

**UNIVERSIDAD DE SAN CARLOS DE GUATEMALA
FACULTAD DE CIENCIAS QUIMICAS Y FARMACIA**

**"UTILIZACIÓN DE UN BIODIGESTOR ANAEROBIO PARA LA REDUCCIÓN DE LA
DEMANDA QUÍMICA DE OXIGENO (DQO) EN LAS AGUAS DE DESECHO DE UNA
PLANTA INDUSTRIAL ALIMENTICIA"**



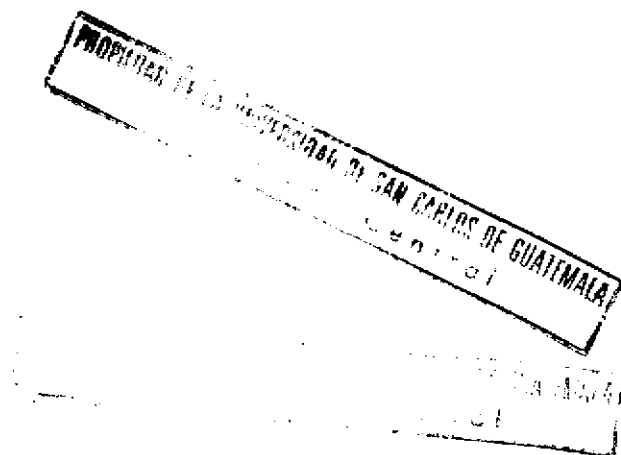
**Informe Final de Tesis
Presentado por
Manuel Ismael Douglas Mancilla Morales
Para optar al titulo de
Químico Biólogo**

Guatemala, julio de 1998

**PROPIEDAD DE LA UNIVERSIDAD DE SAN CARLOS DE GUATEMALA
Biblioteca Central**

**JUNTA DIRECTIVA DE LA
FACULTAD DE CIENCIAS QUIMICAS Y FARMACIA**

DECANO	Lic. Jorge Rodolfo Pérez Folgar
SECRETARIO	Lic. Oscar Federico Nave Herrera
VOCAL I	Dr. Oscar Manuel Cobar Pinto
VOCAL II	Lic. Gerardo Leonel Arroyo Catalán
VOCAL III	Lic. Rodrigo Herrera San José
VOCAL IV	Br. Herberth Raúl Arévalo Alvarado
VOCAL V	Br. Manola Anleu Fortuny



DEDICATORIA

A DIOS Y LA VIRGEN MARÍA, quienes trazan los caminos de la vida.

A MIS PADRES, MANUEL Y SUSANA, por enseñarme el camino a seguir.

A MI ESPOSA, LIGIA, con quien unimos nuestros caminos.

A MIS HIJOS, CRISTIAN Y SUSAN, a quienes he de enseñar su camino.

AGRADECIMIENTO

A LA UNIVERSIDAD DE SAN CARLOS DE GUATEMALA, la Facultad de Ciencias Químicas y Farmacia, y en especial a Karin Herrera, María del Carmen Bran, por los conocimientos que tuvieron a bien enseñarme.

A LA EMPRESA KELLOGG DE CENTRO AMÉRICA, y especialmente al personal del Departamento de Servicios a Manufactura.

A MIS AMIGOS DE PROMOCIÓN, con quienes compartimos gratos momentos por cinco años, y para toda la vida. En especial a Dalia, Agustín, Héctor, David, Susu, Claudia, Felisa, Ana Ester.

AL PROGRAMA DE BECAS AID-UVG, por la oportunidad brindada. Y especialmente a Francisco Paz.

AL GRUPO SCOUT 82, en especial a la Familia López López.

A LAS FAMILIAS Cordoba, Villatoro, Arévalo, infinitas gracias por su amistad y apoyo.

INDICE

1.	RESUMEN	1
2.	INTRODUCCION	3
3.	ANTECEDENTES	5
3.1	AGUAS DE DESECHO Y SU TRATAMIENTO	5
3.2	LA DIGESTION COMO UN PROCESO DEGRADATIVO	8
3.3	PRUEBAS PARA DETERMINAR LA EFICIENCIA DE UN DIGESTOR	9
3.4	DEMANDA QUIMICA DE OXIGENO (DQO)	10
3.5	BIODIGESTORES ANAEROBIOS	11
4.	JUSTIFICACION	15
5.	OBJETIVOS	16
6.	HIPOTESIS	17
7.	MATERIALES Y METODOS	18
8.	RESULTADOS	22
9.	DISCUSION	25
10.	CONCLUSIONES	28
11.	RECOMENDACIONES	29
12.	REFERENCIAS	31
13.	ANEXOS	35

1. RESUMEN

La industria alimenticia es un proceso complejo que integra aspectos importantes de la realidad material y social del hombre: la naturaleza y sus capacidades sociales de transformación. Estas transformaciones se han traducido en la destrucción considerable del medio natural, del cual el hombre es parte integral, por medio de los desechos no tratados. Afortunadamente estas habilidades del hombre para transformar la naturaleza van corriendo acordes con una creciente toma de conciencia en torno a los procesos bióticos. Ultimamente se han abierto nuevos escenarios, completamente diferentes a los usados a mediados del siglo XX, en donde las dimensiones del desarrollo y el objetivo de hacerlo sustentable ha incorporado dos componentes determinantes para el futuro: la protección del ecosistema y el bienestar humano, este último como resultado de la actividad protectora del medio ambiente.

Como bien es sabido, uno de los procesos de tratamiento de aguas de bajo consumo de energía y cuyos subproductos son tan valiosos, como el agua misma, es el tratamiento anaerobio. En este estudio una planta anaerobia tipo Reactor de Manto de Lodos de Flujo Ascendente (UASB, por sus siglas en inglés) fue investigada con el objetivo de establecer si su eficiencia era superior al 90%, en base a la reducción del parámetro de Demanda Química de Oxígeno (DQO), utilizando un efluente de una industria alimenticia. La planta piloto fue operada en condiciones de alimentación constante, con un tiempo de retención hidráulico de un día, a una temperatura promedio de 29°C y pH de entrada de 7.0. Durante el estudio se tomaron muestras de 10 ml, tanto de entrada como salida a la planta piloto a la cuales se les midió su temperatura y pH, con un total de 100 muestra, que se agruparon en 20 muestras diarias o basales, mezcla cada una de cinco muestras tomadas, por 20 días. Cada muestra basal o diaria se le analizó al siguiente día su DQO por medio del método espectrofotométrico. Luego de esto se pudo determinar que con un reactor anaerobico piloto como el del presente estudio no se puede alcanzar eficiencia mayores del 90%, pero si se puede obtener eficiencias superiores al 70%, alrededor del 82.89%, del DQO inicial. Esta eficiencia se puede incrementar si se utilizan tratamientos primarios y terciarios. Además se pudo obtener una relación de producción de gas de 0.265 m³ de gas por kilo de DQO removido, y un pH de

salida promedio de 6.73. Este gas producido puede ser utilizado como sustituto para producir energía por medio de su combustión; además de usar el lodo generado como abono, por su alto contenido orgánico. Es por ello que la digestión anaerobia de las aguas de desecho industrial es una vía afectiva para reducir los problemas de contaminación, con la ventaja de utilizar sus subproducto como un valor económico agregado, considerando que el clima de nuestro país favorece su operación ideal.

2. INTRODUCCIÓN

Generalmente el agua de beber de la cual se surte a las ciudades es de procedencia superficial, la cual, eventualmente, ha estado en contacto con los contaminantes que producen los desechos municipales e industriales. Lo que la mayoría de habitantes ignora es que el agua que se les abastece ha sido usada anteriormente en algún procedimiento industrial o doméstico.

El uso del agua ha aumentado en relación con el constante aumento de la población. El agua que se usa hay que evacuarla para su reutilización posterior, usualmente a alguna cuenca hidrográfica, la cual sirve de suministro de agua para beber o puede ir a algún manantial de abastecimiento. Si esta agua al evacuarla, de la industria que la utiliza, no recibe un tratamiento para eliminar las sustancias contaminantes que en ella se transportan, contaminará los manantiales o lugares de abastecimiento a los que surta la cuenca a la cual se desechan. Situación que ha sucedido en el Lago de Amatitlán, que por la cantidad de agua industrial y doméstica no tratada que ha terminado en sus aguas, se ha ido dañado el orden estético y se ha ido creando un peligro para la salud pública.

Son estas razones las que en la actualidad han incrementado el interés en el tratamiento de las aguas de desecho antes de su eliminación. Los tipos de tratamiento son variados, pero la gran mayoría se basan en las actividades bioquímicas de los microorganismos, y es esta característica en la cual se han basado los biodigestores para tratar las aguas de desecho.

De los dos tipos de tratamiento, anaerobio y aerobio, usados para aguas de desecho, el de tipo anaerobio ha ido aumentando su utilización a través del mundo. Esta tecnología es particularmente atractiva para las industrias y municipalidades en los países en desarrollo debido a que la energía requerida es mínima comparada con los procesos aerobios, además energía *in-situ* es producida en forma de gas metano el cual puede ser convertido a energía mecánica o eléctrica para ser usado por la propia planta de tratamiento.

Otra gran ventaja de los sistemas anaerobios es el amplio estudio de las reacciones bioquímicas que en los sistemas anaerobios ocurren, esto proporciona una herramienta para comprender y optimizar el proceso anaerobio, con lo cual se logra un tratamiento más eficiente de aguas de diferentes industrias.

Un parámetro de la cantidad de contaminantes orgánicos que un agua de desecho contiene es la Demanda Química de Oxígeno (DQO), la cual proporciona una visión de cuan contaminante puede ser el agua, en el sentido de su carga orgánica(1). El propósito de utilizar biodigestores es disminuir la carga orgánica (DQO) a cantidades significativamente menores que ya no representen un peligro a la hora de su eliminación.

Basado en esto se muestreó un biodigestor anaerobio piloto y se determinó el porcentaje de reducción de DQO, al ser alimentado con efluentes de una industria de alimentos.

3. ANTECEDENTES

3.1. AGUAS DE DESECHO Y SU TRATAMIENTO

El agua es un líquido insaboro, incoloro, inodoro. Expresado por la fórmula H_2O lo que indica que está compuesta por dos átomos de hidrógeno y uno de oxígeno. Como es un disolvente universal es rápidamente contaminada con sustancias que entran en contacto con ella (2,3).

La contaminación del agua de origen industrial involucra todos los desechos sólidos, líquidos y gaseosos que producen las industrias de transformación. Estos varían tanto en cantidad como en composición con el tipo de industria. Los materiales de desecho son tan diversos y complejos que cada industria, y posiblemente cada planta, constituye un problema especial (4).

Los desechos son un peligro por lo que hay que disponer de ellos lo más rápidamente posible y al menor costo. Desde que la aplicación del agua en la industria se centró en el transporte de sólidos o sólidos disueltos, es imperativo que estas impurezas sean removidas antes de que el agua sea descargada al ambiente.

Entre los factores de contaminación de las aguas que contribuyen seriamente en los problemas ecológicos, se encuentran los sólidos suspendidos, que son en su mayoría orgánicos además de polvo y arena. Este tipo de contaminación puede producir problemas de deposición y corrosión, y aumentan grandemente la cantidad de carga orgánica, en términos de la Demanda Química de Oxígeno (DQO). Estos se dividen en: Sólidos sedimentables y sólidos coloidales (3).

Otro factor son los metales pesados, los más dañinos son el mercurio, plata y cobre. La *acción oligodinámica* (griego, *oligos*=pequeño, *dynamis*=fuerza) es la propiedad que tienen ciertos metales que en cantidades sumamente pequeñas, en particular la plata, ejercen efectos letales sobre las bacterias(5).

El pH es otro factor importante; extremos en las lecturas del pH en un rango de aproximadamente 5 a 9 podrían hacer al agua corrosiva para los metales y tóxica para la vida acuática. En general, los microorganismos acuáticos, se desarrollan a pH 6.5 a 8.5. Pero el desarrollo óptimo de la mayor parte de especies que se encuentran suspendidas en medios acuáticos, se obtiene en medios cuyo pH está ajustado entre 7.2 a 7.6. Es por

ello que éste factor es importante en las aguas(3,5).

Junto con el fósforo, los compuestos nitrogenados llaman la atención debido a que promueven el crecimiento de algas. Este crecimiento desmedido forma una barrera en la superficie del agua que impide el paso de la luz solar y con ello disminuye la fotosíntesis y el número de plantas acuáticas, con lo cual se elimina progresivamente el oxígeno disponible en el agua y la vida acuática tiende a desaparecer, proceso llamado eutricación (1,6).

Las principales categorías de materia orgánica biodegradable, las cuales son consideradas un fuerte factor de contaminación, son proteínas, carbohidratos, y lípidos(1). Cuando estos son utilizados como alimento por los organismos, se consumen grandes cantidades de oxígeno, disminuyendo en el agua éste elemento necesario para la vida (3). Esto se debe a que los microorganismos en la misma o en el ambiente oxidan la materia orgánica para poder asimilarla usando para ello oxígeno molecular como el agente oxidante (1).

Si la materia orgánica no se trata y se descarga en las aguas, las bacterias en ese hábitat procederán a descomponerla y en el proceso removerán el oxígeno disuelto en el agua. Una medida indirecta de la cantidad de materia orgánica contenida en las aguas es la *Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)*, la cual se basa en el consumo de oxígeno, por parte de las bacterias, para oxidar la materia orgánica presente en el agua (3).

El objetivo del tratamiento es cambiar el agua contaminada en agua de una calidad aceptable para descargar al ambiente o reutilizarse. De acuerdo a esto se podría determinar qué sistema de tratamiento es el adecuado para un uso en particular (4).

A pesar de que son muchas las técnicas usadas para el tratamiento de las aguas, todas pueden incluirse dentro de los cinco procesos:

El primero de ellos es el Tratamiento Preliminar o Pre-tratamiento, lo cual es el acondicionamiento de cualquier desecho industrial, para eliminar o neutralizar las sustancias perjudiciales para los procesos de tratamiento (1,3,4).

Luego continua el Tratamiento Primario, aquí la sedimentación es la operación más usada, ya sea mecánica o por gravedad. La adición de químicos se utiliza en muchos

casos para la separación de más sólidos en menos tiempo, por medio de la Floculación (1,3,4,5).

Luego sigue el Tratamiento Secundario o Proceso Biológico, y es en esta parte del proceso en la que se remueven los contaminantes disueltos hasta transformarlos en sólidos inorgánicos o en sólidos orgánicos estables. Estos sólidos resultantes pueden ser tratados por organismos cuya función la realizan con o sin oxígeno (3,4,6).

El Tratamiento Terciario es un tratamiento avanzado para remover contaminantes particulares o preparar el agua para la reutilización (1,4,6).

El tratamiento de los lodos, que se eliminan en las unidades de tratamiento primario y secundario, se hace con el objetivo de eliminar parcial o totalmente el agua que contienen, y que se descompongan todos los sólidos orgánicos putrescibles transformándose en sólidos minerales o sólidos orgánicos relativamente estables, pudiéndose utilizar como abono orgánico (4,5,6).

La calidad del agua que se elimina hacia los alcantarillados o cuencas hidrológicas y más aún del agua que se utiliza para beber es de vital importancia, por ello se han establecido parámetros definidos para ambos. El propósito fundamental del tratamiento del agua es proteger al consumidor de patógenos y/o impurezas en el agua que puedan ser ofensivas o dañinas para la salud humana (7).

En Guatemala por medio del Acuerdo Gubernativo No. 69-89 de fecha 7 de febrero de 1989 se establece el Reglamento de Requisitos Mínimos y sus Límites Máximos Permisibles de Contaminación para la Descarga de aguas Servidas (8). A partir de 1996 el gobierno delegó a la Autoridad para el Manejo Sustentable de la Cuenca del Lago de Amatitlán (AMSA) el estudio y modificación de éste Acuerdo, con el apoyo de la Comisión Nacional del Medio Ambiente (CONAMA).

3.2. LA DIGESTIÓN COMO UN PROCESO DEGRADATIVO

La digestión es un proceso por el cual la materia orgánica es degradada a sus formas más simples. La misma puede ser llevada a cabo por medio de procesos aerobios o anaerobios.

La digestión anaerobia es un proceso bioquímico complejo en el cual los organismos anaerobios y facultativos degradan la materia orgánica a sustancias solubles y productos gaseosos, y con ello hacen que la DQO disminuya (1). La digestión anaerobia se compone de tres pasos claramente definidos.

Como las bacterias en general pueden solo tomar la materia en forma soluble requieren su descomposición o *hidrólisis* como el primer paso. Este proceso es mediado por enzimas extracelulares (9,10,11).

En el segundo paso las bacterias acetogénicas son la microbiota predominante y la producción de acetato es el principal resultado de su actividad. Sus conversiones son los procesos de *fermentación* y *β -oxidación* (12,13).

La *β -oxidación* es el mecanismo de degradación de los ácidos grasos, los cuales en su mayoría son triglicéridos y que en total pueden llegar a ser el 30% del agua residual (9).

La conversión del acetato a metano, o metanogénesis, ha sido objeto de varias investigaciones, debido a que el acetato, es el producto fermentativo intermedio dominante en la descomposición de compuestos orgánicos bajo anaerobiosis en hábitats naturales, de éste último paso depende la disminución de la mayor parte de la DQO (9,14).

Todos los metanógenos son capaces de formar metano (CH_4) por la oxidación de H_2 y la reducción de CO_2 , y es esta característica metabólica la que relaciona las diversas especies de bacterias metanogénicas (14,15).

Para la degradación completa de la materia orgánica se requiere de la actividad metabólica combinada y coordinada de la población bacteriana anaerobia. Los intermediarios necesarios para ciertos microorganismos se producen como consecuencia de la acción de otros, por lo tanto, el consorcio bacteriano es necesario en estas conversiones. Los organismos predominantes en algunos sistemas de tratamientos de

desechos pueden ser meramente componentes de las aguas de desecho mismo y no participar activamente en el proceso de degradación (16,17,18).

La eficiencia en los procesos requiere que el medio contenga fuentes de carbono y nitrógeno para la biosíntesis de nuevas células (19).

La mayor fuente de nitrógeno proviene del amonio, de las proteínas y de compuestos nitrogenados no proteínicos tales como urea. Los carbohidratos se encuentran frecuentemente como celulosa, hemicelulosa y otros polímeros. Los requerimientos de fósforo se consideran bajos en la mayoría de sistemas (12,19,20).

La contribución de las proteínas para la producción de gas parece insignificante, en comparación a la degradación completa de carbohidratos que da 50:50 de mezcla de CH_4 y CO_2 mientras que la degradación de lípidos da una mayor proporción de CH_4 (19,21).

Las corrientes de desechos mismos pueden comprender la fuente inicial de inóculo bacteriano para los procesos de digestión y puede también actuar como una fuente continua de biomasa fresca cuya introducción dentro del sistema podría ayudar a la estabilización de la microbiota en el biodigestor (22).

Las bacterias proteolíticas cumplen un importante rol en la estabilización de los lodos de las aguas residuales crudas. La mayoría de los organismos proteolíticos aislados de digestores han sido clostridias y cocos anaerobios (23,24).

Los metanógenos no pueden utilizar compuestos orgánicos complejos y su metabolismo energético está dirigido hacia un sistema que produce CH_4 como el único producto final significativo (22). Todas las bacterias metanogénicas examinadas a la fecha oxidan H_2 y reducen CO_2 a CH_4 por lo que toda la materia orgánica es transformada en su mayoría a gases, y el DQO de las aguas baja considerablemente (25).

3.3. PRUEBAS PARA DETERMINAR LA EFICIENCIA DE UN DIGESTOR

Si las aguas de desecho no se tratan correctamente pueden producir serios cambios en la ecología de la cuenca a donde se descarguen. La ecología es el aspecto más importante que debe protegerse en las prácticas de control de contaminación y tal objetivo se realiza con la ayuda de técnicas químicas las cuales nos ayudan a monitorear

las aguas antes de ser descargadas. La forma más usual de hacerlo es monitoreando la Demanda Química de Oxígeno, la Demanda Bioquímica de Oxígeno, el Oxígeno Total Disuelto, entre otras (25,26).

La técnica más usual para determinar la contaminación de las aguas es la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO). Esta prueba se basa en el hecho de que la materia orgánica es oxidada por bacterias y estas utilizan oxígeno para tal proceso, con lo que se reduce la concentración de oxígeno disuelto (26).

3.4 DEMANDA QUÍMICA DE OXIGENO (DQO)

La Demanda Química de Oxígeno (DQO) informa sobre el consumo de oxígeno del agua para la oxidación de casi todas las sustancias orgánicas solubles en agua. La DQO es usualmente más grande que la DBO, esto es debido a que más compuestos pueden ser oxidados químicamente que biológicamente (20,26).

Para corregir los defectos de la DBO, como el largo tiempo de incubación, y la dependencia de la actividad bacteriana que tiende a ser variable; se tuvo la necesidad de un procedimiento comparable y más rápido, que culminó con la prueba de DQO, la cual mide el número de equivalentes de un oxidante consumido y se reporta como mg/lit de materia orgánica por cantidad de muestra, respectivamente (1,27).

La medida de la Demanda Química de Oxígeno es una la más importantes y más frecuentemente usada. La medida de la DQO es particularmente importante para la caracterización de los efluentes industriales y municipales y su tratamiento (27).

La DQO se realiza por reflujo, durante 2-3 horas, de una alícuota del agua a analizar en un medio conteniendo dicromato de potasio ($\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$) como oxidante. Midiéndose la cantidad de dicromato que no reaccionó, con una simple titulación con sulfato ferroso de amonio, se determina la cantidad de materia orgánica en la muestra (28).

Un catalítico como el sulfato de plata se añade, frecuentemente, para ayudar en la oxidación de ciertos compuestos tales como ácidos grasos (1,27).

Como una complicación adicional, a no ser que el dicromato esté en exceso, la fracción de un compuesto oxidado sobre cualquier período dado depende de su

concentración inicial. Por ello el análisis calorimétrico ha reemplazado el análisis por titulación como una medida para evaluar el residuo de Cr(VI) presente después de la digestión (27).

Por el momento, la DQO sólo provee una cantidad en mg/lit y no provee más información acerca de las sustancias oxidadas. En el mejor de los casos la DQO representa un buen balance entre el valor de la información ganada y la velocidad del análisis (20).

La medida de la DQO es una medida diagnóstica y reguladora en el tratamiento y disposición de efluentes municipales e industriales.

Para que la DQO sea confiable y sin errores de procedimiento hay algunas situaciones que se deben tener en cuenta:

- a) Si la muestra de agua contiene sustancias dispersas groseramente debe homogenizarse.
- b) Si no se va a considerar la DQO de las sustancias que se depositan, se clarifica la muestra durante dos horas en un embudo de Imhoff y se decanta.
- c) Hay que mantener un estricto control de limpieza, sobre todo por lo que respecta a la ausencia de grasa en los esmerilados de los aparatos de vidrio (20,26).

3.5. BIODIGESTORES ANAEROBIOS

La rápida urbanización, el desarrollo de industrias, y los requerimientos legales de tratamiento, son las causas de que muchas industrias y poblaciones traten el agua para su reutilización o su eliminación hacia corrientes hidrográficas.

En general la mayoría de los digestores se basan en degradaciones hechas por microorganismos, por lo que el término de biodigestor es muy adecuado.

Mucho se ha dicho al respecto de las diferencias entre biodigestores aerobios y anaerobios, pero en general se ha ejecutado el tratamiento de desechos sólidos orgánicos complejos por medio de sistemas de conversión anaerobia (10).

Casi cualquier desecho tratado aeróbicamente puede ser tratado anaeróbicamente y la principal consideración del uso de un sistema sobre el otro debe ser por tiempo y costo; respecto a esto el panorama del tratamiento anaerobio de los desechos orgánicos

parece promisorio(12).

El costo de bombeo del aire se elimina, y menos lodos resultan del metabolismo anaerobio. Los mecanismos bioquímicos y biológicos de la anaerobiosis han sido ampliamente investigados lo que ha permitido más eficiencia operacional. En los lugares donde la recuperación de los subproductos es una practica, se gana energía en la forma de que el CH_4 pueda ser generado, y utilizado como gas. Por último el desarrollo de sistemas tales como camas expandidas o fluidas, con altas capacidades de cargas volumétricas, y cortos tiempos de residencia han dado como resultado la reducción de unidades de volumen y por ende en el área de terreno requerida (10,1).

Las técnicas anaerobias, ofrecen una reducción en el costo total en por lo menos 50%, especialmente en aquellas industrias que emiten efluentes tibios y concentrados (10).

Existe un gran número de biodigestores anaerobios, pero la mayoría se centran en el sistema del Reactor de Manto de Lodos de Flujo Ascendente (UASB, por sus siglas en inglés) (25).

El medio inerte está generalmente ausente en el sistema y la biomasa se mantiene en suspensión con burbujas de gas. Las bacterias se desarrollan como masas floculantes en una corriente de flujo ascendente, donde el gas y los líquidos escapan por el tope del tanque. Como la disociación de la masa bacterial ocurre en algún grado, los organismos son perdidos en el efluente, pero el tiempo de retención de las bacterias es lo suficientemente prolongado para permitir el crecimiento de una densa masa de microorganismos metanogénicos, aunque el tiempo de retención del líquido sea bajo (1,25).

En el biodigestor UASB, la biomasa está presente en gránulos , que son retenidos a altas concentraciones para producir índices de digestión altos, por lo que el tratamiento de desechos altamente cargados, como en las industrias de alimentos, pueden ser tratados (10,25).

Varios factores ambientales pueden afectar la digestión anaerobia. La temperatura es uno de los factores de mayor influencia de todos (5). La temperatura óptima de

crecimiento de los microorganismos anaerobios está alrededor de 35°C (29,30). La sensibilidad de las bacterias metanogénicas a alteraciones en la temperatura es bien conocida, y el proceso de digestión anaerobio está considerado no apto para desechos que estén diluidos y a baja temperatura. A valores de menos de 25°C, el índice de digestión decrece bruscamente (19,31,32).

El efecto del pH en el procedimiento de oxidación biológica es importante para las reacciones enzimáticas; variándolo disminuye la velocidad de reacción. Si además se considera que las células bacterianas tienen una composición principalmente proteica, y que a pH inferiores a 5 y superiores a 9.5 se tiene una desnaturalización de las proteínas, se llegará a intuir fácilmente que a estas condiciones de pH se llegará pronto a su muerte, por eso se debe recurrir a una neutralización y homogeneización adecuada en el efluente (33,34). El control del pH es fundamental para el mantenimiento del crecimiento bacterial óptimo y de los procesos de conversión en sistemas microbianos anaerobios. Los metanógenos tienen un limitado rango de pH cerca de la neutralidad, mientras que los organismos hidrolíticos exhiben una poca actividad debajo de 6.5 de pH en digestores convencionales (35).

Excesivas concentraciones de muchos nutrientes son inhibitorias más bien que estimuladoras de la degradación anaerobia, durante el arranque. La carga de nutrientes debería ser un proceso gradual hasta que se alcance un estado constante. Una fuente adecuada de carbón es crucial para el óptimo crecimiento y actividad de la microbiota en el arranque (19).

Si el desecho a ser tratado por degradación anaerobia no es rico en micronutrientes, una suplementación, ya sea química o por la adición de otros desechos puede ser necesaria (36,37).

La eficiencia en las operaciones de digestión anaerobia dependen de las características de las aguas a ser tratadas. La variabilidad de los desechos es acentuada por la distancia que tienen que viajar hacia la planta de tratamientos: Los canales de desechos que sirven en las operaciones industriales son típicamente menores de un kilómetro de largo, y las fluctuaciones en carga y flujo reflejan los procesos

manufactureros, mientras que los desechos municipales son sujetos a un alto grado de mezcla y dilución a través del sistema de desagüe previo a arribar a la planta de tratamientos (10).

En términos generales el arranque de un sistema anaerobio consume más tiempo que la iniciación de un proceso aerobio. Esto debido a la naturaleza sensitiva de la mayoría de bacterias anaerobias y la extrema toxicidad al oxígeno del sistema enzimático (10).

La conversión anaerobia de ciertos desechos, especialmente los de las industrias de procesos de alimentos, proveen una única oportunidad de resolver el problema dual de la utilización de desechos y aumentos en el costo del combustible, por la producción de biogas de los mismos desechos (10).

4. JUSTIFICACIÓN

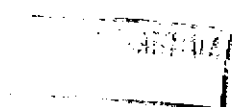
La contaminación del recurso agua y la escases de éste recurso es uno de los grandes problemas que la población guatemalteca afronta hoy en día. Dicha contaminación alcanza niveles alarmantes, según lo expuesto por AMSA y CONAMA, y se hace necesario un tratamiento efectivo de las aguas que la industria y la población descargan, con el fin de poderla reutilizar. Las técnicas usadas para el tratamiento de las misma son variados y entre estos se encuentra la utilización de los biodigestores anaerobios.

Dado que el uso de los biodigestores anaerobios se ha ido extendiendo, se hace necesario establecer el grado de reducción de DQO que posee un biodigestor de este tipo para el tratamiento de las aguas de desecho generadas en una industria de alimentos.

5. OBJETIVO

Determinar que un reactor anaerobio piloto tipo UASB, alimentado con aguas de desecho de una planta industrial alimenticia, reduce más del 90% la DQO.

10/10/10



6. HIPÓTESIS

Con la utilización de un biodigestor anaerobio se obtiene un 90% o más de reducción en la Demanda Química de Oxígeno (DQO), cuando se trata aguas de desecho de una industria de alimentos.

7. MATERIALES Y PROCEDIMIENTOS

7.1. UNIVERSO Y MUESTRA

Reactor anaerobio piloto de flujo ascendente (UASB), funcionando 24 horas diarias, y alimentado con aguas de desecho de una planta alimenticia.

7.2. MATERIAL LABORATORIO

7.2.1. CRISTALERÍA

- Tubos HACH® para determinación de DQO, 1500 mg/lt
- Frascos ámbar de 500 ml con tapón

7.2.2. UTENSILIOS VARIOS

- Gradilla HACH® para tubos de determinación de DQO
- Bolsas WIRLPACK®
- Termómetro 20-200°C para equipo HACH®
- Termómetro de mercurio de 20-200°C
- Pantalla protectora para reactor HACH®
- Hoja de reportes de resultados
- Marcadores
- Curva para interpretar resultados
- Agitadores magnéticos

7.2.3. EQUIPO

- Reactor HACH® para colocar tubos HACH® CDO
- Pipeta automática graduable de 0.01 a 10.00 ml con sus tips
- Espectrofotómetro Espectronic 20
- Refrigeradora
- Agitador magnético
- Computadora
- pH-metro rango 0-14

7.2.4. REACTIVOS

- Agua desmineralizada
- Hidróxido de sodio al 50%, grado industrial
- Soluciones Buffer de 4.01, 7.00 y 9.21

7.3 RECURSOS HUMANOS

- Br. Manuel Ismael Mancilla, tesista
- Licda. Karin Herrera, asesora

7.4. PROCEDIMIENTO

7.4.1. ALIMENTACION AL BIODIGESTOR PILOTO

Se utilizan efluentes de una planta procesadora de alimentos, la cual funciona las 24 horas diarias, 5 a 7 días a la semana, se toman cada día en recipiente adecuado y se neutralizan con NaOH al 50%, hasta un pH de 7.00. Con esta alícuota se alimenta al biodigestor anaerobio piloto, diariamente.

Para determinar la eficiencia del biodigestor, se tomaron muestras durante cada día en dos recipientes, uno de entrada y otro de salida al biodigestor, a razón de 5 muestras de 10 ml. por día, durante el tiempo que duró el muestreo, para obtener muestras de inicio de mañana, media mañana, medio día, media tarde y fin del día, hasta completar un total de 98 muestras (según diseño estadístico). Dichas muestras fueron una de entrada al biodigestor anaerobio y otra a la salida del mismo durante la misma hora de la toma de muestra, y puestas en ambiente frío (menos de 8°C) para que se preserven, dado que se analizarían al siguiente día. Al final se tuvieron 98 muestras de entrada y 98 muestras de la salida del biodigestor anaerobio, a razón de 5 muestras por día darán un total de 20 muestras basales de cada una, que se analizaron por la técnica que se describe a continuación.

7.4.2. DEMANDA QUÍMICA DE OXIGENO (DQO)

- 7.4.2.1. Se homogeneiza la muestra diaria. Se precalienta el reactor HACH® CDO a 150°C, esto toma 20 minutos. Se utilizan viales de DQO HACH® de 0-1500 mg/lt.
- 7.4.2.2. Cuidadosamente se remueve la tapa del vial, del rango deseado. Mientras se sostiene el vial a un ángulo de 45°, cuidadosamente se dispensan 2.00 ml de muestra dentro del mismo, o se diluye la muestra con agua desmineralizada para obtener 2.00 ml cuando el contenido de DQO sea mayor de 1500 mg/lt
- 7.4.2.3. Se cierra el vial cuidadosamente, para evitar perdidas de vapores y salpicaduras accidentales. Se sostiene el vial por el tapón y se invierte suavemente varias veces para mezclar el contenido. Luego se coloca el vial en el reactor HACH® CDO precalentado.
- 7.4.2.4. El blanco se prepara repitiendo todos los pasos anteriores, sustituyendo la muestra por 2.00 ml de agua desmineralizada. Un blanco se corre por cada lote de muestras que se realicen.
- 7.4.2.5. Se incuban los viales, muestras y blanco, por 2 horas a 150°C. Luego de este tiempo se apaga el reactor y se deja que los tubos se enfríen a 120°C o menos. Luego estos se sacan del reactor y se invierten varias veces mientras se enfrían, se colocan los viales en su gradilla para permitirles que se enfríen a temperatura ambiente.
- 7.4.2.6. Luego se realiza la medición con el Espectronic-20. Se enciende con antelación el espectrofotómetro, unos 15 minutos como mínimo para dejar un tiempo de calentamiento. Se selecciona la longitud de onda deseada (620-nm para tubos de 0-1500 mg/lt DQO). Sin el tubo se coloca el cero Transmitancia, luego se coloca el blanco y se selecciona 100 de Transmitancia. Se colocan las muestras, se lee la lectura en Transmitancia y se calculan los mg/lt de DQO de acuerdo a la tabla dada por el equipo HACH® (Anexo 1).

7.5. DISEÑO ESTADÍSTICO

Se realizó un muestreo por conveniencia. Para ello se tomaron 5 muestras durante el día, como ya se indicó, ya que la producción alimenticia difiere entre día y el agua de desecho posee fluctuaciones en su contenido que no son posible caracterizar para realizar un esquema de tiempo y muestras.

Para el calculo de la muestra se utilizó la formula:

$$n = \frac{NC^2 \sigma^2}{e^2}$$

donde: $NC = \text{nivel de confianza} = Z_{1-\alpha} + Z_{1-\beta} = 1.645 + 1.645 = 3.29$

$$\sigma^2 = \text{Varianza} = pq = (0.9)(0.1) = 0.09$$

donde $p = \text{probabilidad de éxitos y}$

$$q = 1 - p$$

$$e = \text{Limite de error} = 0.1$$

por lo que:

$$n = \frac{(3.29)^2(0.09)}{(0.1)^2} = 98$$

El análisis se hizo por una prueba de hipótesis binomial, utilizando la aproximación normal (Z), de la cual si la probabilidad de éxito es mayor o igual al 90% de las muestras ($p \geq 0.9$) se aceptaría la hipótesis alterna (H_a), de lo contrario ($p < 0.9$) se aceptaría la hipótesis nula (H_0).

7.5.1. HIPÓTESIS

H_0 : Con la utilización de un biodigestor anaerobio no es posible alcanzar una reducción del 90% en lo que respecta a la Demanda Química de Oxígeno (DQO), en aguas de desecho de una planta industrial alimenticia.

H_a : Con la utilización de un biodigestor anaerobio se obtiene una reducción de 90% o más en lo que respecta a la Demanda Química de Oxígeno (DQO), en aguas de desecho de una planta industrial alimenticia.

ESTADÍSTICA

GUATEMALA

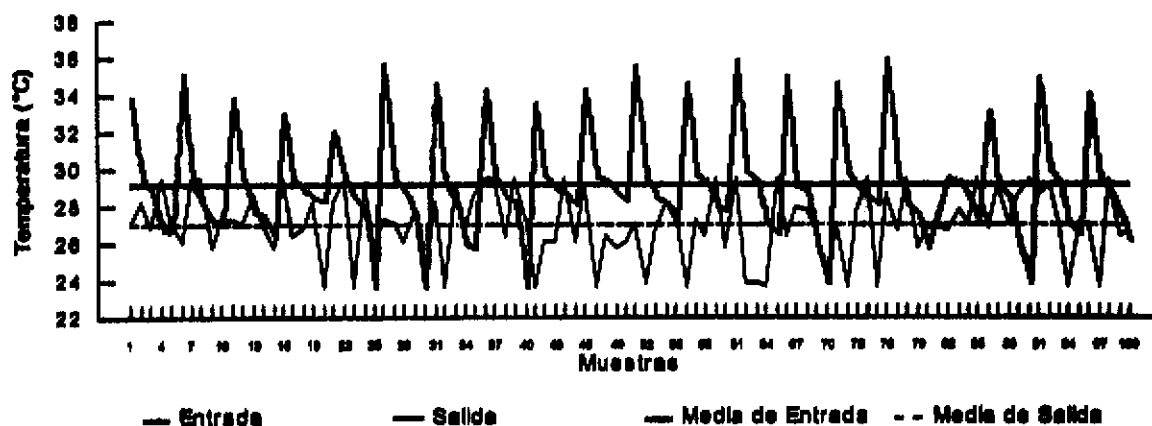
8. RESULTADOS

Se operó una planta piloto anaerobia de tratamiento de aguas del tipo UASB, la cual tenía un volumen de 6900 ml, y no se había usado durante un periodo de un año. Debido a esto se inició un periodo de arranque y estabilización que duró dos meses. Durante este tiempo se disminuyó su tiempo de retención hidráulica, HRT, de 5 a 2, a la vez que se controlaba la temperatura y pH de entrada y salida, la temperatura de entrada estuvo en un promedio de 29°C y a la salida de 26°C, y el pH de entrada se mantuvo a 7.0 y el de salida se observó en un promedio de 6.52.

Para los siguientes 30 días se aumentó el caudal a 6900 ml/día, o sea un día de HRT, manteniéndose el pH a 7.0 con NaOH al 50%. Se dejó funcionar de esta forma por espacio de 10 días, en los cuales se controló temperatura y pH, y luego se procedió a tomar las muestras para el presente estudio, que duró 20 días.

Luego de obtener los diferentes resultados se determinó la temperatura media de entrada era de 29.3°C y la de salida de 27.0°C, lo cual ubicaba el proceso en el rango mesófilo (ver gráfica 1).

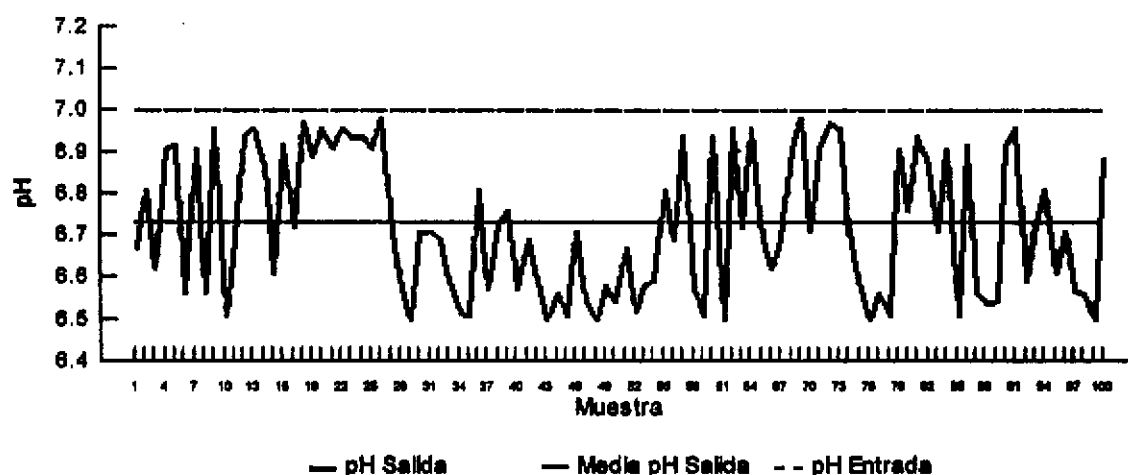
**Gráfica de Temperaturas de Entrada y Salida
Planta Piloto Anaerobia Tipo UASB**



Gráfica 1. Representación gráfica del comportamiento de la temperatura durante 20 días, a razón de 5 muestras diarias.

No se observó gran fluctuación en el pH del reactor durante el estudio, el intervalo mayor fue de 0.50 de pH, respecto al pH de entrada, y se obtuvo un promedio de pH de salida de 6.73 (ver gráfica 2).

Gráfica de pH de Salida Planta Piloto Anaerobia Tipo UASB



Gráfica 2. Representación gráfica del comportamiento del pH de salida durante 20 días a razón de 5 muestras por día, respecto al pH de entrada (7.0).

Al inicio y cada 5 días se determinó la producción de gas, y se estableció una relación promedio de 0.265 m^3 de gas/kg DQO removida.

De acuerdo al diseño estadístico, en el cual se definía como éxito que el 90% de las muestras, 18 de 20, tuvieran eficiencias mayores de 90%, y como se encontró que solo 2 muestras, o sea el 10% de las analizadas (ver tabla 1), estaba en dicho rango, esto acepta la hipótesis nula de que con la planta piloto anaerobia tipo UASB del presente estudio no es posible alcanzar eficiencias superiores al 90%.

Tabla 1. Resultados obtenidos durante 20 días de muestreo en una planta piloto anaerobia tipo UASB.

Día	DQO entrada	DQO salida	% eficiencia	Mt³ gas/Kg DQO removida
1	1688	432	74.41	0.243
2	1734	345	80.10	
3	3560	512	85.62	
4	3192	496	84.46	
5	3284	496	84.90	0.210
6	2544	388	84.75	
7	2548	432	83.05	
8	6060	545	91.01	
9	3860	528	86.32	
10	3016	479	84.12	0.298
11	3104	496	84.02	
12	1272	345	72.88	
13	1668	374	77.58	
14	1380	359	73.99	
15	1852	374	79.81	0.290
16	2548	447	82.46	
17	8618	581	93.26	
18	4680	545	88.35	
19	2696	447	83.42	
20	2772	463	83.30	0.283
Media	3104.65	454.2	82.89	0.265

9. DISCUSION

El objetivo principal del estudio fue determinar la capacidad de este tipo de reactores anaerobios para disminuir la carga contaminante, o DQO, del efluente de una industria alimenticia, a niveles que no representen un problema para las cuencas receptoras de los mismos, un río, lago o manto subterráneo. Debido al tipo de reactor piloto que se iba a usar en el presente estudio, las condiciones de temperatura promedio de la región, que favorecen el crecimiento y metabolismo bacteriano, el tipo de efluente a tratar, y con los antecedentes bibliográficos que reportan eficiencias de 90% (38), se planteó que sería factible alcanzar el 90% de reducción de DQO. De las 20 muestras basales, o compuestas, 2 tuvieron eficiencias superiores al 90%, o sea un 10% de las muestras tomadas; 13 estuvieron arriba del 80%, o sea un 65%; y 5 estuvieron debajo del 80%, o sea un 25% de las muestras tomadas. De acuerdo a los resultados obtenidos con el reactor anaerobio UASB utilizado en el presente estudio no se puede obtener una eficiencia mayor del 90%, pero si puede tener una eficiencia arriba de 70%, ya que el 100% de las muestras lo tuvieron, y se obtuvo un promedio de 82.89%, considerandose un buen resultado para el presente estudio. Este dato se encuentra cercano a los datos publicados por otros estudios, realizados con reactores de este tipo, los cuales reportan eficiencias de 75% y 90%, en Estambul y Sao Paulo respectivamente (38, 39). La eficiencia de un tratamiento se incrementa con el uso de otros tipos de tratamiento de índole primario y de pulimento, o terciario. Dentro de los primeros la criba es la más usada, utilizándose también la sedimentación, la floculación y los desarenadores; y de los terciarios se puede utilizar un sistema aerobico de lodos activados o un filtro percolador, o de lecho filtrante (39, 40, 41). Esto puede aumentar la eficiencia del tratamiento total a valores superiores a los 90%. Además el retorno de una parte del efluente tratado al influente inicial, no solo reduce la concentración de contaminante, sino aumenta el pH, lo cual es un ahorro en químico usado para tal fin.

Aunque para determinar que un reactor UASB está funcionando bien debe tomarse en cuenta otros parámetros, la relación entre al DQO, de entrada con la de salida, y el pH de salida, es una buena correlación que indica el perfecto funcionamiento del mismo. En el presente estudio se obtuvo un promedio de DQO a la entrada de 3104.65 mg/lit, con

UNIVERSIDAD

DE GUATEMALA

valores entre 1272 mg/lt y 8616 mg/lt, y a la salida de 454.2 mg/lt, con fluctuaciones que no sobrepasaban los 581.0 mg/lt y un pH de salida no menor de 6.5, lo cual indica que se mantuvieron las condiciones adecuadas para un perfecto metabolismo bacteriano dentro del reactor piloto anaerobio (42).

Estos resultados, como ya se mencionó, se vieron influenciados por la temperatura del efluente que entraba al reactor, alrededor de 30°C, lo cual hace factible su uso en latitudes como la nuestra, que poseen un clima ideal. Se han visto experiencias de reactores UASB funcionando a temperaturas alrededor de 18°C en el altiplano guatemalteco, específicamente en el Barrio San Antonio en Sololá, y sus eficiencias se mantienen altas (40), que aunque no se trate de un efluente industrial, nos da una idea de lo que la microbiota de los reactores anaerobios pueden soportar. Sin embargo, en lugares donde las bajas temperaturas sean un problema, la combustión del gas que el mismo sistema produce, es una fuente de calor que se puede aprovechar para calentar las aguas a tratar, y así elevar su eficiencia, para luego utilizar parte de este gas en otras áreas cercanas al reactor, como puede apreciarse en el reactor del Barrio San Antonio (40). En el presente estudio se obtuvo una relación promedio de 0.265 m³/kg DQO removida, en el del Barrio San Antonio es de aproximadamente 0.10 m³/kg DQO removida, lo cual hace atractivo el uso de estos tratamientos dado el aprovechamiento que se puede obtener al usar este gas rico en metano, como carburante, teniendo una ganancia adicional al agua ya tratada. Aunado a esto, está el aspecto de los lodos que se obtienen de este tratamiento, los cuales son un perfecto abono, que con un gasto mínimo puede ser usados con ganancias reales.

De todo lo anterior podemos inferir que usando un sistema UASB para tratar aguas de desecho de industrias alimenticias podemos obtener eficiencias superiores al 70%, y un tratamiento global que puede ser superior al 90% si se somete el efluente a otros tratamientos de índole físico, químico y biológicos, algunos de ellos con una inversión mínima como las cribas, y otros más costosos como la floculación o lechos filtrantes. Además que los subproductos, el lodo y el gas, son fácilmente obtenidos y se pueden utilizar dentro de la misma empresa o área, como abono orgánico de alto valor y como sustituto del gas, respectivamente.

El sistema de tratamiento anaerobio UASB, como el que aquí se estudió, se ha convertido en una opción atractiva para el área latinoamericana por sus bajos costos de operación, ya que no se necesita equipo de bombeo costoso, muchas veces la gravedad sustituye dichas bombas (40,43), y el NaOH usado para neutralizar se consigue en presentaciones industriales de bajo costo, añadida la ganancia obtenida por el uso de los subproductos, lo cual paga la inversión inicial en poco tiempo (44).

10. CONCLUSIONES

1. Con un tiempo de retención hidráulica de 1 día, y usando un reactor piloto tipo UASB, no se pueden obtener eficiencias superiores de 90% de disminución de DQO, en efluentes de una industria alimenticia. Pero si es posible obtener eficiencias superiores al 70%, lo que lo convierte en una buena opción para el tratamiento de aguas de desecho industriales.
2. El reactor piloto anaeróbico mantiene un efluente de 454.2 mg/lit y no sobrepasa los 581 mg/lit, lo cual lo convierte en una buena opción para este tipo de industrias.
3. El aprovechamiento del gas y el lodo lo hace una opción interesante de utilización de subproductos.
4. El clima de nuestro país favorece el funcionamiento de este tipo de reactores. Además se obtiene un mayor aprovechamiento del tratamiento, en términos de DQO y producción de gas.
5. La relación entre DQO de entrada y salida, y el pH de salida, nos da un buen parámetro de medición del funcionamiento de un reactor anaerobio tipo UASB.
6. Este tipo de reactores puede generar, por lo menos, 0.265 mt³ de gas/kg DQO removida, que puede ser utilizado como carburante.
7. Para el buen funcionamiento de este tipo de reactores un periodo de arranque adecuado y sistemático, es de vital importancia.

11. RECOMENDACIONES

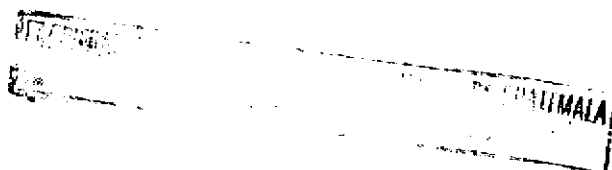
Se pudo comprobar en el presente estudio que con el reactor piloto utilizado es factible tratar aguas de desecho de una industria alimenticia, por lo menos con un 70% de remoción de DQO. Debido a que la composición del efluente tratado era de contaminantes orgánicos de fácil asimilación por la microbiota bacteriana, se recomienda hacer estudios con otros efluentes de industrias con problemas particulares, beneficios de café o textiles por ejemplo, para determinar el grado de remoción y la necesidad del uso de otros sistemas de tratamiento, primarios o terciarios. Es también recomendable comparar, en otro estudio, las eficiencias de dos o más tipos de tratamiento con el fin de determinar el más apropiado para la problemática que representan otros tipos de industria en nuestro país.

Debido a que recientemente (enero/98) entró en vigencia la ley que regula las descargas líquidas, al hecho de que este tipo de reactores no son sistemas que se encuentran fácilmente, y por lo cual no es factible hacer estudios de tratabilidad tan fácil como se desearía, se recomienda a la Universidad de San Carlos de Guatemala, y en especial a la Facultad de Ciencias Químicas y Farmacia, que considere el hecho de poseer uno o más reactores pilotos, con el fin de impulsar este tipo de estudios, dentro y fuera del campus, esto debido a que dicho sistema es de fácil manejo, no requiere equipo sofisticado ni personal con capacitación especial, y además provee ventajas adicionales a la problemática del tratamiento de aguas, como lo son el uso del gas, rico en metano, y los lodos.

Es recomendable el uso de sistemas anaerobicos como el del presente estudio, sobretodo su interacción con otros tratamientos, primarios y terciarios, con lo cual se puede obtener un efluente completamente tratado y totalmente reusable en riego u otras actividades donde no se requiera un agua potable pero si limpia. Además, su uso en municipalidades puede generar un ingreso adicional, por vender sus subproductos, como lo es el caso del Barrio San Antonio en Sololá, donde muchas familias se ven favorecidas con dicho tratamiento, a la vez que cuidan sus reservas acuíferas, tan valiosas actualmente.

12. REFERENCIAS

1. Sundstrom DW., Klei HE. Wastewater Treatment. United State: Pretice-Hall, 1979. 443p.
2. Almanaque mundial 1995. Virginia Gardens, FL, USA: Editorial América, 1994. 608p. (p.60).
3. Caplan G. The guide to water treatment. Ontario, Canada: Bird Archer Inc., 1987. 96p.
4. Departamento de sanidad del Estado de N.Y. Manual de tratamiento de aguas negras. México: Centro regional de ayuda técnica AID, 1964. 303p.
5. Pelczar MJ., Reid RD., Chan ECS. Microbiología. Trad.Cepello A. México: McGraw-Hill, 1982. XIII+826p.
6. UNAM. Treatment of agroindustrial residues. Case studies of wastewater treatment. México: 1995. 205p.
7. World Health Organization. Guidelines for drinking-water quality. 2 ed. Geneva: World Health Organization. Vol. 1, Recommendations, 1993. X+188p.
8. Diario de Centroamérica No. 69, febrero 17, 1989.
9. Gujer W., Zehnder AJB. Conversion processes in anaerobic digestion. Water Science Technology 1983; 15:127-167
10. Stronach SM., Rudd T., Lester JN. Anaerobic digestion processes in industrial wastewater treatment. London, U.K: Imperial College. Vol. 2, Biotechnology monographs, 1990. 184p.
11. Gilbert I., Tsao GT. Ann report on fermentation processes. New York London: Academic Press. Vol. 6, 1983. 323p.
12. Henze M., Harremoes P. Anaerobic treatment of wastewater on fixed film reactor-A literature review. Water Science Technology 1983; 15:1-101
13. Kennedy KJ., van den Berg L. Stability and performance of anaerobic fixed reactor during hidraulic overloading at 10-35°C. Biotechnology Letters 1982; 16:1391-1398.
14. Thauer RK., Morris JG. Metabolism of chemotrophic anaerobes: Old views and new perspectives. Cambridge, UK: Cambridge University Press. 1984.123p.



15. Latham MJ., Wolim MJ. Use of serum bottle technique of study interactions between strict anaerobes in mixed cultures. London:Academic Press. 1978.113p.
16. Hungate RE. A roll-tube method por cultivation of strict anaerobes. New York: Academic Press. 1969.117p
17. van der Berg L. et al. Food processing waste treatment by anaerobic digestion. In proceedings 32nd Industrial Waste Conference. Lafayette, Indiana: Ann Arbor Science. 252-258p.
18. Orhom D. Treatment of combined wastewater general principles. Turkey. Environmental Engineering Department, Istambul Technical University. Doc. Tec. 1995. 10p
19. Hobson PN. Production of biogas from agricultural wastes. London: Butterworth Scientific, 1982. 523p.
20. Orhom D. COD fractionation in wastewater characterization-The state od the art. Turkey. Environmental Engineering Department, Istambul Technical University. Doc. Tec. 1995. 10p
21. Speece RE., McCarty PL. Nutrient requirement and biological solids accumulation in anaerobic digestion. Oxford: Pergamon Press, 1964. 305p.
22. Doelle HW. Basic metabolic process. Beach, Florida: Verlag Chemie, Weinheim-Deerfield. Vol. 1, Microbial Fundamentals. 1981. 113p.
23. Hobson PN., Shaw BG. Inhibition of methane production by *Methanobacterium formicium*. *Water Res* 1976; 10:849-852.
24. Lettinga G., Hulshoff LW. Advanced reactor desing. Operation and economy. *Water Science Technology*, 1986.18:99-108p.
25. Malina JF., Pohland FG. Desing of anaerobic processes for the treatment of industrial and municipal wastes. Pennsylvania. Vol.7, 1992.213p.
26. E. Merck. Análisis del agua. Darmstadt, R. F. de Alemania:Merck. 226p.
27. American Society for Testing and Materials. Annual Book of ASTM Standards. Philadelphia, PA. Vol. 11.01, 1984. (p.62-68)
28. American Public Health Association. Standard Methods for the Examination of Water Wastewater. 16 ed. Washington, 1985.(p.525-538).

29. Strom PF. Identification of thermophilic bacteria in solid-waste composting. *Applied Environmental Microbiology* 1985; 50:906-913.
30. Salkinoja-Salonen MS. the behaviour of chloroorganic chemicals in the environment and their biological treatment, presented at: FAST environmental biotechnology workshop, Versailles 1982.
31. Schraa G., Jewell WJ. High rate conversion of soluble organics with a thermophilic anaerobic attached film expanded bed. *Journal Water Pollution Control Fed* 1984; 56:226-232
32. TECNOBIO. Normas para la conducción de instalaciones biológicas por la depuración de aguas industriales. Italia: TECNOBIO, Doc. Tec. 1995. 31p.
33. Water Pollution Control Federation. Operation of wastewater treatment plants. Washington. Vol.2, col. 2, 1976. 536p(p.249-284)
34. Iannotti EI., Fisher JR. Effects of ammonia, volatile acids, pH and sodium on growth of bacteria isolated from a swine manure digester. Sarasota, Florida: Victor Graphics, 1983. 741p.
35. Yilmaz G. Öztürk I. The effect of anaerobic pre-treatment on the inert soluble COD of fermentation industry effluents. Mexico: Proceeding of the Third International Symposium on Waste Management Problems in Agro-Indutries. 1995.p46-54
36. Haddock BA. The isolation of phenotypic and genotypic variants for the functional characterisation of bacterial oxidative phosphorylation. London: Cambridge University Press, 1977. 95p.
37. IAWQ. Memorias del Tercer Simposio Internacional Sobre Manejo de Desechos en las Agrindustrias. Mexico. 1995. 318p
38. Öztürk I, Çiftçi T. Nine years of full-scale anaerobic-aerobic treatment experiences with fermentation industry effluent. 160-169 (En Memorias del Tercer Simposio Internacional Sobre Manejo de Desechos en Agroindustrias. México: IAWQ, 1995. 318p).

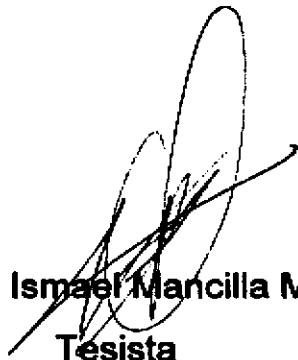
39. Oliva L, Foresti E. Anaerobic reactor for food processing wastewater treatment: Established technology and new developments. 220-226 (En Memorias del Tercer Simposio Internacional Sobre Manejo de Desechos en Agroindustrias. México: IAWQ, 1995. 318p).
40. Conil Ph. Tratamiento y aprovechamiento de aguas residuales domésticas con reactores U.A.S.B. y filtros percoladores en el altiplano de Guatemala. CONAMA Región VI, Proyecto ALA 88/22, Red BIOTEC Internacional. Guatemala: 1997. 24p.
41. Malaspina F, Stante L, Cellamare M, Tilche A. Cheese whey and cheese factory wastewater treatment with combined biological anaerobic-aerobic plant. 63-76 (En Memorias del Tercer Simposio Internacional Sobre Manejo de Desechos en Agroindustrias. México: IAWQ, 1995. 318p).
42. Tunca N, Filibeli A. Anaerobic thermophilic stabiiization of livestock wastes. 93-101. (En Memorias del Tercer Simposio Internacional Sobre Manejo de Desechos en Agroindustrias. México: IAWQ, 1995. 318p).
43. Borzacconi L, Lopez I, Viñas M. Application of anaerobic digestion to the treatment of agroindustrial effluents in Latin America.135-142. (En Memorias del Tercer Simposio Internacional Sobre Manejo de Desechos en Agroindustrias. México: IAWQ, 1995. 318p).
44. Viñas M, García R, Rubio N. Anerobic digestion of animal wastes in UASB reactor. 195-201 (En Memorias del Tercer Simposio Internacional Sobre Manejo de Desechos en Agroindustrias. México: IAWQ, 1995. 318p).

13. ANEXOS

Anexo 1. Tabla para método calorimétrico de la HACH®, para ser usada en espectrofotómetro Spectronic 20®.

Tabla para tubos de alto rango, 0 - 1500 mg/lit DQO
mg/lit DQO vrs % Transmitancia

%T decenas	%T unidades									
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
0	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
10	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
20	--	--	1515	1468	1425	1385	1345	1308	1272	1238
30	1203	1170	1138	1107	1077	1048	1020	992	965	940
40	915	890	867	844	821	798	776	754	733	713
50	693	674	655	637	618	599	581	563	545	528
60	512	496	479	463	447	432	417	402	388	374
70	359	345	331	317	303	290	277	264	252	239
80	226	213	201	188	177	165	153	141	130	119
90	108	97	85	74	63	53	42	31	21	10



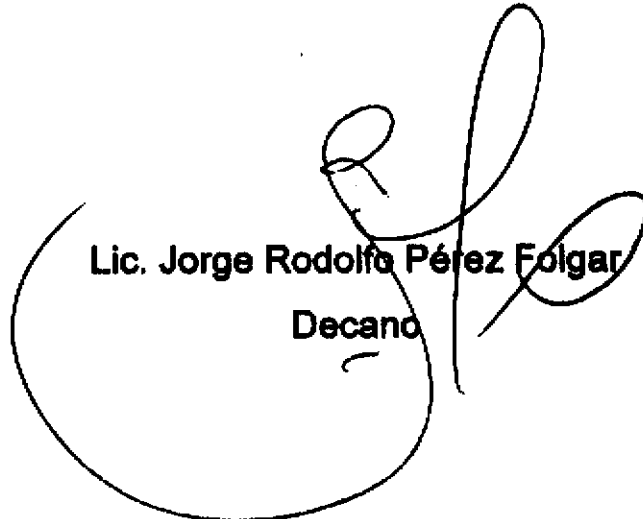
Br. Manuel Ismael Mancilla Morales
Tesista



Licda. Karin Herrera
Asesora de Tesis



Lic. Gerardo Arroyo Catalán
Director



Lic. Jorge Rodolfo Pérez Folgar
Decano