



**INSTITUTO TECNOLÓGICO DE SONORA**

**DIRECCIÓN DE RECURSOS NATURALES**

---

---

PRUEBA DE TRATABILIDAD Y DISEÑO DE UN REACTOR  
ANAEROBIO DE LECHO DE LODOS DE FLUJO  
ASCENDENTE (UASB) PARA LAS AGUAS RESIDUALES  
DEL ITSON CAMPUS NAINARI.

**T E S I S**

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE

**MAESTRA EN INGENIERÍA**  
**ADMINISTRACIÓN DE RECURSOS HIDRÁULICOS**

**P R E S E N T A**

**EDNA ROSALBA MEZA ESCALANTE**

CD. OBREGÓN, SONORA

AGOSTO DE 2003

# ÍNDICE

	<b>Página</b>
<b>RESUMEN</b> .....	i
<b>ÍNDICE</b> .....	ii
<b>LISTA DE TABLAS</b> .....	iv
<b>LISTA DE FIGURAS</b> .....	v
<b>I. INTRODUCCIÓN</b> .....	1
1.1 Antecedentes .....	1
1.2 Planteamiento del problema .....	2
1.3 Justificación .....	3
1.4 Objetivo .....	5
1.5 Hipótesis .....	6
1.6 Limitaciones .....	6
<b>II. FUNDAMENTACIÓN TEÓRICA</b> .....	7
2.1 Aguas residuales municipales .....	7
2.1.1 Tratamiento de aguas residuales .....	9
2.1.2 Situación del tratamiento de aguas residuales en nuestro país .....	10
2.1.3 Reuso de aguas residuales tratadas .....	11
2.2 Procesos biológicos .....	12
2.2.1 Digestión anaerobia .....	15
2.3 Concepto UASB .....	22
2.3.1 Factores que intervienen en la formación de los gránulos .....	25
2.3.2 Construcción de reactores UASB .....	28
2.3.3 Resultados de la aplicación del proceso UASB .....	30
<b>III. MÉTODO</b> .....	35
3.1 Materiales .....	35
3.1.1 Descripción de los reactores .....	36
3.1.2 Agua residual .....	37

	<b>Página</b>
3.2 Metodología .....	37
<b>IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN .....</b>	<b>40</b>
4.1 Prueba de tratabilidad .....	41
4.2 Diseño del reactor UASB .....	51
4.2.1 Dimensiones del reactor UASB .....	51
4.2.2 Dimensiones de la fase separadora .....	52
4.2.3 Colector de biogás .....	54
4.2.4 Deflectores .....	54
4.2.5 Distribución del influente .....	55
4.2.6 Colector del efluente .....	56
4.2.7 Características y cantidad de lodo .....	58
<b>V. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES .....</b>	<b>60</b>
<b>BIBLIOGRAFÍA .....</b>	<b>62</b>

## LISTA DE TABLAS

<b>Tabla</b>		<b>Página</b>
1	Caudales medios de agua residual de origen institucional .....	9
2	Agua municipal y residuos, cobertura y tasa de crecimiento en 1995 .....	10
3	Tipo de reactores construidos en México según el tipo de agua residual tratada y el origen de la tecnología .....	20
4	Número de sistemas anaerobios por tipo de reactor .....	21
5	Datos de operación de procesos UASB en aguas domésticas .....	24
6	Valores promedios de la caracterización del agua residual de la Unidad Náinari .....	41
7	Valores promedio de Coliformes totales y fecales en NMP/ml .....	48
8	Valores promedio de Nitrógeno total y amoniacal en mg/l .....	49

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura</b>	<b>Página</b>
1 Productos finales de la degradación aerobia y anaerobia .....	13
2 Pasos de la degradación de materia orgánica en un ambiente de tratamiento anaerobio o metanogénico .....	16
3 Plantas de tratamiento anaerobio por tipo de agua residual y origen de tecnología, hasta Abril de 1998 .....	19
4 Representación esquemática de un reactor UASB .....	23
5 Gránulos de un reactor UASB que trata un efluente de un molino de reciclaje de papel .....	25
6 Usos del agua tratada por tipo de agua residual .....	34
7 Representación esquemática de un reactor UASB del LV-900 .....	36
8 Equipo utilizado para la prueba de tratabilidad .....	39
9 Comportamiento de los caudales en los reactores .....	42
10 Comportamiento del pH en el influente y efluente de los reactores .....	43
11 Comportamiento de la temperatura en el influente y efluente de los reactores.	44
12 Eliminación de la materia orgánica, medida como DQO, para cada uno de los tiempos de residencia hidráulica evaluados .....	46
13 Eliminación de la materia orgánica, medida como DBO, para cada uno de los tiempos de residencia hidráulica evaluados .....	47
14 Comportamiento de los coliformes totales .....	48
15 Comportamiento de los coliformes fecales .....	49
16 Comportamiento del Nitrógeno total .....	50
17 Comportamiento del Nitrógeno amoniacal .....	50
18 Dimensiones del reactor .....	53
19 Dimensiones de la fase separadora .....	55
20 Dimensiones de las canaletas con las muescas en V .....	58
21 Reactor UASB propuesto para el tratamiento del agua residual de la Unidad Náinari del ITSON .....	59

## RESUMEN

Debido a la situación actual en nuestra región, el recurso agua es de vital importancia por lo que el ITSON se muestra interesado por la implementación de una planta de tratamiento para sus aguas residuales contribuyendo a la conservación del medio ambiente y trabajando en un entorno de desarrollo sostenible como promueve en sus planes de estudios.

El presente trabajo presenta los resultados de una prueba de tratabilidad anaerobia utilizando un reactor de lecho de lodos de flujo ascendente (UASB) a tres tiempos de residencia hidráulica (4, 6 y 8 horas). Durante la prueba no se obtuvo una diferencia significativa en la eliminación de materia orgánica medida como DQO y DBO, así como en la eliminación de Nitrógeno total y amoniacal y de coliformes totales y fecales, para los tres reactores. En la eliminación de materia orgánica, medida como DQO, se obtuvo un porcentaje de eliminación entre el 31 y el 40 %, por lo que no se logra el cumplimiento de la hipótesis ya que se esperaba una eliminación de al menos el 60 %; esto pudo deberse a problemas que se presentaron en la operación del sistema y al valor de pH promedio del influente que estaba en el límite máximo permisible para la operación de este tipo de proceso.

Se propone el diseño de un reactor UASB para su implementación en el tratamiento de las aguas residuales de la institución con un volumen de 25 m<sup>3</sup>, para tratar un caudal aproximado de 1.2 litros por segundo con un tiempo de residencia hidráulica de 6 horas, ya que este tipo de sistemas ha sido recomendado para regiones en las que la temperatura promedio en el año es mayor de 20 °C.

Se recomienda la combinación de este proceso anaerobio seguido de un proceso aerobio para lograr el cumplimiento de la norma de descarga de aguas residuales y buscar también el cumplimiento del reuso del agua residual tratada. Con esta combinación se lograría una reducción de los costos de operación comparado con un tratamiento aerobio solamente, además se reduciría el área para la construcción de la laguna aireada y el tiempo de residencia hidráulica requerido.

# I. INTRODUCCIÓN

## 1.1 Antecedentes.

Toda comunidad produce residuos tanto líquidos como sólidos. La parte líquida –aguas residuales- procede esencialmente del agua suministrada a la comunidad después de haber sido contaminada por los diversos usos a que ha sido sometida. Desde el punto de vista de las fuentes de generación, las aguas residuales pueden definirse como una combinación de líquidos o aguas portadoras de residuos procedentes de residencias, instituciones públicas, así como de centros comerciales e industriales, a las que, eventualmente, pueden agregarse aguas subterráneas, superficiales y pluviales.

Las aguas residuales de instituciones públicas son de naturaleza esencialmente doméstica. Los caudales varían con la región, clima y tipo de institución. Los registros reales de las instituciones públicas son las mejores fuentes para obtener datos sobre el consumo a la hora de elaborar un proyecto (Metcalf y Eddy, 1994).

Debido a la preocupación del origen y destino del agua y aguas residuales y a las recientes leyes ambientales, se ha hecho una gran investigación de la disposición de agua municipal y del destino y tratamiento de las mismas (Monroy *et al.* 2000).

Reconociendo la problemática que implica el originar y disponer aguas residuales, la institución plantea la necesidad de una investigación y surge el proyecto llamado “Caracterización de las aguas residuales de la Unidad Náinari del ITSON y alternativas de tratamiento”, en el que se llevarán a cabo además de los análisis necesarios para identificar los tipos de contaminantes presentes en el agua residual, pruebas de tratabilidad de procesos biológicos para poder determinar cuál es la alternativa de tratamiento óptima para las aguas residuales de la institución. Específicamente, este trabajo realizará una prueba de tratabilidad para el agua residual generada en el ITSON *campus* Náinari, mediante un proceso anaerobio. Con base en los resultados, se diseñará una planta de tratamiento anaerobia para proponer su implementación.

Este proyecto contribuirá al desarrollo sostenible de nuestra ciudad al buscar cumplir con la norma que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para la descarga de las aguas al alcantarillado público (NOM-002-SEMARNAT-1996). Más aún, intentará obtener agua tratada con características que permitan su reuso, disminuyendo el consumo de agua potable.

## **1.2 Planteamiento del problema.**

Las universidades, al igual que otras instituciones de servicio en una comunidad, generan grandes volúmenes de aguas residuales producto de las actividades que en ella se realizan. Metcalf y Eddy (1996), indican que pueden requerirse entre 40 a 110 litros de agua por persona, por día para satisfacer las necesidades en función de usos diversos como: consumo, sanitario, laboratorios, cafetería, gimnasios, regaderas, etc. Por otra parte, el agua generada es vertida, la mayoría de las veces, al alcantarillado de la red municipal, sin recibir ningún tratamiento, causando con ello el incremento de la

contaminación de aguas y bienes nacionales y en caso dado daños a la infraestructura de los sistemas (Gortáres, 2001).

Aunque el tratamiento de las aguas negras municipales es una práctica bien establecida, es una área del tratamiento de agua que experimenta cambios revolucionarios debido a una incrementada restricción de la norma establecida para la calidad del efluente así como al valor potencial del efluente tratado como una fuente de agua para la industria, la agricultura y las municipalidades. Hasta hace pocos años, las plantas se diseñaban para quitar entre 30 y 40% de las impurezas indeseables, antes de la descarga al cuerpo de agua receptor. No habían límites reales sobre la calidad del efluente siempre que la descarga fuera clorada y cumpliera con las normas de conteo bacteriano (Kemmer y McCallion, 1998).

Para cumplir con las especificaciones del organismo regulador de las descargas de las aguas residuales, será necesario proponer un sistema de tratamiento que contribuya a una eficiente eliminación de los contaminantes presentes en el agua residual de la Institución; y así poder disponer las aguas o reusarlas de acuerdo a las normas estipuladas para cada fin.

### **1.3 Justificación.**

Aún cuando una actividad humana busque dar un servicio o beneficio a la sociedad, la mayoría de ellas generan residuos que originan impactos negativos al medio ambiente. Se requiere de compromiso por parte de los generadores de residuos, para la búsqueda de minimización de los impactos ambientales. Entre los residuos más importantes se encuentran las aguas residuales, cuya importancia se ha intensificado debido a la escasez del recurso agua en la mayor parte del mundo, lo que ha llevado a buscar estrategias de tratamiento por la mayoría de las empresas e instituciones que las generan. Además del establecimiento de normas reguladoras implementadas por el gobierno de muchos países para la disposición y descarga de las aguas residuales.

Kemmer y McCallion (1998) sugieren que cuando se trabaja con un agua de desecho que contiene materia orgánica de naturaleza indefinida, es absolutamente esencial una prueba piloto para obtener los datos necesarios para el diseño de un sistema biológico. Antes de iniciar este trabajo, debe estudiarse el flujo del agua de desecho durante un tiempo lo bastante largo para conocer las variaciones que puedan esperarse en la composición y en la temperatura y poder tomar las medidas necesarias para la igualación, que por lo común es requerida. Deben hacerse muestreos, realizar un análisis del agua e instalarse un sistema de digestión biológica en miniatura para operar en forma intermitente.

En base a lo anterior se ve la necesidad de realizar una serie de análisis al agua residual de la Institución en estudio y llevar a cabo la investigación sobre qué tipo de proceso sería el adecuado para el agua y bajo que condiciones tendríamos una operación óptima y así una mayor eficiencia de eliminación de materia orgánica. En tales casos, cabe utilizar los efluentes residuales debidamente tratados y desinfectados para la limpieza de inodoros mediante descarga, riego de áreas verdes, así como otras aplicaciones directas. Los ejemplos típicos de reutilización del agua son el riego de campos de golf y parques, construcción de estanques para la práctica de deportes náuticos y conservación de la fauna acuática o vida animal propia de los estanques. La tecnología actual permite la producción de un efluente de alta calidad que se ajusta muy bien a los objetivos citados. El empleo de efluentes tratados para el riego de parques se vienen practicando en Estados Unidos desde hace muchos años (Metcalf y Eddy, 1994).

Collins *et al.* (1998) comentan que debido al elevado costo de la disposición de lodo y la necesidad del consumo de menor energía dentro de los trenes de tratamiento se ha enfocado la atención en el potencial de incorporar procesos anaerobios para el tratamiento de aguas residuales. Metcalf y Eddy (1994) concuerdan con esta idea mencionando que hay una creciente tendencia a minimizar el consumo energético en los proyectos de plantas de tratamiento y que aunado a esto y al aumento en el costo del terreno, ha aumentado el interés en los sistemas de digestión anaerobia.

Para contar con un sistema exitoso de tratamiento anaerobio de aguas residuales se debe cumplir con dos requisitos: (1) El sistema de tratamiento debe contener una gran masa de lodos de bacterias anaerobias y (2) es necesario que haya un intensivo contacto

entre el material orgánico que ingresa al proceso con la masa bacteriana presente. El proceso anaerobio de flujo ascendente y cama de lodos (UASB), cumple con estos requisitos lo que lo convierte en un proceso de alta eficiencia de remoción de la materia orgánica para muchos tipos de aguas residuales, incluyendo las domésticas, pero además los costos de construcción son bajos, los requerimientos de espacio son pequeños y su operación es simple (Saldívar, 1999).

El sistema de tratamiento a implementar buscará no sólo cumplir con los lineamientos de un agua residual que será descargada en el alcantarillado municipal sino adecuarla al reuso más factible para la institución. Esto ayudará al desarrollo de algunas materias en las cuales se involucran los tratamientos de aguas residuales o se realizan visitas a las plantas de tratamiento de la localidad, cumpliendo el objetivo con menos recursos. Además, la institución trabajará con pasos concretos dentro del entorno de desarrollo sustentable que promueve en sus planes de estudio.

#### **1.4 Objetivo.**

- **Objetivo General:**

Evaluar la eficiencia de un reactor anaerobio de lecho de lodos de flujo ascendente (UASB) para el tratamiento de las aguas residuales generadas en el Instituto Tecnológico de Sonora, *campus* Náinari.

- **Objetivos específicos:**

- Realizar una prueba de tratabilidad a nivel laboratorio utilizando un reactor UASB para tratar las aguas residuales originadas en el ITSON *campus* Náinari a diferentes tiempos de residencia hidráulica.
- Diseñar un reactor UASB para proponer su instalación en el ITSON *campus* Náinari.

## **1.5 Hipótesis.**

La aplicación de un reactor UASB para tratar las aguas residuales del Instituto Tecnológico de Sonora *campus* Náinari, eliminará al menos el 60% de la materia orgánica medida como demanda química de oxígeno.

## **1.6 Limitaciones.**

Una limitación importante fue el tiempo disponible para el período de arranque ya que los lodos inoculados estaban aclimatados a un agua residual con una alta carga orgánica. También se presentó, durante la operación de los reactores, una dificultad para regular los caudales lo que originó algunos problemas como el cambio de los tiempos de residencia hidráulica en los reactores, el taponamiento de las mangueras y la entrada de aire, además de la inversión de tiempo en la regulación de los caudales. En lo que se refiere a la medición del biogás producido, no se contó con una infraestructura adecuada para su recolección por lo que no fue posible medir este parámetro.

## **II. FUNDAMENTACIÓN TEÓRICA**

### **2.1 Aguas residuales municipales.**

Bajo la terminología de aguas residuales se agrupan habitualmente aguas de orígenes muy diversos. Se encuentran en esta categoría las aguas de origen urbano formadas por las aguas domésticas (lavado corporal y de la ropa, lavado de locales, aguas de cocina) y las aguas residuales de sanitarios; las cuales pueden llegar a diluirse por las aguas residuales generadas de lavado de los servicios públicos y las aguas pluviales (Rodier,1981). De forma similar son definidas estas descargas por Sans y Ribas (1989) como aquellas aguas que proceden de los núcleos de población, de zonas comerciales, de instituciones públicas (hospitales, cárceles, colegios, etc.) y de instalaciones recreativas.

Son muchas las sustancias presentes en las aguas residuales. Por un lado, están los contaminantes orgánicos procedentes de muy diversos emisores; por ejemplo en las aguas residuales urbanas, los restos de comida, grasas, deyecciones y papeles son parte importante de esta clase de contaminantes. También la agricultura y la ganadería generan contaminantes orgánicos, procedentes sobre todo del uso excesivo de abonos, y de los excrementos del ganado concentrados en granjas industriales. Algunas industrias también producen contaminación orgánica, sobre todo aquellas que están relacionadas con la rama de la alimentación, conserveras, azucareras u otras como fábricas de papel.

Otro grupo de contaminantes son los inorgánicos, los cuales pueden proceder también de la ciudad –latas, escombros, etc.- y sobre todo de las industrias. Las sustancias inorgánicas más peligrosas son los metales pesados –como el plomo, el cromo o el mercurio-; debido a que son tóxicos incluso a concentraciones muy bajas y por tanto tienen efectos graves sobre la vida vegetal, animal y finalmente en el hombre (Benayas *et al.* 1989).

Las aguas residuales urbanas presentan concentraciones de materia orgánica generalmente por debajo de los 1000 mg/l de demanda química de oxígeno (DQO), encontrándose habitualmente entre 300 y 700 mg/l. La concentración orgánica depende de diversos factores, siendo fundamental si la red de saneamiento tiene separación de pluviales o no, así como el consumo per cápita de agua potable determinado por los hábitos de la población. Además, presentan un contenido de materia en suspensión variable, entre 100 y 400 mg/l de sólidos suspendidos (SS), que pueden contribuir en un 30-70 % a la DQO. Otro parámetro importante es la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), que se sitúa en torno a un 40-60% de la DQO. Otros contaminantes presentes son el nitrógeno, fósforo y la carga bacteriana de origen fecal, que puede incluir diferentes tipos de microorganismos patógenos. La eliminación de nutrientes y la desinfección se lleva a cabo mediante tratamientos terciarios (Ruíz *et al.* 1995).

Las principales fuentes de agua residual doméstica de una comunidad las constituyen las zonas residenciales. Otras fuentes importantes son las instalaciones públicas y de recreo.

En la siguiente tabla se muestran los caudales medios generados por una institución educativa, según los servicios con los que cuenta la misma.

Tabla 1. Caudales medios de agua residual de origen institucional.

Institución, por día	Caudal, L/ unidad.d		
	unidad	Intervalo	valor típico
Con cafetería, gimnasio y duchas	Estudiante	60-115	80
Con cafetería, pero sin gimnasio ni duchas	Estudiante	40-80	60
Sin cafetería, gimnasio ni duchas	Estudiante	20-65	40
Internado	Estudiante	200-400	280

Fuente: Metcalf y Eddy, 1994

### 2.1.1 Tratamiento de aguas residuales.

El tratamiento de aguas negras se refiere al procesamiento de las aguas residuales, sobre todo domésticas, producidas por las actividades típicas de la comunidad y de las familias, con el fin de permitir su reutilización (Kemmer y McCallion, 1989).

El tratamiento de las aguas residuales urbanas siempre incluirá la reducción de la concentración de al menos uno de los 4 principales constituyentes del agua residual urbana: 1) sólidos suspendidos; 2) material orgánico (biodegradable); 3) nutrientes (principalmente nitrógeno y fósforo) y 4) organismos patógenos (Van Haandel y Lettinga, 1994).

En el tratamiento primario se utilizan operaciones físicas tales como desbaste y sedimentaciones para eliminar los sólidos sedimentables y flotantes presentes en el agua residual. En el tratamiento secundario son los procesos biológicos y químicos los que se encargan de eliminar la mayor parte de la materia orgánica. En el tratamiento terciario se utilizan combinaciones adicionales de los procesos y operaciones unitarias para eliminar otros componentes tales como el nitrógeno y el fósforo, que no son eliminados por el tratamiento secundario.

Kemmer y McCallion (1989) mencionan que las categorías de microorganismos que se desarrollan en los procesos de tratamiento de aguas pueden correlacionarse con tres condiciones de operación: aerobia, anaerobia y facultativa. Con mucho, la categoría mayor es la aerobia; la cual emplea organismos que requieren oxígeno para sus procesos vitales. Los sistemas facultativos se seleccionan para ciertas operaciones de tratamientos de desechos industriales y en muchas de las municipalidades pequeñas. Los sistemas anaerobios se utilizan por lo común a desechos con un alto contenido de material orgánico, como son los que provienen de plantas de procesamiento de alimentos, o lodos orgánicos acumulados producidos en los procesos aerobios.

### 2.1.2 Situación del tratamiento de aguas residuales en nuestro país.

Monroy *et al.* (2000) realizaron un estudio de la disposición de aguas residuales municipales y del destino y tratamiento de las mismas en México. El estudio en mención encontró que desde 1988 la tasa de crecimiento de las plantas de tratamiento de aguas residuales ha sido de 102 plantas o 1.8 m<sup>3</sup>/s por año. La tabla 2 muestra que a pesar de una relativa alta tasa de crecimiento en el número de plantas de tratamiento, la brecha sigue siendo muy grande entre lo tratado y lo producido de residuos.

Tabla 2. Agua municipal y residuos, cobertura y tasa de crecimiento en 1995.

	Flujo (m <sup>3</sup> /s)	% de población cubierta	tasa de crecimiento (% por año)
Agua municipal neta	272	86.2	4.34 <sup>a</sup>
Agua residual producida	232		
Agua residual al alcantarillado	120	69	8.47 <sup>a</sup>
Agua residual tratada	47.6	14.5	14 <sup>b</sup>

<sup>a</sup> basado en la población

<sup>b</sup> basado en las plantas

Un análisis más cercano de esa pequeña fracción de aguas residuales tratadas muestra que de las 946 plantas de tratamiento municipales, aproximadamente 40% son lagunas de estabilización. El segundo grupo más grande corresponde a lodos activados los cuales junto con lagunas de oxidación, lagunas aireadas y filtros percoladores, hacen otro 40 % de los sistemas de tratamiento. De esas plantas, sólo 755 (79%) están en operación, 41% (312 plantas) tienen eliminaciones de materia orgánica biodegradable mayores de 75 %, mientras que el 26% (199 plantas) tienen una eficiencia menor del 50%. Los procesos aerobios cuentan por el 30% de instalaciones que están fuera de operación debido a la falta de mantenimiento de los aireadores.

### **2.1.3 Reuso de aguas residuales tratadas.**

En muchas localidades donde el abastecimiento de agua disponible se ha vuelto insuficiente para satisfacer las necesidades existentes, es evidente que el agua una vez utilizada por pueblos y ciudades, más que buscar la manera de evacuarla debe ser considerada como un recurso. Se vislumbra que este concepto irá generalizándose y adoptándose conforme vaya aumentando la escasez de agua.

La calidad precisa o deseada a mantener en el agua depende de los usos que se vayan a hacer de la misma. Por consiguiente, la evaluación de la eficacia de las diversas medidas de control de la contaminación adoptadas, exige disponer de unas normas de calidad del agua de acuerdo con los diversos usos a que ésta se destine. El abastecimiento de agua para uso público, industrial, agrícola, recreativo, para preservación de la vida piscícola y acuática en general, constituyen algunos de los usos antes citados (Metcalf y Eddy, 1994).

Monroy *et al.* (2000) manifiesta que con la emisión de la Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente, en nuestro país se disparó una intensa actividad caracterizada por la continua inspección de las descargas. Agrega que los límites de descarga deben ser gradualmente reducidos en el país durante los próximos 12 años o

alcanzar 20:20 ( $\text{DBO}_5\text{:SS}$ ) los cuales son valores marcados en la NOM-003-SEMARNAT-1997, que habla de la calidad de agua de reuso.

Algunos ejemplos de reutilización del agua, mencionados por Metcalf y Eddy (1994) son el riego de campos de golf y parques, construcción de estanques para la práctica de deportes náuticos y conservación de la fauna acuática. También puede ser empleada en el flujo en inodoros, la recarga de acuíferos para combatir la intrusión salina y el riego de algunos cultivos.

Los cultivos susceptibles de regarse con agua residual reutilizada depende de la cantidad y calidad del efluente, así como de las disposiciones de tipo sanitarios relativas al empleo de agua residual para tal uso. Por supuesto, las verduras que se consumen crudas no pueden regarse con agua residual de ningún tipo, a menos que se cuente con un sistema de tratamiento que incluya una adecuada desinfección.

En lo que respecta a la reutilización del agua de descarga de un proceso de tratamiento, Kemmer y McCallion (1998) mencionan que en EU la mayoría de las aplicaciones del agua de irrigación están en los estados en los que tanto la lluvia como el agua son relativamente escasas. Debido a esto, existe un uso creciente de las aguas recuperadas en la irrigación de cultivos. Concuerdan con otros autores en lo delicado de este reuso y recomiendan analizar el contenido de metales pesados en las aguas de desecho, la presencia de organismos patógenos, y el efecto de cada uno de éstos sobre los cultivos.

## **2.2 Procesos biológicos.**

Metcalf y Eddy (1994) señalan que los objetivos que persigue el tratamiento biológico del agua residual son la coagulación y eliminación de los sólidos coloidales no sedimentables y la estabilización de la materia orgánica y que en el caso de un agua residual doméstica, el principal objetivo es reducir el contenido orgánico y en algunos casos, los nutrientes tales como el nitrógeno y el fósforo.

En la digestión biológica, las bacterias cultivadas bajo control utilizan la materia orgánica presente en el agua como fuente de energía, y hacen de este hecho un proceso útil para eliminar del agua la materia orgánica. Ya que en el proceso intervienen organismos vivos, debe considerarse cada factor que influye sobre el crecimiento y la salud del cultivo, incluyendo un abastecimiento adecuado de alimento, la disponibilidad de nutrientes, un clima templado, y un ambiente relativamente uniforme libre de cambios violentos de temperatura y perturbaciones semejantes. Si el sistema es aerobio, debe disponerse de oxígeno para la respiración (Kemmer y Mc Callion, 1998).

En el proceso de digestión aerobia los materiales orgánicos son oxidados por bacterias aerobias usando el camino de respiración metabólica para formar productos finales (agua y dióxido de carbono). Pero si los organismos son mantenidos bajo condiciones anaerobias, no pueden transformar las moléculas oxidándolas, pero pueden utilizar la vía de reducción. Sustancias orgánicas tales como celulosa, proteínas y grasas son reducidas hasta productos orgánicos intermedios como son los ácidos orgánicos y alcohol. Estos “productos intermedios” comparados con los obtenidos en la digestión aerobia son de alto contenido energético y no totalmente descompuestos. Para la completa descomposición de la materia orgánica a productos finales inorgánicos y metano interactúan varias etapas de descomposición y también la acción de diferentes grupos de bacterias. Los productos finales obtenidos serán diferentes como puede observarse en la Figura 1:

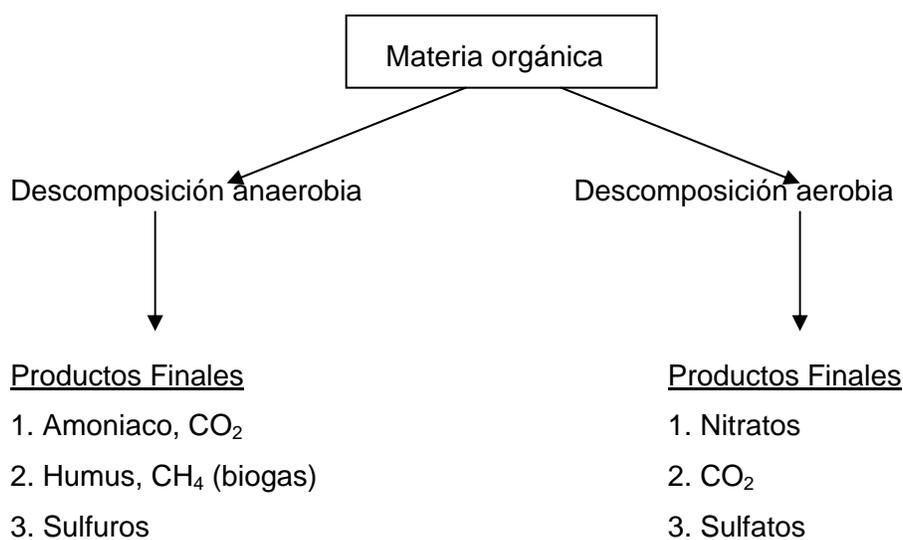


Figura 1. Productos finales de la degradación aerobia y anaerobia (Herrera, 1996).

Kleerebezem y Macarie (2003) señalan que durante la respiración, los microorganismos aerobios usan oxígeno molecular para convertir compuestos orgánicos complejos a dióxido de carbono, agua y grandes cantidades de biomasa residual; mientras, aproximadamente el 50% del sustrato orgánico es respirado (convertido a  $\text{CO}_2$ ), el 50% restante es convertido en biomasa. Los bajos niveles de compuestos orgánicos residuales que son típicos en efluentes tratados aeróbicamente con frecuencia permiten la descarga directa de la corriente tratada a cuerpos de agua. En lo que respecta a los microorganismos anaerobios, éstos convierten compuestos orgánicos a biogás compuesto de metano y  $\text{CO}_2$ ; sólo el 5-10 % de los compuestos orgánicos son convertidos a biomasa y debido a concentraciones más altas de compuestos orgánicos en los efluentes tratados por estos sistemas requieren, en algunas ocasiones, algunas formas de pos-tratamiento antes de su descarga.

La conversión de contaminantes orgánicos a metano ofrece algunas ventajas sobre los procesos aerobios tales como:

- a) No existe consumo de energía para transferencia de oxígeno
- b) Producción de energía en forma de metano
- c) Baja producción de lodos
- d) Bajo requerimiento de nutrientes
- e) La biomasa anaerobia puede ser mantenida sin alimentación durante varios meses sin sufrir deterioro alguno.

Algunas de las desventajas que presentan estos sistemas son: 1) las bacterias anaerobias (principalmente las metanogénicas) son susceptibles a inhibición por una gran cantidad de compuestos, 2) el arranque de los procesos es muy lento si no se cuenta con lodo granulado y adaptado y 3) el efluente por lo general requiere de un post-tratamiento para la eliminación de los compuestos remanentes (Razo, 1992).

Rittmann y McCarty (2001) mencionan que la aplicación del tratamiento anaerobio por metanogénesis en la estabilización de lodos de aguas residuales municipales y de residuos sólidos municipales está ganando popularidad en el mundo en desarrollo, especialmente cuando el clima es templado la mayor parte del año.

### **2.2.1 Digestión anaerobia.**

La conversión biológica de la materia orgánica parece producirse en dos o tres etapas. En el modelo o secuencia de tres etapas, la primera incluye la transformación (licuefacción) por la acción de enzimas de los compuestos de alto peso molecular en otros que pueden servir para su uso como fuente de energía y de carbono celular. La segunda fase implica la conversión bacteriana de los compuestos resultantes de la primera en compuestos intermedios identificables de menor peso molecular. La tercera etapa supone la conversión bacteriana de los compuestos intermedios en productos finales más simples, principalmente metano y dióxido de carbono. En el modelo o secuencia de dos etapas se supone que los dos primeros pasos descritos anteriormente ocurren simultáneamente y se definen como en la primera etapa de esta secuencia.

En la secuencia de dos etapas los microorganismos causantes de la descomposición de la materia orgánica se dividen frecuentemente en dos grupos. El primer grupo hidroliza y fermenta los compuestos orgánicos complejos a ácidos simples, de los cuales los más comunes son el ácido acético y el ácido propiónico. Este grupo de microorganismos, que se conoce como no metanogénicos, se compone de bacterias facultativas y anaerobias obligadas, colectivamente denominadas bacterias formadoras de ácidos. El segundo grupo de microorganismos convierte los ácidos orgánicos formados por el primer grupo en gas metano y anhídrido carbónico. Los microorganismos responsables de esta conversión son anaerobios estrictos y se les conoce como arqueobacterias metanogénicas o formadoras de metano. Las arqueobacterias más importantes de este grupo son las que degradan el ácido acético y el propiónico, tienen tasas de crecimiento muy lentas y, por ello, su metabolismo se considera como limitante del tratamiento anaerobio de un residuo orgánico. En esta segunda fase tiene realmente lugar la estabilización del residuo, al convertirse los ácidos orgánicos en metano y anhídrido carbónico, el gas así obtenido es sumamente insoluble y su separación representa la estabilización real del residuo (Metcalf y Eddy, 1994).

Kleerembezem y Macarie (2003) coinciden con la idea de que la degradación de sustratos complejos en ambientes metanogénicos envuelve una compleja organización de diferentes tipos de microorganismos y explican el proceso de la siguiente manera: La

conversión completa a metano y  $\text{CO}_2$  resulta de una reacción en cadena biológica, donde un tipo de microorganismos genera el sustrato a consumir por el subsecuente organismo en la cadena trófica. Una visión general esquematizada de los pasos individuales en la degradación de sustratos poliméricos en ambientes metanogénicos se muestran en la Figura 2:

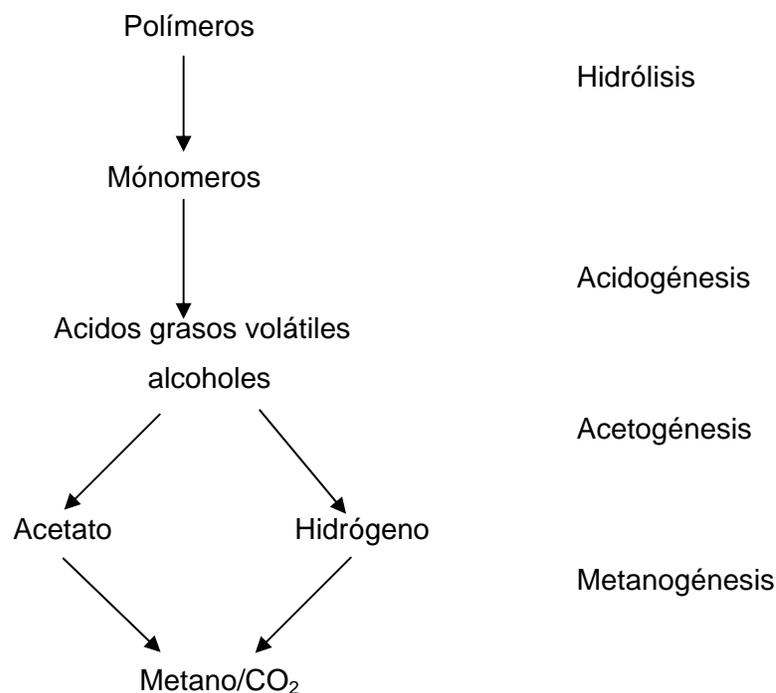


Figura 2. Pasos de la degradación de materia orgánica en un ambiente de tratamiento anaerobio o metanogénico.

La hidrólisis de sustratos poliméricos (tales como carbohidratos, proteínas y grasas) a el correspondiente monómero es generalmente asumido a ser catalizado por enzimas extracelulares que son excretadas por bacterias acidogénicas. Estas bacterias acidogénicas fermentan los monómeros a un limitado número de alcoholes y ácidos grasos volátiles. En el paso siguiente de la reacción en cadena, las bacterias acidogénicas oxida anaerobiamente alcoholes y ácidos grasos a los 2 principales precursores de la producción de metano; es decir, acetato e hidrógeno molecular. La metanogénesis a través de la fermentación del acetato y la reducción de  $\text{CO}_2$  con hidrógeno molecular, son ambos catalizados por *Archaea* o arqueobacterias, el cual representa un grupo de microorganismos distinto a las bacterias.

El proceso anaerobio no permite conseguir, en algunas ocasiones, la calidad del efluente que se puede alcanzar en una planta de lodos activos y otros sistemas aerobios, pero sí permite eliminar gran parte de los sólidos suspendidos y de la materia orgánica disuelta, incluso en una sola etapa, lo que sustituiría al decantador primario, al digestor de lodos activados (aerobio) y al digestor anaerobio de estabilización de lodos.

En el caso de efluentes diluidos, algunos autores indican reducciones en los costos de operación del 30 al 60 % cuando se introduce una o más etapas anaerobias en los sistemas de depuración. Este tratamiento a temperaturas superiores a 20 °C, permite eficacias de depuración del 55-75 % en la eliminación de DQO, del 65-80 % en la eliminación de DBO<sub>5</sub> y del 67-81 % en la eliminación de SS. La temperatura es una de las variables que más influyen en el proceso, cuya eficacia decrece por debajo de 15 °C. Por esta razón, el proceso anaerobio está teniendo una especial importancia en los países de clima cálido (Ruíz, 1995).

Por su parte, Kleerembzem y Macarie (2003) listan los siguientes puntos como algunas de las principales ventajas de operación y disminución de costos asociados con el uso de estos sistemas de tratamiento:

1. El tratamiento anaerobio es en principio un proceso generador de energía a través de la producción de biogás rico en metano. El uso del metano para la generación de energía en algún otro sitio de la planta permite la conservación de más del 90% del valor calorífico de los sustratos orgánicos que están siendo tratados. Además, los reactores anaerobios modernos no requieren gran cantidad de energía de entrada para mezclado mecánico, lo cual es requerido para mantener adecuada aireación durante un tratamiento aerobio. Para comparación, durante el tratamiento aerobio, la mayoría del valor calórico de los sustratos orgánicos es disipado como calor no recuperable. Además, los bioreactores requieren significantes cantidades de energía para la aireación.
2. La digestión anaerobia produce típicamente 5 a 10 veces menos biomasa por unidad de sustrato orgánico convertido comparado con el proceso aerobio. Por lo

tanto la disposición o tratamiento de los residuos sólidos puede contar para el 50% o más del total de los costos de tratamiento de residuos, la habilidad de reducir la producción de lodo es una de las principales ventajas del tratamiento anaerobio.

3. Todos los microorganismos requieren nutrientes, tales como nitrógeno, fósforo y azufre, para crecer. Sin embargo, muchas corrientes residuales químicas y petroquímicas contienen relativamente bajos niveles de esos nutrientes. Si los nutrientes están presentes en concentraciones insuficientes, deben ser administrados nutrientes adicionales dentro del proceso. Por lo que, la cantidad de nutrientes a añadir es directamente proporcional a la cantidad de biomasa formada; es decir, la carga de nutrientes requerida para sistemas de tratamiento anaerobio son significativamente más baja que para sistemas aerobios.
4. A pesar de la relativa baja producción de biomasa que caracteriza a la mayoría de los digestores anaerobios, concentraciones más altas pueden ser logradas en los bioreactores anaerobios operados en la actualidad. En general, concentraciones más altas de biomasa permiten capacidades más altas de tratamiento volumétrico (Kleerembezem y Macarie, 2003).

En las últimas cuatro décadas se ha desarrollado la tecnología del tratamiento anaerobio de aguas residuales cuyas aplicaciones son principalmente para:

- 1) Eliminación de la materia orgánica carbonada, generalmente medida como DBO, Carbono Orgánico Total (COT) o DQO.
- 2) Estabilización, que provoca la reducción de patógenos, la eliminación de ácidos que causan malos olores y la reducción del potencial de putrefacción.
- 3) Obtención de biogás.

El uso de la digestión anaerobia para el tratamiento de aguas residuales empezó tarde en México comparado con países europeos o incluso Norteamérica. El primer digestor fue construido en 1987 (figura 3).

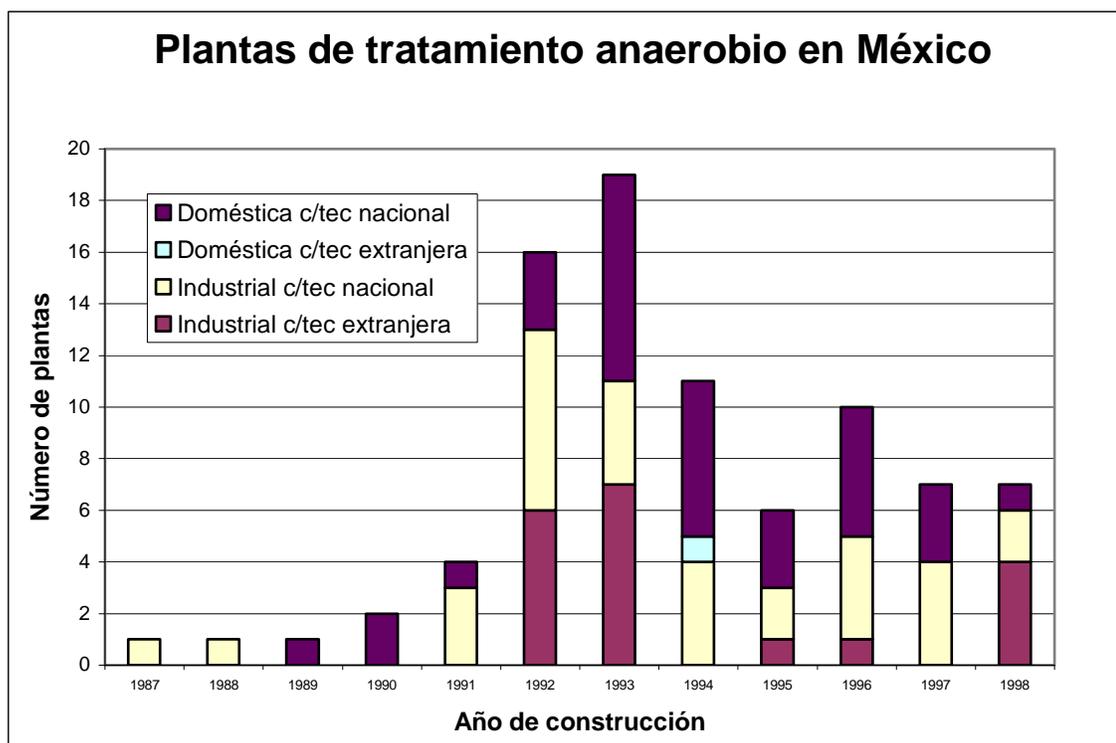


Figura 3. Plantas de tratamiento anaerobio por tipo de agua residual y origen de tecnología, hasta Abril de 1998 (Monroy *et al.* 2000).

Cómo se muestra en la figura 3, el primer reactor construido en México fue para tratar agua residual de tipo industrial. Dos años más tarde (1989), sin embargo, el primer reactor UASB que trató aguas residuales domésticas fue construido como una unidad de demostración en el *campus* de la UAM-I, seguido cortamente en 1990 por 2 grandes unidades de 2200 m<sup>3</sup> cada una, construidas para el gobierno.

Actualmente, 85 reactores a gran escala están en operación en México, los cuales representan el 0.62 % del volumen total de agua residual generada y 3.69% del agua residual tratada (5.5% de industrial y 2.93 % de municipal).

Debe ser notado que contrario a Europa y Norteamérica, pero similar a Brasil, China, Colombia y la India, el tratamiento anaerobio ha sido aplicado en México no sólo para aguas residuales industriales sino también para las domésticas, debido al clima cálido y

recursos económicos limitados. Esto puede observarse en la tabla 3, donde se muestra en porcentaje muy parecido en la aplicación del proceso UASB para aguas residuales industriales y domésticas (49 y 51% , respectivamente).

Tabla 3. Tipo de reactores construidos en México según el tipo de agua residual tratada y el origen de la tecnología.

	Filtro ascendente	flujo híbrido	Baja tasa <sup>a</sup>	Chino modificado <sup>b</sup>	EGSB <sup>c</sup>	UASB
Reactores (% en número)	4.76	16.5	2.35	1.18	2.35	71.8
Reactores ( % en volumen)	0.34	1.75	23	0.01	1.06	73.8
% de reactores construidos por compañías nacionales	75	100	50	100	100	70.5
% de Reactores que tratan:						
Aguas Residuales industriales	50	93	100	100	100	49
Aguas Residuales municipales	50	7	0	0	0	51

Fuente: Monroy, *et al.* 2000

<sup>a</sup> Incluye reactores ADI-BVF (digestor que combina el UASB con sistema anaerobio de contacto) y lagunas.

<sup>b</sup> Sistema rústico de baja eficiencia utilizado para tratar residuos sólidos y líquidos.

<sup>c</sup> Reactor de lecho de lodos expandido.

El UASB ha resultado ser el sistema que favorece la gradual conversión del lodo floculento a lodo granular activo y altamente sedimentable, características deseables para lograr estabilidad en el proceso y con ello una elevada velocidad de conversión de la materia orgánica (Rivera *et al.* 1993).

La siguiente tabla muestra el número de reactores a escalas comerciales construidos en el mundo hasta Enero de 2003 para diferentes tipos de aguas industriales y municipales, en ella puede observarse que el tratamiento por el proceso UASB es el más utilizado.

Tabla 4 . Número de sistemas anaerobios por tipo de reactor.

Tipo de agua residual	Baja tasa	Contacto anaerobio	Lecho mezclado	Lecho móvil	UASB	EGSB	Total
<b>Industria de alimentos</b>							
Cervecería y malta	2	-	6	4	185	88	285
Destilería y etanol	25	31	40	-	76	9	181
Bebida	0	3	11	2	88	15	119
Producción de azúcar	-	49	7	1	34	3	92
Proceso de papa	14	4	2	-	46	10	76
Leche, nieve y queso	12	10	10	2	27	6	67
Producción de almidón	2	9	10	2	32	7	64
Producción de levadura	7	8	6	-	25	8	54
Dulce/confitería	4	-	3	-	15	2	24
Producción de ácido cítrico	2	3	1	1	3	5	15
Proceso de café	-	-	7	-	4	1	12
Proceso de vino	-	-	6	1	3	1	11
Pescado y mariscos	1	4	-	-	2	1	8
Miscelánea (varias)	10	22	40	5	112	25	213
<b>Otros Procesos</b>							
Pulpa y papel	1	16	5	3	75	37	137
Petroquímica	3	4	43	1	20	20	91
Lixiviados	-	-	6	-	18	-	24
Farmacéutica	4	1	2	-	6	3	16
Estiércol (cerdo, vaca y aves)	5	3	6	-	1	-	15
Textil	-	-	1	-	4	2	7
Caucho	-	-	3	-	3	-	6
Lodo y lixiviado de lodo	1	-	2	1	1	-	5
Manufactura de tabaco	-	-	-	-	4	-	4
Curtidora	-	-	-	-	3	-	3
Desulfurización de gases	-	-	-	-	-	1	1
Componentes electrónicos	-	-	-	-	1	-	1
Aguas residuales domésticas	-	-	2	1	64	-	67
<b>Totales por tipo reactor</b>	<b>93</b>	<b>167</b>	<b>219</b>	<b>24</b>	<b>852</b>	<b>244</b>	<b>1599</b>

Fuente: Kleerebezem y Macarie, 2003

## 2.3 Concepto UASB.

El reactor UASB fue desarrollado en Holanda por Lettinga y sus colaboradores en los años 70. El diseño de un reactor UASB consiste en una zona de reacción en la parte inferior, en la que se acumula la biomasa, la de mejor sedimentabilidad en el fondo y encima los lodos más ligeros, formando todo el lecho de lodos. Un separador gas-sólido-líquido en la parte superior, impide la salida de los sólidos del reactor, separándolos del gas producido y del efluente líquido (Ruíz *et al.* 1995).

El reactor UASB es esencialmente un tanque con lodo anaerobio con buenas propiedades de sedimentación (figura 4). El influente es alimentado por el fondo al tanque donde entra en contacto con el lodo. La degradación anaerobia del sustrato orgánico ocurre en la cama de lodo granular, donde es producido el biogás. El flujo combinado del agua residual y el biogás causa un mezclado natural, lo cual contribuye al contacto entre el agua y el lodo. Algunos gránulos de lodo son arrastrados con el flujo ascendente hacia la parte superior del reactor. En la parte superior del reactor se encuentra un dispositivo separador de las 3 fases (biogás, agua y lodos). El biogás es dirigido hacia el colector de gas mediante unos deflectores y enviado hacia lo más alto del reactor. Parte de la biomasa es llevada con el flujo de agua residual ascendente a un área de sedimentación con condiciones de flujo laminar, el cual hace sedimentarlos y regresarlos a la cama de lodos. El efluente fluye hacia la superficie del reactor donde es descargado. Una trampa previene la salida de lodo flotante. El reciclado del efluente puede ser empleado para promover el mezclado y la expansión de la cama de lodos o con efluentes altamente concentrados para diluir el ingreso de concentraciones de sustrato (Van Lier, 2000).

Se puede decir que los principios fundamentales del proceso UASB según Van Lier (2000) y Rivera *et al.* (1993b) son:

- a) El lodo anaerobio tiene o puede tener excelentes características de sedimentación una vez que se han obtenido y mantenido condiciones favorables de crecimiento microbiano.
- b) El lecho de lodos puede ser considerado como una fase separada del fluido con sus propias características específicas. Un lecho de lodos bien formado

frecuentemente forma una fase estable y puede resistir fuerzas de mezclado relativamente altas.

- c) El mezclado natural causado por la producción del biogás provee un adecuado contacto entre el lodo y el agua residual.
- d) El “lavado” de los flocúlos liberados del lecho de lodos puede ser minimizado, instalando un dispositivo de separación gas-sólido en la parte alta del digestor.

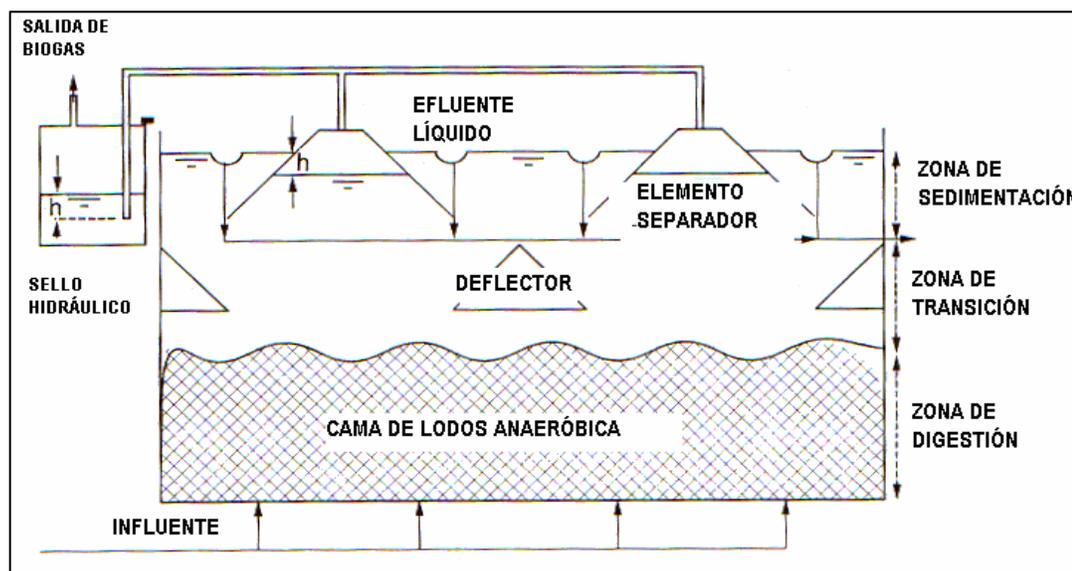


Figura 4. Representación esquemática de un reactor UASB (Van Haandel y Lettinga, 1994).

El proceso UASB es atractivo por su ahorro efectivo de costos y habilidad de manejar altas cargas orgánicas. Representa uno de los mejores procesos de tratamiento anaerobio desarrollado hasta ahora. Durante la última década, un considerable número de estudios se han realizado de su mecanismo y viabilidad bajo diferentes condiciones de operación .

Kwan-Chow y Zhenxiang, (1991) comparan el proceso UASB con otros sistemas anaerobios tal como los filtros anaerobios y los reactores de lecho fluidizado y concluyen que el proceso UASB además de ser apto para retener altas concentraciones de biomasa con alta actividad específica y manejar altas tasas de carga orgánica con buena

eliminación de DQO, el costo capital del primero es más bajo. Agregan que no requiere un material de soporte donde se adhiera la biomasa y que este proceso no tiene el problema de obstrucción por biopelículas formadas en las tuberías como tampoco necesita de los altos requerimientos de energía para fluidizar el lecho de lodo.

Ruiz *et al.* (1995) han encontrado que según investigaciones de varios autores, el reactor UASB está siendo experimentado con éxito en el tratamiento de aguas residuales muy diversas de procesados alimenticios, urbanas y lixiviados. Monroy *et al.* (2000) y Kleerebezem y Macarie (2003) han presentado evidencias en las que se muestran las diferentes aplicaciones actuales del proceso UASB en México y en el mundo, respectivamente. Gracias a la gran versatilidad del proceso, el sistema UASB puede aplicarse a gran o a muy pequeña escala.

Varios tipos de residuos, solubles y parcialmente solubles, han sido tratados por el proceso UASB. Ellos incluyen aguas residuales de la industria del azúcar, procesos de frutas y vegetales, cervecerías, destilerías de alcohol, rastros, empaque de carne, papel, refrescos, almidón, industria de levadura, etc. El proceso UASB también puede ser aplicado al tratamiento de residuos domésticos y residuos de baja concentración, los resultados obtenidos en algunos estudios en la aplicación del proceso UASB a este tipo de agua residual, se muestran en la Tabla 5.

Tabla 5. Datos de operación de procesos UASB en aguas domésticas.

Concentración (DQO mg/l)	Volumen del reactor (m <sup>3</sup> )	Carga DQO (kg DQO/m <sup>3</sup> /d)	Temp. (°C)	TRH (hr)	Reducción de DQO (%)
140-1100	0.12	0.36-0.62	8.5-19.5	12	65-90
340	0.106	2.04	35	4	83
406-424	120	2.49	20-23	4	82-83
400-800	0.12	0.8	7-12	12	65-85
200-800	6	-	20	-	55-75
326	336	-	7-20	12	56

Fuente: Kwan-Chow y Zhenxiang (1991)

### 2.3.1 Factores que intervienen en la formación de los gránulos.

Un gránulo de lodo es un agregado de microorganismos que se forman durante el tratamiento de aguas residuales en un ambiente con un flujo ascendente constante de régimen hidráulico. En la ausencia de cualquier matriz de apoyo, las condiciones de flujo crean un ambiente selectivo en que sólo los microorganismos capaces de atarse unos a otros, sobreviven y proliferan. En el futuro los agregados forman una biopelícula compacta, densa llamada "gránulos" (Figura 5). Debido al gran tamaño de la partícula (generalmente de 0.5 a 2 mm en diámetro), los gránulos resisten el lavado hacia afuera del reactor y permiten cargas hidráulicas altas. Adicionalmente, las biopelículas se compactan permitiendo altas densidades de microorganismos activos y así soportar cargas orgánicas altas de reactores UASB y EGSB (reactor de lecho de lodos expandido). Un gramo de lodo granular (peso seco) cataliza la conversión de 0.5 a 1 g de DQO por día a metano. El lodo granular puede procesar su propio peso de sustrato del agua residual (Field, 2002).



Figura 5. Gránulos de un reactor UASB que trata un efluente de un molino de reciclaje de papel (<http://www.uasb.org/discover/granules.htm#granules>).

El fondo de la figura es papel milímetro que indica el tamaño de los gránulos. Las flechas rojas apuntan aberturas en los gránulos, por donde el biogás asciende. Cada gránulo es una enorme "metrópoli de microbios" conteniendo billones de células individuales y quizás los miles a millones de especies diferentes. Los gránulos son el centro de la tecnología UASB y de EGSB. Un lodo activo y con alta sedimentabilidad es considerado esencial en estos procesos.

Rivera *et al.* (1993a) afirma que la estabilidad del sistema se obtiene con la granulación del lodo, debido a que los gránulos son agrupaciones de microorganismos que desarrollan un metabolismo coordinado e independiente a la vez.

Debido a la importancia de la granulación para lograr la estabilización del sistema en un reactor UASB, es necesario considerar los factores que intervienen en este proceso:

Tipo de inóculo: El lodo residual digerido es comúnmente usado como el inóculo para la granulación. Los lodos con una concentración de 30-40 kg sólidos totales/m<sup>3</sup> exhibe la más alta actividad específica metanogénica. Los tipos más gruesos, sin embargo, son más preferidos debido a que podrían ser mantenidos por un mayor tiempo de retención celular. El lodo granular es mejor inóculo que un lodo digerido, su período de arranque puede ser más corto, dependiendo de la naturaleza del agua y las características del lodo. Se pueden alcanzar problemas cuando el lodo granular es expuesto a un agua que tiene una composición y carga muy diferente de esa en la cual el lodo granular fue originalmente cultivado.

Temperatura. La temperatura a la cual el proceso es operado es un factor crucial debido a que las arqueobacterias metanogénicas son altamente sensibles a la temperatura. Aunque la granulación es más rápida bajo condiciones termofílicas, el mecanismo que determina el proceso de granulación bajo condiciones mesofílicas y termofílicas es similar (Kwan-Chow y Zhenxiang, 1991).

Las bacterias caen en tres grupos principales de temperatura –frío, medio y caliente. La bacteria de temperatura fría, aproximadamente 15 °C, son llamadas criofílica o

psicrofílica. Estos tienen poca significancia en el tratamiento de aguas residuales, porque sus tasas metabólicas son extremadamente lentas. La bacteria de temperatura media, aproximadamente 38 °C, son llamadas bacterias mesofílicas. Estas son usadas tal vez en el 80 % de los digestores alrededor del mundo. Las bacterias termofílicas, tienen una temperatura óptima de crecimiento alrededor de los 60 °C. La tasa de reacción para todos los microorganismos incrementa con el aumento de la temperatura, aproximadamente se duplica con cada 10 °C de aumento en la temperatura. Por eso, las bacterias termofílicas exhiben más de 4 veces la tasa metabólica de las bacterias mesofílicas (Steiner, 2000).

Composición del agua. La composición del agua juega un papel importante en el proceso de granulación. La granulación procede más rápido cuando el influente es compuesto principalmente de carbohidratos solubles. Nutrientes tales como nitrógeno, fósforo y azufre, así como elementos traza deben estar presentes en suficiente cantidad y en forma disponible. También como elementos traza se encuentran el Fe, Mo, Ni y Co ya que tienen un significativo efecto en la granulación.

Toxicidad. La toxicidad es principalmente causada por la presencia de metales pesados, álcalis, sulfatos, sulfitos, cloroformo, cianuros, fenoles, cloruros, nitrato, oxígeno, etc. Estos compuestos tóxicos deben ser evitados a concentraciones que inhiben el crecimiento y granulación de los microorganismos.

Mezclado. Para asegurar suficiente contacto entre el lodo y el agua residual, es necesario cierto nivel de agitación. Tal agitación puede minimizar la canalización en la cama de lodos y aumentar la eficiencia del tratamiento. Un vigoroso mezclado, sin embargo, sería perjudicial para el lodo anaerobio, causando la desintegración de los gránulos.

pH. El valor óptimo para la operación es de 7. Valores de pH debajo de 6.5 o arriba de 7.5 pueden ser dañinos para la bacteria, especialmente la metanogénica (Kwan-Chow y Zhenxiang, 1991).

Carga orgánica. Lodo granular es formado solo cuando una alta carga orgánica arriba de 0.6 kg DQO/kg SSV/d es aplicada. Una baja carga orgánica puede ser desfavorable para la sedimentación del lodo.

### 2.3.2 Construcción de reactores UASB.

Entre los criterios de mayor importancia para la construcción de este tipo de reactores, se encuentran:

a) Dimensiones. Las dimensiones de un reactor UASB son dictadas por la carga hidráulica o la carga orgánica, la velocidad del líquido en la superficie del sedimentador y la naturaleza del agua. A grandes escalas, la carga orgánica de 15-20 kg DQO/m<sup>3</sup>/d y la velocidad en la superficie del sedimentador de 1.2-1.5 m/h son los valores de diseño de máxima seguridad. Los materiales de construcción más utilizados son acero y concreto.

Rivera *et al.* (1993b) difieren un poco en los valores de carga máxima señalando que la máxima carga superficial admisible de líquido para reactores UASB con lodos granulados es de aproximadamente 3 m/h para aguas residuales solubles y de 1-1.25 m/h para parcialmente solubles. Agregan que, por unas horas al día, pueden ser soportadas velocidades de hasta 6 m/h y 2 m/h para aguas residuales solubles y parcialmente solubles, respectivamente. Bajo estas condiciones, la mayoría de los gránulos serán retenidos en el reactor. Sin embargo, estas altas velocidades pueden ocasionar el lavado de lodos poco sedimentables, pero generalmente esto no causaría un problema serio. Por su parte, Van Haandel y Lettinga (1994) señalan que para un sistema de tratamiento convencional el valor promedio diario de la velocidad no debe exceder de 1 m/h.

El tamaño de un reactor estará determinado por el volumen del material a digerir y el tiempo de retención hidráulico requerido (TRH). Este parámetro es la variable principal de diseño, tiene influencia en el costo de una planta y una vez decidido no puede ser cambiado fácilmente. Esto implica que a TRH cortos, digestores más pequeños y menos costosos.

Los reactores UASB de gran escala son generalmente de forma rectangular. Van Haandel y Lettinga (1994) recomiendan que si el volumen excede los 1000 m<sup>3</sup> de volumen, es benéfico construir sistemas de más de una unidad. Esto presenta ciertas ventajas con respecto al reactor de un solo compartimento, por lo que pueden ser usados varias

unidades paralelas más pequeñas. También se sugiere que la altura del reactor no exceda 6 m. (Kwan-Chow y Zhenxiang, 1991).

b) Separador Gas-Sólido. El objetivo de esta estructura (ver figura 4) es separar el biogás del licor mezclado, permitiendo sedimentar el lodo en el sedimentador, y regresándolo a la sección de digestión. El diseño de este sistema puede ser muy simple. Un deflector puede ser usado en la entrada del sedimentador para tomar ventaja de la tendencia del gas a fluir verticalmente en el líquido. La pendiente del deflector es alrededor de  $50^\circ$  con respecto a la horizontal, lo cual será adecuado para no impedir el regreso del lodo de los sedimentadores.

Como una alternativa de la estructura de separación gas-sólido, el uso de madera de carbón flotante en la parte superior del reactor UASB ha sido encontrado como exitoso y económico. Algunas pruebas piloto también mostraron buenos resultados con el uso de una simple trampa de sólidos en lugar de una estructura separadora en un reactor UASB (Kwan-Chow y Zhenxiang, 1991). Van Haandel y Lettinga (1994) sugieren hojas de madera dura o asbesto cemento para el separador. En lo que respecta al ángulo del separador, estos autores sugieren, que esté en un intervalo de  $45^\circ$  y  $60^\circ$  con respecto a la horizontal.

Es imprescindible la instalación del dispositivo que separa las fases Gas-Sólido, independientemente de la naturaleza del lodo contenido en el sistema. Los objetivos principales de este dispositivo son:

1. Separar el biogás del licor mezclado y de las partículas de lodo en flotación.
2. Prevenir lo más eficientemente posible el lavado de biomasa viable.
3. Permitir a los lodos separados el regreso al lecho dentro del reactor.
4. Servir como una barrera para evitar la expansión excesiva del lecho de lodos (Rivera *et al.* 1993b).

Sistema de entrada. Para reducir la canalización y corto-circuito en la cama de lodo, es necesario un sofisticado sistema de alimentación o un mezclado mecánico. Esto es

particularmente esencial bajo condiciones de operación a baja temperatura o baja carga orgánica debido a que la producción de gas será muy baja para proveer un adecuado mezclado.

Un buen sistema de entrada puede facilitar el contacto entre el lodo y el agua. En reactores a gran escala operados a altas cargas orgánicas mayores de 6 kg DQO/m<sup>3</sup>/d, un punto de distribución para cada área horizontal de 7-10 m<sup>2</sup> es reportada como suficiente. Para aguas diluidas, un punto de distribución para cada 1-2 m<sup>2</sup> es necesario cuando es obtenido un menor mezclado de gas (Kwan-Chow y Zhenxiang, 1991).

Sedimentador. El diseño del sedimentador puede depender de la carga orgánica del agua. Para aguas concentradas, la tasa de flujo es pequeña, por lo que el área del sedimentador puede ser pequeña. Para aguas diluidas, el flujo puede ser incrementado para mantener cierta carga orgánica, por lo que se requiere de una área grande del sedimentador para distribuir una menor velocidad superficial. Las dimensiones del sedimentador deben ser diseñadas para que la carga de superficie hidráulica sea mantenida alrededor de 0.7 m/h (Kwan-Chow y Zhenxiang, 1991).

### **2.3.3 Resultados de la aplicación del proceso UASB.**

La temperatura de la mayoría de los digestores está siendo controlada adecuadamente. Sin embargo, los esfuerzos por controlar el pH, son prácticamente inexistentes, aun cuando la microbiología anaerobia es más sensible al pH. La misma situación se presenta en la adición de nutrientes que aun siendo económica, generalmente no es practicada (Steiner, 2000).

Kwan-Chow y Zhenxiang (1991) mencionan que la mayoría de los trabajos de investigación realizados en sus estudios en el proceso UASB fueron llevados a cabo a temperaturas de 30 a 35°C. Sin embargo, la aplicación del proceso UASB a bajas temperaturas ambiente pueden todavía ser posible, dependiendo de la calidad del lodo anaerobio y las características del agua residual. Agregan que Lettinga y un equipo de

investigadores obtuvieron 65-85 % de eliminación de DQO en el tratamiento de residuos domésticos a temperaturas de 8-20 °C. En un estudio a escala laboratorio con agua del proceso de papa se eliminó el 97 % de la DQO a 20 °C; cuando la temperatura bajo a 10 °C se observó todavía una mayor eliminación (90 %). El proceso UASB es aparentemente superior a otros sistemas anaerobios en términos de la tasa de carga orgánica que puede ser manejada a temperaturas psicrófilas.

Monroy *et al.* (2000) muestran en su investigación que los reactores UASB aplicados en el tratamiento de aguas residuales domésticas en México trabajan en intervalos de temperatura que van desde los 10 °C hasta los 32 °C, obteniéndose porcentajes de eliminación de DQO poco variables con un valor promedio de 70 %

Conil (2001) afirma que la temperatura no afecta mucho al proceso, en el caso de aguas residuales diluidas (DQO de 300 a 700 ppm), en los estudios realizados en Latinoamérica con aguas residuales urbanas no se lograron observar limitaciones debidas a la lentitud de hidrólisis por las temperaturas de operación, las cuales fueron siempre superiores a 18°C.

El proceso UASB es una de las últimas tecnologías desarrollados en el tratamiento de aguas residuales. El mayor problema en su aplicación es el proceso de arranque y la disponibilidad de lodo granular. En general, el UASB (como un proceso anaerobio) no puede reemplazar completamente al tratamiento aerobio. Un sistema combinado anaerobio/aerobio puede proveer un camino más fiable y económico para un tratamiento de agua residual de alta eficiencia.

Este proceso puede ser seguido por sistemas de post tratamiento para eliminar nitrógeno, fósforo, azufre, sólidos suspendidos, patógenos, etc. Ha sido manifestado que un tratamiento combinado anaerobio/aerobio es más fiable y efectivo en costos que un proceso aerobio solo. En un reactor UASB híbrido el cual combina un reactor de lecho de lodo y un filtro anaerobio, donde fue obtenida una carga arriba de 28 kg DQO/m<sup>3</sup>/d. Tal sistema también fue aplicado al tratamiento de aguas residuales domésticas diluidas; se

reportaron reducciones del 95 % en DQO soluble a tiempos de retención de 4 a 6 h (Kwan-Chow y Zhenxiang, 1991).

Conil (2001) señala que la comercialización de los subproductos de una planta UASB (biogás, lodo, agua tratada) permite generar ingresos que cubren total o parcialmente los costos de operación y mantenimiento.

a) Biogás. El biogás puede ser utilizado en toda aplicación diseñada para gas natural, máquinas vía combustión interna o microturbinas. En California por ejemplo, 3 microturbinas Capstone generan arriba de 80 kW de poder eléctrico después de que el gas es comprimido, secado y filtrado y llevado a la combustión (Pichler, 2003).

Ruíz *et al.* (1995) señalan que el aprovechamiento del biogás producido en los digestores sólo presenta interés económico cuando se trata de grandes plantas. En pequeñas instalaciones, la utilización del gas puede presentar problemas de manejo y de seguridad.

La situación en nuestro país, con respecto al uso del biogás, es presentada por Monroy *et al.* (2000) quienes comentan que a pesar de que un factor importante para la selección de tratamiento anaerobio es la posibilidad de recuperar energía a través de la combustión del biogás, esto sólo se realiza en 13 plantas. Once lo usan en calderas, uno en secadores y dos para procesos de cocimiento. Esta es la tendencia alrededor del mundo debido a la inversión extra requerida para lograr tal recuperación, o como en el caso de aguas residuales doméstica debido a la baja producción de biogás. Una preocupación mayor es el hecho que al menos 54 % de las plantas instaladas en México incluso no queman el biogás producido y lo arrojan directamente a la atmósfera, contribuyendo a el efecto invernadero. Alguno de ellos sin embargo, realizan al menos la purga del biogás en sales ferrosas para fijar el sulfuro. Cabe aclarar que en las plantas con tecnología extranjera el biogás es recuperado o quemado y el problema del venteo es en los reactores diseñados localmente.

b) Lodos. A diferencia de las plantas aerobias, el lodo de los reactores anaerobios es estabilizado (fermentado), se genera en poca cantidad y es de fácil deshidratación (6 días en lechos de secado). Su comercialización es en consecuencia más fácil aunque el precio

de venta solo alcanza para pagar los costos de deshidratación, empaque y transporte. Es de todos modos una fuente nueva de material orgánico para los cultivos de la región, puede ser utilizado como acondicionador de suelos. La cantidad de lodo generada es aproximada de 0.5 m<sup>3</sup> o 20 kilos de lodo seco por 1000 m<sup>3</sup> de agua residual doméstica (Conil, 2001).

c) Agua tratada. El agua tratada de cualquier tipo, es una materia prima valiosa: agua con materia orgánica, con nutrientes, por lo que la función de diseñar una planta de tratamiento debería ser valorizarla para el desarrollo agrícola o para reuso de cualquier naturaleza en vez de verter estas aguas tratadas al cauce más cercano. La ferti-irrigación se asocia particularmente bien a los sistemas UASB que son poco eficientes en la eliminación de nutrientes, pero estos sí son requeridos por los cultivos. Nuestra zona geográfica tiene unas ventajas específicas para el reuso de las aguas residuales por ferti-irrigación:

- Existe potencialmente una alta demanda de materia orgánica para los suelos, pues la alta temperatura y humedad del trópico favorecen su descomposición.
- Existe una alta demanda de agua para los cultivos, por el calor y por la existencia en todas las regiones tropicales de estaciones secas marcadas.
- Por lo anterior ya hay un uso generalizado de los sistemas de riego, favorecido por el tamaño de las fincas, que son raramente desmembradas (Conil, 2001).

En la figura 6 se muestra la situación de nuestro país en el reuso o disposición final de las aguas residuales tratadas (industriales y domésticas) por tipo de tecnología utilizada.

En cuanto a los costos de inversión de un proceso UASB para tratamiento de aguas residuales domésticas, éstos son 3 veces inferiores a los sistemas tradicionales y costos de operación 6 veces inferiores (Conil, 1996).

Conil menciona en otro estudio (2001) que los costos de inversión para las plantas UASB son del orden de 30,000 US\$ por litro por segundo tratado, para plantas de 10 L/s, hasta menos de 15,000 US\$ por litro por segundo tratado, para plantas de más de 750 L/s. El costo de post-tratamiento es del orden del 25-30 % del valor de la inversión inicial, para

pasar de una eficiencia del 80 % en cuanto a la eliminación de materia orgánica, a un 90 % de eficiencia. Por su parte Kwan-Chow y Zhenxiang (1991) mencionan que al final de los años 80 podía ser instalado un reactor de 1000 m<sup>3</sup> por 400,000 dólares en Holanda y que el costo de instalación en Brasil para el mismo período era aproximadamente de 280 a 350 dólares/m<sup>3</sup> de reactor.

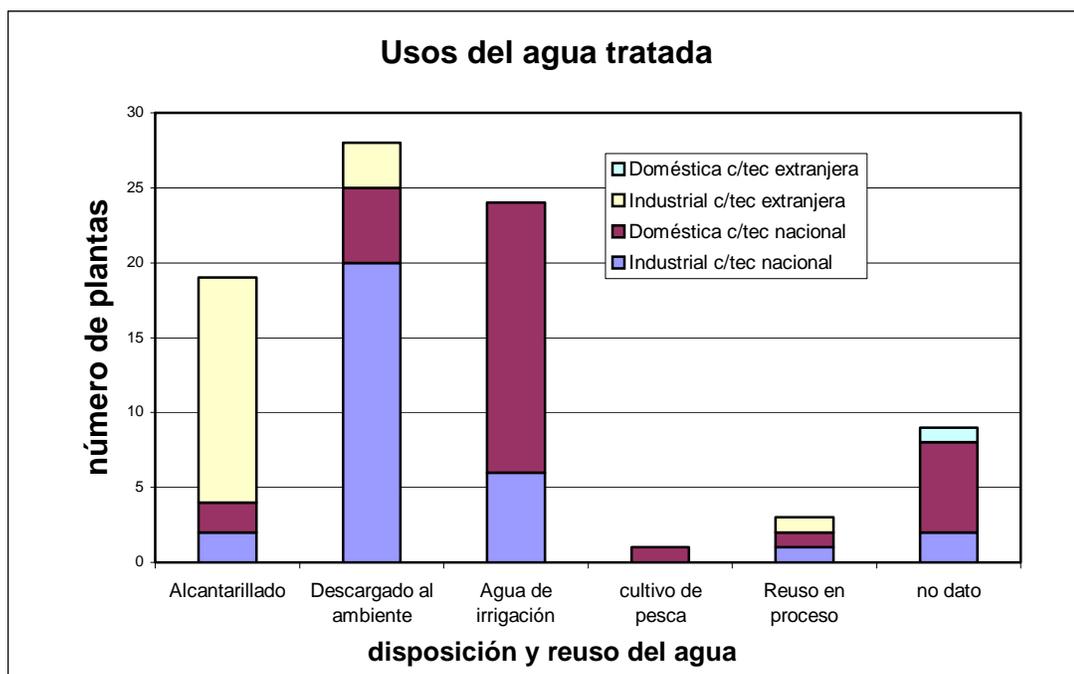


Figura 6. Usos del agua tratada por tipo de agua residual (Monroy *et al.* 2000).

Con formato

### III. MÉTODO

Eliminado: E

El trabajo experimental se llevó a cabo en las instalaciones del Instituto Tecnológico de Sonora, campus Náinari, en los laboratorios de Ingeniería Química (LV-900) durante el semestre Agosto-Diciembre 2002.

Eliminado: ON

Eliminado: *Unidad*

Con formato: Fuente:

Eliminado: e

#### 3.1 Materiales.

Con formato: Fuente: 13 pt

3 Reactores anaerobios de flujo ascendente y de lecho de lodos de 8.2 litros.

1 Bomba peristáltica de velocidad variable con 4 cabezales.

2 tanques de 200 litros.

1 Soporte para montar los reactores y la bomba.

Mangueras de poliuretano de diversos diámetros.

Conexiones en T para las mangueras.

Agua residual de UJTSON, campus Náinari.

Potenciómetro.

Probeta y cronómetro para la medición de caudales.

Materiales y equipo para determinación de DQO.

Eliminado: la

Eliminado: Unidad Náinari del

Con formato: Fuente:  
Cursiva

Eliminado: , DBO

### 3.1.1 Descripción de los reactores.

Con formato: Fuente: 12 pt

Se emplearon 3 reactores tipo UASB de geometría idéntica, construidos con tubo de acrílico de 10 cm de diámetro interior, 95 cm de altura y un volumen útil de 8.2 litros. En la parte superior de cada reactor se encuentra un dispositivo formado por un tapón de hule y un embudo invertido, con la doble función de impedir la salida de los sólidos suspendidos del efluente y favorecer la evacuación del biogás producido. El diagrama del reactor utilizado en el laboratorio se muestra en la figura 7.

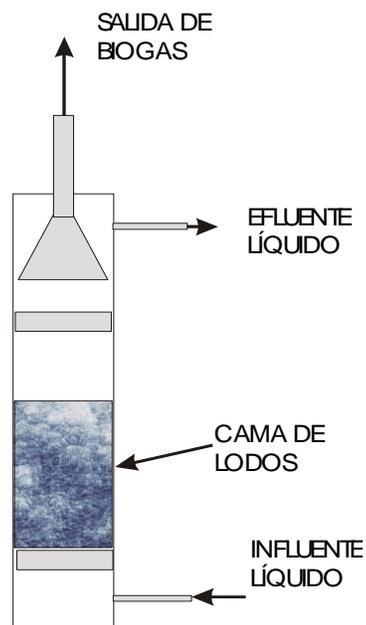


Figura 7. Representación esquemática de un reactor UASB del LV-900.

Cada uno de los reactores fue alimentado en flujo ascendente con una bomba peristáltica y diferentes cabezales. El medio de alimentación era bombeado desde un tanque de 200 litros. Todos los reactores se instalaron en una misma plataforma.

Eliminado: ¶  
¶

Los gases eran evacuados hacia una columna de medición llena de solución salina al 30% para obtener la cantidad producida.

### 3.1.2 Agua residual.

Con formato: Fuente: 12 pt

El agua residual utilizada como sustrato, proviene de la Unidad Nánari del ITSON. Esta fue muestreada en una alcantarilla que recolecta la mayor parte del agua residual de la institución.

### 3.2 Metodología.

Con formato: Fuente: 13 pt

Para realizar la prueba de tratabilidad anaerobia en los reactores UASB, se consideran 2 etapas importantes en este proceso:

Arranque. Primero se montó el equipo, se realizaron pruebas hidráulicas para asegurar que no hubiera fugas de agua. Para inocular los reactores, se utilizaron lodos ya estabilizados anaeróbiamente, procedentes de un reactor UASB de una planta de tratamiento de aguas residuales de una industria cervecera de la ciudad. Antes de introducirlos al reactor se pasaron por una criba de 2.9 mm de separación. Los reactores se inocularon con 370.8 gr de lodos aproximadamente para lograr una carga de 30 gr de SSV/litro y el resto del volumen del reactor con agua residual permaneciendo en flujo continuo de 1.04 litros/hora para obtener un tiempo de retención de 8 h durante una semana para su adaptación.

Eliminado: c

Eliminado: diges

Eliminado: anaerobio (

Eliminado: )

Pasada esta semana se continuó trabajando en la adaptación de los lodos. Se aplicaron tres velocidades diferentes para obtener tiempos de residencia hidráulica de 4, 6 y 8 horas

Eliminado: retención

(1 en cada reactor), es decir, se requerían caudales de 34.67, 23.1 y 17.3 ml/min para el orden mencionado de tiempos de residencia hidráulica. Este proceso tomó un periodo aproximado de una semana, ya que se presentaron dificultades para regular las velocidades. Los reactores fueron identificados como reactor 1, reactor 2 y reactor 3 para los tiempos de 4, 6 y 8 horas, respectivamente.

Eliminado: velocidad

Eliminado: , respectivamente

Operación. Ya instalado el equipo y estando reguladas las velocidades de entrada se empezó el periodo de toma de mediciones de los parámetros indicadores en los reactores, así como aquellos parámetros que nos darían a conocer la eficiencia de eliminación obtenida a los diferentes tiempos de residencia, hidráulica.

Eliminado: tención

Se realizó un muestreo diario del agua residual de 120 litros aproximadamente, exceptuando los fines de semana en los que se tomaba el día viernes una muestra de alrededor de 300 litros para el suministro del influente en los días sábado y domingo, ya que en estos días es casi nula la generación del agua residual. El horario de muestreo fue de 9 a 11 de la mañana, en algunas ocasiones se tomó muestra de 5 a 7 de la tarde. Estos eran los horarios en los que había mayor producción de agua residual, según las mediciones de caudales realizadas en el punto de muestreo.

Durante los primeros 21 días de operación se tomaron mediciones diarias de caudales para verificar el tiempo de residencia hidráulica, en cada reactor, medición de pH, temperatura y DQO, exceptuando los días domingo, en el influente y los 3 efluentes. A partir del día 22 de operación de los reactores, se realizaron los análisis cada 2 o 3 días. A partir de la segunda semana de operación se empezó con un estudio de tesis de licenciatura realizando mediciones de DBO, Nitrógeno total, Nitrógeno amoniacal y Coliformes totales y fecales, una vez por semana en el influente y los efluentes. Estos resultados fueron incluidos de manera resumida en este trabajo con el fin de evaluar de una manera más completa la eficiencia del proceso UASB.

Eliminado: las velocidades

Eliminado: d

Eliminado: los

Eliminado: es

Eliminado: a medir

Eliminado: .

Los métodos analíticos aplicados para la medición de los parámetros mencionados se realizaron de acuerdo a los métodos estándares. El pH y la temperatura fueron determinados utilizando un potenciómetro y la DQO se realizó por el método HACH. En el

caso de los caudales, éstos fueron calculados a partir de las mediciones de volumen y tiempo por el llenado de probetas.

En la figura 8 se presenta el sistema en operación a flujo continuo con los 3 tiempos de residencia hidráulica, se puede apreciar las corrientes de entrada y efluentes para los reactores. El influente se encontraba en un tanque en la parte posterior de los reactores y la muestra de los efluentes se tomaba al final de la manguera de cada reactor.



Figura 8. Equipo utilizado para la prueba de tratabilidad.

Eliminado: react

Eliminado: La toma de muestra para e

Eliminado: era en el

Eliminado: de alimentación

Eliminado: (

Eliminado: )

Eliminado: ¶

Eliminado:

Para el diseño del reactor anaerobio UASB se consideró principalmente los criterios que indica la bibliografía. En caso de aguas diluidas, la carga hidráulica es más importante que la carga orgánica para determinar el tamaño y forma del reactor (Van Haandel y Lettinga, 1994; Van Lier, 2000). Debido a lo anterior, se utilizaron algunos principios de transporte de fluidos indicados por Munson *et al.* (2002) y Sotelo (2001) en el diseño.

Con formato: Fuente:

Eliminado: ¶

¶

¶

## **IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN**

Los resultados se presentarán en función de los objetivos planteados, es decir, primero se presenta el resultado de la tratabilidad de las aguas residuales de la institución por un tratamiento anaerobio y en segundo término, el diseño de un reactor UASB para implementarlo en el tratamiento del agua residual generada en la unidad Náinari del ITSON.

Dentro del proyecto se realizó la caracterización de las aguas residuales a tratar en un período de un año, del 13 de febrero de 2002 al 22 de Enero de 2003. Los valores promedios obtenidos de los principales parámetros se muestran en la tabla 6:

Tabla 6. Valores promedios de la caracterización del agua residual de la Unidad Náinari.

<b>Parámetro (unidades)</b>	<b>Promedio</b>
PH	7.91
Demanda Bioquímica de Oxígeno (ppm)	262.69
Demanda Química de Oxígeno (ppm)	368.93
Sólidos Totales (ppm)	818.57
Sólidos Totales Volátiles (ppm)	384.57
Sólidos Totales Fijos (ppm)	579.13
Sólidos Suspendidos Totales (ppm)	243.37
Sólidos Suspendidos Volátiles (ppm)	196.88
Sólidos Suspendidos Fijos (ppm)	51.96
Sólidos Sedimentables (ml/l)	18.13
Grasas y Aceites (ppm)	48.67
Nitrógeno Amoniacal (ppm)	39.92
Nitrógeno Orgánico (ppm)	17.26
Nitrógeno Total (ppm)	57.77
Fósforo Total (ppm)	1.06

Nota: ppm (mg/l)

#### **4.1 Prueba de tratabilidad.**

Durante la prueba de tratabilidad, se realizaron mediciones de caudales, pH y temperatura de manera continua en el período de octubre a diciembre de 2002.

Los valores promedios de los caudales resultaron aproximados a los valores requeridos en cada reactor; es decir, presentaron valores promedio de 32.419 ml/min para el reactor 1, 24.26 ml/min para el reactor 2 y 17.179 ml/min para el reactor 3; pero como se mencionó anteriormente, el mantener los caudales estables fue el principal problema durante la prueba. Las variaciones de éstos se pueden observar en la figura 9.

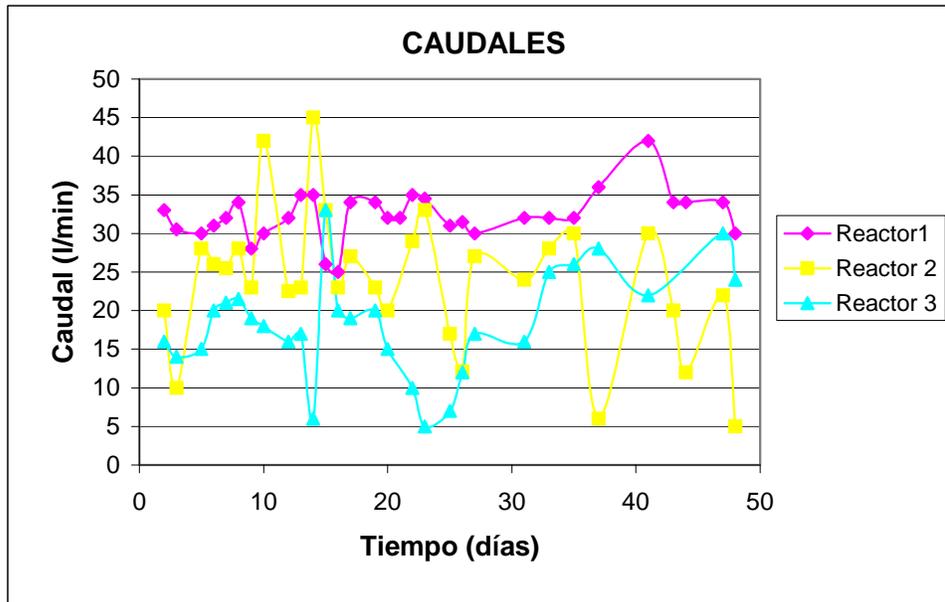


Figura 9. Comportamiento de los caudales en los reactores.

Como puede observarse en la gráfica, se presentaron variaciones en los flujos de los reactores, el reactor que mantuvo más estable su caudal fue el reactor 1, el cual manejaba la velocidad más alta, ya que era más sencillo mantenerla pues el hecho de reducir la velocidad requería de disminuir el caudal de entrada al reactor y el dispositivo utilizado ocasionaba, en ocasiones, un vacío en las mangueras y una succión, dejando de enviar agua por momentos al reactor. La presión del agua debió de haber variado la apertura y con ello modificaba el caudal de entrada, presentándose también el caso contrario al anterior, es decir, el aumento del caudal en los reactores en la mayoría de las ocasiones. Este aumento en los caudales ocasionó que el agua del tanque de alimentación bajara de nivel antes del tiempo programado y algunas mangueras que alimentaban a los reactores no alcanzaran el agua. Esto llevó a la succión de aire a los reactores, condición no favorable para un proceso anaerobio y la agitación excesiva de la cama de lodos contribuyendo al lavado de los mismos hacia el exterior.

El comportamiento del pH fue más estable (figura 10). Se presentaron menos fluctuaciones que en el resto de los parámetros en los tres reactores. Los valores

obtenidos fueron de 7.55 a 9.45 en el influente y 7.02 a 9.5 en el efluente. En su mayoría, los valores de pH estuvieron alrededor de 8. Los valores promedios de pH son 8.29 para el influente, 7.91 para el reactor 1, 7.835 para el reactor 2 y 7.826 para el reactor 3. Se presentó una ligera disminución del valor del pH en el efluente comparado con el valor de entrada, en la mayoría de los días; esto puede deberse a la producción de ácidos grasos volátiles durante la digestión anaerobia. Se recomienda efectuar un acondicionamiento del pH en el tanque homogenizador anterior al reactor UASB para que los microorganismos trabajen en condiciones óptimas, ya que las bacterias metanogénicas son muy sensibles a las condiciones de operación. El pH óptimo para estos microorganismos es de 7, aunque es permitido un intervalo de 6 a 8 para la operación de un reactor UASB (Van Haandel y Lettinga, 1994; Kwan-Chow y Zhenxiang, 1990; Rivera *et al.* 1993a).

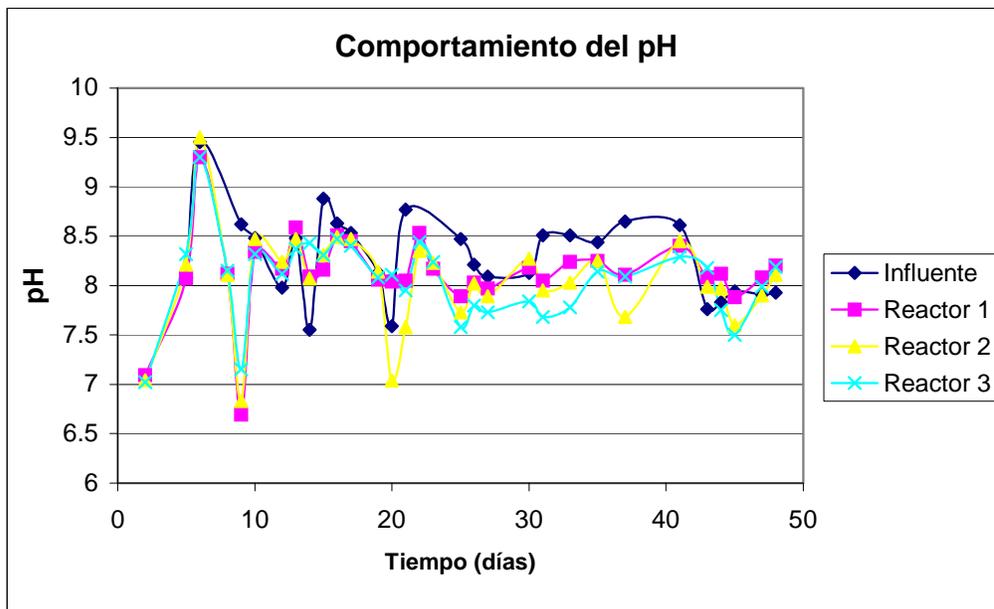


Figura 10. Comportamiento del pH en el influente y efluente de los reactores.

Las variaciones de temperatura estuvieron en un intervalo de 20 a 30 °C, con valores promedios de 22.2 °C para el influente y 23.6 °C para el efluente de los 3 reactores. La temperatura óptima de estos sistemas es arriba de los 30 °C, considerándose el intervalo

de 30 a 38 °C cómo el óptimo (Kwan-Chow y Zhenxiang, 1990; Rittmann y McCarty, 2001; Steiner, 2000). Esto puede explicar el hecho de no obtener los porcentajes de eliminación de materia orgánica esperados, ya que los microorganismos no trabajaron en sus condiciones óptimas, aunque sí se encontraban en el intervalo de operación límite para estos procesos (20 - 42 °C). Las variaciones de la temperatura se muestran en la figura 11. El periodo en el que se realizó la prueba de tratabilidad (24 de oct - 10 de dic) no permite obtener valores de temperatura mayores o cercanos a 30 °C, pero éstos no sería difícil obtenerlos en esta zona por un período mayor de 6 meses en el año. No se recomienda efectuar un calentamiento porque esto aumentaría los costos de operación del proceso UASB.

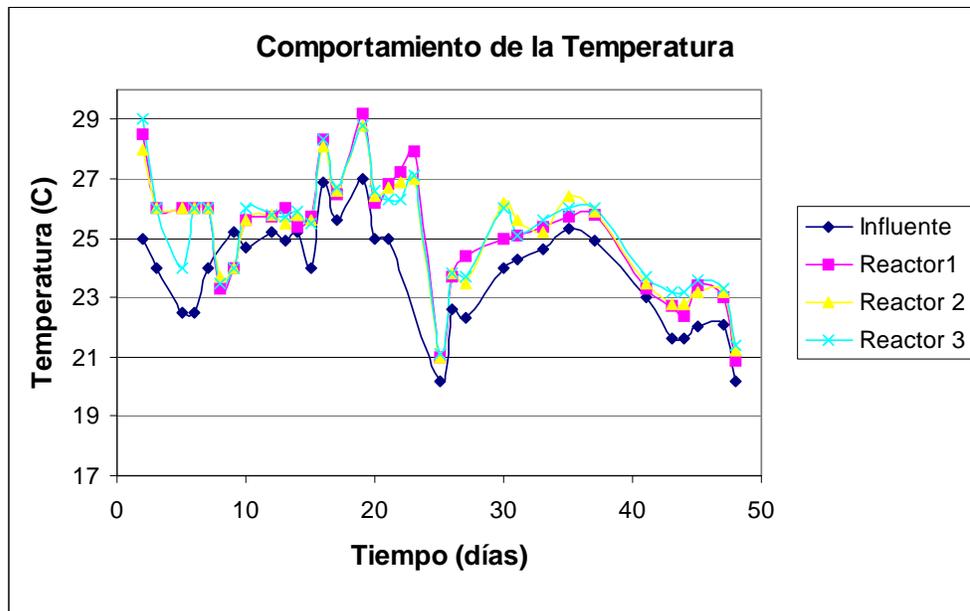


Figura 11. Comportamiento de la temperatura en el influente y efluente de los reactores.

En lo que respecta a la cantidad de materia orgánica, medida como DQO, se obtuvieron valores muy diversos. Se observó una disminución en la cantidad de materia orgánica en los efluentes de los 3 reactores, sólo el reactor 2 mostró en 4 días un valor mayor en el efluente. En este reactor se presentó una dificultad con la operación del equipo esos días

y se provocó un arrastre de una pequeña cantidad de lodos por la parte superior del reactor. Las mangueras del efluente mostraron acumulación de materia, la cual fue arrastrada hacia el exterior en algunas ocasiones al momento de realizar algunos muestreos, lo que pudo ocasionar valores de DQO mayores a los reales; no se filtraron estas muestras para no afectar más los resultados y trabajar con valores mayores y no crear una falsa expectativa con la obtención de valores menores de carga orgánica debido al filtrado de la muestra.

Se obtuvieron porcentajes promedios de eliminación de DQO del 34% para el reactor 1, 31% para el reactor 2 y 40 % para el reactor 3. Estos bajos rendimientos se presentaron principalmente por la deficiencia en la operación del equipo, se tuvieron muchos problemas para regular los flujos de entrada a los reactores, lo que ocasionó también el arrastre de lodos al exterior de los reactores y la acumulación de materia en las mangueras. El tiempo de adaptación de los lodos al nuevo influente fue muy pequeño, además que el agua de la institución presentó variaciones en los valores de DQO en el tiempo del experimento. Estos valores variaron de 208.9 mg/l hasta 1079 mg/l. Los valores promedios son: 498.24 mg/l para el influente, 328.51 mg/l en el reactor 1, 343.48 mg/l en el reactor 2 y 300.02 en el reactor 3.

El comportamiento de la DQO se presenta en la figura 12. Se observa un descenso significativo en la eliminación de DQO en los tres reactores en los últimos 10 días aproximadamente. Esto coincide con la disminución de la temperatura que se presentó en el influente en los últimos días de la prueba de tratabilidad, se empezaron a observar valores de temperatura en el influente cercanos a los 20 °C de una forma continua.

De acuerdo a la gráfica que muestra la figura 12, se observa que durante los primeros 10 días del experimento los valores de DQO eran muy parecidos en el influente que en los efluentes de los reactores a los diferentes TRH, esto pudo originarse por el lavado de lodos que hay en la etapa de arranque de los reactores UASB. Después de los primeros 10 días, se puede observar un periodo de casi 30 días en los que se presentó una marcada diferencia entre los valores de salida con respecto al influente. Cabe señalar que durante este tiempo se logró un mayor control en la operación del sistema. En la última semana se tuvieron mayores problemas para el control de los caudales, se presentó una

disminución de los valores de DQO del influente y una disminución de la temperatura, lo que pudo influir a la reducción de la eficiencia en este periodo.

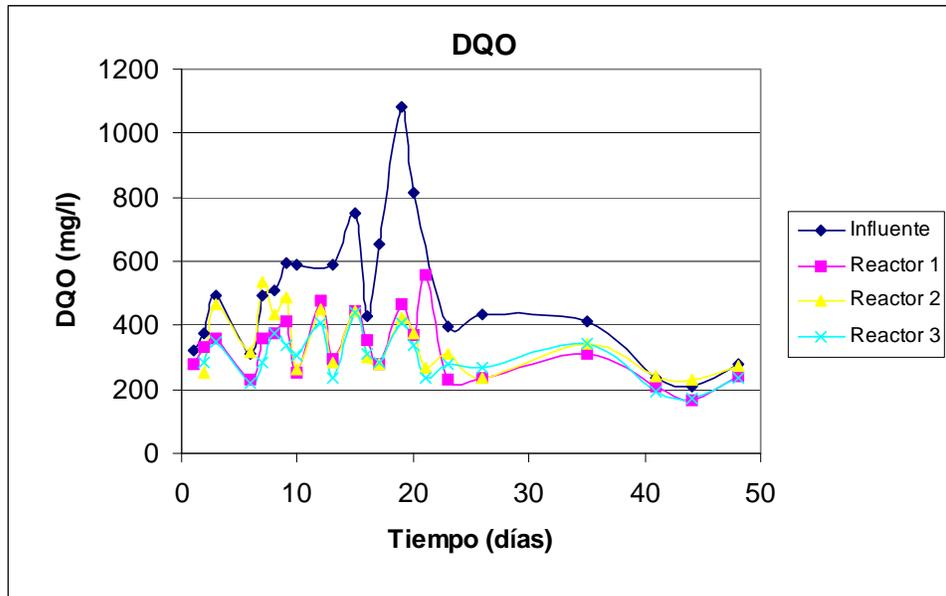


Figura 12. Eliminación de la materia orgánica, medida como DQO, para cada uno de los tiempos de residencia hidráulica evaluados.

Según lo que reporta la bibliografía (Conil, 1996; Ruíz *et al.* 1995; Kwan-Chow y Zhenxiang, 1990; Monroy *et al.* 2000) se puede obtener una eficiencia de eliminación del 55 al 75 % en DQO, la cual se podría obtener controlando las variables con las que se tuvieron dificultades, ya que en la etapa intermedia del experimento se obtuvieron eficiencias cercanas al 60 %, las cuales disminuyeron a final del semestre. Esta eficiencia pudiera aumentar con la regulación de las condiciones de operación y el ajuste del pH a un valor de 7.

La cantidad de biogás no pudo ser medida ya que no fue detectada su producción, aún cuando se veía su ascenso en el interior de los reactores. Esto se debe a que el dispositivo construido para su medición tenía fugas y la cantidad producida era poca dificultando más la medición de su producción, aunque se esperaba poca producción de

Eliminado: ¶

¶  
¶  
¶

Eliminado: ¶

¶

De acuerdo a la gráfica se observa que durante los primeros 10 días del experimento los valores de DQO eran muy parecidos en el influente que en los efluentes de los reactores a los diferentes TRH, esto pudo originarse por el lavado de lodos que hay en la etapa de arranque de los reactores UASB. Después de este periodo se puede observar una marcada diferencia entre los valores de salida con respecto al influente pero si un seguimiento en el comportamiento de subida y bajada de los valores entre el influente y los efluentes. Cabe señalar que durante este tiempo se logró un mayor control en la operación del sistema. En la última semana se tuvieron mayores problemas para el control de los caudales, además se presentó una disminución de los valores de DQO del influente lo que pudo influir a la reducción de la eficiencia en este periodo, además de la disminución de la temperatura como se mencionó anteriormente.¶

¶

biogás por la baja carga orgánica del influente. Algunos autores señalan que el aprovechamiento del biogás sólo presenta interés económico cuando se trata de grandes plantas (Ruíz *et al.* 1995; Monroy *et al.* 2000).

Durante la prueba de tratabilidad anaerobia se realizaron también mediciones de DBO, Coliformes (totales y fecales) y Nitrógeno (total y amoniacal) una vez a la semana a partir de la segunda semana de la prueba de tratabilidad. Los resultados obtenidos en el comportamiento de estos parámetros se muestran a continuación:

Hablando de la carga orgánica medida como DBO, se lograron eficiencias de eliminación del 44.5 % en el reactor 1, el 42.1 % en el reactor 2 y el 47.8 % para el reactor 3. Se puede observar en la figura 13 que no existe diferencia significativa en la eliminación de la carga orgánica medida como DBO entre los tres reactores.

**Eliminado:** obtuvo una diferencia entre el influente y los efluentes de los tres reactores

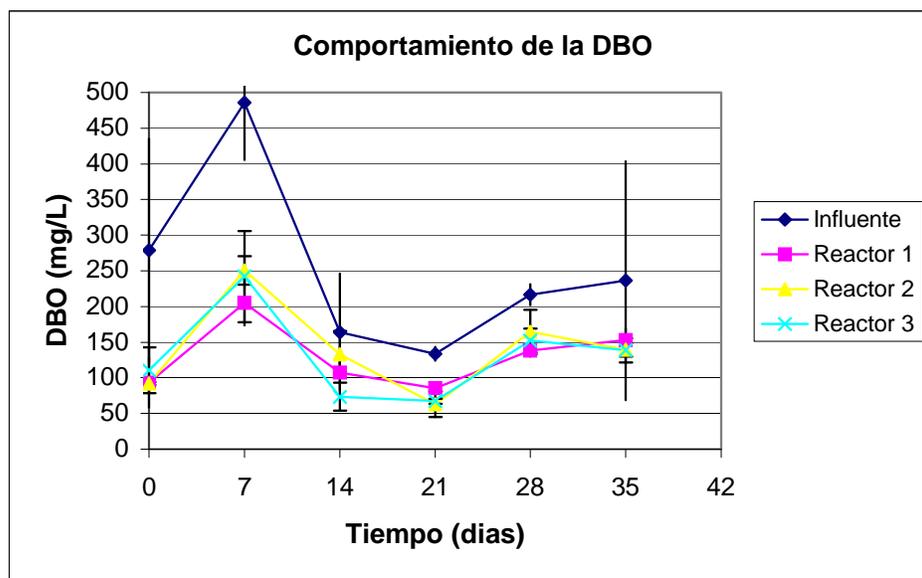
**Eliminado:** nd

**Eliminado:** Los valores promedios de DBO fueron: 187.7 mg/l para el influente, 130.3 mg/l para el reactor 1, 140.4 mg/l para el reactor 2 y 130.6 mg/l para el reactor 3.

**Eliminado:** ¶

¶

¶



**Eliminado:** ¶

Figura 13. Comportamiento de la carga orgánica, medida como DBO, para cada uno de los tiempos de residencia hidráulica evaluados.

En lo que respecta a los valores de coliformes totales y fecales, se puede observar en las figuras 14 y 15 respectivamente, que el comportamiento es muy similar para los tres reactores. Los valores promedio de coliformes totales y fecales para el influente y el efluente de los tres reactores se presenta en la tabla 7.

Eliminado: ¶

Tabla 7. Valores promedio de Coliformes totales y fecales en NMP/ml.

Eliminado: T

Eliminado: F

	Influente	Reactor 1	Reactor 2	Reactor 3
C. TOTAL	138760	36240	39640	37080
C. FECAL	38400	26640	27280	46120

Aún cuando los reactores UASB no se utilizan para la eliminación de coliformes se encontraron eficiencias de eliminación de coliformes totales entre 71.4 y 73.8 %. En lo que respecta a la remoción de coliformes fecales se obtuvieron valores de 36.6 % para el reactor 1 y 29 % para el reactor 2; sin embargo, el reactor 3 registró un incremento con respecto al influente en 2 de los muestreos realizados, lo que llevó a que el valor promedio de este reactor arrojara un valor mayor que el promedio del influente (Quintero, 2003).

Eliminado: NOTA. No se utilizó el valor de la primera semana por cambio de técnica

Eliminado: ¶

Eliminado: 52.2

Eliminado: 55.6

Eliminado: l

Eliminado: porcentaje de

Eliminado: fue de

Eliminado: 42.5 % aproximadamente

Eliminado: los

Eliminado: es

Eliminado: 2

Eliminado: ,

Eliminado: también

Eliminado: que el

Eliminado: ¶

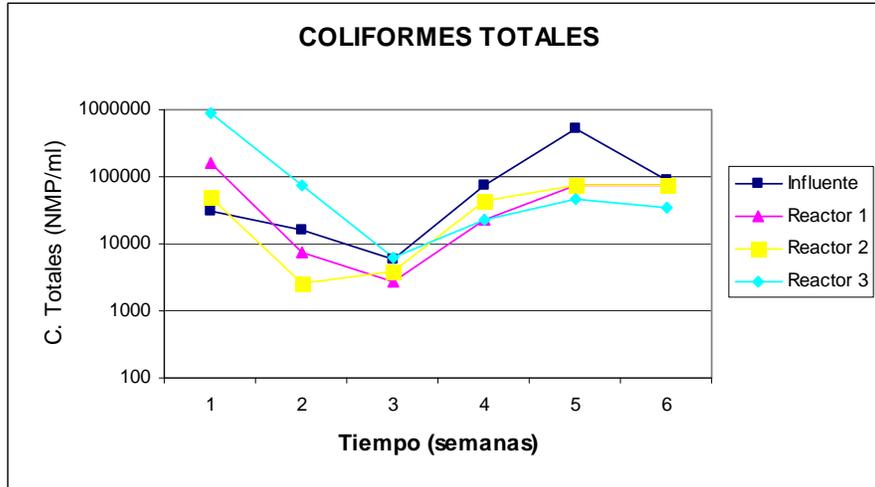


Figura 14. Comportamiento de los coliformes totales.

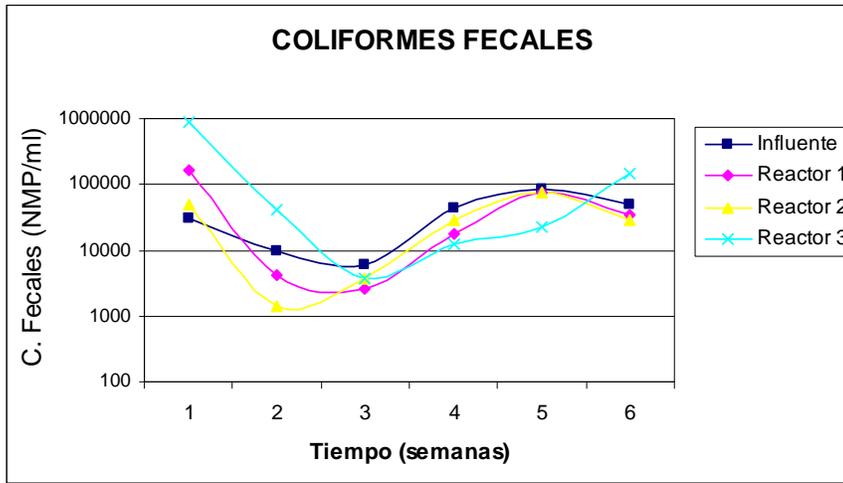


Figura 15. Comportamiento de los coliformes fecales.

En cuanto a la eliminación de Nitrógeno total y amoniacal, se obtuvo un consumo muy pequeño de nitrógeno total, entre 14.8 y 17.3 %. En lo que respecta al consumo de nitrógeno amoniacal se presentaron consumos sin diferencia significativa entre los tres reactores, con valores entre el 14 y 16.7 %. En cuanto a los valores promedio presentados en la tabla 8, se observa que los valores son muy semejantes en cuanto al consumo de Nitrógeno total y amoniacal. De manera similar al comportamiento de los coliformes, se obtuvieron, en algunos casos, valores mayores en el efluente que en el influente. Esto se originó por los problemas en la operación ya mencionados, ya que al momento del muestreo para estas pruebas se había tenido una agitación de la cama de lodos por la entrada de aire y el arrastre del mismo. El comportamiento del Nitrógeno total y amoniacal se muestran en la figura 16 y 17, respectivamente.

Tabla 8. Valores promedio de Nitrógeno total y amoniacal en mg/l.

	Influente	Reactor 1	Reactor 2	Reactor 3
Nitrógeno total	201.09	166.23	171.43	170.91
Nitrógeno amoniacal	180.26	150.16	155.03	153.08

Eliminado: ¶

Eliminado: ¶

	120633.3
eliminando 0	1387

Colif	
Tiempo (días)	Influente
0	300
14	100
21	60
28	440
35	840
42	480
	370
eliminando 0	384

Influente

¶

Figura 15. Comportamiento de los coliformes fecales.¶

Con formato: Centrado

Eliminado: T

Eliminado: A

Eliminado: 2

Eliminado: 2

Eliminado: 5

Eliminado: 21.6

Eliminado: 23.3

Eliminado: El reactor 1 presentó un porcentaje de eliminación de nitrógeno amoniacal de 23.3, mientras que en el reactor 2 y 3 los porcentajes fueron de 21.6 y 23.2 %.

Eliminado: T

Eliminado: T

Eliminado: nitrógeno

Eliminado: n

Eliminado: T

Con formato: Justificado

Eliminado: A

Eliminado: 25

Eliminado: ¶

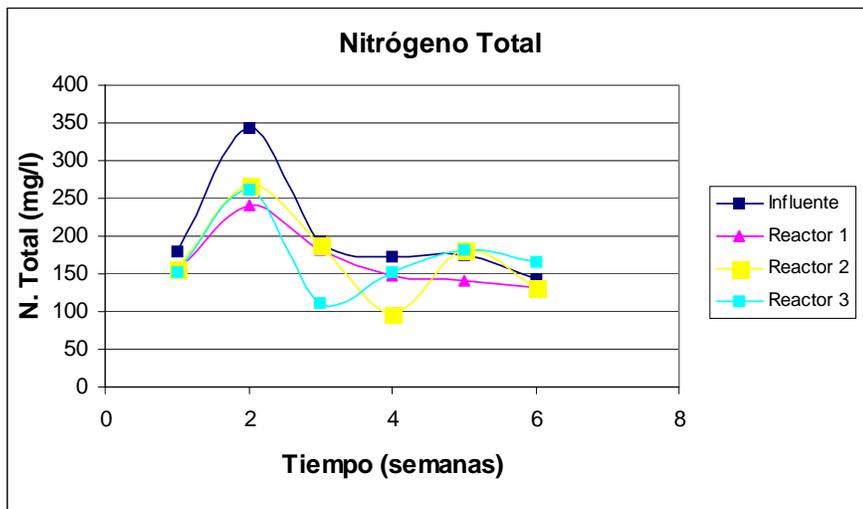


Figura 16. Comportamiento del Nitrógeno total.

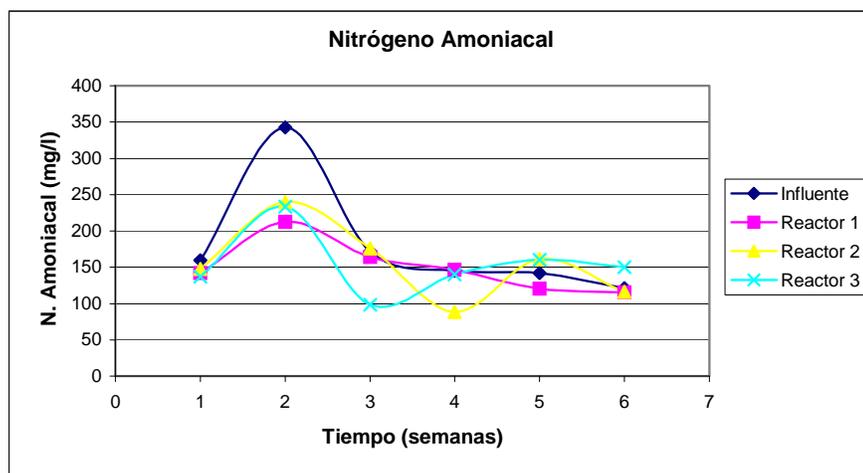
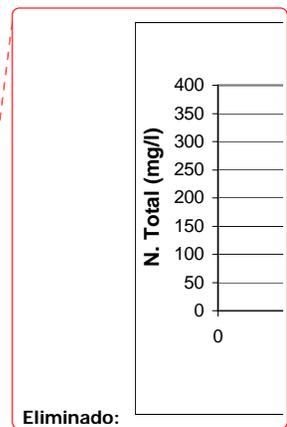


Figura 17. Comportamiento del Nitrógeno amoniacal.



Eliminado: ¶

Eliminado: 6

Eliminado: Total y

Eliminado: A

Las bajas eficiencias obtenidas respecto a las reportadas en la literatura, se puede deber, como se mencionó anteriormente, al tiempo de adaptación de los microorganismos a su nuevo flujo de alimentación y al nuevo influente, ya que estos lodos trabajaban con valores de caudal y carga orgánica muy elevados comparados con el agua de esta institución, la cual presenta una carga orgánica baja para este tipo de reactor. Aún con

aguas residuales diluidas (valores menores de 500 mg/l) se han obtenido eficiencias mayores del 60 %, no se logró en este caso pero las razones pudieron ser los parámetros de operación fuera de control como es la temperatura y pH del influente, el corto tiempo de arranque con el que se contó, así como una concentración variable del influente lo que dificulta obtener una concentración fija del efluente para cada tiempo de residencia hidráulica y la estabilización del sistema.

Con los datos obtenidos durante el presente estudio y los obtenidos en anteriores investigaciones, se recomienda la combinación del sistema anaerobio con un proceso aerobio con el fin de cumplir con la norma de descarga y más aún, con las características de un agua para su reuso en el riego de áreas verdes. Esta combinación representa según algunos autores una opción viable para el logro de un agua con excelente calidad, además de disminuir de los costos de operación del 30 al 60% (Conil, 1996; Conil, 2001; Ruíz *et al.* 1995).

## 4.2 Diseño del reactor UASB.

### 4.2.1 Dimensiones del reactor UASB.

Después de haber probado con 3 tiempos de retención hidráulica (4, 6 y 8 horas) se determina que el tiempo de retención elegido para el reactor sea el de 6 horas debido a que las diferencias de eliminación entre los 3 tiempos fue muy pequeña (en porcentaje) y la literatura recomienda este tiempo de 6 horas como suficiente para alcanzar eficiencias de tratamiento satisfactorias en regiones donde el clima es mayor a 18 °C (Van Haandel y Lettinga, 1994; Van Lier, 2000).

Para determinar el volumen del reactor se utilizó la fórmula  $V_r = Q_i (TRH)$ , donde:

$V_r$ : Volumen del reactor; TRH: Tiempo de residencia hidráulica y  $Q_i$ : Caudal. Según las mediciones de caudales realizadas en la institución, se obtuvo un caudal promedio de 100 m<sup>3</sup>/día.

$$V_r = 100 \text{ m}^3/\text{día} (6\text{hr}) = 4.17 \text{ m}^3/\text{h} (6 \text{ h}) = 25 \text{ m}^3.$$

**Eliminado:** Para el diseño del reactor anaerobio UASB se consideró principalmente los criterios que indica la bibliografía. En caso de aguas diluidas, la carga hidráulica es más importante que la carga orgánica para el tamaño y forma del reactor (Van Haandel y Lettinga, 1994; Van Lier, 2000).¶

**Con formato:** Color de fuente: Rojo

**Eliminado:** ¶

Considerando que la velocidad máxima promedio recomendada para favorecer la retención de los lodos dentro del reactor es de 1m/h (Van Haandel y Lettinga, 1994; Rivera *et al.* 1993). Entonces el área, considerando el caudal y la velocidad máxima de ascenso del agua ( $V_{h,max}$ ), sería:

$$A = Q / V_{h,max} = 100 \text{ m}^3\text{d}^{-1} / 1\text{mh}^{-1} = 4.17 \text{ m}^2.$$

Se tomó una figura cuadrada para determinar las dimensiones del reactor, ya que ésta requerirá una menor superficie exterior del reactor, traduciéndose en un menor costo de construcción; así, el reactor medirá **2.04 m** de cada lado aproximadamente y la **altura** será de **6 m**, según la ecuación:  $h = V/A = 25 \text{ m}^3 / 4.17 \text{ m}^2$ .

El material del reactor será de concreto con una cubierta de material liner (polietileno de alta densidad) de un espesor de ¼ de plg o con impermeabilizante de concreto.

La zona de sedimentación en la mayoría de los reactores UASB asciende al 15-20 % del volumen total del reactor. Considerando un 20 % de volumen total del reactor, tenemos que el volumen y la altura de la zona de sedimentación son:

$$V = 25\text{m}^3 * .2 = 5\text{m}^3, \quad \text{alto} = 5 \text{ m}^3 / \text{Area} = 5 / 4.17 = 1.20 \text{ m}.$$

Una sección más grande de sedimentación puede ser ventajosa para la retención de lodos, lo cual es importante para aguas diluidas. Además una mayor profundidad aumentará la concentración de  $\text{CO}_2$  disuelto y por lo tanto una disminución del pH, lo cual sería deseable ya que los valores de pH de esta agua están muy cercanos al límite superior máximo de condiciones óptimas.

#### 4.2.2 Dimensiones de la fase separadora.

Esta fase es muy importante en un reactor UASB, algunas de sus funciones son: coleccionar el biogás que se escapa de la fase líquida, permitir la sedimentación de los sólidos suspendidos en la parte más alta del separador y ayudar a mantener una concentración baja de SST en el efluente.

Eliminado: ¶

Esta fase puede estar compuesta por una estructura colectora de gas en la superficie y unas placas deflectoras debajo. Como el reactor es de un volumen pequeño se pondrán una hilera con 2 deflectores y un separador del biogás. Los principales criterios para esta fase, según Van Lier (2000), son:

- La pendiente del separador con respecto a la horizontal es de 45 a 60 °
- El área libre entre los colectores de gas deben ser del 15 al 20 % del área del reactor.
- La altura del separador es de 1.5 a 2 m para reactores de 5 a 7 m de altura.

Eliminado: &lt;sp&gt;

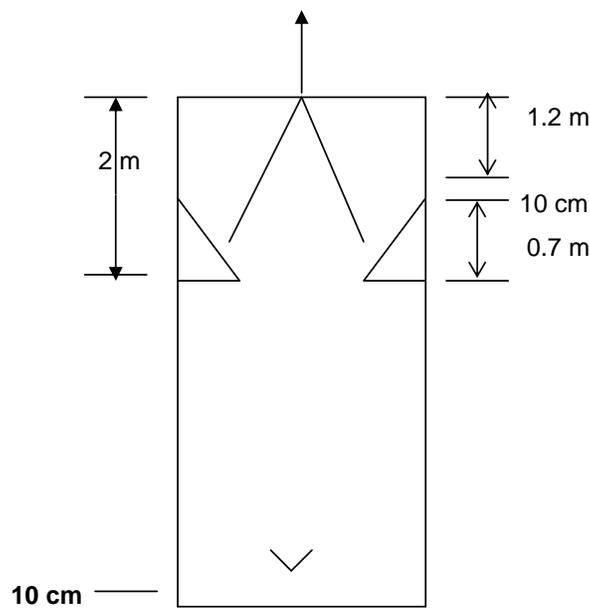


Figura 18. Dimensiones del reactor.

Eliminado: ¶

Eliminado: 7

Como puede observarse en la figura 18, la altura de los separadores y deflectores es de 2 m; éste es el valor máximo para reactores con alturas como la propuesta. Si la altura de la zona de sedimentación es de 1.2 m, la altura de los deflectores sería de 70 cm si además se considera un espacio de separación entre estos dispositivos de 10 cm.

Eliminado: 7

### 4.2.3 Colector de biogás.

Eliminado: ¶

Para dimensionar las mamparas se optó por tener un área libre del 20 %, esto con el fin de ocupar menor cantidad de material y disminuir la velocidad de salida del efluente para evitar el arrastre de lodos.

Se tiene una superficie de  $4.17 \text{ m}^2$ , el 20 % sería  $0.834 \text{ m}^2$ , por lo que el área que ocuparía el colector de biogás es de  $3.336 \text{ m}^2$ , con este valor y las dimensiones del reactor, se tendrían que la apertura del colector sería de 1.64 m y el ángulo formado con respecto a la horizontal es de  $56^\circ$  aproximadamente, lo que facilitaría el retorno de los lodos hacia la zona de digestión.

### 4.2.4 Deflectores.

Se proponen 2 deflectores laterales pegados a la paredes del reactor, éstos deben cubrir una distancia entre 10 y 20 cm del colector del biogás para evitar el desvío del mismo a la zona de sedimentación, por lo que sus dimensiones serían: altura de 70 cm y ancho de 40 cm. Con estos valores se forma un ángulo de  $60^\circ$ . Esta fase separadora se muestra con sus dimensiones en la figura 19.

Eliminado: 8

Con estas dimensiones se lograron ángulos que requerirán de una menor cantidad de material para su construcción y además, una pendiente más pronunciada para el retorno de lodo que haya subido a esta fase.

La cantidad de material para los deflectores será:  $2.04 \text{ m} * 0.806 \text{ m} = 1.644 \text{ m}^2$  + la parte inferior:  $0.40 \text{ m} * 2.04 \text{ m} = 0.816 \text{ m}^2$ . **Total = 2.46 m<sup>2</sup>.**

El material para el colector del biogás es:  $1.45 \text{ m} * 2.04 \text{ m} = 2.96 \text{ m}^2$  y puede utilizarse fibra de vidrio o acrílico.

Eliminado: &lt;sp&gt;

Eliminado: &lt;sp&gt;

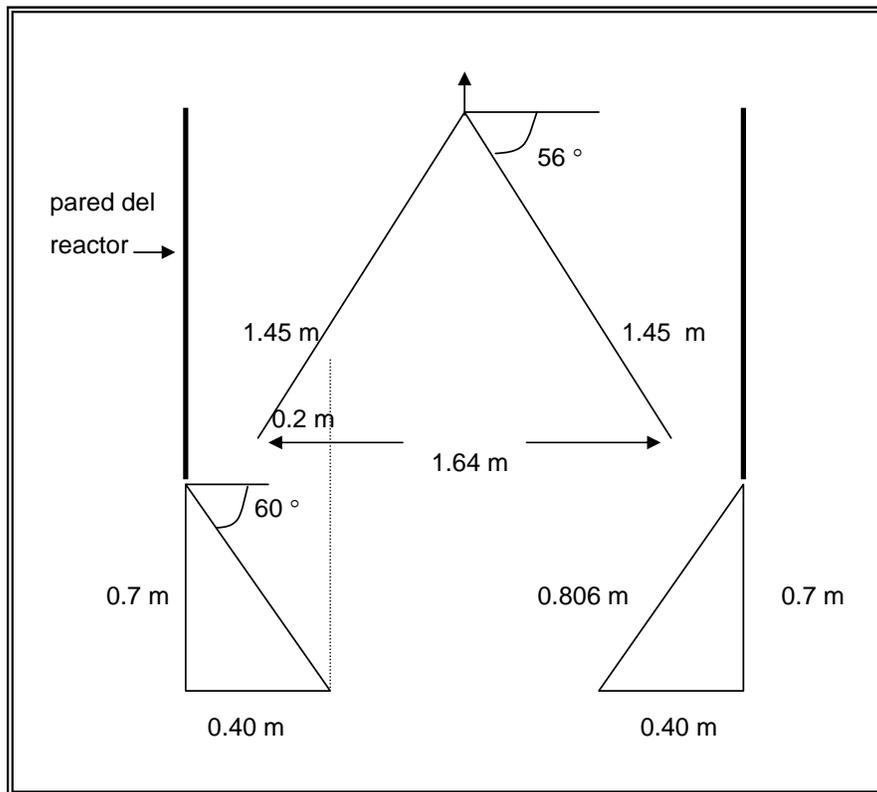


Figura 19. Dimensiones de la fase separadora.

Eliminado: 8

En esta sección se pondrá la tubería para coleccionar el biogás, la cual será de PVC de un diámetro nominal de 1 1/2 pulg, ya que se recomienda que el diámetro del tubo encima del colector de biogás sea más ancho que el que el tubo en la parte de abajo, utilizado para la distribución del influente, para crear diferentes velocidades en las 2 zonas.

#### 4.2.5 Distribución del influente.

El influente se bombeará de un tanque homogenizador con un caudal aproximado de 69 l/min (100 m<sup>3</sup>/d). El arreglo del influente se muestra en la figura 20, éste se compone de una entrada al reactor de tubería de PVC con ramificaciones para una mejor distribución

del influente. Estos deben estar a una altura entre 100 y 200 mm encima del fondo del reactor para promover el contacto entre los lodos y el agua residual.

La distribución es:

$Q = 100 \text{ m}^3 / \text{día} = 0.001157 \text{ m}^3 / \text{seg}$ . Si la velocidad media más económica en tuberías de descarga en bombas es de 1.5 a 2 m/s, tenemos entonces:

$Q = V * A$ ,  $A = Q / V = 0.001157 \text{ m}^3 \text{ seg}^{-1} / 2 \text{ m seg}^{-1} = 5.787 \times 10^{-4} \text{ m}^2$ . El diámetro de la tubería es de 2.71 cm, lo que equivale a una tubería de 1 pulgada de diámetro nominal.

Esta tubería se dividiría en 6 salidas en ángulo de 45° con una longitud de 85 cm, separados cada 60 cm para una mejor distribución del influente, las tuberías serían de:

$Q = 1.16 \times 10^{-3} \text{ m}^3 \text{ seg}^{-1} / 6 = 1.9 \times 10^{-4} \text{ m}^3 / \text{seg}$  en cada tubería. Si tenemos una tubería de 1/2 pulg de diámetro nominal (17.2 mm de diámetro interior) con un área transversal de  $3.2 \times 10^{-4} \text{ m}^2$ , la velocidad del influente por la tubería es de 0.6 m/seg.

Si se consideran 6 orificios en cada tubería, unos dirigidos hacia arriba y otros hacia abajo, se tendría un caudal de  $3.2 \times 10^{-5} \text{ m}^3 / \text{seg}$  en cada orificio. Los orificios serán de 5 mm y el influente saldrá con una velocidad de 1.63 m/s.

#### **4.2.6 Colector del efluente.**

El efluente debe ser colectado en la parte superior del reactor lo más uniforme posible. La mayoría utilizan unas zanjas horizontales con muescas en V a distancias regulares.

Primeramente para colectar el efluente se utilizarán unas canaletas en la parte superior del reactor las cuales enviarán el agua hacia un colector final. Para el dimensionamiento de estas canaletas se utilizaron los principios de flujo de fluidos en secciones no circulares, aplicando la ecuación de Manning para el cálculo de velocidades y caudales (Sotelo, 2001).

$Q = A \cdot V = A (1/n \cdot R_h^{2/3} S_f^{1/2})$ , donde:

$R_h$  = radio hidráulico = (Área / Perímetro mojado)

$S_f$  = pendiente de la canaleta

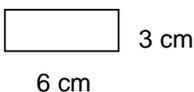
$n$  = depende del material del que está construido la sección. Se propone hacerlas canaletas de fibra de vidrio o acrílico. El valor de  $n$  para el vidrio es de 0.010 (Munson *et al.* 2002)

La canaleta se propone de sección rectangular con el doble de ancho que de altura, según se indica que propicia condiciones óptimas de operación.

El caudal de operación es de  $Q = 100 \text{ m}^3 / \text{día} = 0.001157 \text{ m}^3 / \text{seg}$ , debido a que es un caudal muy pequeño se recomienda utilizar sólo 2 canaletas las cuales aportarían  $5.787 \times 10^{-4} \text{ m}^3 / \text{seg}$  cada una. Con esta información y el valor de la pendiente recomendado del 0.5 % se determinó las dimensiones de la canaleta.

Sustituyendo los valores en:  $Q = A (1/n \cdot R_h^{2/3} S_f^{1/2})$

$$5.787 \times 10^{-4} \text{ m}^3 / \text{seg} = 2y^2 (1/0.010 \cdot (0.5 y)^{2/3} 0.005^{1/2}) \therefore y = 2.7 \text{ cm} .$$

La sección transversal de la canaleta es de:  3 cm  
6 cm

A la dimensión de la altura se le agrega lo que respecta a las muescas en V por las que entrará el agua a las canaletas, se propone que la altura sea de 1.5 cm y que forme un ángulo de 90°. El caudal que entraría en cada muesca que simula un vertedero se puede determinar mediante la ecuación:

$Q = 1.34 (h)^{5/2} = 1.34 (0.015 \text{ m})^{5/2} = 3.69 \times 10^{-5} \text{ m}^3 / \text{seg}$ . Para entregar el caudal necesario a cada canaleta se requieren de 16 muescas, 8 de cada lado, separadas aproximadamente 25 cm una de otra.

Se recomienda colocar unas pestañas en la orilla de las canaletas para que favorezca el regreso del lodo que pudiera ir hacia la superficie. Las dimensiones de las canaletas serían:

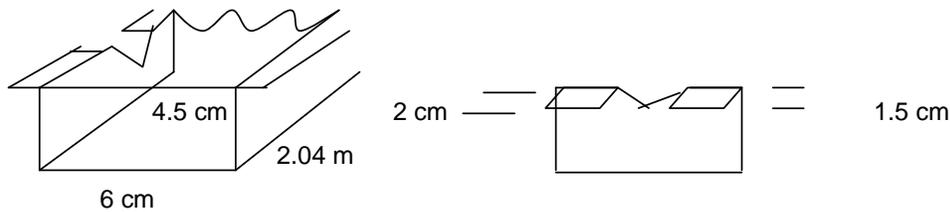


Figura 20. Dimensiones de las canaletas con las muescas en V.

Eliminado: 19

Se colectará el efluente total en otra canaleta colocada de manera transversal a las otras 2 canaletas, con las siguientes dimensiones:

$$Q = A \left( \frac{1}{n} \cdot R_h^{2/3} \cdot S_f^{1/2} \right)$$

$$0.001157 \text{ m}^3/\text{seg} = 2y^2 \left( \frac{1}{0.010} \cdot (0.5 y)^{2/3} \cdot 0.005^{1/2} \right) \therefore y = 3.5 \text{ cm de alto y } 7 \text{ cm de ancho.}$$

#### 4.2.7 Características y cantidad de lodos.

Se recomienda utilizar lodos ya digeridos en condiciones anaerobias, para disminuir el tiempo de estabilización de los mismos. En caso de utilizar la misma procedencia de los lodos empleados en la prueba de tratabilidad, cómo inóculo para el reactor, se requerirá la siguiente cantidad de lodos:

Caracterización de los lodos utilizados: 6.7 gr de SSV /10 gr de lodo y una densidad de 1.04 gr/ml.

Los requerimientos indicados por la bibliografía para una operación óptima del reactor son de 20 a 30 kg SSV/m<sup>3</sup> de volumen del reactor (Field, 2002). Si se toma el valor máximo

para asegurar la cantidad de sólidos necesaria para degradar la materia orgánica presente en el agua residual y el volumen del reactor de  $25 \text{ m}^3$ , necesitaríamos 750 kg de SSV y por lo tanto 1119.4 kg de ese lodo, aproximadamente. Esto equivale, considerando la densidad del lodo utilizado, un volumen  $1.08 \text{ m}^3$ .

En caso de utilizar otro inóculo, se pasará por la misma metodología para conocer la cantidad de lodo a aplicar, puede utilizarse un pequeño excedente para prevenir una disminución de la cantidad de los mismos con el lavado que se puede presentar al momento del arranque del reactor.

En la figura 21, se muestra el reactor propuesto para el tratamiento del agua residual del Instituto Tecnológico de Sonora, *campus* Náinari.

Eliminado: 0

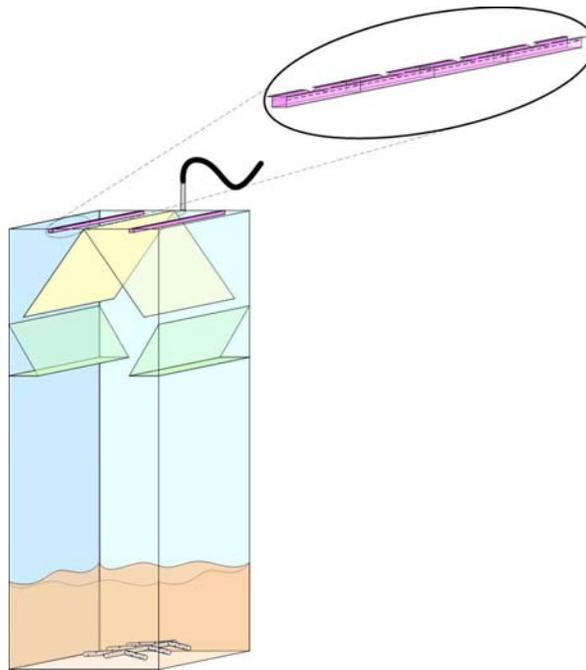


Figura 21, Reactor UASB propuesto.

Eliminado: 0

Con formato: Izquierda

## V. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

La prueba de tratabilidad anaerobia realizada para el agua residual del Instituto Tecnológico de Sonora campus Náinari, en reactores UASB a tres tiempos de retención hidráulica distintos (4, 6 y 8 horas) no mostró diferencias significativas en los porcentajes de eliminación de ninguno de los parámetros medidos por lo que se propone utilizar un tiempo de retención de 6 horas ya que este tiempo ha mostrado, en otros estudios realizados, ser suficiente para obtener buenos niveles de eliminación de la materia orgánica.

Con formato: Fuente:

Eliminado: *la Unidad*

Eliminado: del ITSON

En este estudio la eliminación de materia orgánica, medida como DQO, estuvo en un intervalo del 31 al 40 % por lo que no cumplió con la hipótesis propuesta de eliminar al menos el 60 % de la materia orgánica. Lo anterior pudo haberse debido a los problemas que se tuvieron durante la prueba para regular algunos parámetros importantes como fueron los caudales y el pH. Se recomienda instalar un dispositivo para regular el caudal

de entrada y regular el pH a la entrada del reactor a un valor de 7 ya que los microorganismos que participan en la digestión anaerobia son muy susceptibles a las condiciones de pH presentes en el reactor por lo que se debe buscar la operación en condiciones óptimas y así el sistema mejore su eficiencia. No se estima necesario cambiar las condiciones de temperatura ya que esto implicaría gastos de operación y en la región se cuenta con temperaturas del agua mayores a 20 °C la mayor parte del año. Por otra parte, la eliminación de la carga orgánica medida como DBO tuvo porcentajes de eliminación entre 42 y 47 %. Los coliformes totales presentaron una eliminación del 71, al 74 %, mientras que en los coliformes fecales se presentó una eliminación aproximada entre el 29 y 37 %. En lo que respecta a la eliminación de Nitrógeno total y amoniacal, se obtuvieron eliminaciones del 15 al 17 % y del 14 al 17 %, respectivamente.

Aún cuando la tecnología UASB es utilizada mayormente en el tratamiento de aguas residuales con alta carga orgánica, se propone su implementación para el tratamiento de las aguas residuales de la institución, ya que demanda menores costos de operación que otros sistemas de tratamiento, es más sencilla su operación, además de representar una opción viable por la temperatura promedio presente en el año. Se recomienda la instalación de un reactor UASB, seguido de un tratamiento aerobio para poder cumplir con las normas de descarga al alcantarillado o para el reuso, según la disposición final que se le dé al agua.

Se recomienda buscar cumplir con la norma para el reuso en áreas verdes, debido a la ubicación geográfica de la institución en una zona desértica y a la poca disponibilidad de este recurso.

- Eliminado: de alrededor al
- Eliminado: 50 %.
- Con formato: Color de fuente: Rojo
- Eliminado: 52
- Eliminado: 55
- Eliminado: del
- Eliminado: 42
- Eliminado: 2
- Eliminado: 5
- Eliminado: 21
- Eliminado: 23

Eliminado: ¶  
¶  
¶

## BIBLIOGRAFÍA

Con formato: Primera página diferente

Con formato: Nivel 1

Benayas J. 1989. **EL AGUA Guía para educación ambiental**. Gobierno de Nacarra. Departamento de ordenación del territorio, vivienda y medio ambiente.

Con formato: Fuente: Negrita

Conil Philippe. 2001. La tecnología anaerobia UASB en el tratamiento de las aguas residuales domésticas: 10 años de desarrollo y maduración en América Latina. (25 pags).

Eliminado: ?

Waterloo Bélgica. [www.bio-tec.net/residuales.html](http://www.bio-tec.net/residuales.html). Recuperado en junio de 2003.

Conil Philippe. 1996. La utilización de los sistemas UASB para el tratamiento de las aguas residuales domésticas: un sistema innovador para reducir los costos de inversión y de operación en los países tropicales. Cali, Colombia. (6 pags) <http://www.bio-tec.net/publicaciones/concil27.doc>. Recuperado en junio de 2003.

Con formato: Nivel 1

Con formato: Fuente:

Eliminado: U

Con formato: Fuente:

Eliminado: NATURALEZA

Con formato: Fuente:

Eliminado: Tratamiento

Eliminado: , evacuación y reutilización de aguas residuales

Con formato: Fuente:

Con formato: Español (México)

Con formato: Fuente:

Eliminado: e

Con formato: Fuente:

Con formato: Inglés (Estados Unidos)

Eliminado: ags

Con formato: Fuente: Negrita, Español (México)

Con formato: Francés (Francia)

Eliminado: Revisión técnica en los procesos UASB

Con formato: Inglés (Estados Unidos)

Con formato: Inglés (Estados Unidos)

Con formato: Fuente:

Eliminado: p

Field Jim. 2002. [www.uasb.org](http://www.uasb.org)

Kemmer Frank y McCallion John. 1998. **MANUAL DEL AGUA Su naturaleza, tratamiento y aplicaciones**. Tercera edición. McGraw Hill. Colombia.

Herrera T. Ma. Antonieta. 1996. Diseño de un digestor anaerobio de flujo ascendente con lecho de lodos para el tratamiento de agua residual de granja porcina. Tema de sustentación. Instituto Tecnológico de Sonora. Cd. Obregón, Sonora. México. 70 pags

Kleerebezem Robbert y Macarie Hervé. 2003. Treating Industrial Wastewater: Anaerobic digestion comes of age. **Chemical Engineering**. April 2003. Pp: 56-64.

Kwan-Chow Lin y Zhenxiang Yang. 1991. Technical review on the UASB process. **International Journal Environmental Studies**. Vol. 39, Pp:203-222. Gordon and Breach Science Publishers S.A. Printed in the United Kingdom.

Metcalf y Eddy, 1994. **INGENIERÍA SANITARIA tratamiento, evacuación y reutilización de aguas residuales**. Segunda edición. Mc Graw-Hill. Colombia.

Eliminado: .  
Con formato: Fuente: Negrita

Monroy Oscar, Famá Graciela, Meraz Mónica, Montoya Leticia y Macarie Hervé. 2000. Anaerobic digestion for wastewater treatment in Mexico: State of the technology. **Water Resources**, 34 (6):1803-1816. Printed in Great Britain.

Con formato: Inglés (Estados Unidos)  
Eliminado: La digestión anaerobia para aguas residuales en M  
Eliminado: é

Munson Bruce R., Young Donald F., Okiishi Theodore H.. 2002. **Fundamentos de Mecánica de Fluidos**. Editorrial LIMUSA WILEY. México, D.F. Pag. 639

Eliminado: Estado de la tecnología  
Con formato: Inglés (Estados Unidos)

Pichler Andreas. 2002. Feedstock processing equipment for anaerobic digesters. **Biocycle energy**. Feb. 2002, 44 (2):62.

Con formato: Fuente: Negrita, Español (México)  
Con formato: Español (México)

Quintero Z. 2003. Evaluación de un reactor anaerobio de flujo ascendente para tratar las aguas residuales generadas en la Unidad Náinari del ITSON. Tesis de Licenciatura. Instituto Tecnológico de Sonora. Cd. Obregón, Sonora, México.

Eliminado: Vol  
Eliminado: No  
Eliminado: , pag  
Eliminado:

Rivera R. Rita, Rodríguez R. Gastón, Razo F. Elías y Bremauntz M. Pilar. 1993. Algunos aspectos acerca del proceso de digestión anaerobia. Parte I: Microbiología. **Revista latinoamericana de microbiología**. 35: 451-453.

Eliminado: Impreso en Gran Bretaña  
Con formato: Fuente:  
Eliminado: (867 pags)  
Con formato: Fuente:  
Eliminado: Vol.  
Eliminado: Feb. 2002. No. 2. pag. 62.

Rivera R. Rita, Rodríguez R. Gastón, Razo F. Elías y Bremauntz M. Pilar. 1993. Algunos aspectos acerca del proceso de digestión anaerobia. Parte III: El reactor UASB. **Revista latinoamericana de microbiología**. 35: 469-475.

Eliminado: uria  
Eliminado: la eficiencia de proceso UASB  
Eliminado: para I  
Eliminado: Ingeniero ... [1]

Rittmann Bruce, McCarty Perry. 2001. **BIOTECNOLOGÍA DEL MEDIO AMBIENTE, Principios y aplicaciones**. Editorial McGraw-Hill. España.

Eliminado: ON  
Con formato: Fuente:  
Con formato: Fuente:  
Con formato: Fuente:

Ruíz Isabel, Álvarez Juan Antonio y Soto Manuel. 1995. El potencial de la digestión anaerobia en el tratamiento de aguas residuales urbanas y efluentes de baja carga orgánica. Coruña España. www.g.unsa.edu.ar. Recuperado en noviembre de 2002.

Eliminado: p  
Eliminado: México  
Eliminado: ?  
Eliminado: pág internet?  
Con formato ... [2]  
Con formato ... [3]

Sans Fonfría Ramón y Ribas Joan de Pablo. 1989. **Ingeniería Ambiental: Contaminación y tratamientos**. Editorial Marcombo. Barcelona, España.

Con formato: Fuente:

Saldívar J. 1999. Manual de Laboratorio de ingeniería IV. Instituto Tecnológico de Sonora. Cd. Obregón, Sonora. México.

Steiner, C.G. 2000. Understanding anaerobic treatment. **Pollution Engineering**. Feb. 2000. **Vol. 32**:36-38.

Con formato: Fuente:

Neerita

Eliminado: Vol.

Con formato: Español (México)

Sotelo Ávila Gilberto. 2001. **Hidráulica General. Fundamentos** Volumen 1. Editorial LIMUSA. México D.F. **Pag 241-295**

Eliminado: . pag

Con formato: Fuente:

Eliminado: (561 pags)

Van Lier J. 2000. Reactor and Process. Memorias de curso internacional de tratamiento anaerobio de Aguas residuales industriales. Wageningen University. (26 pags)

Van Haandel A. and Lettinga G. 1994. **Anaerobic Sewage Treatment: a practical guide for regions with a hot climate**. John Wiley & Sons. Chichester. (225 pags)

Eliminado: drianus

Eliminado: atze

Con formato: Fuente:

<b>Página 63: [1] Eliminado</b>	<b>Marco</b>	<b>22/08/2003 2:02:00</b>
---------------------------------	--------------	---------------------------

Ingeniero Biotecnólogo

<b>Página 63: [2] Con formato</b>	<b>Marco</b>	<b>22/08/2003 2:13:00</b>
-----------------------------------	--------------	---------------------------

Color de fuente: Automático

<b>Página 63: [3] Con formato</b>	<b>Marco</b>	<b>22/08/2003 2:13:00</b>
-----------------------------------	--------------	---------------------------

Color de fuente: Automático