda química de oxígeno (DQO) y demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) del sistema

En el tabla 5 se resumen todos los resultados de DQO y DBO₅ obtenidos en los diferentes puntos de muestreo de la planta en estudio a lo largo del experimento. Con base en estos datos se lograron establecer los porcentajes promedios de remoción de ambos parámetros, obteniéndose un 78.0% para la materia orgánica como DQO y un 81.0% para la materia orgánica como DBO₅. La remoción de ambas cargas es muy similar, cumpliéndose el hecho de que la remoción de DBO₅ siempre es mayor a la DQO (Deloya, 2011).

De manera específica, en los resultados expuestos en el tabla 5 también se exponen los porcentajes de eficiencia del RA y del FAFA para la materia orgánica como DQO, obteniendo un 75.0% y un 33% respectivamente. Debido al orden en el que está diseñado el sistema (Anexo 1), el reactor anaerobio es la primera unidad de tratamiento biológico a la que entran las aguas, al recibir éste una mayor concentración de materia orgánica genera un mayor porcentaje de remoción. Cabe destacar los valores de DQO en el efluente del RA: 537, 484.4 y 313.5mg/l (con un promedio de 445 mg/l), estos valores representan la concentración que recibe el filtro anaerobio, se observa como la variación es muy poca y como consecuencia, el FAFA tiene continuamente un influente con una concentración de materia orgánica considerablemente baja, razón por la que el porcentaje de remoción de esta unidad de tratamiento esté muy por debajo de lo planteado por Metcalf y Eddy (1996) (entre 75 y 85%).

Aunado a esto, Morillo y Fajardo (2005) indican que en las etapas iniciales de estabilización y arranque de un FAFA se puede llegar a obtener una remoción del 21.0% en DQO, después de 110 días de operación se alcanzaron remociones del 96% en DBO₅ y 88% en DQO. Debido a que el sistema en evaluación tiene más de 4 meses de funcionamiento, considerado como periodo de arranque para filtros anaerobio, se concluye que su porcentaje de remoción no cumple con los criterios antes mencionados por Metcalf y Morillo.

En la figura 3 se muestra una correlación entre los datos de la DQO del influente y el efluente, según los resultados, con un r^2 de 0.0626, se evidencia que, debido a los rangos de las cargas orgánicas recibidas por el sistema biológico, la DQO influente no afecta el rendimiento del sistema respecto a la remoción en la concentración de DQO, ya que la DQO en el efluente del filtro (salida del sistema) a lo largo de este experimento presentó un valor promedio de 297 mg/l, independientemente del valor de la DQO del afluente. Por esto, se puede asumir que las variaciones de DQO en el influente del sistema biológico no están directamente relacionadas con la concentración de DQO en el efluente, indicando que la DQO en la salida depende de

factores tales como la biomasa (SSV) desprendida (tabla 4) y la cantidad de ácidos grasos volátiles que las bacterias metanogénicas no son capaces de asimilar para el proceso de metanogénesis (tabla 9), punto que será desarrollado más adelante. Young (1991), también afirma que la concentración contaminante del influente no afecta en forma considerable el rendimiento de los filtros en un rango aproximado de entre 3000 y 12000 mg DQO/l, fenómeno causado según el autor, probablemente por la naturaleza mezclada de la fase líquida dentro de los filtros anaerobios.

Carga Orgánica Volumétrica (COV)

- **Reactor Anaerobio**

Este parámetro es utilizado para expresar la carga orgánica que entra al sistema de tratamiento por unidad de volumen (m^3) que recibe el reactor. Normalmente los valores se encuentran entre 1.0 Kg DQO/ m^3 .día y 30.0 Kg DQO/ m^3 .día para reactores anaerobios (Orozco, 2005). Al comparar el valor obtenido de COV promedio de 0.93 Kg DQO/ m^3 .día con los criterios expuestos por el autor, se denota como éste se encuentra por debajo del rango de operación recomendado, en otras palabras, puede afirmarse que el sistema está subutilizado porque la cantidad de alimento por metro cúbico de reactor es muy baja. Esto indica que el sistema está en condiciones de recibir una carga orgánica volumétrica mayor a la que actualmente está tratando.

- **Filtro Anaerobio de Flujo Ascendente**

En el funcionamiento de filtros anaerobios las cargas orgánicas volumétricas operan entre un rango que va de 0.2 Kg DQO/ m^3 .día a 16 Kg DQO/ m^3 .día, pero en general se trabaja con cargas inferiores a los 12 Kg DQO/ m^3 .día (Young, 1991). Ya que la COV del FAFA es de 0.24 Kg DQO/ m^3 .día, este valor se encuentra en los niveles mínimos establecidos por el autor.

En síntesis, se deduce que el filtro anaerobio presenta una COV mínima, por lo tanto, el sistema está en capacidad operar con valores superiores a los que recibe.

Regulación del pH y Alcalinidad

- **Comportamiento del pH**

El agua residual proveniente del DAF entra directamente al reactor anaerobio, por lo tanto controlar el pH del efluente en esta unidad es un factor clave para el proceso anaerobio, de modo tal que al tener esta unidad un pH conveniente, propiciará el desarrollo de las condiciones anaerobias adecuadas en el sistema. En las figuras 4, 5 y 6 se muestran los gráficos de las variaciones del pH desde la entrada hasta la salida del sistema biológico anaerobio. Al examinar estos datos es importante mencionar que, concerniente a digestores anaerobios, el pH está directamente relacionado a la actividad realizada por las bacterias heterótrofas y el rango apropiado se encuentra entre 6 y 8 (González y Sandoval, 2005). Por otro lado, Viguera (2002) señala que cuando todas las etapas de la digestión ocurren en el mismo contenedor, los ácidos formados en la acidogénesis (segunda fase del proceso anaerobio) se neutralizan por el bicarbonato y el amoníaco producidos durante la digestión, sin embargo los mejores resultados del proceso anaerobio se logran cuando predomina el valor de la etapa metanogénica, rango delimitado entre 6.8 y 7.4.

En la figura 4 está graficado el comportamiento del pH en esta unidad durante tres meses, aquí se observa una variación mínima que va de 6.4 a 6.7, lo cual demuestra que cuando el agua residual entra al RA, el pH posee valores que no provocan variaciones en el sistema, y al mantenerse estable beneficia el desarrollo del proceso anaerobio, ya que no provoca alteraciones drásticas que puedan afectar a la biomasa metanogénica.

El comportamiento del pH en el reactor anaerobio se ilustra en la figura 5; en este primer sistema se manifiestan fluctuaciones, especialmente durante los meses de agosto y septiembre, notándose un aumento gradual en el mes de agosto y una estabilización en el mes de septiembre.

La figura 7 muestra la relación entre el comportamiento del pH y SSed en el RA durante 3 meses; aquí se resalta una relación entre ambos parámetros, de manera tal que éstos alcanzan su punto máximo al mismo tiempo y posteriormente mantienen una misma tendencia. Es importante hacer hincapié en la relación directa que existe entre el pH y la alcalinidad, ya que un aumento del primero provoca el mismo efecto en la alcalinidad (Torres y Pérez, 2010). En otras palabras, al ocurrir un aumento en el pH y en la alcalinidad se genera una mejora en la capacidad buffer del reactor, lo cual favorece las condiciones químicas para el desarrollo de la biomasa, especialmente para los microorganismos metanogénicos. De manera inversa, la disminución de los valores de alcalinidad y pH afecta el metabolismo bacteriano, ya que debido a la baja de la actividad enzimática, se hidrolizan los sustratos orgánicos complejos (Péringen, 1999).

Los resultados de la relación entre pH y los SSed también se ven influenciados por el comportamiento del caudal (figura 1), expuesto anteriormente. En resumen, el aumento en la alcalinidad y la disminución del caudal son probablemente los dos factores claves en propiciar el aumento de los SSed en el reactor anaerobio.

Middlebrooks (citado por Gonzáles y Sandoval, 2005), estima que para valores de pH inferiores a 6.8 la actividad metanogénica comienza a presentar problemas cinéticos y por debajo de pH 6.2 se detiene completamente; cuando esto ocurre se liberan no sólo ácidos orgánicos que pueden tener olores desagradables, sino otros compuestos como ácido sulfhídrico (H_2S), responsables principales de los olores que indican funcionamiento deficiente. Al comparar las tendencias del pH del reactor anaerobio con lo expuesto por el autor, se observa como los valores del mes de julio son inferiores a 6.8 y en septiembre se dan oscilaciones que periódicamente llegan a rangos no recomendados, causando la generación de malos olores en la planta.

En cuanto al FAFA se refiere, los valores de pH en el efluente se muestran en la figura 6. Al analizar el gráfico se observan marcadas fluctuaciones desde 5.9 hasta 8.0 entre los meses de julio a agosto; en septiembre el sistema exhibe una tendencia menos variable, sin embargo los niveles de pH se encuentran por debajo de 6.2 indicando condiciones no apropiadas en el proceso anaerobio, éstas condiciones pueden ser provocadas por la acumulación de AGV no metabolizados durante la digestión anaerobia y por ende arrastrados en el efluente vertido por el sistema.

- **Alcalinidad e Índice AI/AP**

De acuerdo con Elango *et al.*, 2007, en condiciones estables, la digestión anaeróbica posee un equilibrio entre la generación de ácidos grasos volátiles (etapa acetogénica) y la producción de bicarbonatos y carbonatos (etapa metanogénica), por lo tanto la determinación de la alcalinidad y la acidez es un factor muy importante para la evaluación de este tipo de sistemas porque un exceso en la producción de los ácidos volátiles produce un desequilibrio entre estas etapas, inhibiendo la acción de las bacterias metanogénicas reflejándose en una disminución de la producción de biogás. En la tabla 8 se resumen los resultados de alcalinidad en el RA y FAFA (expuestos en la figura 8), obteniendo como promedio 581.5 y 1472.3 mgCaCO₃/l respectivamente. Metcalf y Eddy (1996) proponen que cuando la digestión anaerobia se lleva a cabo correctamente, éste parámetro debe estar en concentraciones de 1000 a 5000 mgCaCO₃/l, tomando en cuenta este criterio se deduce que la alcalinidad del reactor está por debajo del criterio de operación antes mencionado. Si se comparan los valores de alcalinidad en el filtro con la referencia anterior se observa que el valor de 1472 mgCaCO₃/l está ligeramente por encima del valor de referencia. Esto indica la necesidad de aumentar los valores de alcalinidad en todo el proceso biológico, especialmente en el RA.

En el tabla 9 se exponen los valores del Índice AI/AP , donde AI representa la alcalinidad debida a los ácidos grasos volátiles y AP la alcalinidad al bicarbonato. Cherchenaro (1997) señala que valores de AI /AP superiores a 0.3 indican que el proceso de digestión anaerobia no se está llevando a cabo adecuadamente, por lo tanto el sistema anaerobio no está funcionando de manera adecuada, ya que ninguno de los resultados se encuentra por debajo de 0.3.

Cuando la tasa de producción de AGV es mayor que la tasa de consumo por las bacterias metanogénicas, ocurre una acumulación de éstos en el reactor provocando su acidificación si no hay capacidad buffer (alcalinidad de bicarbonato) suficiente para neutralizarlos, y sólo volverá a funcionar adecuadamente con adición externa de alcalinidad (Cajigas, 2005). Por lo anterior, se puede decir que en el RA la alcalinidad de bicarbonato no es suficiente para neutralizar los ácidos grasos volátiles, y que en la salida aún existen trazas de AGV, indicando que durante el proceso anaerobio llevado a cabo en el FAFA no se convierte a metano la totalidad de AGV generados por las bacterias, disminuyendo la eficiencia del proceso.

Investigaciones realizadas por Cajigas *et al.* (2005) demuestran cómo la variación del índice AI/AP afecta la remoción de DQO. En este estudio, la remoción de DQO tiende a ser mayor al disminuir el índice y corroborando que la deficiencia en alcalinidad del bicarbonato afecta directamente la eficiencia de remoción de DQO. El autor concluye que (en comparación con otros productos) para aguas residuales con estas características el utilizar Bicarbonato de sodio como alcalinizante aporta capacidad buffer, generando recuperación y estabilización del sistema y al mismo tiempo, garantizando una alcalinidad bicarbonática superior a la debida a los AGV y reflejándose en las máximas eficiencias de remoción.

Actividad metanogénica específica (AME)

Un aspecto clave en la evaluación del funcionamiento de un proceso anaerobio es definir la capacidad metanogénica de las bacterias, y de manera específica para la planta de tratamiento de aguas en estudio la unidad en que se lleva a cabo la metanogénesis, esto porque originalmente se diseñó el reactor anaerobio como un tanque de acidificación, y se planteó que, supuestamente, las etapas de hidrólisis y acidogénesis se llevarían a cabo en esta unidad, y la acetogénesis y metanogénesis en el filtro anaerobio.

Debido a que las concentraciones de SSV presentaron un promedio de 132 mg/l (tabla 1) los 2 L del reactor fueron inoculados con la mezcla de agua residual y biomasa presentes en el reactor, en otras palabras, al existir tan baja concentración de SSV el ensayo se utilizó como medida de verificación (resultando ser positiva) para la producción de metano, y no como herramienta para el cálculo de la actividad metanogénica específica. Ya que según lo expuesto por Torres y Pérez (2010), para este tipo de ensayos la concentración recomendada de inóculo debe ser mayor a 1 g SSV/l y el volumen de lodo a adicionar se calcula considerando que la mezcla de inóculo y sustrato no debe sobrepasar el 90% del volumen útil del reactor biológico. En la figura 9 se grafica la variación temporal de la producción de metano en el RA, obteniendo como resultado un desplazamiento total de 640 ml. Los resultados indican que, a pesar de las bajas concentraciones de SSV, en el reactor anaerobio se está llevando a cabo la metanogénesis.

La producción de metano en el FFA se grafica en la figura 10, con un total de 570 ml de volumen de metano desplazados. Con los valores del gráfico se calculó la AME. Según Torres y Pérez (2010), la pendiente (1.11) empleada en los cálculos debe ser la obtenida en el punto en donde es mayor la producción de metano y se obtuvo un valor de AME equivalente a 0.028 kg CH₄DQO/kg SSV.día.

Valores reportados por el IMTA (1996) estiman que la actividad metanogénica específica de lodos presentes en filtros anaerobios debe mantenerse entre 0.4 kg CH₄DQO/kg SSV.día y 1.2 kg CH₄DQO/kg SSV.día, lo cual demuestra una AME por debajo de los parámetros recomendados.

Al comparar las curvas de producción de metano obtenidas, con una curva de producción teórica (anexo 2), se denota un tiempo mayor en la fase de latencia (tiempo de adaptación celular a un medio con diferentes condiciones a las originales (Madigan *et al.*, 2009)) en ambos sistemas, ya que hasta después de pasadas 200 horas de incubación (más de 8 días) se marca una producción exponencial y continua de gas. Aunado a esto, en el anexo 7, se ejemplifica una curva típica de producción de metano para un sistema que contiene agentes tóxicos (en este caso propanal), este tipo de gráficos se caracteriza principalmente por la variación de la fase de latencia dependiendo de la concentración del tóxico, dando como resultado periodos de adaptación del inóculo de varios días. Debido a las similitudes en las fases de latencia del anexo 7 y de los gráficos del RA y FAFA, se sospecha existen condiciones en la dinámica del sistema anaerobio que generan impedimentos para una adecuada actividad metabólica de las bacterias metanogénicas.

Torres y Pérez (2010), exponen que en las fases de hidrólisis y acidogénesis se produce más energía y los organismos responsables crecen con mayor velocidad, por lo que la recuperación de las poblaciones frente a alguna alteración del medio, como toxicidad, es rápida. En las fases de acetogénesis y metanogénesis los rendimientos de energía son tan bajos que la actividad de las bacterias asociadas es extremadamente lenta y cualquier alteración tardará mucho tiempo en corregirse. Los autores también mencionan que cuando las bacterias producen metano a partir de H₂ y de acetato, las primeras crecen más rápido por lo que las bacterias metanogénicas acetoclásticas generalmente limitan la tasa de transformación de material orgánico complejo presente en el agua residual a biogás.

Son muchos los factores que pueden provocar los largos periodos de latencia para la producción de metano, uno de ellos podría deberse a que los bajos niveles de alcalinidad (factor expuesto anteriormente) no permitan la adaptación rápida al sustrato, generando alteraciones en la dinámica celular y al no amortiguar la producción de AGV.

Ya que las cantidades de urea dosificadas a la planta, como fuente de nitrógeno para obtener un buen desarrollo de las bacterias, eran superiores a las cantidades necesarias, se consideró la posibilidad de inhibición debida al amonio. Por esta razón, se cuantificaron las cantidades de nitrógeno como amonio, que se resumen en el tabla 11. La mayor concentración obtenida de nitrógeno amoniacal fue de 535 mg/l, y de acuerdo con lo mencionado por el IMTA (1996), las concentraciones consideradas como perjudiciales para el crecimiento bacteriano superan los 1000 mg/l. Por lo tanto, el exceso de urea dosificada en el sistema no corresponde a concentraciones tóxicas de amonio en el sistema biológico anaerobio.

Dado que el agente químico empleado como floculante es el Cloruro férrico se realizaron análisis de hierro y cloruros para conocer las concentraciones de ésta sustancia presentes en el sistema. Los resultados de los cloruros están expuestos en el tabla 12 con concentraciones entre los 500 mg/l y 927.0 mg/l, no obstante, los datos obtenidos no exceden el valor de 1000 mg/l, dato relacionado con alteraciones en el sistema.

Es importante mencionar, que en el Reglamento de Vertido y Reuso de Aguas Residuales, se señalan los cloruros como parámetro complementario de análisis en aguas de tipo especial, estableciendo como máxima concentración de vertido 500 mg/l; de este modo es importante señalar que el análisis en el efluente dio como resultado 642.3 mg/l de cloruros, excediendo la norma establecida en el reglamento.

Se realizó un muestreo para cuantificar la presencia de hierro, dado que altas cantidades de este elemento en sistemas anaerobios provocan desequilibrios metabólicos al darse la generación de H₂ por parte de las bacterias sulforreductoras, su posterior acumulación genera un efecto inhibitorio al interferir en la sinergia entre las bacterias metanogénicas con las productoras de H₂ (Rivera, 2011). Estudios realizados por el IMTA (1996) sugieren que la cantidad de hierro requerida por este tipo de biomasa anaerobia tiene un rango de 0.5 a 20 mg/l. Como se observa en el tabla 13 la concentración de este nutriente en el sistema es de 13.0 mg/l, por lo que se puede calificar como adecuada la cantidad de este metal y se desecha la posibilidad de que, por sus niveles de concentración, se den alteraciones en el proceso.

Por último, debido a la naturaleza de las aguas que ingresan a la planta de tratamiento, se sospechaba posible toxicidad producida por los detergentes. Los resultados del tabla 13 exhiben concentraciones de 0.6 y 6.5 mg/l de SAAM y al ser comparados con los datos expuestos por Tebbut (citado por Monge, 2001), que indican como concentración tóxica en bioensayos un rango de 15 a 80 mg/l, se confirma que la cantidad de detergentes presentes en el sistema en el momento de los muestreos no alcanzaba niveles tóxicos.

Cantidad de fósforo y nitrógeno requerida por el sistema anaerobio

Para el desarrollo y la reproducción de todos los organismos se necesita un soporte de elementos que componen su material celular o que entren en su actividad biológica, bien como fuente de energía o bien como constituyentes enzimáticos. Según Solans *et al.* (2008) la cantidad de carbono necesaria es considerablemente superior a la de nitrógeno, ya que los microorganismos lo utilizan como fuente de energía, con desprendimiento de dióxido de carbono, y porque está presente en el material celular en una cantidad muy superior a la del nitrógeno. Un exceso de nitrógeno resulta en un incremento del crecimiento bacteriano y una aceleración de la descomposición de la materia orgánica. En cambio, la falta de nitrógeno resulta en un

deficiente crecimiento del cultivo microbiano por lo que la velocidad de descomposición se ve disminuida.

Normalmente, se suele suponer que las necesidades de fósforo son una quinta parte de la cantidad de nitrógeno, sin embargo debido a que se ha podido comprobar que la distribución porcentual de nitrógeno y fósforo en la célula varía con la edad del tejido celular y con las condiciones ambientales, estos valores son valores típicos y no cantidades fijas (Alcarria, 2005).

Debido a lo anterior, para definir las cantidades de fósforo y nitrógeno adecuadas para la planta se tomaron los valores propuestos por Orozco (2005) (ecuación 1), en donde la proporción $DBO_5/N/P = 300/5/1$, de estas proporciones derivan los resultados de los tablas 14 y 15. Los cálculos se realizaron basados en los valores de DBO_5 máximos y mínimos del sistema, tomando como caudal el promedio de $8.5 \text{ m}^3/\text{día}$. A pesar de que se evidenció la presencia de fósforo en el afluente del sistema biológico (tabla 10), para los resultados pertinentes al tabla 14, ésta se consideró como nula debido a las bajas concentraciones en las que se encontraba (3.2 y 3.7 mg/l) y también para evitar limitaciones en la aplicación del nutriente, ya que Pozo (2009) afirma que la deficiencia de fósforo puede generar severos impactos en la eficiencia del sistema al disminuir la cantidad de DBO_5 removida. Del mismo modo, los cálculos para las cantidades de nitrógeno requeridas se efectuaron tomando como nula la concentración en el afluente, dato comprobado en los análisis realizados (tabla 11).

En resumen, se propone que las cantidades de nutrientes diaria (dependiendo del caudal) necesarias para el sistema oscilan entre 0.65 kg y 0.11 kg de urea y de 94.75 ml a 12.72 ml de ácido fosfórico (tablas 14 y 15).

Es importante mencionar que en esta planta de tratamiento de aguas existe una ventaja considerable, ya que al poseer dos unidades anaerobias el primer reactor actúa como amortiguador ante la llegada de algún golpe de carga del afluente, aportando estabilidad al sistema.

Son muchos los parámetros que en un sistema anaerobio se necesitan tomar en cuenta para evaluar su funcionamiento, sin embargo, ya caracterizado el proceso es posible realizar modificaciones fundamentadas y para mejorar el tratamiento de las aguas.

CONCLUSIONES

- El tiempo de retención hidráulica del reactor anaerobio no cumple con los parámetros recomendados para un adecuado funcionamiento, mientras que se consideran los TRH del filtro anaerobio de flujo ascendente como aceptables.
- Según los resultados de la relación SSV/SST y de los SSed, se clasifica el lodo del FAFA como disperso.
- El porcentaje de remoción promedio del sistema biológico anaerobio es de un 78.0% para la materia orgánica como DQO y un 81.0% para la materia orgánica como DBO₅.
- Los porcentajes de eficiencia del RA y del FAFA para la materia orgánica como DQO son de un 75.0% y un 33% respectivamente, por lo tanto, se concluye que el FAFA no cumple con los criterios citados como adecuados.
- En términos de carga orgánica volumétrica el sistema está en capacidad de operar con valores superiores a los que recibe, esto debido a que el RA opera por debajo del rango recomendado, y el FAFA presenta una COV mínima. Sin embargo, la carga biológica del reactor indica sobreutilización del sistema, concluyéndose como necesidad el aumentar la cantidad de biomasa para un adecuado funcionamiento.
- Para mejorar las condiciones del sistema anaerobio es necesario aumentar los valores de alcalinidad, especialmente en el RA.
- El proceso de metanogénesis se lleva a cabo tanto en el reactor como en el filtro anaerobio, lo cual refuta el postulado original en donde se propone que en el RA solamente se dan la hidrólisis y acidogénesis.

- La actividad metanogénica específica de los lodos del FAFA es inferior a la reportada, por lo tanto se concluye que la biomasa activa en estos lodos es deficiente.
- Se descartan como posibles agentes que generen condiciones perjudiciales en el sistema el exceso de urea (amonio), hierro o detergentes.
- Las cantidades de nutrientes (dependiendo de la carga orgánica en el caudal) necesarias para el sistema oscilan entre 0.65 y 0.11 kg de urea y de 94.75 a 12.72 ml de ácido fosfórico (tablas 13 y 14).

RECOMENDACIONES

- Mantener un buen control de las variables de diseño, como lo son el pH, la temperatura y los nutrientes principalmente, ya que de estos parámetros depende el buen funcionamiento del metabolismo de los microorganismos anaerobios y por lo tanto lograr una mayor remoción en cuanto a materia orgánica se refiere.
- Para garantizar una alcalinidad bicarbonática superior a la debida a los AGV y por ende mayores eficiencias de remoción, se recomienda la aplicación del bicarbonato en relación 1:1 con la DQO.
- En caso de presentarse problemas de pH bajos, se recomienda emplear la cal hidratada para que reaccione inicialmente con la acidez propia del agua residual y dosificar posteriormente bicarbonato de sodio para aportar la cantidad de alcalinidad bicarbonática requerida por el sistema y que no puede ser obtenida con la sola adición de cal hidratada.
- Para mejorar la calidad del lodo se recomienda la adición de calcio en el sistema, puede ser ya sea como hidróxido de calcio, o bien cal soluble.
- En caso de aplicarse las medidas correctivas para mejorar las condiciones operacionales de la planta, si se continúan presentado problemas con la cantidad de biomasa y baja actividad metanogénica específica, se recomienda realizar bioensayos para obtener el LT_m , o sea, la concentración de agua residual tóxica en la que solamente un 50% de los organismos de ensayo son capaces de sobrevivir durante un período dado de exposición, para valorar el efecto letal directo de las aguas residuales debido a sustancias relativamente estables y no volátiles (no debida a la DBO). Al realizar este ensayo se recomienda hacer diluciones del agua residual al 20, 30, 40 y 50% por cuádruplicado, con un mínimo de volumen de ensayo de 10 l y utilizar entre 8 y 9 organismos (peces) por unidad de ensayo, o bien el equivalente a 1g de organismo de ensayo por litro de agua. El protocolo se encuentra disponible en los "Standard methods for the examination of water and wastewater", sección 8-20 (APHA, 2005) y en "Tratamiento de aguas residuales", capítulo 2 (Ramalho, 1996).

LITERATURA CITADA

- Alcarria, M. (2005). Evaluación Tecnológica de la Aplicación de Reactores Biológicos de Membranas en Procesos de Tratamiento de Aguas Residuales (Tesis de Maestría). Disponible en: <http://upcommons.upc.edu/pfc/handle/2099.1/2738>
- APHA, AWWA y WPCF. (2005) Standard methods for the examination of water and wastewater (21^a ed.). Baltimore, Maryland.
- Bernard, O.; Hadj-Sadok, Z.; Dochain, D.; Genovesi, A. y Steyer, J. P. (2005). Dynamical Model Development and Parameter Identification for an Anaerobic Wastewater Treatment Process. *Biotechnology and Bioengineering*, 75, 424-438.
- Bres, P; E, Beily; Rizzo, P; Giampaoli, O y Crespo, D. (2010). Monitoreo de un Reactor Semi-continuo para el tratamiento de residuos de cereales. *Avances en Energías Renovables y Medio Ambiente*, 14, 29-36.
- Cajigas, A.A; Pérez, A y Torres, P. (2005). Importancia del pH y la alcalinidad en el tratamiento anaerobio de las aguas residuales del proceso de extracción de almidón de yuca. *Scientia Et Technica*, 11(27), 243-248.
- Chernicharo, C.A. (1997). *Princípios do Tratamento Biológico de Aguas Residuárias* (Vol V). Brasil: Universidade Federal de Minas Gerais. Departamento de Engenharia Sanitaria y Ambiental.
- Corujeira, A y Durán, J. (2002). Actividad metanogénica y toxicidad de productos de la industria química. Instituto Nacional del Agua, Buenos Aires.
- Deloya, A.M. (2011). Curso de técnicas de tratamiento de aguas residuales. Escuela de Biología. Instituto Tecnológico de Costa Rica. (Comunicación personal).
- Dobles, R. (2008). Política Hídrica Nacional y la Gestión del Agua como Recurso y como Servicio. San José: MINAET. 179 p.

- Elango, D., Pulikesi, M., Baskaralingam, P., Ramamuthi, V. y Sivanesan, S. (2007). Production of biogás from municipal solid waste with domestic sewage. *Journal of Hazardous Materials* 141, 301-304.
- Forster-Carneiro, T.; Perez, M.; Romero, L.I. y Sales, D. (2007). Dry- thermophilic anaerobic digestión of organic fraction of the municipal solid waste: Focusing on the inoculum sources. *Bioresource Technology*, 98, 3195-3203.
- Gonzáles, Y. y Sandoval, S. (2005). Diseño de sistemas de tratamiento y aprovechamiento de purines de origen bovino (Tesis de Licenciatura). Disponible en <http://biblioteca.uct.cl/tesis/yohana-gonzalez-sebastian-sandoval/tesis.pdf>
- Hidalgo, M.D. y García, P.A. (2001). Influencia del sulfato en la degradación anaerobia de materia orgánica. *Ingeniería Química* 383, 183-191.
- Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA). (1996). *Procesos de tratamiento anaerobio de aguas residuales. Arranque y seguimiento de los procesos anaerobios*. México.
- Madigan, M.T; Martinko, J.M; Dunlap, P.V y Clark, D.P. (2009). Brock. *Biología de los microorganismos* (12^{ma} ed). Barcelona.: Pearson.
- McInerney, M.J. y Bryant, M.P. (1981). Basic principles of bioconversions in Anaerobic digestion and methanogenesis. En: S.S. Sofer y O.R. Zabrosky (Eds), *Biomass Conversion Process for Energy and Fuels* (pp 277-296). NY, USA.
- Mendez, H. O.; Campos, D. U.; Femat, R. y González, V. (2005). A robust feedforward/feedback control for an anaerobic digester. *Comp. and Chem. Eng*, 29, 1613-1623.
- Mendiburu, H.A. (2005). Diseño de un Neurocontrolador Dinámico (DBP) aplicado a un Reactor Químico Continuo (CSTR) (Tesis de Maestría). Disponible en: http://tesis.pucp.edu.pe/repositorio/bitstream/handle/123456789/138/MENDIBURU_HENRY_NEUROCONTROLADOR_DINAMICO.pdf?sequence=2

- Metcalf, L. y Eddy, H. (1996). *Ingeniería de Aguas Residuales. Tratamiento, vertido y reutilización* (3^{ra} ed.). México, D. F.:McGraw-Hill.
- Monge Mora, M. (2001). *Evaluación Físico-Química y Microbiológica del sistema de tratamiento de aguas residuales de Corporación Betamatic S.A.* (Tesis de Bachillerato sin publicar). Instituto Tecnológico de Costa Rica, Cartago.
- Morillo, F.C y Fajardo, E. (2005). Estudio de los reactores UASB para el tratamiento de lixiviados del Relleno Sanitario La Esmeralda (Tesis de Especialidad en Ingeniería Ambiental). Disponible en:
<http://www.bdigital.unal.edu.co/1980/1/fernandacristinamorilloleon.2005.pdf>
- Orozco, A. (2005). *Bioingeniería de aguas residuales*. Colombia: Asociación Colombiana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental.
- Parra, L.M. (2006). Operación de un filtro anaerobio de flujo ascendente (FAFA) hasta alcanzar un estado estable (Tesis de Bachillerato). Disponible en:
<http://www.bdigital.unal.edu.co/1178/1/linamarcelaparrarodriguez.2006.pdf>
- Péringen, P. (1999). Biomethanation of sorted household waste: experimental validation of a relevant mathematical model. *En II International Symposium on anaerobic digestion of solid waste* (pp 9-16). Barcelona, España.
- Pozo, G. (2009). Optimización de la operación de un reactor aerobico de biopelicula bacteriana inmovilizada: Incidencia de los nutrientes en la biosíntesis de polihidroxicanoato (PHA) como producto del tratamiento de efluentes de celulosa Kraft (Tesis de Maestría). Disponible en:
http://www.eula.cl/doc/tesis_guillermo_pozo.pdf
- PROAMSA. (2008). *Remodelación del Sistema de Tratamiento de Aguas Residuales Compañía de Galletas Pozuelo DCR S.A.*. Manuscrito sin publicar, San José, Costa Rica.

- Ramalho, R. (1996). *Tratamiento de Aguas Residuales*. Barcelona: Editorial Riverte S.A. 750 p.
- Reglamento de Vertido y Reuso de Aguas Residuales N° 33601 (2007). En Gaceta Oficial No. 55. Asamblea Legislativa de la República de Costa Rica. Disponible en <www.elaw.org/system/files/33601-s-minae.pdf>
- Rigola, M. (1999). *Tratamiento de Aguas Industriales, Aguas de proceso y residuales*. México, D.F.: Alfaomega Grupo Editor, S.A. de C.V.
- Rivera, W. (2011). Tratamiento de desechos. Escuela de Biología. Instituto Tecnológico de Costa Rica. (Comunicación personal).
- Rodríguez, A; Letón, P; Rosal, R; Dorado, M; Villar, S y Sanz, J. (2007). Tratamientos avanzados de aguas residuales industriales. Madrid: CEIM. 18-30 pp.
- Ruiz, I.; Álvarez, J.A y Soto, M. (2002). El potencial de la digestión anaerobia en el tratamiento de aguas residuales urbanas y efluentes de baja carga orgánica. Facultad de Ciencias, Universidade da Coruña, España.
- Salminen, E.; Rintala, J.; Lokshina, L. y Vavilin, V.A. (1999). Anaerobic Batch Degradation of Solid poultry slaughterhouse waste. *En: II International Symposium on anaerobic digestion of solid waste* (pp 41-48). Barcelona, España.
- Solans, X; Alonso, R y Gadea, E. (2008). Plantas de compostaje para el tratamiento de residuos: riesgos higiénicos. Nota Técnica de Prevención. Ministerio de Trabajo y Asuntos Sociales, España.
- Tejerina, W.A; Farfán R. del C. y Cuevas, C.M. (2007). Efectos del amoniaco, sulfuro y taninos sobre la actividad de un lodo anaeróbico. *Avances en Energías Renovables y Medio Ambiente* 11 (6), 23-28.
- Torres, P.; Rodríguez, J.; Cajigas, A y Pérez, A. (2002). La actividad metanogénica como herramienta para optimización del proceso anaerobio en el tratamiento de aguas residuales fácilmente acidificables. *XXVIII Congreso Interamericano de Ingeniería*

Sanitaria y Ambiental. Cancún, México. Consultado en <http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/mexico26/ii-132.pdf>

Valerín, K. (2002). Evaluación físico-química y microbiológica del sistema de tratamiento de aguas residuales en la Planta Santa María del Beneficio F.J Orlich ubicado en Orosi (Tesis de Bachillerato). Disponible en: <http://bibliodigital.itcr.ac.cr:8080/dspace/bitstream/2238/56/1/BJFIB200219.pdf>

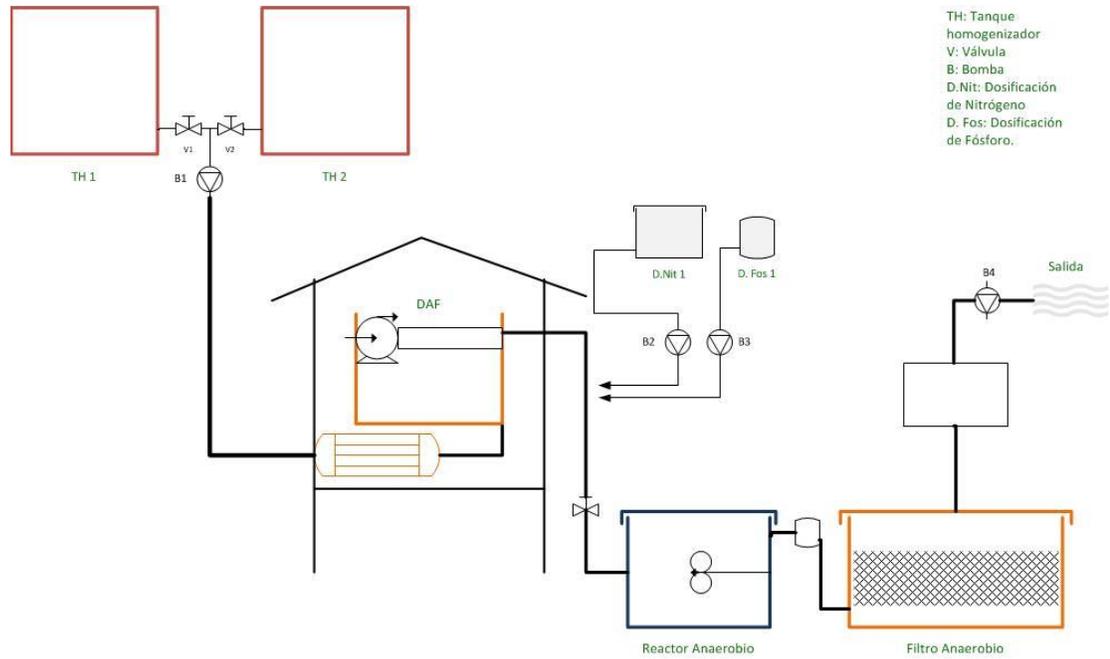
Vigueras, S.E. (2002). Digestión anaerobia en una y dos etapas de lodos residuales secundarios pretratados químicamente (Tesis de Maestría). Consultado en: <http://148.206.53.231/UAMI10206.pdf>

Weiland, P. (2003). Production and energetic use of biogas from energy crops and wastes in Germany. *Appl. Biochem. Biotechnol* 109, 263-274.

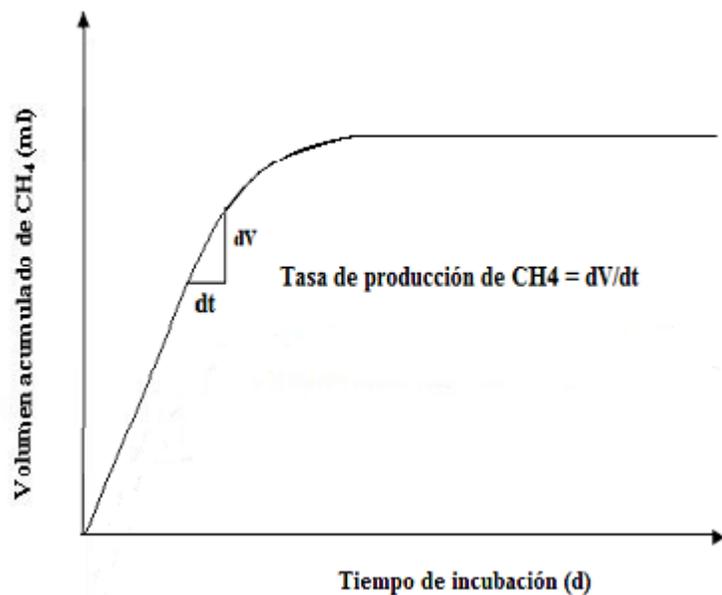
Winkler, M. (1999). Tratamiento biológico de aguas de desecho. México: Limusa. 338 p.

Young, J.C. (1991). Factors affecting the design and performance of upflow anaerobic filters. *Water Science and Technology*, 24(8), 133-155.

ANEXOS

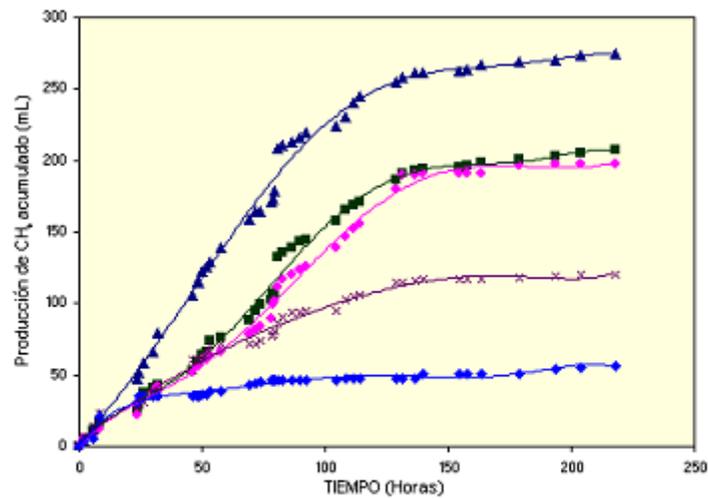


Anexo 1. Esquema de la planta de tratamiento de aguas residuales.



Anexo 2. Esquema de la curva teórica con el punto de medición de la pendiente.

Fuente: Torres y Pérez, 2010.



| AME (gDQO/gSTV.d) | AGUA RESIDUAL Con ajuste a pH = 7.50 | | | | |
|----------------------|---|---------------|------------|-----------------|---------------|
| | ♦ BLANCO LODO | × BLANCO A.R. | ■ CAL VIVA | ◆ CAL HIDRATADA | ▲ BICARBONATO |
| | 0,114 | 0,076 | 0,150 | 0,129 | 0,203 |

Anexo 3. Producción de CH₄ en términos de volumen de NaOH desplazado, en un experimento de evaluación de alcalinizantes.

Fuente: Torres *et al.*, 2002.

| Parámetro | Límite máximo |
|----------------|-------------------|
| DBO5 | 200 mg/l |
| DQO | 400 mg/l |
| SST | 200 mg/l |
| SSed | 5 ml/l |
| Grasas/aceites | 50 mg/l |
| pH | 6 a 9 |
| Temperatura | 15° C ≤ T ≤ 40° C |
| SAAM | 5 mg/l |

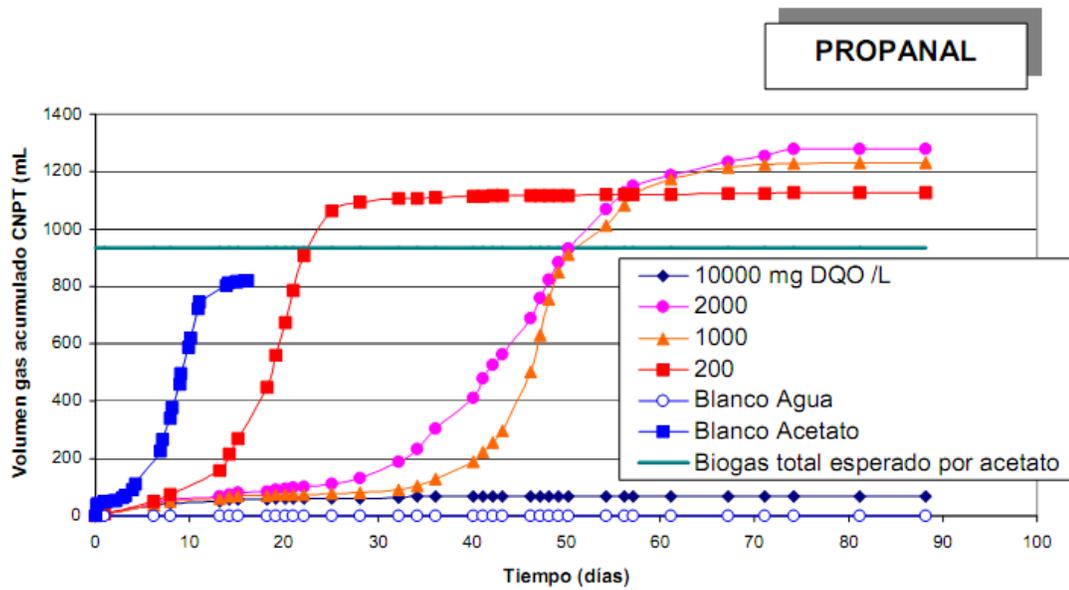
Anexo 4. Tabla de límites máximos permitidos por la legislación nacional para una empresa dedicada a la fabricación de galletas.



Anexo 5. Ensayo de actividad metanogénica específica.



Anexo 6. Reactores inoculados para ensayo AME.



Anexo 7. Efecto de la concentración creciente de propanal sobre la actividad metanogénica.

Fuente: Corujeira y Durán, 2002.