



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE HIDALGO

INSTITUTO DE CIENCIAS AGROPECUARIAS

**“TRATAMIENTO DE LACTOSUERO
HIDROLIZADO POR MEDIO DE UN REACTOR
UASB”**

TESIS

**PARA OBTENER EN TITULO DE
INGENIERO AGROINDUSTRIAL**

P R E S E N T A

Hilario Hernández Herrera

**DR. RAFAEL GERMAN CAMPOS MONTIEL
DIRECTOR**

**M. EN C. MARGARITA ELIZABETH CISNEROS ORTIZ
CO-DIRECTOR**

Noviembre 2005

INDICE

I RESUMEN-----	1
INTRODUCCIÓN-----	2
Objetivo General-----	4
Objetivos Particulares-----	4
Hipótesis-----	4
II REVISIÓN DE LITERATURA	
2.1 Desarrollo Sostenible-----	5
2.2 Problemática del Lactosuero en el Valle de Tulancingo-----	7
2.3 Lactosuero-----	8
2.4 Niveles de tratamiento-----	9
2.4.1 Tratamiento preliminar-----	9
2.4.2 Tratamiento primario-----	10
2.4.3 Tratamiento secundario-----	10
2.4.4 Tratamiento terciario-----	11
2.5 Tratamiento anaerobio-----	12
2.6 Caracterización de bacterias anaerobias-----	13
2.7 Capacidad de agregación de los microorganismos-----	16
2.8 Reactores anaerobios-----	17
2.8.1 Reactores de primera generación-----	17
2.8.2 Reactores de segunda generación-----	18
2.8.3 Reactores de tercera generación-----	19
2.9 Tipos de reactores anaerobios-----	19
2.9.1 Proceso anaerobio de contacto (PAC)-----	19
2.9.2 Reactor filtro anaerobio (FA)-----	20
2.9.3 Reactor anaerobio (UASB)-----	20
2.9.4 Reactor de lecho fluidificado o expansión-----	22
2.10 Factores que afectan el proceso anaerobio-----	22
2.10.1 Conocimiento aproximado del tipo de residual y su balance de nutrientes-----	22
2.10.2 Balance de ácidos volátiles: alcalinidad-----	23
2.10.3 pH del proceso-----	23
2.10.4 Temperatura-----	23
2.10.5 Productividad y producción de metano-----	23
III ANTECEDENTES-----	25
IV MATERIALES Y METODOS	
4.1 Materia prima-----	35
4.2 Establecimiento del experimento-----	35
4.3 Variables de estudio-----	36
4.3.1 Determinación de la DQO-----	36
4.3.2 Determinación del potencial de hidrógeno-----	37
4.3.3 Determinación de sólidos suspendidos totales-----	38
4.3.4 Determinación de proteína-----	39

4.3.5 Determinación de azúcares totales -----	39
3.3.6 Determinación de ión amonio-----	39

V RESULTADOS Y DISCUSIONES

5.1 Demanda química de oxígeno -----	41
5.2 Potencial hidrógeno-----	42
5.3 Sólidos suspendidos totales -----	43
5.4 Proteína -----	44
5.5 Ión amonio -----	45
5.6 Azúcares totales -----	46

VI CONCLUSIONES-----	47
----------------------	----

VII RECOMENDACIONES-----	48
--------------------------	----

VIII BIBLIOGRAFÍA -----	49
-------------------------	----

INDICE DE CUADROS, FIGURAS E IMÁGENES

Cuadro 1 Composición media del lactosuero de quesería	9
Cuadro 2 Géneros de bacterias involucradas en la digestión anaerobia	17
Cuadro 3 Caracterización de los efluentes generados en empresas lácteas.....	25
Cuadro 4 Resultados del tratamiento de efluentes lácteos en diferentes reactores de alta carga	26
Cuadro 5 Caracterización del efluente frigorífico	32
Cuadro 6 Valores de ph en influente y efluente del reactor UASB a diferentes cargas orgánicas.....	42
Cuadro 7 Proteína del influente y efluente del reactor UASB a diferentes cargas orgánicas.....	44
Cuadro 8 Azúcares Totales del influente y efluente del reactor UASB a diferentes cargas orgánicas.....	46
Figura 1 Principales grupos que participan en la degradación anaerobia de la materia orgánica.....	14
Figura 2 Comportamiento de la DQO en el influente y efluente del reactor UASB a diferentes cargas orgánicas.....	41
Figura 3 Sólidos suspendidos totales del influente y efluente del reactor UASB a diferentes cargas orgánicas.....	43
Figura 4 Comparación de ión amonio del influente y efluente del reactor UASB a diferentes cargas orgánicas.....	44
Imagen 1 Reactor UASB	35

I. RESUMEN

En el Valle de Tulancingo existe una intensa elaboración de productos lácteos cuyo subproducto el lactosuero, es vertido a los ríos sin ningún tratamiento, por tal motivo esta dañando el medio ambiente. En esta zona no existen plantas tratadoras de aguas residuales con lactosuero, por ello el objetivo de este trabajo fue determinar la factibilidad para disminuir la carga orgánica proveniente de un filtro anaerobio mediante el uso de un reactor tipo UASB (Reactor Anaerobio de Lecho de Lodos con Flujo Ascendente).

Los parámetros evaluados en el reactor UASB fueron Demanda Química de Oxígeno (DQO), Azúcares Totales, Proteína, Ión Amonio, Sólidos Suspendidos Totales (SST), Potencial de Hidrógeno (pH) del influente y efluente.

Durante esta investigación se aplicaron tres cargas orgánicas a razón de 0.40, 0.60 y 4.30 g DQO/L.d, el reactor presentó una alta eficiencia en la remoción de materia orgánica (85.65 %) respecto a la última carga de 4.30 g DQO/L.d. En azúcares la eficiencia fue mayor al 88 %; en proteína la degradación fue total; la concentración de amonio fue menor a 270 mg/L; respecto a sólidos suspendidos totales se alcanzó una eficiencia hasta del 79 % en la última carga. En cuestión de pH se incremento en promedio de 6.2 a 7.3.

Este sistema de tratamiento anaerobio de tipo UASB por los resultados obtenidos puede ser utilizado para tratar aguas residuales con lactosuero hidrolizado obteniendo buenos resultados. Además de ser una tecnología de bajo costo de operación y mantenimiento, propio para las micro y pequeñas empresas queseras del Valle de Tulancingo.

INTRODUCCIÓN

En los últimos años, los problemas de contaminación han adquirido tal magnitud y diversidad que la sociedad ha ido tomando cada vez mayor conciencia de los riesgos actuales, y más aún, de los potenciales. Como resultado de la presión social generada, quienes toman las decisiones muestran una creciente voluntad política para resolver los problemas. Ahora, es necesario que especialistas sólidamente formados les ofrezcan soluciones realistas (Jiménez, 2001).

En el año 2003, México trató 60,242.55 L/s de agua residual municipal en 1,182 plantas de tratamiento, de las cuales en el estado de Hidalgo se localizan 7, un reactor enzimático, uno a base de disco biológico, una laguna de estabilización, uno de tipo anaerobio, uno de tipo RAFA, un tanque séptico y uno Imhoff. (Comisión Nacional del Agua 2003).

En el Valle de Tulancingo se procesan aproximadamente 470,684 L/día de leche. Se sabe que por lo general el 90 % de la leche procesada en la industria quesera es lactosuero, por lo tanto la producción es de 423,616 L/día de lactosuero, este subproducto es principalmente por elaboración de queso Oaxaca. El vertido es aproximadamente de 203,335 L/día de lactosuero hacia drenajes municipales y arroyos locales del Valle de Tulancingo (Campos *et al.*, 2005).

A nivel mundial, el reactor Anaerobio de Lecho de Lodos y Flujo Ascendente (UASB: Upflow Anaerobic Sludge Blanket) es el más utilizado para tratar efluentes

industriales. Una desventaja que presentan los reactores UASB es la lentitud con la que se forman los "granos", conglomerados de microorganismos de alta sedimentabilidad y actividad metanogénica. Esto es particularmente importante durante el arranque de los reactores ya que con un inóculo granular adecuado se pueden acortar los períodos de puesta en marcha (Noyola, 1991).

La digestión anaeróbica es una vía de manejo de residuos orgánicos, líquidos o semisólidos, que presenta varias ventajas sobre otros procesos más convencionales como son el no requerir energía externa para su realización, la producción limitada de lodos y la generación de metano susceptible de ser aprovechado, la hacen una tecnología sustentable, atributo que cada vez será máspreciado en la construcción de un nuevo modelo de desarrollo (Noyola, 1995).

En la investigación se determinó el efecto de tres cargas orgánicas de lactosuero hidrolizado proveniente de un biofiltro anaerobio, por medio de un reactor UASB, como una tecnología aplicable a las micro y pequeñas empresas queseras del Valle de Tulancingo.

OBJETIVO GENERAL

Remover la materia orgánica del lactosuero hidrolizado proveniente de un biofiltro anaerobio por medio de un tratamiento biológico de tipo UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket).

OBJETIVOS PARTICULARES

- Determinar las eficiencias en remoción de materia orgánica que mostrará el reactor durante las tres diferentes cargas orgánicas.
- Determinar la capacidad para degradar proteínas y carbohidratos con relación a la concentración de la carga orgánica.
- Determinar la capacidad para remover sólidos suspendidos totales con relación a la concentración de la carga orgánica.

HIPÓTESIS

Se puede biodegradar el lactosuero hidrolizado con un reactor UASB, bajo condiciones ambientales de la región de Tulancingo, Hidalgo.

II. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1 Nueva visión ambiental

En 1972, surge esta nueva visión con la celebración de la primera reunión mundial sobre medio ambiente, llamada Conferencia sobre el Medio Humano, celebrada en Estocolmo, Suecia. Posteriormente en 1987, La Comisión Brudtland presentó el informe “Nuestro Futuro Común”, este reporte advertía que la humanidad debía cambiar las modalidades de vida si queremos combatir la contaminación de nuestro planeta. En este documento se definió el concepto de desarrollo sostenible, y que dice *“es el desarrollo que satisface las necesidades del presente, sin comprometer la capacidad para que las futuras generaciones puedan satisfacer sus propias necesidades”* hasta ahora ha sido la más completa y difundida. También se declaró que el desarrollo sostenible, debía ser aplicado al manejo de la economía, tecnología y recursos naturales y además requería de un cambio masivo en los objetivos de la sociedad.

Se ha dado seguimiento al informe, con una Conferencia sobre el Medio Ambiente y Desarrollo, celebrada en Río de Janeiro, Brazil en 1992, donde el Programa o Agenda 21, constituye un manual de referencia para la determinación de políticas empresariales y gubernamentales, así como para la adopción de decisiones personales con las que podremos adentrarnos al próximo siglo. De esta manera el desarrollo sostenible tiene tres enfoques básicos en el que se compatibilice el aspecto ecológico, el económico y el político-social. Este modelo de desarrollo procede de la preocupación actual sobre el medio ambiente como

son: cambio climático, deforestación, agotamiento de la capa de ozono, pérdida de la biodiversidad, contaminación del suelo, del agua y del aire, erosión, urbanización creciente, residuos peligrosos, calentamiento global, sobrepoblación y salud humana. El medio ambiente está implicado con la actividad humana y la mejor manera de protegerlo es incluirlo en todas las decisiones que se adopten. El desarrollo sostenible pretende mantener los procesos ecológicos, estabilizar las poblaciones humanas, satisfacer las necesidades básicas, mantener la diversidad biológica, uso de la tierra, reducir los niveles de producción de basura, incrementar la seguridad en recursos renovables, reducir el uso de recursos no renovables, incrementar la calidad de vida, bienes y servicios, reducir los desequilibrios regionales, introducir instituciones que permitan una mejor distribución de las ganancias del desarrollo y definir los derechos de propiedad sobre los recursos. Para realizar estas actividades se requiere conciencia, sensibilidad, responsabilidad, cambio de actitudes y políticas ciudadanas, aspectos éticos, culturales y religiosos.

Para lograr el desarrollo sostenible es indispensable:

- Realizar investigaciones científicas que ayuden a esclarecer las relaciones entre los hechos y causas, como podría ser el determinar las causas de la deforestación.
- Asegurar de que en el sistema político y el económico se tomen decisiones a la luz del conocimiento científico.
- Asegurar de que los sistemas legal e institucional sean confiables.

- Promover e incrementar la visión a largo plazo al momento de tomar decisiones de inversión.

El desarrollo sostenible es un proceso dinámico que permite a las sociedades actuales y futuras de elevar su calidad de vida, además de conservar los recursos naturales (Enkerlin *et al.*, 1997).

2.2 Problemática del Lactosuero en el Valle de Tulancingo

En el Valle de Tulancingo existe una intensa producción de derivados lácteos cuyo subproducto es lactosuero que contiene una gran cantidad de materia orgánica, y por tal motivo esta dañando el medio ambiente.

En esta zona se procesan aproximadamente 470,684 L/día de leche. Se sabe que por lo general el 90 % de la leche procesada en la industria quesera es lactosuero, por lo tanto la producción se estima en 423,616 L/día de lactosuero, este subproducto es principalmente por elaboración de queso Oaxaca.

La mayoría de las empresas queseras se encuentran en el Municipio de Acatlán con el 61 %, el 29 % en Tulancingo y el 10 % se localiza en los Municipios de Santiago Tulantepec y Cuautepec. Los principales reúsos del lactosuero son como alimentación animal y elaboración de requesón, sin embargo una gran cantidad de este efluente es vertido hacia ríos sin ningún tratamiento, se estima el 48 % que equivale a 203,335 L/día, el 28 % hacia la alimentación animal

aproximadamente 118,612 L/día, y por último es destinado hacia la elaboración de requesón que corresponde el 24 % (101,667 L/día).

Las características del agua residual de una planta de lácteos puede ser muy diferentes dependiendo del tipo de productos que se elaboran, la principal contribución de materia orgánica en este tipo de agua son la lactosa, proteínas y grasas.

El lactosuero puede ser usado en diversos fines como son:

- Sustrato principal para el desarrollo de fermentaciones.
- Forraje para ganado porcino y bovino.
- Formulación de bebidas para consumo humano.
- Concentración del lactosuero completo.
- Fuente de una serie de componentes aislados a través de su fraccionamiento (proteínas y lactosa) (Campos *et al.*, 2005).

2.3 Lactosuero

El lactosuero es el líquido claro de color amarillento que se separa de la cuajada durante la fabricación del queso y representa alrededor del 90 % del peso de la leche utilizada para la elaboración del queso (Amiot, 1991). Según el procedimiento utilizado para separar la cuajada del queso, se obtendrá lactosuero dulce o lactosuero ácido. La composición del lactosuero se detalla en el cuadro 1 (Spreer, 1991).

Cuadro 1. Composición media del lactosuero.

	Suero dulce	Suero ácido
Agua	93 - 95%	93 - 95%
Extracto seco	5-7%	5-7%
Lactosa	4.5 - 5.3%	3.8 - 5.2%
Proteínas	0.6-1.1%	0.2 -1.1%
Grasa	0.1 - 0.4%	0.1 - 0.5%
Sales Minerales	0.5 - 0.7%	0.5 - 1.2%
Ácido láctico	0.1 - 0.2%	0.2 -1.2%
Cloruros	0.15-0.6%	0.16 - 0.6%
Finos	0.05 - 0.3%	0.05 - 0.3%
Valar de pH	6.45	5

Fuente: Spreer, 1991.

2.4 Tipos de tratamiento

2.4.1 Tratamiento preliminar

Se trata de eliminar residuos y cuerpos sólidos que dañan o tapan las bombas y otros dispositivos, el primer paso es retirarlos con un tratamiento preliminar, que suele comprender dos etapas: cribar los residuos y asentar los sólidos.

Para eliminar los residuos se hace pasar el flujo de aguas negras por una criba de barras. Los residuos se recogen mecánicamente de la criba y se llevan al incinerador. Después de pasar por la criba, el agua fluye por un tanque de sedimentación de sólidos, un depósito a modo de piscina, en el que su velocidad se aminora lo necesario para permitir que los sólidos se asienten. Esos sedimentos se retiran en forma mecánica y se llevan a los rellenos sanitarios.

2.4.2 Tratamiento primario

Es el que elimina un gran porcentaje de sólidos en suspensión y de la materia orgánica, Este tratamiento se hace mediante operaciones físicas tales

como el tamizado y la sedimentación. El agua fluye muy despacio por unos tanques grandes llamados clarificadores primarios, por ello permanece casi inmóvil durante varias horas. Las partículas de materia orgánica, que suman alrededor del 30 al 50 por ciento del total de ese material, se asientan en el fondo, de donde son retiradas. Al mismo tiempo, los materiales grasos o aceitosos flotan hacia la superficie, donde son recogidos. Todo este material retirado recibe en conjunto el nombre de lodos en bruto.

2.4.3 Tratamiento secundario

El tratamiento secundario también es llamado biológico, porque se sirve de descomponedores y saprofitos naturales. En esencia, se crea un ambiente en el que estos microorganismos se alimentan de la materia orgánica disuelta, en estado coloidal y por respiración celular la descompongan en dióxido de carbono y agua.

Se emplean dos técnicas: los filtros de goteo y los sistemas de lodo activado. La primera es la más antigua y utilizada, pero la tendencia actual se inclina por el uso de lodo activado (Nebel, 1999).

2.4.4 Tratamientos terciarios

El tratamiento terciario se emplean tipos de tratamiento físicos y químicos con los que se consigue eliminar componentes, tales como fósforo, nitrógeno, minerales, metales pesados, virus etc.

Los métodos de tratamiento para manipular esos desechos son

necesariamente específicos del tipo de contaminante que se trata de eliminar y suelen ser además costosos (Turk *et al.*, 1984). Algunos procesos habitualmente empleados son: la coagulación química, floculación y sedimentación seguida de filtración y carbono activado. Para la eliminación de iones específicos se emplean métodos como intercambio iónico o la osmosis inversa (Metcalf y Eddy 1996).

2.5 Tratamiento anaerobio

Los procesos anaerobios ocurren en ausencia de oxígeno. En este caso otros compuestos oxidados como nitratos, sulfatos o dióxido de carbono, actúan como aceptores finales de electrones. En los procesos anaerobios el 90 % de la energía contenida en la materia orgánica (medida como demanda química de oxígeno, DQO), es convertida en biogás y el 10 % restante es asimilado por las células. Desde el punto de vista bioquímico, la baja producción celular haría al proceso anaerobio poco eficiente; sin embargo, en la práctica esta característica es una gran ventaja dado que se evita la necesidad de tratar importantes volúmenes de la biomasa generada antes de su disposición final.

En ausencia de oxígeno disuelto, la presencia de nitratos o sulfatos en el agua residual a tratar y las condiciones de operación de los biorreactores son los principales factores que determinan la ruta a seguir durante la degradación de la materia orgánica. No obstante, la vía más interesante es la metanogénesis, ya que se obtiene metano como subproducto el cual puede ser utilizado como energético.

Adicionalmente a esto, los procesos anaerobios presentan otras ventajas entre

las que destacan:

- Bajos requerimientos de nutrientes.
- Bajo costo de operación.
- Soportan altas concentraciones de materia orgánica.
- La masa celular puede preservar su actividad metabólica por largos períodos aun en ausencia de substratos.
- Los microorganismos se autoinmovilizan en forma natural, formando agregados granulares o biopelículas.
- La biomasa puede adaptarse a diversos tipos de aguas residuales con bajo contenido de compuestos tóxicos.
- El proceso puede realizarse en cualquier escala de operación; todo esto sin perder de vista que se requieren instalaciones relativamente sencillas y compactas, lo que reduce notablemente el costo de operación y mantenimiento (Saval y Noyola, 1992).

2.6 Clasificación de bacterias anaerobias

La degradación de la materia orgánica por vía anaerobia ocurre secuencialmente con la participación de 5 principales grupos bacterianos (figura 1), los cuales se describen brevemente a continuación.

a) Bacterias hidrolíticas y fermentadoras: Las bacterias hidrolíticas producen las enzimas que se encargan de degradar los polímeros presentes en el agua residual (carbohidratos, proteínas y lípidos) convirtiéndolos a compuestos de bajo peso molecular como azúcares, aminoácidos, alcoholes, ácidos carboxílicos y compuestos aromáticos.

Entre las actividades enzimáticas comúnmente encontradas están celulasas, hemicelulosas, xilanasas, pectinasas, amilasas, proteasas, lipasas y fosfolipasas. De éstas las que han despertado mayor interés en los últimos años son las celulasas ya que representan una alternativa para utilizar importantes cantidades de desechos agroindustriales.

Por su parte, las bacterias fermentadoras transforman los azúcares y aminoácidos en ácidos grasos volátiles, dióxido de carbono, hidrógeno y células, mientras que los lípidos y los ácidos grasos de cadena larga son convertidos en ácidos grasos volátiles, dióxido de carbono e hidrógeno.

Actualmente existe un gran interés por las bacterias capaces de fermentar compuestos aromáticos y xenobióticos que están presentes en las aguas residuales de industrias químicas, petroquímicas y farmacéuticas, ejemplos de estos son ácido tereftálico, fenoles, ácido fenilacético y ácidos aminados.

b) Bacterias acetógenas. Productoras obligadas de hidrógeno, transforman los ácidos grasos de cadena corta en acetato, dióxido de carbono e hidrógeno pero se ven inhibidas por el hidrógeno que ellas mismas producen. Su característica distintiva es que mantienen estrecha relación con las bacterias metanógenas hidrogenófilas las cuales remueven el hidrógeno producido, de tal forma que la actividad no se ve inhibida.

c) Bacterias metanógenas acetoclásticas. La función de este grupo bacteriano es convertir el ácido acético en biogás el cual está compuesto por

metano en su mayor proporción y dióxido de carbono.

d) Bacterias metanógenas hidrogenófilas. Estas bacterias con las bacterias acetógenas, catalizan la reacción entre el hidrógeno producido por estas últimas y el dióxido de carbono para dar metano.

e) Bacterias sulfatorreductoras. La importancia de este grupo depende de la presencia de sulfatos en el agua residual a tratar. Este grupo se caracteriza esencialmente por su capacidad para reducir los sulfatos a sulfuro de hidrógeno (Saval y Noyola, 1992).

La degradación anaerobia de la materia orgánica es un ejemplo típico de un sistema multisustrato/multiorganismo, en el que las reacciones ocurren de manera secuenciada. Los sustratos a partir de los cuales se inicia la degradación son moléculas poliméricas, que pueden ser agrupadas en tres grandes grupos: carbohidratos, proteínas y lípidos (Saval y Noyola, 1992).

POLIMEROS COMPLEJOS (carbohidratos-proteínas-lípidos)

PRODUCTOS INTERMEDIARIOS
(propionato, butirato, etanol)

ACETATO

H₂ + CO₂

CH₄ + CO₂

Figura 1. Principales grupos bacterianos que participan en la degradación anaerobia de la materia orgánica (Saval y Noyola, 1992).

2.7 Capacidad de agregación de los microorganismos

Los microorganismos que llevan a cabo la depuración de aguas residuales han mostrado capacidad de autoinmovilizarse ya sea formando biopelículas o agregados granulares. Este aspecto juega un importante papel ya que favorece la retención de la biomasa dentro del reactor.

Los agregados granulares (granos) por lo general tienen forma esférica, su tamaño varía de 0.1 a 8 mm, se forman principalmente en los reactores de lecho de lodos con flujo ascendente, como resultado de las condiciones hidrodinámicas que rigen el sistema. Poseen una buena sedimentabilidad que evita sean evacuados, además de una alta actividad que les permite degradar altas concentraciones de substrato en tiempos cortos (Saval y Noyola, 1992).

Los granos podrían definirse como unidades biocatalíticas integrales ya que en su interior ocurren, de manera coordinada, todas las reacciones bioquímicas que transforman la materia orgánica en metano y dióxido de carbono.

Se dice que las bacterias se ordenan entre sí de tal forma que la cercanía entre ellas crea un ambiente favorable para la transferencia de masa, lo cual resulta en un incremento en las velocidades de reacción (Hulshoff, 1989).

En el cuadro 2, se enlistan los principales géneros de bacterias que han sido aislados de ambientes metanógenos.

<u>HIDROLITICAS</u>	<u>FERMENTADORAS</u>	<u>SULFATORREDUCTORAS</u>
<i>Clostridium</i>	<i>Pseudomonas</i>	<i>Desulfomonas</i>
<i>Acetovibrio</i>	<i>Lactobacillus</i>	<i>Desulfovibrio</i>
<i>Micrococcus</i>	<i>Zymomonas</i>	<i>Desulfobacter</i>
<i>Staphylococcus</i>	<i>Escherichia</i>	<i>Desulfococcus</i>
<i>Bacillus</i>	<i>Sarcina</i>	<i>Desulfosarcina</i>
	<i>Selenomonas</i>	
<u>ACETOGENICAS</u>	<u>METANOGENICAS</u>	<u>METANOGENICAS</u>
<u>SINTROFICAS</u>	<u>ACETOCLASTICAS</u>	<u>HIDROGENOFILICAS</u>
<i>Syntrophomonas</i>	<i>Methanotrix</i>	<i>Methanobacterium</i>
<i>Syntrophobacter</i>	<i>Methanosarcina</i>	<i>Methanobrevibacterium</i>
	<i>Methanospirillum</i>	<i>Methanoplanus</i>

2.8 Reactores anerobios

Noyola (1994), en un estudio sobre el escalado de los reactores anaerobios ha dado la clasificación actual, y desde el punto de vista evolutivo los agrupa en

tres generaciones.

2.8.1 Reactores de primera generación

En ellos la biomasa se encuentra sedimentada y existe un mínimo contacto con el sustrato, o bien en suspensión sin recirculación de sólidos. Estas condiciones de operación dan lugar a que la eficiencia en la remoción de la materia orgánica sea baja con producciones de biogás. Las variantes de estos tipos de digestores se emplean para el tratamiento de residuos sólidos y la estabilización de lodos. Ejemplos de los mismos son los digestores convencionales, en particular los de cúpula fija y campana flotante, desarrollados en China y la India, respectivamente (Pérez *et al.*, 2000).

Recientemente, se han desarrollado otros modelos más sencillos de tipo tubular construidos con materiales más baratos (cloruro de polivinilo, polietilenos, entre otros) y de mayor simplicidad en el manejo y mantenimiento (Khan, 1996). Sin embargo, su aplicación se limita a pequeña y mediana escala (Sosa, 1999), siendo cuestionable su tiempo de vida útil, fundamentalmente en zonas rurales. El modelo denominado Contacto Anaerobio constituye una transición entre la primera y la segunda generación, ya que en su diseño se adiciona un sedimentador y un sistema de reciclado de lodos. Esto hace que el proceso sea más eficiente y estable (Sánchez, 1986), pero también más costoso por requerir el uso de bombas hidráulicas y otros accesorios que incrementan los costos de inversión y operación de las plantas de tratamiento.

2.8.2 Reactores de segunda generación

Tienen como rasgo distintivo un aumento en la retención de microorganismos dentro del reactor. Esto se logra mediante la adhesión a soportes o por su sedimentación. La primera versión de estos reactores fue el filtro anaerobio (Young y McCarty, 1969), la cual consistió en una columna empacada de flujo ascendente o descendente. Posteriormente, se desarrollaron modalidades más eficientes al ordenar el empaque mediante el uso de soportes tubulares (Berg y Lentz, 1979).

Lettinga *et al.*, (1980), desarrollaron el sistema UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket), con características de película fija, pero sin material de soporte. Su principio de funcionamiento se basa en la capacidad de sedimentación de la biomasa generada en el interior del reactor lo cual contribuye a minimizar el lavado celular a altas velocidades de carga. Este sistema fue utilizado a mediados de los años 80 en Holanda, y hasta el presente ha habido un aumento significativo del número de plantas de tratamiento con esta tecnología (Lettinga y Hulshoff, 1991).

2.8.3 Reactores de tercera generación

Es la más reciente generación de reactores anaerobios, denominada de lecho fluidificado. Al igual que los de segunda generación han sido concebidos para el tratamiento de residuales líquidos de alta carga orgánica. Estos sistemas contienen los microorganismos en forma de biopelículas adheridas a un soporte que se expande o fluidifica. Los diseños propuestos por diferentes autores (Heijnen *et al.*, 1989 y Meraz *et al.*, 1995) utilizan una corriente de recirculación para

provocar un flujo ascendente y fluidificar el lecho de partículas de soporte que puede ser de arena, material plástico o cerámica.

2.9 Tipos de reactores anaerobios

2.9.1 Proceso Anaerobio de Contacto (PAC)

Esencialmente, se compone de dos operaciones o fases: una operación de contacto donde el agua residual cruda se mezcla completamente con un cultivo de lodo anaeróbico desarrollado previamente, y una operación de separación donde las partículas del lodo activado anaeróbicamente se separan del licor tratado y son recirculadas a la unidad de contacto.

Fue desarrollado en principio por Fullen, Schroeffer y Steffen en el tratamiento de aguas residuales provenientes de las instalaciones de empacado de carnes (Montalvo, 1984).

2.9.2 Reactor Filtro Anaerobio (FA)

El FA fue desarrollado en la Universidad de Stanford por Young y Mc Carty. Está caracterizado por la presencia de un material de empaque estacionario dentro del reactor y generalmente es operado en flujo ascendente. El tipo de material de empaque (piedra, arena, grava, plástico, etc.) parece ser menos importante que la forma, ya que una porción significativa de lodo es retenida dentro de la fracción hueca de dicho material de empaque (Young y Dahab, 1982).

La principal limitación del proceso es la acumulación de sólidos en el

material de empaque, los cuales pueden taponear el reactor. Los sólidos pueden provenir del agua residual, material precipitado del mismo o biomasa suspendida. En reactores industriales, la presencia de sistemas inadecuados de distribución de líquido producen acanalamiento y cortos circuitos hidráulicos (Razo, 1992).

2.9.3 Reactor anaerobio (UASB)

Clarigester Dorr-Oliver de flujo invertido fue el precursor del reactor UASB (Lettinga *et al.*, 1984). El concepto UASB como tal fue desarrollado por Lettinga y colaboradores en la Universidad Agrícola de Wageningen, Holanda (Lettinga *et al.*, 1980).

Con el interés de contar con alternativas económicas y eficientes para el tratamiento anaerobio de aguas residuales, se han desarrollado diversos tipos de reactores. Los llamados reactores de segunda generación (filtro anaerobio y reactor de lecho de lodos con flujo ascendente) hasta la fecha han resultado ser los que presentan mayores atractivos.

Entre las características más sobresalientes de estos biorreactores están:

- Capacidad de retención de la biomasa dentro del biorreactor.
- Tiempos de retención hidráulica cortos, entre 0.25 y 3 días.
- Reducción en el volumen de biorreactor.
- Mayor estabilidad operacional y facilidad de operación.
- Arranque rápido después de largos periodos sin alimentación.

En un reactor UASB el agua a tratar se alimenta por la parte inferior e

inmediatamente entra en contacto con el lecho de lodos que por sus características granulares no es arrastrado por el flujo ascendente del agua. Mientras el agua atraviesa el lecho de lodos, que ocupa aproximadamente la tercera parte del volumen del reactor, ocurre la degradación de la materia orgánica con la consecuente producción de biogás (Noyola, 1990; 1992).

La tecnología desarrollada en los reactores de lecho de lodos con flujo ascendente, UASB (Upflow Anaerobic Sludge Reactor) ha surgido a nivel mundial como una alternativa económicamente atractiva y confiable (Lettinga y Hulshoff, 1991).

2.9.4 Reactor de Lecho Fluidificado o Expandido

Los reactores de lecho fluidificado o expandido consisten en una cama de partículas contenidas en una columna vertical, a través de la cual fluye el agua residual en forma ascendente, a una velocidad tal que siempre mantiene las partículas en movimiento constante (Bull *et al.*, 1984). Lo cual permite que los sólidos inertes presentes en el agua residual no sedimenten (Heijnen *et al.*, 1989). Los materiales usados para la formación de la biopelícula son partículas inertes de diámetro pequeño tal como arena, antracita o carbón activado granular (Switzenbaum, 1983).

La velocidad de flujo del líquido y la expansión resultante de la cama es lo que determina, si un reactor es llamado fluidificado o expandido. Si la expansión es de 10-15% el reactor es expandido, si es >15 % el reactor es fluidificado (Berg,

1984).

2.10 Factores que afectan el proceso anaerobio

2.10.1 Conocimiento aproximado del tipo de residual y su balance de nutrientes

El conocimiento de este aspecto es de imprescindible importancia, la solución tecnológica factible depende del tipo de residual. Para residuales líquidos el proceso anaeróbico es óptimo a partir de 4000 mg/L de DQO. La relación óptima de carbono, nitrógeno y fósforo es de 100:5:1 pero se han reportado valores más altos con buenos resultados, ya que la velocidad de crecimiento de los microorganismos es tan baja, las necesidades de nutrientes para la síntesis de biomasa es menor que la de los procesos aeróbicos. La concentración de ácidos grasos volátiles no debe exceder de 2000-3000 mg/L expresada como ácido acético. Si este nivel se excede la formación de metano podría disminuir e inhibirse el proceso.

2.10.2 pH del proceso

El rango óptimo de pH es de 6.5-7.5. La digestión anaerobia es inhibida a pH menores de 6.5 y por debajo de pH 4.5 cesa la digestión anaerobia efectiva.

2.10.3 Temperatura

El rango de temperatura para la digestión anaeróbica es de 10-60 °C, sin embargo los dos valores óptimos son de 30-40 °C (mesófilo) y 45-60 °C (termófilo).

La mayoría de los digestores operan a 35 °C, aunque la velocidad de digestión es más alta a 45 °C pero el proceso es más sensible a los cambios ambientales.

2.10.4 Productividad y producción de metano

El incremento de dióxido de carbono significa dificultad en la digestión anaerobia y está asociado con el aumento de la concentración de ácidos grasos volátiles y disminución en el pH. La pérdida en la producción de gas es también un signo obvio de dificultades en el digestor si no ha ocurrido interrupción en la alimentación. La composición del biogás depende del tipo de deshecho y las condiciones del proceso fermentativo, generalmente su composición es: metano 55-65 % volumen, dióxido de carbono 35-45 % volumen, hidrógeno 0-1 % volumen, sulfuro de hidrógeno 0-1 % volumen (Betancourt *et al.*, 1990).

III. ANTECEDENTES

Las aguas residuales de las industrias lácteas se caracterizan por su alto contenido en DQO, nitrógeno y fósforo por lo que han de tratarse

convenientemente antes de proceder a su vertido. En el cuadro 3 se presenta un resumen de las principales características de estas corrientes lácteas, conteniendo una concentración de materia orgánica con valores máximos de 66000 mg de DQO/L, y mínimos de 633 mg de DQO/L, así como concentraciones variables de compuestos nitrogenados fósforo. En el caso de la fabricación de determinados productos, como puede ser el queso, el vertido de suero aumenta considerablemente la presencia de materia orgánica en el agua residual (Arrojo *et al.*, 2003).

Cuadro 3. Caracterización de los efluentes generados en empresas lácteas (composición en mg/L).

Tipo de efluente	DQO	DBO	Grasas	Nitrógeno total	Fósforo total	pH	Referencias
Empresa láctea	4000	2600	400	55	35	8-11	Kasapgil <i>et al.</i> , 1994.
Empresa láctea	4000	2160	NP	200	60	5-9	Berg and Kennedy, 1983.
Empresa láctea	2926	1580	294	36	21	6.7	Rico <i>et al.</i> , 1991.
Empresa láctea	633	260	NP	106	NP	8.9	Lo. K <i>et al.</i> , 1985.
Empresa láctea	2209	1112	60	NP	NP	7.2	Timofeyeva, 1992.
Empresa láctea	4500	2300	NP	56	33	7.2	Harper, 1974.
Empresa láctea	3190	1950	690	43	7	5-10	Rusten <i>et al.</i> , 1992.
Suero	61250	NP	NP	2500	533	4.6	Méndez <i>et al.</i> , 1989.
Suero	66000	NP	NP	650	650	4-6	Berg and Kennedy, 1983.
Empresa láctea	NP	285	NP	296	NP	8.1	Shamir <i>et al.</i> , 2001
Empresa láctea	2125	1250	NP	70	100	9-10.5	Monroy <i>et al.</i> , 1995.
Empresa láctea	NP	241	NP	191	50	8.5	Monroy <i>et al.</i> , 1995.
Empresa láctea	4500	2300	350	60	50	NP	Craggs <i>et al.</i> , 2000.
Empresa láctea	4000	2000	NP	60	NP	NP	Koyuncu <i>et al.</i> , 2000.
Empresa láctea	1750	NP	NP	75	9.1	NP	Koyuncu <i>et al.</i> , 2000.
Queso	4430	3000	754	18	14	7.32	Koyuncu <i>et al.</i> , 2000.
Yogurt	1500	1000	NP	63	7.2	NP	Koyuncu, <i>et al.</i> , 2000.

NP: no publicado

Fuente: Arrojo et al., 2003.

En el cuadro 4, se muestra diferentes ejemplos de utilización de sistemas anaerobios en aguas residuales láctea con alta concentración de DQO (Arrojo *et al.*, 2003).

Cuadro 4. Resultados del tratamiento de efluentes lácteos en diferentes reactores de alta carga.

Reactor	Vol. (L)	T (°C)	DQO (mg/L)	Eficiencia (%)	TRH (h)	Carga Orgánica (gDQO/L.d)	Referencias
AF	2	37	60700	98.3	142	9.4	Méndez <i>et al.</i> , 1989.
AF	NP	40	2900	93.8	24	2.9	Córdova <i>et al.</i> , 1984.
DSFF	0.7	30	66000	96.0	79	20	Berg and Kennedy, 1983.
DSFF	0.7	30	4100	75.0	6.5	15	Berg and Kennedy, 1983.
UASB	1.2	30	4100	78.0	6.6	15	Berg and Kennedy, 1983.
UASB	4	35	29400	97.5	48	14.7	Fernández <i>et al.</i> , 1988.
UASB	1	35	2800	91.1	2.9	23.8	Fernández <i>et al.</i> , 1988.
UASB	4	35	2300	96.0	5.3	10.4	Rico <i>et al.</i> , 1991.
UASB	8	30	1800	87.0	5.0	8.5	Ozturk <i>et al.</i> , 1993.
FB	0.6	35	340	80.0	8.0	1.0	Toldrá <i>et al.</i> , 1987.
FB	2.5	35	5000	92.0	32	3.8	Motta <i>et al.</i> , 1990.
ASBR	3.5	35	4300	96.0	76.8	6.25	Ruiz <i>et al.</i> , 2001.
UASB	4-106	35	4400	63.0	192	0.55	Monroy o <i>et al.</i> , 1995.
AF	14.2	35	6000	98.0	46.3	6.29	Alves <i>et al.</i> , 1998.
Staged AF	17.7	35	6 000	98.0	49.2	5.92	Alves <i>et al.</i> , 1998.
TF	40.5	35	333	81.0	2.64	4.45	Raj and Murthy, 1999.

(AF: Filtro anaerobio, DSFF: Reactor de lecho fijo, FB: Lecho fluidizado, UASB: Reactor de lecho de lodo, TF: Filtro percolador, Staged AF: Filtro anaerobio de etapas).

Fuente: Arrojo et al., 2003.

Arrojo *et al.*, (2003), procedió a estudiar la viabilidad de su tratamiento en un sistema combinado que consta de dos unidades principales, un filtro anaerobio de 12 m³ y un reactor secuencial discontinuo (SBR) con un volumen útil máximo de 28 m³, acoplados en serie. Dicha planta consta de tanque de homogeneización, reactor anaerobio, tanque pulmón y reactor SBR.

El filtro anaerobio se inculó inicialmente con 10 m³ de lodo procedente de un digestor anaerobio. Las características del influente fueron de 9359, 12487, 10839, 10977 y 8671 mg DQO/L, correspondiendo su carga orgánica de 2.8, 2.0,

5.9, 3.6, 4.7 Kg/m³.d, respectivamente. Este Filtro anaerobio presentó en promedio un pH de 6.42. Los resultados del efluente respecto a la materia orgánica fueron de 1351, 6345, 3199, 3635, 2225 mg DQO/L. El promedio de amonio fue de 236 mg/L y un pH de 6.81.

El SBR se inoculó con un lodo aerobio procedente de una planta convencional de tratamiento de aguas residuales urbanas y se alimentó con el efluente del digester anaerobio. La DQO fue muy variable entre 1000-8000 mg/L.

La carga orgánica aplicada a esta unidad fue con valores entre 0.5 y 1.5 Kg DQO/m³.d, pero con puntas superiores a 2 Kg DQO/m³.d. Durante los primeros días de operación, la materia orgánica esta comprendida entre 50 y 200 mg/L DQO/L, y se alcanzó una conversión total de amonio en el sistema. En la siguiente etapa la DQO en el efluente estuvo comprendida entre 100-500 mg/L, con valores de amonio de 100-300 mg/L. En el último periodo, la concentración de amonio estuvo comprendida entre 0.2-10 mg/L. En esta etapa la DQO del efluente se mantuvo entre 75 y 200 mg/L.

Los resultados obtenidos en esta planta piloto industrial demuestran la viabilidad del tratamiento por digestión anaerobia y postratamiento aerobio de los efluentes de alta carga orgánica generados en un laboratorio de análisis de productos lácteos. Debido a la naturaleza ácida de los vertidos presente en estos efluentes fue necesaria la adición de NaOH, para la neutralización de la corriente

residual.

Durante toda la operación en el sistema anaerobio no se purgó lodo, mientras que en el SBR se purgaban 2-3 kg SSV/d, esta cantidad esta de 3 a 4 veces abajo a la que se produciría en una planta de lodos activos que tratase el mismo influente.

Díaz *et al.*, (1996), utilizaron un reactor de tipo UASB para tratar un agua residual sintética de almidón soluble en un sistema de dos fases. Se utilizó un sistema de dos fases constituido por un reactor acidogénico de flujo continuo y un reactor metanogénico UASB, alimentado por gravedad con el efluente del primero. Ambos reactores fueron construidos de plexiglass diseñándoseles en su exterior una especie de camisa por donde circularía agua a una temperatura de 37 °C.

El reactor acidogénico tenía un volumen vacío de 0.430 L, 60 % del cual fue inoculado con un lodo pregranulado y acidificado. El contenido del reactor fue adecuadamente mezclado utilizando para ello un agitador magnético en el fondo del mismo y la alimentación con un agua residual sintética y nutrientes.

El reactor metanogénico tenía un volumen vacío de 1.30 L. La columna fue inoculada en un 60% con el mismo lodo pregranulado utilizado en el reactor acidogénico, pero en este caso no se empleó acidificación previa. La alimentación al reactor metanogénico se hizo desde el fondo del mismo, con el efluente suministrado por el reactor acidogénico, usando el flujo por gravedad. En el fondo del reactor se colocó una pequeña cantidad de grava para garantizar una distri-

bución uniforme del flujo. Antes que el efluente del reactor acidogénico entrara al reactor metanogénico, éste era neutralizado adicionando NaHCO_3 . El valor de control fue colocado a pH 7. El volumen total del sistema fue de 1,730 L. de los cuales el reactor acidogénico representó un 25 % del mismo.

Los parámetros de control utilizados para determinar el comportamiento del reactor acidogénico fueron: ácidos grasos volátiles (AGV), pH y Demanda Química de Oxígeno (DQO). En el reactor metanogénico los análisis efectuados fueron: pH, Alcalinidad, ácidos grasos volátiles (AGV), Demanda Química de Oxígeno (DQO), sólidos suspendidos totales y volátiles (SST, SSV).

Los reactores fueron completados con el agua residual sintética preparada con almidón soluble y nutrientes, en proporción de 60 % de lodo y 40 % de agua residual. La DQO inicial fue de 1,150 mg/L; al cabo de 48 horas, se aplicó al sistema un régimen de flujo continuo con una carga orgánica de 3.83 kg de DQO/m³.d. Esto proporcionó un tiempo de retención total de 7.22 horas, de las cuales 1.48 horas correspondió al tiempo de retención para el reactor acidogénico y 5.42 horas para el reactor metanogénico.

Luego de alcanzar condiciones de estabilidad en el sistema, la DQO fue duplicada a 2,300 mg/L. La idea era de alcanzar una carga orgánica inicial de experimentación de 10 Kg de DQO/m³.d, pero esto debió hacerse incrementando lentamente la misma y verificando en cada caso las condiciones de estabilidad en el sistema de tratamiento. Alcanzada la estabilidad del sistema para la carga

anterior, se incrementó la DQO a 3,000 mg/L. en la cual resultó que el reactor acidogénico alcanzó una carga orgánica de 40.17 Kg de DQO/m³.d y el reactor metanogénico una carga orgánica de 13 Kg de DQO/m³.d. Después de 12 días de trabajo con esta carga orgánica, la DQO se elevó a 4,000 mg/L; esta condición se mantuvo por 14 días, tiempo después en el cual la DQO fue aumentada a 5,000 mg/L causando una caída en la eficiencia total del sistema.

Esta investigación, se orientó a determinar la carga orgánica máxima que es capaz de ser tratada utilizando reactores tipo UASB en dos etapas o fases; en ella se encontró que el valor óptimo para operar estos sistemas es de aproximadamente 54 Kg de DQO/m³.d para un reactor acidogénico y de 17 Kg de DQO/m³.d para un reactor metanogénico. Esto valores están asociados al hecho que bajo las condiciones antes indicadas, la remoción de DQO y la producción de metano son máximos.

La eficiencia de remoción del sistema durante su operación, al variar la DQO aplicada de 3,000 a 4,000 mg/L (4000 mg/L corresponde a una carga orgánica del sistema de 13.31 Kg de DQO/m³.d), alcanzó el valor máximo de remoción de este parámetro (95 %). Los mismos porcentajes de remoción de DQO se registraron en el sistema durante una semana completa, para posteriormente incrementar la carga orgánica a 16.6 kg de DQO/m³.d del sistema en conjunto (DQO 5,000 mg/L). Al alcanzar estos valores se observó una pronunciada reducción en la remoción de la DQO, disminuyendo de manera porcentual desde un 95 a 20 % después de 4 días de operación.

Se determinó que los sistemas de tratamiento anaerobios de reactores de tipo UASB pueden manejar cargas orgánicas bastante elevadas en el orden de 13 Kg de DQO/m³.d en un sistema de dos fases.

En un sistema de dos fases, la fase acidogénica es la que puede manejar cargas orgánicas más elevadas la cual es de aproximadamente 54 Kg DQO/m³.d. mientras que el reactor metano- génico la máxima carga orgánica aplicada no debe ser mayor de 17 Kg DQO/m³.d.

Martínez *et al.*, (2001), utilizó un reactor piloto de tipo anaerobio de manta de lodos de flujo ascendente de forma cilíndrica de 0.95 m de diámetro y 4.3 m de altura, con un volumen útil de 2.9 m³. Posee un elemento calefactor que permite mantenerlo a una temperatura de trabajo predeterminada que se fijó normalmente en 30 °C. A lo largo del cuerpo del reactor existen 7 tomas alineadas verticalmente y separadas 0.40 m, que se nombran como h_o a h_6 y que permiten la extracción de muestras de lodo. El seguimiento de los ensayos se realizó mediante análisis de DQO total y filtrado, ácidos volátiles, alcalinidad, nitrógeno total, nitrógeno amoniacal y grasas, a la entrada y salida del reactor.

Las distintas operaciones del maltadero y frigorífico generan un efluente complejo que contiene proteínas, compuestos lignocelulósicos y grasas en forma soluble y como sólidos en suspensión. Dado el alto contenido de sólidos lignocelulósicos presentes en el efluente crudo, aún luego de los tratamientos

primarios clásicos se obtiene un efluente que presenta una importante cantidad de estos sólidos de lenta biodegradación. Esto ocasiona problemas operativos, especialmente en reactores anaerobios de alta velocidad.

La alimentación se realizó utilizando el efluente del frigorífico tratado primariamente, esto es con remoción parcial de sólidos y grasas. El arranque del reactor se realizó utilizando lodos de laguna anaerobia de procesamiento de efluentes de producción de levaduras y lodos de frigorífico parcialmente digeridos. El volumen total utilizado fue de 0.5 m³. El caudal medio de operación fue de 190 L/h, lo que representa una alimentación diaria de 1,520 L y cargas volumétricas medias de DQO total y soluble de 4.7 y 1.2 kg DQO/(m³.d) respectivamente, habiéndose desarrollado lodo floculento con buenas características de sedimentación.

La eficiencia media de remoción de materia orgánica soluble fue de 67 %, expresada como DQO soluble. La eficiencia de remoción de material particulado medida como DQO insoluble o sólidos en suspensión fue de 63 %.

El efluente se inoculó con lodo proveniente de una laguna de tratamiento anaerobio del efluente proveniente de la fabricación de levadura para panificación. El arranque se realizó con aumento sucesivo de carga manteniendo constante la concentración del efluente a tratar e incrementando el caudal. La concentración de DQO del líquido a tratar es del orden de 2,600 mg/L y contiene la cantidad de nitrógeno y fósforo necesarios para el tratamiento anaerobio.

La carga de arranque fue de 0.7 kg DQO/m³.d y la máxima obtenida 5.9 kg DQO/(m³.d). La remoción de DQO total y soluble alcanzó valores por encima del 85% y se mantuvo con los aumentos sucesivos de carga. En la semana 16 se alcanzaron valores entre 0.6 y 0.8 kg DQO/ (kg SSV.d), con picos superiores a 1.0 kg DQO/ (kg SSV.d). La mayor parte de los lodos se concentró en la parte inferior del reactor. En la toma inferior h_0 la concentración alcanzó valores de 40 g SST/L y de 30 g SSV/L, mientras que a partir de h_1 los valores estuvieron por debajo de 12 g SST/L y 10 g SSV/L por varias semanas. Es posible un crecimiento de la manta de lodos sin que se produzcan arrastres permitiendo entonces el aumento de la carga volumétrica admitida.

Para el caso de efluentes de frigorífico, la utilización de reciclo intermitente de alta velocidad permitió mejorar la hidrólisis del material particulado. Las características del lodo desarrollado y el régimen fluidodinámico permitieron una operación del reactor en forma estable.

La remoción de material soluble se encuentra dentro de los valores normales para este tipo de reactores, destacándose la alta remoción de material particulado, sin presentar, se problemas de acumulación de sólidos.

Para el efluente de maltería se observan buenas eficiencias de remoción de DQO, del orden de 85%, con un arranque a 30 °C. A partir de la semana 16 se observó la aparición de los primeros gránulos; esto produjo cambios significativos

en las condiciones de sedimentación de los lodos y conjuntamente se observó una mayor concentración de los mismos en las dos tomas inferiores llegando a valores de concentración de 30 kg SSV/L como consecuencia de la granulación. Con posterioridad al comienzo de la granulación el contenido en SSV de la manta de lodo fue en ascenso, manteniéndose relativamente constante la cantidad de SSF. En estas condiciones se alcanzaron cargas entre 0.6 y 0.8 kg DQO/(kgSSV.d).

Pérez *et al.*, (1999). Se realizaron ensayos de tratabilidad para conocer la degradabilidad del efluente de una industria procesadora de camarones utilizando un reactor UASB construido en láminas de plexiglass de 4.5 L. El agua utilizada fue acidificada para reducir la solubilidad del dióxido de carbono, empleando ácido sulfurico y se le agregó bicarbonato de sodio. Se optó por la inoculación de un lodo granular de semilla proveniente de la industria cervecera. El reactor UASB se agregó un volumen de lodo 1L equivalente a un 25% del volumen útil del reactor. Su temperatura fue controlada a 37 °C. Se sometió a cinco diferentes cargas orgánicas: 1.426, 0.858, 1.712, 3.424, 6.411 Kg DQO/m³.d. Las DQO del influente fueron: 1902, 1144, 1522, 1522, 2849 mg DQO/L, y las del efluente: 943-168, 438-270, 606-270, 336-134, 976-475. Las eficiencias fueron de 50.42-917%, 61.70-76.40%, 60.20-82.26%, 77.90-91.20%, 65.74-83.30% respectivamente. La máxima eficiencia de remoción se lo logra con carga orgánica de 3.424 Kg DQO/m³.d. El resultado más desfavorable en términos de eficiencia fue 76.40% se refleja con la menor carga orgánica aplicada 0.858 Kg DQO/m³.d. El pH se mantuvo en un rango de 6.66 a 7.90, este parámetro fue favorable para las bacterias metanogénicas, se

logró mantener el pH en valores aceptables, esto se justifica por la baja concentración de los ácidos grasos volátiles <200 mg/L. La alcalinidad se mantuvo de 140 a 1120 mg/L CaCO₃. Los sólidos suspendidos en el efluente fueron bajos: 20-270 mg/L, para los SST y 16-245 mg/L para los SSV, indicando que casi todo el material sólido estuvo formado por microorganismos.

IV. MATERIALES Y METODOS

4.1 Agua residual

El influente (lactosuero) fue tomado directamente de un biofiltro anaerobio ubicado en el CICYTA (Centro de Investigación en Ciencia y Tecnología de los Alimentos) aproximadamente 1 L de muestra, proveniente de Acatlan-Hidalgo. El influente en promedio presentó los siguientes valores; 478.18 mg/L de sólidos suspendidos totales, una concentración de 160 mg/L de proteína, 132.12 mg/L de amonio y azúcares totales de 3878.8 mg/L. El pH se ajustó a 6.20.

4.2 Condiciones experimentales

Se utilizó un reactor UASB con un volumen útil de 2.5 L y un volumen real de operación de 1.75 L. El reactor fue inoculado al 30 % por lodos anaerobios de la planta de tratamiento de aguas residuales proveniente del Centro de Investigación en Ciencia y Tecnología de los Alimentos (CICYTA) anexo al Instituto de Ciencias Agropecuarias (ICAP) de la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo.

El lactosuero se le adicionó NaHCO_3 hasta alcanzar un pH aproximado de 6.2. Se utilizaron tres diferentes demandas químicas de oxígeno: la primera con 813.83 mg DQO/L, la segunda con 1254.24 mg DQO/L y la tercera con 8605.98 mg DQO/L. Este reactor trabajó a temperatura ambiente (15-22 °C), con un tiempo de retención hidráulica (TRH) de 48 hr.



Figura 2 . Reactor UASB.

4.3 VARIABLES DE ESTUDIO

Se evaluaron al influente y el efluente del reactor, demanda química de oxígeno (DQO), sólidos suspendidos totales (SST), proteína, ión amonio, azúcares totales y potencial de hidrógeno (pH).

4.3.1 Determinación de la demanda química de oxígeno (DQO)

Se determino por medio del método de APHA, AWWA, WPCF. (1995).

Preparación de soluciones:

1.- Solución digestora. Secar durante 2 horas a 150 °C dicromato de potasio, dejarlo enfriar en el desecador. Posteriormente pesar 10.216 g de dicromato de potasio y 33.3 g de sulfato de mercurio. Estos reactivos deberán pesarse en

material de vidrio o plástico. En un matraz aforado, disolver el dicromato de potasio en 500 mL de agua destilada. Añadir el sulfato. Adicionar en baño de hielo y muy lentamente 167 mL de ácido sulfúrico puro. Cuando se haya enfriado la mezcla, disolver lentamente y después aforar con agua destilada a 1 L.

2.- Solución de Ácido sulfúrico puro con Sulfato de Plata. En un matraz aforado de 1 L, adicionar 300 mL de ácido sulfúrico y agregar 10.18 g de sulfato de Plata. Dejar en reposo de 24-48 h para que se disuelva completamente y después completar el volumen de aforo con el ácido sulfúrico.

De acuerdo a las proporciones en que se utilizan los reactivos, deberán prepararse dos litros de la solución 2 por cada litro de la solución 1.

Realizar una curva estándar con biftalato de potasio en concentraciones de 0-1500 mg/L.

Procedimiento

1. En un tubo HACH con rosca agregar 2.0 ml de la muestra problema, y preparar el blanco con agua destilada.
2. Añadir 1.0 ml de la solución digestora.
3. Añadir lentamente por las paredes del tubo HACH 2.0 ml de solución de ácido sulfúrico.
4. Homogenizar la mezcla mediante el vortex.
5. Colocarlos en la parrilla, durante 2 horas, a una temperatura de 150 °C.
6. Transcurrido el tiempo, se sacaron de la parrilla y se dejan enfriar.

7. Encender el espectrofotómetro (Spectronic Génesis 5 Instruments) y ajustar la longitud de onda a 620 nm .
8. Dejar que los tubos se enfríen, calibrar con el blanco preparado y leer las muestras.
9. Leídas las muestras, desechar los residuos en un recipiente.

4.3.2 Determinación del potencial hidrógeno

1. Se calibra el potenciómetro (marca: Akton, modelo: 2500 series) con las soluciones buffer de 4 y 7 en el orden correspondiente.
2. Introducir el electrodo en la muestra y registrar la lectura.
3. Lavar el electrodo con agua destilada.

4.3.3 Determinación de sólidos suspendidos totales (SST)

1. Colocar el papel filtro sobre el charola de aluminio en la estufa por 24 h. Posteriormente se introducen en el desecador para enfriarlos durante 1 h.
2. Sacar del desecador el papel filtro y el crisol de aluminio, pesar por separado y registrarlo.
3. Preparar la bomba de vacío (marca: Edwards inlet catchpet) y conectarlo al matraz kitazato.
4. Colocar el papel filtro en el embudo Buchner.
5. Prender la bomba y con agua destilada se vertió en el papel filtro, para sumergirlo hacia al fondo para evitar que se despegara.
6. Homogenizar la muestra y tomar 20 mL hacia el embudo con el papel filtro.

7. Con pinzas quitar el papel filtro cuidadosamente y colocarlo en el crisol de aluminio para introducirlos en la estufa durante 24 h a una temperatura de 103-105 °C.
8. Pasado el tiempo se sacaron y se colocaron en el desecador durante 1-2 h. Posteriormente pesarlos en la balanza analítica, registrar inmediatamente la lectura.

Calculo:

$$\text{mg SST/L} = \frac{(\text{peso después de la estufa (mg)} - \text{peso de filtro y charola (mg)}) \times 1000}{\text{volumen de la muestra (mL)}}$$

4.3.4 Determinación de proteína

Se determinó por la técnica Bradford, se calculó la cantidad de proteína soluble mediante una curva patrón de albúmina purificada en solución de NaCl 0.15 M a concentraciones de 0, 0.2, 0.4, 0.6, 0.8 y 1 mg/mL (Bradford. 1976).

Se tomó 0.1 mL de la muestra y se le adicionó 3 mL de reactivo de Bradford, se homogenizaron en el vortex, después se dejó efectuar la reacción durante 30 minutos. Posteriormente se tomaron las lecturas a través del espectrofotómetro (Spectronic Génesis 5 Instruments) en celdas de acrílico a una lectura de 595 nm.

4.3.5 Determinación de azúcares totales

Esta se determinó por el método de antrona (Travelyan y Harrison, 1952).

Se tomó 1 mL de muestra y se le adicionó 2 mL de reactivo de antrona en un tubo de ensaye, después se colocaron en baño María a ebullición por 10 minutos. Se

dejó enfriar y se leyó en celdas de acrílico en el espectrofotómetro (Spectronic Génesis 5 Instruments) a 625 nm. Se realizó una curva estándar con una solución de dextrosa a una concentración de 0.05 g/L.

4.3.6 Determinación del ión amonio

Preparación de reactivos:

a) Solución indicadora mezclada: Disolver 200 mg de indicador de rojo de metilo en 100 mL de alcohol etílico o isopropílico al 95 %. Disolver 100 mg de azul de metileno en 50 mL de alcohol etílico o isopropílico al 95 %. Posteriormente se mezclan estas soluciones.

b) Solución indicadora de ácido bórico: Disolver 20 g de H_3BO_3 en agua destilada adicionando 10 mL de solución indicadora mezclada y diluir a 1 L.

Preparación de la muestra: Se necesita 100 ml de influente y 25 ml de efluente. A cada una de estas muestras contenidas en un matraz se le agrega 25 ml de solución buffer o solución amortiguadora, se equilibra el pH con valor de 9.5 utilizando Hidróxido de sodio (6N) y Ácido sulfúrico (0.225).

Destilación: En un destilador marca Büchi Destillation Unit, modelo:B-316. se colocó un matraz de 500 mL de ácido bórico con una cantidad de 50 mL del lado derecho del destilador. Posteriormente se ajustó un tiempo de 8 minutos, se mueve la aguja en “no” y pulsar “start”, esperamos a que destile aproximadamente 250 mL a una temperatura de 13 °C este valor no debe de exceder los 19 °C.

Titulación (ácido sulfúrico)

Si la muestra cambia a color amarillo, se coloca una un fondo blanco en el matraz, y agregar de gota a gota el ácido sulfúrico (0.02N), hasta obtener un color canela. Se observa en la bureta los mililitros gastados del ácido. Posteriormente se realiza un lavado al destilador colocando en un tubo Büchi 500 mL de agua destilada y 25 mL se solución buffer, el pH se ajusta con hidróxido de sodio o ácido sulfúrico cuyo valor será de 9.5. Se ajusta el tiempo a un minuto, la aguja se coloca en “yes” y finalmente se pulsa “drenar”.

V. RESULTADOS Y DISCUSIONES

5.1 Demanda química de oxígeno (DQO)

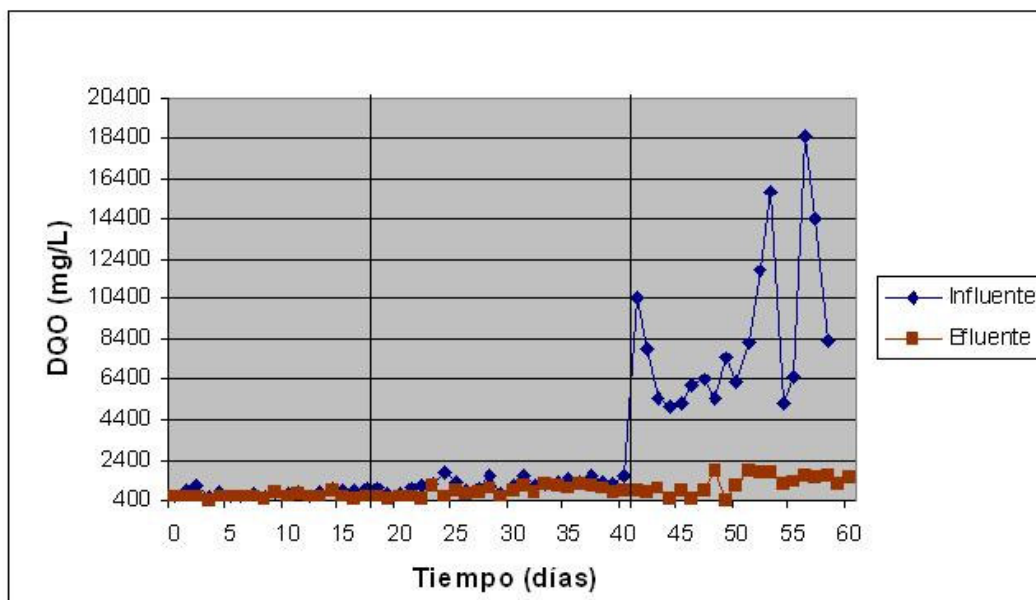


Figura 3. Comportamiento de la DQO del influente y efluente en el reactor UASB a diferentes cargas orgánicas.

CO= Carga orgánica (Kg DQO/m³.d.).

Como se puede observar en la figura 2, conforme se aumentaba la DQO se incrementa la eficiencia en la degradación de materia orgánica. Con la primera carga de 0.40 Kg DQO/m³.d, se obtuvo una eficiencia de remoción del 23.51%. La segunda carga, el reactor recibió en promedio 0.60 Kg DQO/m³.d, obteniendo una eficiencia del 29.52%. Finalmente con la tercera carga, el influente presentó un promedio de 4.30 Kg DQO/m³.d, obteniendo una biodegradación del 85.65%. La investigación de Días *et al.*, (1996) determinó la carga orgánica máxima que se puede tratar, utilizando reactores tipo UASB en dos etapas, en ella encontró que el valor óptimo para operar este sistema es de 17 kg DQO/m³.d. para un reactor metanogénico, sin embargo el sustrato fue un preparado sintético completamente

diferente al nuestro. De acuerdo con los resultados publicados por Berg y Kennedy (1983), Fernández *et al.*, (1988), Rico *et al.*, (1991) y Ozturk *et al.*, (1993), sus eficiencias promedio fueron por encima del 90%, sometido con altas cargas orgánicas comprendidas entre 8.5-23.8 kg DQO/m³.d. El resultado de Monroy *et al.*, (1995) quienes trabajaron con una carga orgánica de 0.55 kg DQO/m³.d. su eficiencia fue de 63%. De acuerdo con los resultados de las investigaciones efectuadas en este tipo de reactor se puede enunciar que a mayor concentración mayor biodegradación. La literatura menciona que para residuales líquidos el proceso anaerobio es óptimo a partir de 4000 mg/L de DQO (Betancourt *et al.*, 1990).

5.2 Potencial hidrógeno (pH)

En el cuadro 5, se observan los valores de pH del influente y efluente de las tres cargas orgánicas. El pH del influente fue en promedio de 6.16 y el valor obtenido en el efluente fue en promedio de 7.31. Se reguló el pH de 6.0-6.42 del influente, ya que presentaba un valor por debajo de 5.

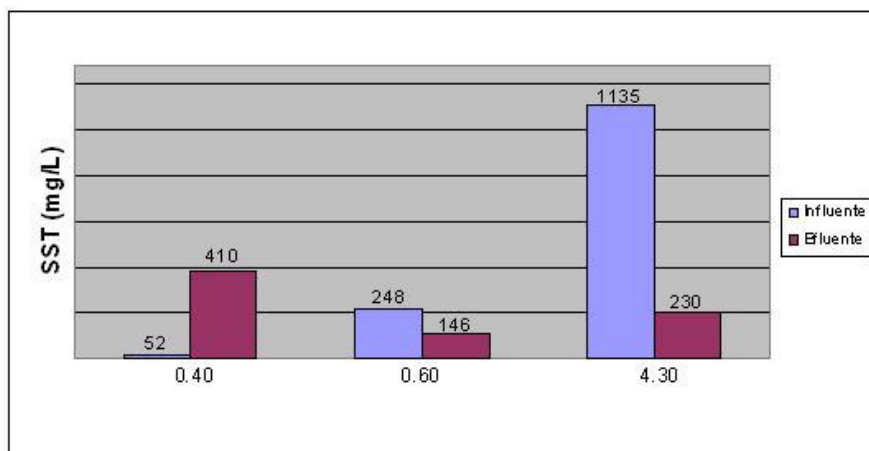
Cuadro 5. Valores de pH del influente y efluente en el reactor UASB a diferentes cargas orgánicas.

Carga (Kg DQO/m ³ .d.)	Influente	σ	Efluente	σ
0.40	6.42	0.227	7.43	0.250
0.60	6.05	0.089	7.23	0.159
4.30	6.01	0.029	7.27	0.299

El rango óptimo de pH es de 6.5-7.5. La digestión es inhibida a pH menores de 6.5 y por debajo de pH 4.5 cesa la digestión efectiva (Betancourt *et al.*, 1990). Los resultados obtenidos son similares a los de Pérez *et al.*, (1999) mantuvieron un

rango de 6.66-7.90, y menciona que este parámetro fue favorable para las bacterias metanogénicas.

5.3 Sólidos suspendidos totales (SST)



En la figura 4 muestra el promedio de los sólidos suspendidos totales del influente y efluente, obteniendo una disminución en la segunda y tercera carga en un 41.12% y 79.73% respectivamente.

Figura 4. Sólidos suspendidos totales del influente y efluente en el reactor UASB a diferentes cargas orgánicas.

Estos resultados son similares a los de Pérez *et al.*, (1999), sus sólidos suspendidos en el efluente estuvieron entre 20-270. Se puede observar que en la primera carga se obtuvo una eficiencia negativa, se puede atribuir a la falta de adaptación de los lodos y por lo tanto su flotación. La segunda carga obtuvo una eficiencia del 41% y en la última carga del 79%, es decir la eficiencia en la remoción de SST fue directamente proporcional a la carga orgánica. El efluente de la segunda carga si cumple con la NOM-001-ECOL-1996 que especifica un promedio mensual de 150 mg/L (Anexo 1).

5.4 Proteína

El siguiente cuadro muestra en la primera carga se obtuvo una degradación considerable, ya que presentaba un valor alto de proteína en comparación con la segunda y tercera carga. El efluente de la segunda y tercera carga no presentó concentración de proteína.

Cuadro 6. Concentración de proteína del influente y efluente en el reactor UASB a diferentes cargas orgánicas.

Carga	Influente (mg/L)	σ	Efluente (mg/L)	σ
Primera	480	0	0.02	0
Segunda	1.083	0.019	0	0
Tercera	0.884	0.043	0	0

Estos resultados se esperaban en el influente, su concentración no sería muy alta ya que proviene de otro sistema anaerobio, por tal motivo no contenía polímeros de alto peso molecular como proteína. De acuerdo con Hartman (1976), los carbohidratos y las proteínas son los compuestos orgánicos que se metabolizan principalmente en estos sistemas anaerobios.

5.5 Ión amonio

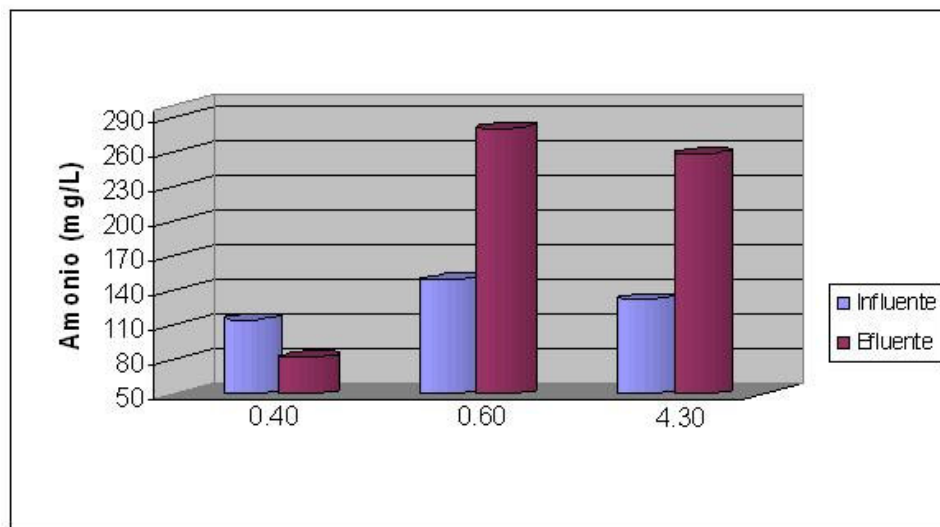


Figura 5. Comparación de ión amonio del influente y efluente en el reactor UASB a diferentes cargas orgánicas.

Estos resultados concuerdan con los de Arroyo *et al.*, (2003), donde se observan valores similares durante el efluente del filtro anaerobio cuyo valor fue de 236 mg/L. En la degradación de proteínas en condiciones anaerobias existen productos como son, amonio y aminoácidos. El amonio a concentraciones de 150 mg/L puede ser tóxico para las bacterias metanogénicas (Stronach *et al.*, 1986). Podemos suponer que las altas concentraciones de amonio en el efluente podría ser debido a la muerte biológica de lodos. El efluente no cumple con la NOM-001-ECOL-1996 que especifica un promedio mensual de 40 mg/L.

5.6 Azúcares totales

En el cuadro 7, en la primera carga se presenta una alta concentración de azúcares en comparación con las demás cargas, durante este experimento se registro una alta eficiencia de remoción de azúcares totales por encima del 88%.

Cuadro 7. Azúcares totales del influente y efluente en el reactor UASB a diferentes cargas orgánicas.

Carga	Influente (mg/L)	σ	Efluente (mg/L)	σ
Primera	7900	0	10.3	0.06
Segunda	171.1	0.0075	34.3	0.0005
Tercera	3565.3	0.043	542.0	0.0085

Se observa que la primera carga obtuvo la mayor eficiencia seguida de la tercera carga orgánica. En promedio el reactor UASB presentó una eficiencia del 88% en las diferentes cargas. Estos resultados concuerdan con los de González *et al.*, (2004) y Saavedra *et al.*, (2004;2005), en donde obtuvieron eficiencias mayores del 85%.

VI. CONCLUSIONES

- Al incrementar la carga orgánica en el influente se obtuvo una mayor eficiencia en la degradación de materia orgánica.
- El reactor UASB degradó totalmente la concentración de proteína proveniente de un filtro anaerobio.
- La carga orgánica fue directamente proporcional a la eficiencia de remoción de sólidos suspendidos totales.
- A mayor concentración de azúcar es mejor la eficiencia.
- El reactor UASB es una buena opción para tratar agua residual con lactosuero proveniente de un filtro anaerobio.

VII. RECOMENDACIONES

- Realizar estudios con mayor carga orgánica.
- Determinar el efecto de lisis de lodo en el incremento de amonio
- Determinar la estabilidad del reactor a cargas puntuales de lactosuero puro.
- Acoplar al reactor a un sistema de dos etapas para tratar el agua residual con lactosuero.
- Realizar estudios a nivel piloto bajo condiciones ambientales del valle de Tulancingo.

VIII. BIBLIOGRAFÍA

1. Alves, M., Pereira A., Mota M. And Novais J.M. (1998). *Journal Chemical Technology Biotechnology* 73, 99-108.
2. Amiot, J. (1991). *Ciencia y tecnología de la leche*. Traducción al español de Oria, R. Ed. Acribia, S.A. Zaragoza, España.
3. APHA, AWWA, WPCF. (1985). *Standard methods for the examinations of water and wastewater*. 19 th end, APHA.
4. Arrojo, B., Omil F., Garrido J.M. y Méndez R. (2003). Combinación de un filtro anaerobio y un sistema SBR para el tratamiento de las aguas generadas en un laboratorio de análisis de productos lácteos. *Afinidad*, 60 (506), 344-354. Santiago de Compostela, Galicia, España.
5. Berg, L. and Lentz C.P. (1979). Comparison between up and down flow anaerobic fixed film reactors of varying surfaceto-volume ratios for the treatment of bean blanching wate. *Proc. 34 th Purdue Indust*, pp 319. USA.
6. Berg, L. and Kennedy K.J. (1983). *Wat. Sci. Technol.*, 15, 359-368.
7. Berg, L. (1984). Developments in methanogenesis from industrial wastewater. *Can. J. Microbiol*, 30:975-990.
8. Betancourt, M.S., Domínguez M. y Almeida P.M. (1990). Estudio de los principales sistemas de tratamiento anaeróbico de residuales. Vol. 24. num. 2-3, pp 24-27.
9. Bradford, M.M. *Anal. Biochem.*, 72, 248 (1976).
10. Bull, M.A., Sterrit R.M. and Lester J.N. (1984). Development in anaerobic treatment of high strength industrial wastewater. *Chem. Eng. Res. Des.*, 62: 203-213.
11. Campos, M.R.G., Pimentel G.D.J., Cisneros O.M.E., Hernández F.A.D., Vernom C.J. y Monroy H.O. (2005). Problemática Ambiental Derivada de las Empresas Queseras en el Valle de Tulancingo, Hidalgo, México. V Convención Internacional Sobre Medio Ambiente y Desarrollo. Memoria extenso Capítulo Gestión Ambiental Empresarial del 4-8 Julio en la Habana, Cuba.
12. Córdoba, P.R., Sánchez R., F. and Sineriz F. (1984). *Biotechnol. Lett.*, 6 (11), 753-758.
13. Craggs, R.J., Tañer C.C., Sukias J.P.S. and Davies-Colley R.J. (2000). *Wat. Sci. Tech.*, 42 (10-11), 195-202.
14. Díaz, A., Behling M., Herrera E., Gutierrez S., García E., Cahcin N., Fernández y Forster C.F. (1996). Tratamiento anaerobio en separación de fases utilizando un reactor UASB. Vol 19, num.3, pp 215-221.

15. Enkerlin, E., Cano G., Garza A. y Vogel E. (1997). *Ciencia Ambiental y Desarrollo Sostenible*. Ed. Internacional Thomson Editores, pp 497-524.
16. Fernández, P.F., Gracia P. And Rico J.L. (1988). En 4° Seminario Depuración Anaerobia de Aguas Residuales. 23-25 Noviembre. Valladolid.
17. González, R.J., Campos M.R.G., Cavaría H.N. y Cisneros O.M.E. (2004). Comportamiento de un Reactor UASB con Altas Cargas de Lactosuero Hidrolizado. *Memorias del Congreso Nacional Agroindustrial Mayo Texcoco*, Edo. México.
18. Harper, W.J. (1974). *Food Technol.*, 28, 50-55.
19. Hartman, G. (1976). *Sludge Management and Disposal for the Practicing Engineer*, Ed. Lewis publishers Inc. pp. 341, Estados Unidos.
20. Heijnen, J.J., Mulder A., Enger W. and Hoeks F. (1989). Review on the application of anaerobic fluidized bed reactors in wastewater treatment. *J. Chem. Eng.* 41:37-50.
21. Hulshoff, P. (1989). The phenomenon of granulation of anaerobic sludge. Doctoral Thesis. Wageningen Agricultural University, Netherlands.
22. Jiménez, C. y B. Elena. (2001). *La contaminación ambiental en México; causas, efectos y tecnología apropiada*. Ed. Limusa. México, D.F.
23. Kasapgil, B., Anderson G.K. and Ince O. (1994). *Wat. Sci Technol.*, 29 (9) 205-212.
24. Khan, S. (1996). *Low cost biodigestors. Programme for research on poverty alleviation*. Grameen Trust Report USA.
25. Koyunco, I., Turan M., Topacik D. And Ates A. (2000). *Wat. Sci. Tech.*, 42 (10-11), 195-202.
26. Lettinga, G., Van Velsen A.F.M., Hobma S.W., Zeeuw W.J. and Klapwijk A. (1980). Use of upflow sludge blanket (UASB) reactor concept for biological wastewater treatment. *Biotech. Bioeng.* 25:734-1701.
27. Lettinga, G., Hulshoff Pol L.W.H., Koster I.W., Wiegant W.W., de Zeeuw W.J., Rinzema A., Grin P.C., Roersma R.E. and Hobma S.W. (1984). Hiht-rate anaerobic wastewater treatment using the UASB reactor under a wide range of temperature conditions. *Biotechnol. Genet. Eng. Rev.*, 2: 253-284.
28. Lettinga, G. and Hulshoff L. (1991). UASB-process design for various types of wastewaters. *Wat. Sci. Tech.* 24:87-107.

29. Lo, K.V., Bulley N.R. And Kwong E. (1985). *Agricultural Wastes*, 13 (2) 131-136.
30. Martínez, J., Borzacconi L., López I., Galisteo M. y Mallo M. (2001). Obtención de parámetros de diseño para tratamiento anaerobio de efluentes utilizando un reactor piloto. num. 19, pp 26-31.
31. Méndez, R., Blázquez R., Lorenzo F. and Lema J.M. (1989). *Wat. Sci. Technol.*, 21, 1857-1860.
32. Meraz, M., Monroy O., Noyola A., Ilangovan K. (1995). Studies on the dynamics of immobilization of anaerobic bacteria on plastic support. *Wat. Sci. Tech.* 32:243.
33. Metcalf and Eddy. (1996). *Ingeniería de aguas residuales, tratamiento, vertido y reutilización*. Vol. 1. Traducción al Español por Juan Trillo. McGraw-Hill Inc. U.S.A. pp 54-60.
34. Monroy, O., Vázquez F., Derramadero J.C. and Guyot J.P. (1995). *Wat. Sci. Tech.*, 32 (12), 149-156.
35. Montalvo, S.J. (1984). *Tratamientos anaeróbicos intensivos de aguas residuales*. Vol. 35. num. 1, pp 71-85., La Habana, Cuba.
36. Motta, M.D.L., Cayless S.M. and Lester J.N. (1990). *Biol. Wastes*, 34, 191-202.
37. Nebel, B. y Wright R. (1999). *Ciencias Ambientales. Ecología y Desarrollo Sostenible*. Ed. Prentice Hall. 6 a ed., pp 326-328, México.
38. Noyola, A. (1990). *Tratamiento anaerobio de aguas residuales: una experiencia de adaptación de tecnología en México*. *Tratamiento de Aguas Residuales en América Latina*, Instituto de Ingeniería, UNAM, pp 337-357. México, D.F.
39. Noyola, A. (1991). *Inoculación y Arranque de Reactores Anaerobios*. Primer Diplomado Internacional de Química Ambiental del Agua. F.Q., II. UNAM, pp 154-163. México.
40. Noyola, A. (1992). *Reactores anaerobios de segunda y tercera generación. Bioprocesos anaerobios para el tratamiento de efluentes industriales*. Curso organizado por UAM-ORSTOM-IMP, UAM-1., México, D.F.
41. Noyola, A. (1994). *Escalado de biorreactores anaeróbicos*. Conferencia. Inst. de Ing. UNAM, pp 20. Mexico, D.F.
42. Noyola, A. (1995). *El tratamiento anaeróbico de aguas residuales como tecnología sustentable*, en *Memorias Segundo Minisimposio Internacional*

- sobre Eliminación de Contaminantes de Aguas y Suelos, Instituto de Ingeniería UNAM, pp 106-109., México.
43. Ozturk, I., Eroglu V., Ubay G. and Demir I. (1993). *Wat. Sci. Technol.*, 28 829, 77-85.
 44. Pérez, J., Fernández N., Herrera M., Galindo A., Toncel E., Rojano R. y Daza S. (1999). Diseño de un sistema UASB y lagunas de estabilización para tratar los desechos líquidos de una industria procesadora de camarones. Vol 34, num. 2, pp 194-204.
 45. Pérez, J., Bermúdez R., Lezcano P. y Ravelo D. (2000). Tecnología de digestión anaerobia para el tratamiento de residuales. Vol. 34. num. 2, pp 93-102.
 46. Ruiz, C., Torrijos M., Sousbie P., Martinez J. and Moletta R. (2001). *Wat. Sci. Tech.*, 43 (3), 201-208.
 47. Raj, S.A. and Murthy D.V.S. (1999). *Bioprocess Engineering* 21, 51-55.
 48. Razo, F.E. (1992). Biotecnología anaerobia para el tratamiento de efluentes industriales. Vol. 2, num. 3, pp 85-93.
 49. Rico, J.L., García P.A. and Fernández F. (1991). *Bioresource Technol.*, 37, 271-276.
 50. Rusten, B., Odegaaerd H. and Lundar A. (1992). *Wat. Sci. Technol.*, 26 (3/4), 703-711.
 51. Saavedra, S.P., Campos M.R.G., Cisneros O.M.E. y Rodríguez H.A. (2004). Efecto de Altas Cargas de Lactosuero en un Biofiltro Hidrolítico con Flujo Ascendente. Memorias del Congreso Nacional Agroindustrial Mayo Texcoco, Edo. México.
 52. Saavedra, S.P., Campos M.R.G., Cisneros O.M.E., Monroy H.O., Rodríguez P.B.R. y Pimentel G.D.J. (2005). Degradación de Lactosuero Acido a Diferentes Concentraciones en un Biofiltro Hidrolítico. Memorias XXVI Encuentro Nacional AMIDIQ. IAM41 Mayo Acapulco, Gro.
 53. Sánchez, E. (1986). Tratamiento de aguas residuales. Curso de Posgrado. Centro Nac. Inv. Cient., pp125., La Habana, Cuba.
 54. Saval, S. y Noyola A. (1992). Aportaciones de la Biotecnología al Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales. Vol. 2. No. 5-6, pp 155 y 168.
 55. Shamir, E., Thompson T.L., Karpiscak M.M., Freitas R.J. and Zauderer J. (2001). *Journal of the American water resources association*, 37 (2), 315-325.

56. Sosa, R. (1999). Tratamiento y uso de recursos producidos con excretas porcinas. Memorias V Encuentro sobre producción y nutrición de animales monogástricos, pp 82. Maracay, Venezuela.
57. Spreer, E. (1991). Lactología Industrial. Ed. Acribia. 2 a ed., pp 527 y 528, España.
58. Stronach, S.M., Rudd T. and Lester J.N. (1986). Anaerobic Digestion Processes in Industrial Wastewaters Treatment. Springer-Verlag, New York.
59. Switzenbaum, M.S. (1983). Anaerobic fixed film wastewater treatment. Enzyme. Microb. Technol, 5:242-251.
60. Timofeyeva, S.S. (1992). J. Wat. Chemistry Technol., 14 (8), 43-49.
61. Toldrá, F., Flors A., Lequerica J.L. and Vallés S. (1987). Biological Wastes, 21, 55-61.
62. Traveyan, W.E. y Harrison J.S. (1952). Fractionation and microdetermination of cell carbohydrates. Journal Biochemistry. Vol. 50. pp, 298.
63. Turk, A., Turk J., Wittes J. and Wittes R. (1984). Tratado de Ecología. Ed. Nueva Editorial Interamericana, pp 434-440. México, D.F.
64. Young, J.C. and McCarty P.L. (1969). The anaerobic filter for waste treatment. J. Wat. Pollut. Control Fed. 41:169.
65. Young, J.C. and Dahab M.F. (1982). Effect of media design on the performance of fixed bed anaerobic reactors, 321-335. En Preprints IAWPR specialized seminar anaerobic treatment of wastewater in fixed film reactors, 16-18 June, Copenhagen.
- Comisión Nacional del Agua. (2003). (disponible en línea en <http://www.cna.gob.mx>). Revisado el 10 de marzo del 2003.

ANEXO 1

NORMA OFICIAL MEXICANA NOM-001-ECOL-1996, QUE ESTABLECE LOS LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES DE CONTAMINANTES EN LAS DESCARGAS DE AGUAS RESIDUALES EN AGUAS Y BIENES NACIONALES.

Al margen un sello con el Escudo Nacional, que dice: Estados Unidos Mexicanos.-
Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca.

JULIA CARABIAS LILLO, Secretaria de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca, con fundamento en lo dispuesto por los artículos 32 Bis fracciones I, IV y V de la Ley Orgánica de la Administración Pública Federal; 85, 86 fracciones I, III y VII, 92 fracciones II y IV y 119 de la Ley de Aguas Nacionales; 5o. fracciones VIII y XV, 8o. fracciones II y VII, 36, 37, 117, 118 fracción II, 119 fracción I inciso a), 123, 171 y 173 de la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente; 38 fracción II, 40 fracción X, 41, 45, 46 fracción II y 47 de la Ley Federal sobre Metrología y Normalización, he tenido a bien expedir la siguiente Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996, Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales; y

CONSIDERANDO

Que en cumplimiento a lo dispuesto en la fracción I del artículo 47 de la Ley Federal sobre Metrología y Normalización, el Proyecto de Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996, Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales, se publicó en el **Diario Oficial de la Federación** el 24 de junio de 1996, a fin de que los interesados en un plazo de 90 días naturales presentaran sus comentarios al Comité Consultivo Nacional de Normalización para la Protección Ambiental, sito en avenida Revolución 1425, mezaninne planta alta, colonia Tlacopac, código postal 01040, de esta ciudad.

Que durante el plazo a que se refiere el considerando anterior y de conformidad con lo dispuesto en el artículo 45 del ordenamiento legal citado, estuvieron a disposición del público los documentos a que se refiere dicho precepto.

Que de acuerdo con lo que disponen las fracciones II y III del artículo 47 de la Ley Federal sobre Metrología y Normalización, los comentarios presentados por los interesados fueron analizados en el seno del citado Comité, realizándose las modificaciones procedentes a dicha Norma; las respuestas a los comentarios de referencia fueron publicadas en el **Diario Oficial de la Federación** el 24 de diciembre de 1996.

Que habiéndose cumplido el procedimiento establecido en la Ley Federal sobre Metrología y Normalización para la elaboración de Normas Oficiales Mexicanas, el Comité Consultivo Nacional de Normalización para la Protección Ambiental, en sesión de fecha 30 de octubre de 1996, aprobó la Norma Oficial Mexicana NOM-

001-ECOL-1996, Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales, por lo que he tenido a bien expedir la siguiente:

NORMA OFICIAL MEXICANA NOM-001-ECOL-1996, QUE ESTABLECE LOS LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES DE CONTAMINANTES EN LAS DESCARGAS DE AGUAS RESIDUALES EN AGUAS Y BIENES NACIONALES.

ÍNDICE

1. Objetivo y campo de aplicación
2. Referencias
3. Definiciones
4. Especificaciones
5. Métodos de prueba
6. Verificación
7. Grado de concordancia con normas y recomendaciones internacionales
8. Bibliografía
9. Observancia de esta Norma
10. Transitorio
11. Anexo I

1. Objetivo y campo de aplicación

Esta Norma Oficial Mexicana establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales vertidas a aguas y bienes nacionales, con el objeto de proteger su calidad y posibilitar sus usos, y es de observancia obligatoria para los responsables de dichas descargas. Esta Norma Oficial Mexicana no se aplica a las descargas de aguas provenientes de drenajes pluviales independientes.

2. Referencias

Norma Mexicana NMX-AA-003 Aguas residuales - Muestreo, publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 25 de marzo de 1980.

Norma Mexicana NMX-AA-004 Aguas - Determinación de sólidos sedimentables en aguas residuales - Método del cono Imhoff, publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 13 de septiembre de 1977.

Norma Mexicana NMX-AA-005 Aguas - Determinación de grasas y aceites - Método de extracción soxhlet, publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 8 de agosto de 1980.

Norma Mexicana NMX-AA-006 Aguas - Determinación de materia flotante - Método visual con malla específica, publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 5 de diciembre de 1973.

Norma Mexicana NMX-AA-007 Aguas - Determinación de la temperatura - Método visual con termómetro, publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 23 de julio de 1980.

Norma Mexicana NMX-AA-008 Aguas - Determinación de pH - Método potenciométrico, publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 25 de marzo de 1980.

Norma Mexicana NMX-AA-026 Aguas - Determinación de nitrógeno total - Método Kjeldahl, publicada en el Diario Oficial de la Federación el 27 de octubre de 1980.

Norma Mexicana NMX-AA-028 Aguas - Determinación de demanda bioquímica de oxígeno - Método de incubación por diluciones, publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 6 de julio de 1981.

Norma Mexicana NMX-AA-029 Aguas - Determinación de fósforo total - Métodos espectrofotométricos, publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 21 de octubre de 1981.

Norma Mexicana NMX-AA-034 Aguas - Determinación de sólidos en agua - Método gravimétrico, publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 3 de julio de 1981.

Norma Mexicana NMX-AA-042 Aguas - Determinación del número más probable de coliformes totales y fecales - Método de tubos múltiples de fermentación, publicada en el Diario Oficial de la Federación el 22 de junio de 1987.

Norma Mexicana NMX-AA-046 Aguas - Determinación de arsénico en agua - Método espectrofotométrico, publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 21 de abril de 1982.

Norma Mexicana NMX-AA-051 Aguas - Determinación de metales - Método espectrofotométrico de absorción atómica, publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 22 de febrero de 1982.

Norma Mexicana NMX-AA-057 Aguas - Determinación de plomo - Método de la ditizona, publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 29 de septiembre de 1981.

Norma Mexicana NMX-AA-058 Aguas - Determinación de cianuros - Método colorimétrico y titulométrico, publicada en el Diario Oficial de la Federación el 14 de diciembre de 1982.

Norma Mexicana NMX-AA-060 Aguas - Determinación de cadmio - Método de la ditizona, publicada en el Diario Oficial de la Federación el 26 de abril de 1982.

Norma Mexicana NMX-AA-064 Aguas - Determinación de mercurio - Método de la ditizona, publicada en el Diario Oficial de la Federación el 3 de marzo de 1982.

Norma Mexicana NMX-AA-066 Aguas - Determinación de cobre - Método de la neocuproína, publicada en el Diario Oficial de la Federación el 16 de noviembre de 1981.

Norma Mexicana NMX-AA-078 Aguas - Determinación de zinc - Métodos colorimétricos de la ditizona I, la ditizona II y espectrofotometría de absorción atómica, publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 12 de julio de 1982.

Norma Mexicana NMX-AA-079 Aguas Residuales - Determinación de nitrógeno de nitratos (Brucina), publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 14 de abril de 1986.

Norma Mexicana NMX-AA-099 - Determinación de nitrógeno de nitritos - Agua potable, publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 11 de febrero de 1987.

3. Definiciones

3.1. Aguas costeras

Son las aguas de los mares territoriales en la extensión y términos que fija el derecho internacional; así como las aguas marinas interiores, las lagunas y esteros que se comuniquen permanente o intermitentemente con el mar.

3.2. Aguas nacionales

Las aguas propiedad de la Nación, en los términos del párrafo quinto del artículo 27 de la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos.

3.3. Aguas residuales

Las aguas de composición variada provenientes de las descargas de usos municipales, industriales, comerciales, de servicios, agrícolas, pecuarios, domésticos, incluyendo fraccionamientos y en general de cualquier otro uso, así como la mezcla de ellas.

3.4. Aguas pluviales

Aquellas que provienen de lluvias, se incluyen las que provienen de nieve y granizo.

3.5. Bienes nacionales

Son los bienes cuya administración está a cargo de la Comisión Nacional del Agua en términos del artículo 113 de la Ley de Aguas Nacionales.

3.6. Carga contaminante

Cantidad de un contaminante expresada en unidades de masa por unidad de tiempo, aportada en una descarga de aguas residuales.

3.7. Condiciones particulares de descarga

El conjunto de parámetros físicos, químicos y biológicos y de sus niveles máximos permitidos en las descargas de agua residual, determinados por la Comisión Nacional del Agua para el responsable o grupo de responsables de la descarga o para un cuerpo receptor específico, con el fin de preservar y controlar la calidad de las aguas conforme a la Ley de Aguas Nacionales y su Reglamento.

3.8. Contaminantes básicos

Son aquellos compuestos y parámetros que se presentan en las descargas de aguas residuales y que pueden ser removidos o estabilizados mediante tratamientos convencionales. En lo que corresponde a esta Norma Oficial Mexicana sólo se consideran los siguientes: grasas y aceites, materia flotante, sólidos sedimentables, sólidos suspendidos totales, demanda bioquímica de oxígeno⁵, nitrógeno total (suma de las concentraciones de nitrógeno Kjeldahl de nitritos y de nitratos, expresadas como mg/litro de nitrógeno), fósforo total, temperatura y pH.

3.9. Contaminantes patógenos y parasitarios

Son aquellos microorganismos, quistes y huevos de parásitos que pueden estar presentes en las aguas residuales y que representan un riesgo a la salud humana, flora o fauna. En lo que corresponde a esta Norma Oficial Mexicana sólo se consideran los coliformes fecales y los huevos de helminto.

3.10. Cuerpo receptor

Son las corrientes, depósitos naturales de agua, presas, cauces, zonas marinas o bienes nacionales donde se descargan aguas residuales, así como los terrenos en donde se infiltran o inyectan dichas aguas cuando puedan contaminar el suelo o los acuíferos.

3.11. Descarga

Acción de verter, infiltrar, depositar o inyectar aguas residuales a un cuerpo receptor en forma continua, intermitente o fortuita, cuando éste es un bien del dominio público de la Nación.

3.12. Embalse artificial

Vaso de formación artificial que se origina por la construcción de un bordo o cortina y que es alimentado por uno o varios ríos o agua subterránea o pluvial.

3.13. Embalse natural

Vaso de formación natural que es alimentado por uno o varios ríos o agua subterránea o pluvial.

3.14. Estuario

Es el tramo del curso de agua bajo la influencia de las mareas que se extiende desde la línea de costa hasta el punto donde la concentración de cloruros en el agua es de 250 mg/l.

3.15. Humedales naturales

Las zonas de transición entre los sistemas acuáticos y terrestres que constituyen áreas de inundación temporal o permanente, sujetas o no a la influencia de mareas, como pantanos, ciénegas y marismas, cuyos límites los constituyen el tipo de vegetación hidrófila de presencia permanente o estacional; las áreas donde el suelo es predominantemente hídrico; y las áreas lacustres o de suelos permanentemente húmedos, originadas por la descarga natural de acuíferos.

3.16. Límite máximo permisible

Valor o rango asignado a un parámetro, el cual no debe ser excedido en la descarga de aguas residuales.

3.17. Metales pesados y cianuros

Son aquéllos que, en concentraciones por encima de determinados límites, pueden producir efectos negativos en la salud humana, flora o fauna. En lo que corresponde a esta Norma Oficial Mexicana sólo se consideran los siguientes: arsénico, cadmio, cobre, cromo, mercurio, níquel, plomo, zinc y cianuros.

3.18. Muestra compuesta

La que resulta de mezclar el número de muestras simples, según lo indicado en la Tabla 1. Para conformar la muestra compuesta, el volumen de cada una de las muestras simples deberá ser proporcional al caudal de la descarga en el momento de su toma.

TABLA 1
FRECUENCIA DE MUESTREO

	HORAS POR DIA QUE OPERA EL PROCESO GENERADOR DE LA DESCARGA	NUMERO DE MUESTRAS SIMPLES	INTERVALO ENTRE TOMA DE MUESTRAS SIMPLES (HORAS)
	MINIMO	MAXIMO	
Menor que 4	minimo 2	-	-
De 4 a 8	4	1	2
Mayor que 8 y hasta 12	4	2	3
Mayor que 12 y hasta 18	6	2	3
Mayor que 18 y hasta 24	6	3	4

3.19. Muestra simple

La que se tome en el punto de descarga, de manera continua, en día normal de operación que refleje cuantitativa y cualitativamente el o los procesos más representativos de las actividades que generan la descarga, durante el tiempo necesario para completar cuando menos, un volumen suficiente para que se lleven a cabo los análisis necesarios para conocer su composición, aforando el caudal descargado en el sitio y en el momento del muestreo.

El volumen de cada muestra simple necesario para formar la muestra compuesta se determina mediante la siguiente ecuación:

$$VMSi = VMC \times (Qi / Qt)$$

Donde:

VMSi = volumen de cada una de las muestras simples "i", litros.

VMC = volumen de la muestra compuesta necesario para realizar la totalidad de los análisis de laboratorio requeridos, litros.

Qi = caudal medido en la descarga en el momento de tomar la muestra simple, litros por segundo.

Qt = Qi hasta Qn, litros por segundo.

3.20. Parámetro

Variable que se utiliza como referencia para determinar la calidad física, química y biológica del agua.

3.21. Promedio diario (P.D.)

Es el valor que resulta del análisis de una muestra compuesta. En el caso del parámetro grasas y aceites, es el promedio ponderado en función del caudal, y la media geométrica para los coliformes fecales, de los valores que resulten del análisis de cada una de las muestras simples tomadas para formar la muestra compuesta. Las unidades de pH no deberán estar fuera del rango permisible, en ninguna de las muestras simples.

3.22. Promedio mensual (P.M.)

Es el valor que resulte de calcular el promedio ponderado en función del caudal, de los valores que resulten del análisis de al menos dos muestras compuestas (Promedio diario).

3.23. Riego no restringido

La utilización del agua residual destinada a la actividad de siembra, cultivo y cosecha de productos agrícolas en forma ilimitada como forrajes, granos, frutas, legumbres y verduras.

3.24. Riego restringido

La utilización del agua residual destinada a la actividad de siembra, cultivo y cosecha de productos agrícolas, excepto legumbres y verduras que se consumen crudas.

3.25. Río

Corriente de agua natural, perenne o intermitente, que desemboca a otras corrientes, o a un embalse natural o artificial, o al mar.

3.26. Suelo

Cuerpo receptor de descargas de aguas residuales que se utiliza para actividades agrícolas.

3.27. Tratamiento convencional Son los procesos de tratamiento mediante los cuales se remueven o estabilizan los contaminantes básicos presentes en las aguas residuales.

3.28. Uso en riego agrícola

La utilización del agua destinada a la actividad de siembra, cultivo y cosecha de productos agrícolas y su preparación para la primera enajenación, siempre que los productos no hayan sido objeto de transformación industrial.

3.29. Uso público urbano

La utilización de agua nacional para centros de población o asentamientos humanos, destinada para el uso y consumo humano, previa potabilización.

4. Especificaciones

4.1. La concentración de contaminantes básicos, metales pesados y cianuros para las descargas de aguas residuales a aguas y bienes nacionales, no debe exceder el valor indicado como límite máximo permisible en las Tablas 2 y 3 de esta Norma Oficial Mexicana. El rango permisible del potencial hidrógeno (pH) es de 5 a 10 unidades.

4.2. Para determinar la contaminación por patógenos se tomará como indicador a los coliformes fecales. El límite máximo permisible para las descargas de aguas residuales vertidas a aguas y bienes nacionales, así como las descargas vertidas a suelo (uso en riego agrícola) es de 1,000 y 2,000 como número más probable (NMP) de coliformes fecales por cada 100 ml para el promedio mensual y diario, respectivamente.

4.3. Para determinar la contaminación por parásitos se tomará como indicador los huevos de helminto. El límite máximo permisible para las descargas vertidas a suelo (uso en riego agrícola), es de un huevo de helminto por litro para riego restringido, y de cinco huevos por litro para riego no restringido, lo cual se llevará a cabo de acuerdo a la técnica establecida en el anexo 1 de esta Norma.

TABLA 2

LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES PARA CONTAMINANTES BÁSICOS																					
PARÁMETROS	RÍOS						EMBALSES NATURALES Y ARTIFICIALES				AGUAS COSTERAS				SUELO						
	Uso en riego agrícola (A)		Uso público urbano (B)		Protección de vida acuática (C)		Uso en riego agrícola (B)		Uso público urbano (C)		Explotación pesquera, navegación y otros usos (A)		Recreación (B)		ESTUARIOS (B)		Uso en riego agrícola (A)		HUMEDALES NATURALES (B)		
	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	
Temperatura (C) (1)	N.A.	N.A.	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	N.A.	N.A.	40	40
Grasas y Aceites (2)	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	
Materia Flotante (3)	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	
Sólidos Sedimentables (mil)	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	N.A.	N.A.	1	2	
Sólidos Suspendedos Totales	150	200	75	125	40	60	75	125	40	60	150	200	75	125	75	125	N.A.	N.A.	75	125	
Demanda Bioquímica de Oxígeno	150	200	75	150	30	60	75	150	30	60	150	200	75	150	75	150	N.A.	N.A.	75	150	
Nitrógeno Total	40	60	40	60	15	25	40	60	15	25	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	15	25	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	
Fosforo Total	20	30	20	30	5	10	20	30	5	10	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	5	10	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	

- (1) Instantáneo
- (2) Muestra Simple Promedio Ponderado
- (3) Ausente según el Método de Prueba definido en la NMX-AA-006.
- P.D. = Promedio Diario; P.M. = Promedio Mensual;
- N.A. = No es aplicable.
- (A), (B) y (C): Tipo de Cuerpo Receptor según la Ley Federal de Derechos.

TABLA 3

LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES PARA METALES PESADOS Y CIANUROS																				
PARÁMETROS (*)	RÍOS						EMBALSES NATURALES Y ARTIFICIALES				AGUAS COSTERAS				SUELO					
	Uso en riego agrícola (A)		Uso público urbano (B)		Protección de vida acuática (C)		Uso en riego agrícola (B)		Uso público urbano (C)		Explotación pesquera, navegación y otros usos (A)		Recreación (B)		ESTUARIOS (B)		Uso en riego agrícola (A)		HUMEDALES NATURALES (B)	
	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.
Arsénico	0.2	0.4	0.1	0.2	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2
Cadmio	0.2	0.4	0.1	0.2	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2	0.05	0.1	0.1	0.2
Cianuros	1.0	3.0	1.0	2.0	1.0	2.0	2.0	3.0	1.0	2.0	1.0	2.0	2.0	3.0	1.0	2.0	2.0	3.0	1.0	2.0
Cobre	4.0	6.0	4.0	6.0	4.0	6.0	4.0	6.0	4	6.0	4	6.0	4.0	6.0	4.0	6.0	4	6.0	4.0	6.0
Cromo	1	1.5	0.5	1.0	0.5	1.0	1	1.5	0.5	1.0	0.5	1.0	1	1.5	0.5	1.0	0.5	1.0	0.5	1.0
Mercurio	0.01	0.02	0.005	0.01	0.005	0.01	0.01	0.02	0.005	0.01	0.01	0.02	0.01	0.02	0.01	0.02	0.005	0.01	0.005	0.01
Níquel	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4
Plomo	0.5	1	0.2	0.4	0.2	0.4	0.5	1	0.2	0.4	0.2	0.4	0.5	1	0.2	0.4	5	10	0.2	0.4
Zinc	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20

- (*) Medidos de manera total.
- P.D. = Promedio Diario
- P.M. = Promedio Mensual
- N.A. = No es aplicable
- (A), (B) y (C): Tipo de Cuerpo Receptor según la Ley Federal de Derechos.

4.4. Al responsable de la descarga de aguas residuales que antes de la entrada en vigor de esta Norma Oficial Mexicana se le hayan fijado condiciones particulares de descarga, podrá optar por cumplir los límites máximos permisibles establecidos en esta Norma, previo aviso a la Comisión Nacional del Agua.

4.5. Los responsables de las descargas de aguas residuales vertidas a aguas y bienes nacionales deben cumplir con la presente Norma Oficial Mexicana de acuerdo con lo siguiente:

a) Las descargas municipales tendrán como límite las fechas de cumplimiento establecidas en la Tabla 4. El cumplimiento es gradual y progresivo, conforme a los rangos de población. El número de habitantes corresponde al determinado en el XI Censo Nacional de Población y Vivienda, correspondiente a 1990, publicado por el Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática.

b) Las descargas no municipales tendrán como plazo límite hasta las fechas de cumplimiento establecidas en la Tabla 5. El cumplimiento es gradual y progresivo, dependiendo de la mayor carga contaminante, expresada como demanda bioquímica de oxígeno₅ (DBO₅) o sólidos suspendidos totales (SST), según las cargas del agua residual, manifestadas en la solicitud de permiso de descarga, presentada a la Comisión Nacional del Agua.

TABLA 4

DESCARGAS MUNICIPALES	
FECHA DE CUMPLIMIENTO A PARTIR DE:	RANGO DE POBLACIÓN:
1 de enero de 2000	mayor de 50,000 habitantes
1 de enero de 2005	de 20,001 a 50,000 habitantes
1 de enero de 2010	de 2,501 a 20,000 habitantes

TABLA 5

DESCARGAS NO MUNICIPALES		
FECHA DE CUMPLIMIENTO A PARTIR DE:	CARGA CONTAMINANTE	
	DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO ₅	SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES
	t/d (toneladas/día)	t/d (toneladas/día)
1 enero 2000	mayor de 3.0	mayor de 3.0
1 enero 2005	de 1.2 a 3.0	de 1.2 a 3.0
1 enero 2010	menor de 1.2	menor de 1.2

4.6. Las fechas de cumplimiento establecidas en las Tablas 4 y 5 de esta Norma Oficial Mexicana podrán ser adelantadas por la Comisión Nacional del Agua para un cuerpo receptor en específico, siempre y cuando exista el estudio correspondiente que valide tal modificación.

4.7. Los responsables de las descargas de aguas residuales municipales y no municipales, cuya concentración de contaminantes en cualquiera de los parámetros básicos, metales pesados y cianuros, que rebasen los límites máximos permisibles señalados en las Tablas 2 y 3 de esta Norma Oficial Mexicana, multiplicados por cinco, para cuerpos receptores tipo B (ríos, uso público urbano), quedan obligados a presentar un programa de las acciones u obras a realizar para el control de la calidad del agua de sus descargas a la Comisión Nacional del Agua, en un plazo no mayor de 180 días naturales, a partir de la publicación de esta Norma en el **Diario Oficial de la Federación**.

Los demás responsables de las descargas de aguas residuales municipales y no municipales, quedan obligados a presentar un programa de las acciones u obras a realizar para el control de la calidad de sus descargas a la Comisión Nacional del Agua, en los plazos establecidos en las Tablas 6 y 7.

Lo anterior, sin perjuicio del pago de derechos a que se refiere la Ley Federal de Derechos y a las multas y sanciones que establecen las leyes y reglamentos en la materia.

TABLA 6
DESCARGAS MUNICIPALES

RANGO DE POBLACIÓN	FECHA LIMITE PARA PRESENTAR PROGRAMA DE ACCIONES
mayor de 50,000 habitantes	30 de junio de 1997
de 20,001 a 50,000 habitantes	31 de diciembre de 1998
de 2,501 a 20,000 habitantes	31 de diciembre de 1999

TABLA 7
CARGA CONTAMINANTE DE LAS DESCARGAS NO MUNICIPALES

DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO 5 Y/O SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES t/d (toneladas/día)	FECHA LIMITE PARA PRESENTAR PROGRAMA DE ACCIONES
mayor de 3.0	30 de junio de 1997
de 1.2 a 3.0	31 de diciembre de 1998
menor de 1.2	31 de diciembre de 1999

4.8. El responsable de la descarga queda obligado a realizar el monitoreo de las descargas de aguas residuales para determinar el promedio diario y mensual. La periodicidad de análisis y reportes se indican en la Tabla 8 para descargas de tipo municipal y en la Tabla 9 para descargas no municipales. En situaciones que justifiquen un mayor control, como protección de fuentes de abastecimiento de agua para consumo humano, emergencias hidroecológicas o procesos productivos fuera de control, la Comisión Nacional del Agua podrá modificar la periodicidad de análisis y reportes. Los registros del monitoreo deberán mantenerse para su consulta por un periodo de tres años posteriores a su realización.

TABLA 8

RANGO DE POBLACIÓN	FRECUENCIA DE MUESTREO Y ANÁLISIS	FRECUENCIA DE REPORTE
mayor de 50,000 habitantes	UNO MENSUAL	UNO TRIMESTRAL
de 20,001 a 50,000 habitantes	UNO TRIMESTRAL	UNO SEMESTRAL
de 2,501 a 20,000 habitantes	UNO SEMESTRAL	UNO ANUAL

TABLA 9

DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGENO ₅ t/d (toneladas/día)	SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES t/d (toneladas/día)	FRECUENCIA DE MUESTREO Y ANÁLISIS	FRECUENCIA DE REPORTE
mayor de 3.0	mayor de 3.0	UNO MENSUAL	UNO TRIMESTRAL
de 1.2 a 3.0	de 1.2 a 3.0	UNO TRIMESTRAL	UNO SEMESTRAL
menor de 1.2	menor de 1.2	UNO SEMESTRAL	UNO ANUAL

4.9. El responsable de la descarga estará exento de realizar el análisis de alguno o varios de los parámetros que se señalan en la presente Norma Oficial Mexicana, cuando demuestre que, por las características del proceso productivo o el uso que le dé al agua, no genera o concentra los contaminantes a exentar, manifestándolo ante la Comisión Nacional del Agua, por escrito y bajo protesta de decir verdad. La autoridad podrá verificar la veracidad de lo manifestado por el usuario. En caso de falsedad, el responsable quedará sujeto a lo dispuesto en los ordenamientos legales aplicables.

4.10. En el caso de que el agua de abastecimiento registre alguna concentración promedio mensual de los parámetros referidos en los puntos 4.1, 4.2 y 4.3 de la presente Norma Oficial Mexicana, la suma de esta concentración al límite máximo permisible promedio mensual, es el valor que el responsable de la descarga está obligado a cumplir, siempre y cuando lo notifique por escrito a la Comisión Nacional del Agua, para que ésta dictamine lo procedente.

4.11. Cuando se presenten aguas pluviales en los sistemas de drenaje y alcantarillado combinado, el responsable de la descarga tiene la obligación de operar su planta de tratamiento y cumplir con los límites máximos permisibles de esta Norma Oficial Mexicana, o en su caso con sus condiciones particulares de descarga, y podrá a través de una obra de desvío derivar el caudal excedente. El responsable de la descarga tiene la obligación de reportar a la Comisión Nacional del Agua el caudal derivado.

4.12. El responsable de la descarga de aguas residuales que, como consecuencia de implementar un programa de uso eficiente y/o reciclaje del agua en sus procesos productivos, concentre los contaminantes en su descarga, y en consecuencia rebase los límites máximos permisibles establecidos en la presente Norma, deberá solicitar ante la Comisión Nacional del Agua se analice su caso particular, a fin de que ésta le fije condiciones particulares de descarga.

5. Métodos de prueba

Para determinar los valores y concentraciones de los parámetros establecidos en esta Norma Oficial Mexicana, se deberán aplicar los métodos de prueba indicados en el punto 2 de esta Norma Oficial Mexicana. El responsable de la descarga podrá solicitar a la Comisión Nacional del Agua, la aprobación de métodos de prueba alternos. En caso de aprobarse, dichos métodos podrán ser autorizados a otros responsables de descarga en situaciones similares. Para la determinación de huevos de helminto se deberán aplicar las técnicas de análisis y muestreo que se presentan en el Anexo 1 de esta Norma Oficial Mexicana.

6. Verificación

La Comisión Nacional del Agua llevará a cabo muestreos y análisis de las descargas de aguas residuales, de manera periódica o aleatoria, con objeto de verificar el cumplimiento de los límites máximos permisibles establecidos para los parámetros señalados en la presente Norma Oficial Mexicana.

7. Grado de concordancia con normas y recomendaciones internacionales

7.1. No hay normas equivalentes, las disposiciones de carácter interno que existen en otros países no reúnen los elementos y preceptos de orden técnico y jurídico que en esta Norma Oficial Mexicana se integran y complementan de manera coherente, con base en los fundamentos técnicos y científicos reconocidos internacionalmente.

8. Bibliografía

8.1. APHA, AWWA, WPCF, 1995. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. U.S.A. (Métodos normalizados para el análisis del agua y aguas residuales. 19a. Edición. E.U.A.)

8.2. Code of Federal Regulations. Title 40. Parts 100 to 149; 400 to 424; and 425 to 629. Protection of Environment 1992. USA. (Código de Normas Federales. Título 40. Partes 100 a 149; 400 a 424; y 425 a 629. Protección al Ambiente. E.U.A.)

8.3. Ingeniería sanitaria y de aguas residuales, 1988. Gordon M. Fair, John Ch. Geyer, Limusa, México.

8.4. Industrial Water Pollution Control, 1989. 2nd Edition. USA. (Control de la contaminación industrial del agua Eckenfelder W.W. Jr. 2a. Edición Mcgraw-Hill International Editions. E.U.A.)

8.5. Manual de Agua para Usos Industriales, 1988. Sheppard T. Powell. Ediciones Ciencia y Técnica, S.A. 1a. edición. Volúmenes 1 al 4. México.

- 8.6.** Manual de Agua, 1989. Frank N. Kemmer, John McCallion Ed. Mcgraw-Hill. Volúmenes 1 al 3. México.
- 8.7.** U.S.E.P.A. Development Document for Effluent Limitation Guidelines And New Source Performance Standard For The 1974 (Documento de Desarrollo de La U.S.E.P.A. para guías de límites de efluentes y estándares de evaluación de nuevas fuentes para 1974).
- 8.8.** Water Treatment Chemicals. An Industrial Guide, 1991. (Tratamiento químico del agua. Una guía industrial) Flick, Ernest W. Noyes Publications. E.U.A.
- 8.9.** Water Treatment Handbook, 1991. (Manual de tratamiento de agua. Degremont 6a. Edición Vol. I y II. E.U.A.)
- 8.10.** Wastewater Engineering Treatment. Disposal, Reuse, 1991. 3rd Edition. U.S.A. (Ingeniería en el tratamiento de aguas residuales. Disposición y reúso. Metcalf And Eddy. Mcgraw-Hill International Editions. 3a. Edición. E.U.A.)
- 8.11.** Estudio de Factibilidad del Saneamiento del Valle de México. Informe Final. Dic. 1995. Comisión Nacional del Agua, Departamento del Distrito Federal, Estado de Hidalgo y Estado de México.
- 8.12.** Guía Para el Manejo, Tratamiento y Disposición de Lodos Residuales de Plantas de Tratamiento Municipales. Comisión Nacional del Agua, Subdirección General de Infraestructura Hidráulica Urbana e Industrial. México, 1994.
- 8.13.** Sistemas Alternativos de Tratamiento de Aguas Residuales y Lodos Producidos. Comisión Nacional del Agua, Subdirección General de Infraestructura Hidráulica Urbana e Industrial. México, 1994.
- 8.14.** Impact of Wastewater Reuse on Groundwater In The Mezquital Valley, Hidalgo State, Mexico. Overseas Development Administration. Phase 1, Report - February 1995.
- 8.15.** Evaluación de la Toxicidad de Descargas Municipales. Comisión Nacional del Agua. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Noviembre de 1993.
- 8.16.** Tratabilidad del Agua Residual Mediante el Proceso Primario Avanzado. Instituto de Ingeniería de la UNAM. 1994-1995.
- 8.17.** Estudio de la Desinfección del Efluente Primario Avanzado. Instituto de Ingeniería de la UNAM. 1994-1995.
- 8.18.** Formación y Migración de Compuestos Organoclorados a través de Columnas Empaquetadas con Suelo de la Zona de Tula-Mezquital-Actopan. Instituto de Ingeniería de la UNAM. 1995-1996.

- 8.19.** Estudio de Calidad y Suministro del Agua para Consumo Doméstico del Valle del Mezquital. Instituto de Ingeniería de la UNAM. 1995-1996.
- 8.20.** Estudio de Impacto Ambiental Asociado al Proyecto de Saneamiento del Valle de México. Instituto de Ingeniería de la UNAM. 1995-1996.
- 8.21.** Proyecto de Normatividad Integral para Mejorar la Calidad del Agua en México. Instituto de Ingeniería de la UNAM. 1995-1996.
- 8.22.** Estudio de Disponibilidad de Agua en México en Función del Uso, Calidad y Cantidad. Instituto de Ingeniería de la UNAM. 1995.
- 8.23.** Cost - Effective Water Pollution Control in The Northern Border Of Mexico. Institute For Applied Environmental Economics (Tme), 1995.
- 8.24.** XI Censo General de Población y Vivienda. INEGI / CONAPO 1990.
- 8.25.** Normas Oficiales Mexicanas para descargas de Aguas Residuales a Cuerpos Receptores: NOM-001-ECOL/1993 a NOM-033-ECOL/1993, publicadas en el **Diario Oficial de la Federación** el 18 de octubre de 1993; NOM-063-ECOL/1994 a NOM-065-ECOL/1994, publicadas en el **Diario Oficial de la Federación** el 5 de enero de 1995; NOM-066-ECOL/1994 a NOM-068-ECOL-1994, publicadas en el **Diario Oficial de la Federación** el 6 de enero de 1995; NOM-069-ECOL/1994 y NOM-070-ECOL/1994, publicadas en el **Diario Oficial de la Federación** el 9 de enero de 1995; y NOM-071-ECOL-1994 a NOM-073-ECOL-1994, publicadas en el **Diario Oficial de la Federación** el 11 de enero de 1995.
- 8.26.** Criterios Ecológicos de Calidad del Agua. SEMARNAP. Instituto de Ecología. México, D.F.
- 8.27.** Catálogo Oficial de Plaguicidas Control Intersectorial para el Control del Proceso y Uso de Plaguicidas, Fertilizantes y Sustancias Tóxicas. SARH, SEDESOL, SSA y SECOFI. México, D.F. 1994.
- 8.28.** Indicadores Socioeconómicos e Índice de Marginación Municipal 1990. CONAPO/CNA.
- 8.29.** Bases para el Manejo Integral de la Cantidad y Calidad del Agua en México. Instituto de Ingeniería de la UNAM. 1995.
- 8.30.** Manejando las Aguas Residuales en Zonas Urbanas Costeras. Reporte 1993. EUA. Comité Sobre el Manejo de las Aguas Residuales en Zonas Urbanas Costeras. Consejo de Ciencia y Tecnología sobre Agua. Comisión de Sistemas Técnicos e Ingeniería. Consejo Nacional de Investigación.
- 8.31.** NMX-AA-087-1995-SCFI. Análisis de Agua.- Evaluación de Toxicidad Aguda con Daphnia Magna Straus (Crustacea-Cladocera).- Método de Prueba.

8.32. NMX-AA-110-1995-SCFI. Análisis de Agua.- Evaluación de Toxicidad Aguda con Artemia Franciscana Kellogs (Crustacea-Anostraca).- Método de Prueba.

8.33. NMX-AA-112-1995-SCFI. Análisis de Agua y Sedimento.- Evaluación de Toxicidad aguda con Photobacterium Phosphoreum.- Método de Prueba.

9. Observancia de esta norma

9.1. La vigilancia del cumplimiento de la presente Norma Oficial Mexicana corresponde a la Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca, por conducto de la Comisión Nacional del Agua, y a la Secretaría de Marina en el ámbito de sus respectivas atribuciones, cuyo personal realizará los trabajos de inspección y vigilancia que sean necesarios. Las violaciones a la misma se sancionarán en los términos de la Ley de Aguas Nacionales y su Reglamento, Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, la Ley Federal sobre Metrología y Normalización y demás ordenamientos jurídicos aplicables.

9.2. La presente Norma Oficial Mexicana entrará en vigor al día siguiente de su publicación en el **Diario Oficial de la Federación**.

9.3. Se abrogan las normas oficiales mexicanas que a continuación se indican:

Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de las centrales termoeléctricas convencionales.

Norma Oficial Mexicana NOM-002-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria productora de azúcar de caña.

Norma Oficial Mexicana NOM-003-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de refinación de petróleo y petroquímica.

Norma Oficial Mexicana NOM-004-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de fabricación de fertilizantes excepto la que produzca ácido fosfórico como producto intermedio.

Norma Oficial Mexicana NOM-005-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de fabricación de productos plásticos y polímeros sintéticos.

Norma Oficial Mexicana NOM-006-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de fabricación de harinas.

Norma Oficial Mexicana NOM-007-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de la cerveza y de la malta.

Norma Oficial Mexicana NOM-008-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de fabricación de asbestos de construcción.

Norma Oficial Mexicana NOM-009-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria elaboradora de leche y sus derivados.

Norma Oficial Mexicana NOM-010-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de las industrias de manufactura de vidrio plano y de fibra de vidrio.

Norma Oficial Mexicana NOM-011-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de productos de vidrio prensado y soplado.

Norma Oficial Mexicana NOM-012-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria hulera.

Norma Oficial Mexicana NOM-013-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria del hierro y del acero.

Norma Oficial Mexicana NOM-014-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria textil.

Norma Oficial Mexicana NOM-015-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de la celulosa y el papel.

Norma Oficial Mexicana NOM-016-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de bebidas gaseosas.

Norma Oficial Mexicana NOM-017-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de acabados metálicos.

Norma Oficial Mexicana NOM-018-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de laminación, extrusión y estiraje de cobre y sus aleaciones.

Norma Oficial Mexicana NOM-019-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de impregnación de productos de aserradero.

Norma Oficial Mexicana NOM-020-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de asbestos textiles, materiales de fricción y selladores.

Norma Oficial Mexicana NOM-021-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria del curtido y acabado en pieles.

Norma Oficial Mexicana NOM-022-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de matanza de animales y empaado de cárnicos.

Norma Oficial Mexicana NOM-023-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de envasado de conservas alimenticias.

Norma Oficial Mexicana NOM-024-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria elaboradora de papel a partir de celulosa virgen.

Norma Oficial Mexicana NOM-025-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria elaboradora de papel a partir de fibra celulósica reciclada.

Norma Oficial Mexicana NOM-026-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de restaurantes o de hoteles.

Norma Oficial Mexicana NOM-027-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria del beneficio del café.

Norma Oficial Mexicana NOM-028-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de preparación y envasado de conservas de pescados y mariscos y de la industria de producción de harina y aceite de pescado.

Norma Oficial Mexicana NOM-029-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de hospitales.

Norma Oficial Mexicana NOM-030-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de jabones y detergentes.

Norma Oficial Mexicana NOM-032-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales de origen urbano o municipal para su disposición mediante riego agrícola.

Norma Oficial Mexicana NOM-33-ECOL-1993, que establece las condiciones bacteriológicas para el uso de las aguas residuales de origen urbano o municipal o de la mezcla de éstas con la de los cuerpos de agua, en el riego de hortalizas y productos hortofrutícolas. Publicadas en el **Diario Oficial de la Federación** el 18 de octubre de 1993.

La nomenclatura de las normas oficiales mexicanas antes citadas está en términos del Acuerdo por el que se reforma la nomenclatura de 58 Normas Oficiales Mexicanas en materia de Protección Ambiental, publicado en el Diario Oficial de la Federación el 29 de noviembre de 1994.

Asimismo se abrogan las siguientes normas oficiales mexicanas:

Norma Oficial Mexicana NOM-063-ECOL-1994, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria vinícola.

Norma Oficial Mexicana NOM-064-ECOL-1994, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de la destilería.

Norma Oficial Mexicana NOM-065-ECOL-1994, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de las industrias de pigmentos y colorantes. Publicadas en el **Diario Oficial de la Federación** el 6 de enero de 1995.

Norma Oficial Mexicana NOM-066-ECOL-1994, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de la galvanoplastia.

Norma Oficial Mexicana NOM-067-ECOL-1994, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de los sistemas de alcantarillado o drenaje municipal.

Norma Oficial Mexicana NOM-068-ECOL-1994, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de aceites y grasas comestibles de origen animal y vegetal, publicadas en el **Diario Oficial de la Federación** el 5 de enero de 1995.

Norma Oficial Mexicana NOM-069-ECOL-1994, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de componentes eléctricos y electrónicos.

Norma Oficial Mexicana NOM-070-ECOL-1994, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de preparación, conservación y envasado de frutas, verduras y legumbres en fresco y/o congelados, publicadas en el **Diario Oficial de la Federación** el 9 de enero de 1995.

Norma Oficial Mexicana NOM-071-ECOL-1994, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de productos químicos inorgánicos.

Norma Oficial Mexicana NOM-072-ECOL-1994, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de las industrias de fertilizantes fosfatados, fosfatos, polifosfatos, ácido fosfórico, productos químicos inorgánicos fosfatados, exceptuando a los fabricantes de ácido fosfórico por el proceso de vía húmeda.

Norma Oficial Mexicana NOM-073-ECOL-1994, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de las industrias farmacéutica y farmoquímica, publicadas en el **Diario Oficial de la Federación** el 11 de enero de 1995.

TRANSITORIO

ÚNICO. A partir de la entrada en vigor de esta Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996, el responsable de la descarga de aguas residuales:

1) Que cuente con planta de tratamiento de aguas residuales, está obligado a operar y mantener dicha infraestructura de saneamiento, cuando su descarga no cumpla con los límites máximos permisibles de esta Norma.

Puede optar por cumplir con los límites máximos permisibles establecidos en esta Norma Oficial Mexicana, o los establecidos en sus condiciones particulares de descarga, previa notificación a la Comisión Nacional del Agua.

En el caso de que la calidad de la descarga que se obtenga con dicha infraestructura no cumpla con los límites máximos permisibles establecidos en esta Norma Oficial Mexicana, debe presentar a la Comisión Nacional del Agua, en los plazos establecidos en las Tablas 6 y 7, su programa de acciones u obras a realizar para cumplir en las fechas establecidas en las Tablas 4 y 5, según le corresponda.

Los que no cumplan, quedarán sujetos a lo dispuesto en la Ley Federal de Derechos.

En el caso de que el responsable de la descarga opte por cumplir con los límites máximos permisibles establecidos en esta Norma Oficial Mexicana y que descargue una mejor calidad de agua residual que la establecida en esta Norma, puede gozar de los beneficios e incentivos que para tal efecto establece la Ley Federal de Derechos.

2) Que se hubiere acogido a los Decretos Presidenciales que otorgan facilidades administrativas y fiscales a los usuarios de Aguas Nacionales y sus Bienes Públicos inherentes, publicados en el **Diario Oficial de la Federación** el 11 de octubre de 1995, en la materia, quedará sujeto a lo dispuesto en los mismos y en lo conducente a la Ley Federal de Derechos.

3) No debe descargar concentraciones de contaminantes mayores a las que descargó durante los últimos tres años o menos, si empezó a descargar posteriormente, de acuerdo con sus registros y/o con los informes presentados ante la Comisión Nacional del Agua en ese periodo si su descarga tiene concentraciones mayores a las establecidas como límite máximo permisible en esta Norma. Los responsables que no cumplan con esta especificación quedarán sujetos a lo dispuesto en la Ley Federal de Derechos.

4) Que establezca una nueva instalación industrial, posterior a la publicación de esta Norma Oficial Mexicana en el Diario Oficial de la Federación, no podrá acogerse a las fechas de cumplimiento establecidas en la Tabla 5 de esta Norma y debe cumplir con los límites máximos permisibles para su descarga, 90 días calendario después de iniciar la operación del proceso generador, debiendo notificar a la Comisión Nacional del Agua dicha fecha.

5) Que incremente su capacidad o amplíe sus instalaciones productivas, posterior a la publicación de esta Norma Oficial Mexicana en el Diario Oficial de la Federación, éstas nuevas descargas no podrán acogerse a las fechas de cumplimiento establecidas en la Tabla 5 de esta Norma y debe cumplir con los

límites máximos permisibles para éstas, 90 días calendario después de iniciar la operación del proceso generador, debiendo notificar a la Comisión Nacional del Agua dicha fecha.

6) Que no se encuentre en alguno de los supuestos anteriores, deberá cumplir con los límites máximos permisibles establecidos en esta Norma Oficial Mexicana, sujeto a lo dispuesto en la Ley Federal de Derechos, en lo conducente.

México, Distrito Federal, a los once días del mes de diciembre de mil novecientos noventa y seis.- La Secretaria de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca, **Julia Carabias Lillo**.- Rúbrica.

ANEXO 1

TÉCNICA PARA LA DETERMINACIÓN Y CUANTIFICACIÓN DE HUEVOS DE HELMINTO

1. Objetivo

Determinar y cuantificar huevos de helminto en lodos, afluentes y efluentes tratados.

2. Campo de aplicación

Es aplicable para la cuantificación de huevos de helminto en muestras de lodos, afluentes y efluentes de plantas de tratamiento.

3. Definiciones

3.1 Helminto: término designado a un amplio grupo de organismos que incluye a todos los gusanos parásitos (de humanos, animales y vegetales) y de vida libre, con formas y tamaños variados.

3.2 Platyhelminetos: gusano dorsoventralmente aplanado, algunos de interés médico son: Taenia solium, Hymenolepis nana e H. diminuta, entre otros.

3.3 Nematelmintos: gusanos de cuerpo alargado y forma cilíndrica. Algunas especies entroparásitas de humanos y animales son: Ascaris lumbricoides, Toxocara canis, Enterobius vermicularis y Trichuris trichiura, entre otros.

3.4 Método difásico: técnica de concentración que utiliza la combinación de dos reactivos no miscibles y donde las partículas (huevos, detritus), se orientan en función de su balance hidrofílico-lipofílico.

3.5 Método de flotación: técnica de concentración donde las partículas de interés permanecen en la superficie de soluciones cuya densidad es mayor. Por ejemplo

la densidad de huevos de helminto se encuentra entre 1.05 a 1.18, mientras que los líquidos de flotación se sitúan entre 1.1 a 1.4.

4. Fundamento

Utiliza la combinación de los principios del método difásico y del método de flotación, obteniendo un rendimiento de un 90%, a partir de muestras artificiales contaminadas con huevos de helminto de *Ascaris*.

5. Equipo

Centrífuga: Con intervalos de operación de 1000 a 2500 revoluciones por minuto
Periodos de operación de 1 a 3 minutos
Temperatura de operación 20 a 28 °C

Bomba de vacío: Adaptada para control de velocidad de succión
1/3 hp

Microscopio óptico: Con iluminación Köhler
Aumentos de 10 a 100X; Platina móvil; Sistema de microfotografía

Agitador de tubos: Automático
Adaptable con control de velocidad

Parrilla eléctrica: Con agitación

Hidrómetro: Con intervalo de medición de 1.1 a 1.4 g/cm³

Temperatura de operación: 0 a 4°C

6. Reactivos

- Sulfato de zinc heptahidratado
- Ácido sulfúrico
- Éter etílico
- Etanol
- Agua destilada
- Formadehído

6.1 Solución de sulfato de zinc, gravedad específica de 1.3

- Fórmula
- Sulfato de zinc 800 g
- Agua destilada 1,000 ml

Preparación

Disolver 800 g de sulfato de zinc en 1,000 ml de agua destilada y agitar en la parrilla eléctrica hasta homogeneizar, medir la densidad con hidrómetro. Para lograr la densidad deseada agregar reactivo o agua, según sea el caso.

6.2 Solución de alcohol-ácido

- Fórmula
- Ácido sulfúrico 0.1 N 750 ml
- Etanol 350 ml

Preparación

Homogeneizar 750 ml del ácido sulfúrico al 0.1 N, con 350 ml del etanol para obtener un litro de la solución alcohol-ácida. Almacenarla en recipiente hermético.

7. Material

- Garrafrones de 8 litros
- Tamiz de 160 μm (micras) de poro
- Probetas graduadas (1 litro y 50 ml)
- Gradillas para tubos de centrifuga de 50 ml
- Pipetas de 10 ml de plástico
- Aplicadores de madera
- Recipientes de plástico de 2 litros
- Guantes de plástico
- Vasos de precipitado de 1 litro
- Bulbo de goma
- Magneto
- Cámara de conteo Doncaster
- Celda Sedwich-Rafter

8. Condiciones de la muestra

1. Se transportarán al laboratorio en hieleras con bolsas refrigerantes o bolsas de hielo.
2. Los tiempos de conservación en refrigeración y transporte deben reducirse al mínimo
3. Si no es posible refrigerar la muestra líquida, debe fijarse con 10 ml de formaldehído al 4% o procesarse dentro de las 48 horas de su toma.
4. Una muestra sólida debe refrigerarse y procesarse en el menor tiempo posible.

9. Interferencias

La sobreposición de estructuras y/o del detritus no eliminado en el sedimento, puede dificultar su lectura, en especial cuando se trata de muestras de lodo. En tal caso, es importante dividir el volumen en alícuotas que se consideren adecuadas.

10. Precauciones

1. Durante el procesado de la muestra, el analista debe utilizar guantes de plástico para evitar riesgo de infección.

2. Lavar y desinfectar el área de trabajo, así como el material utilizado por el analista.

11. Procedimiento

1. Muestreo.

a) Preparar recipientes de 8 litros, desinfectándolos con cloro, enjuagándolos con agua potable a chorro y con agua destilada.

b) Tomar 5 litros de la muestra (ya sea del afluente o efluente).

c) En el caso de que la muestra se trate de lodo, preparar en las mismas condiciones recipientes de plástico de 1 litro con boca ancha.

d) Tomar X gramos de materia fresca (húmeda) que corresponda a 10 g de materia seca.

2. Concentrado y centrifugado de la muestra.

a) La muestra se deja sedimentar durante 3 horas o toda la noche.

b) El sobrenadante se aspira por vacío sin agitar el sedimento.

c) Filtrar el sedimento sobre un tamiz de 160 μm (micras), enjuagando también el recipiente donde se encontraba originalmente la muestra y lavar enseguida con 5 litros de agua (potable o destilada).

d) Recibir el filtrado en los mismos recipientes de 8 litros.

e) En caso de tratarse de lodos, la muestra se filtrará y enjuagará en las mismas condiciones

iniciando a partir del inciso c.

f) Dejar sedimentar durante 3 horas o toda la noche.

g) Aspirar el sobrenadante al máximo y depositar el sedimento en una botella de centrífuga de 250 ml, incluyendo de 2 a 3 enjuagues del recipiente de 8 litros.

h) Centrifugar a 400 g por 3 minutos (1,400 - 2,000 rpm por 3 minutos, según la centrífuga).

i) Decantar el sobrenadante por vacío (asegurarse de que exista la pastilla) y resuspender la **pastilla en 150 ml de ZnSO₄ con una densidad de 1.3.**

j) Homogeneizar la pastilla con el agitador automático, o aplicador de madera.

k) Centrifugar a 400 g por 3 minutos (1,400 - 2,000 rpm por 3 minutos).

l) Recuperar el sobrenadante vertiéndolo en un frasco de 2 litros y diluir cuando menos en un litro de agua destilada.

m) Dejar sedimentar 3 horas o toda la noche.

n) Aspirar al máximo el sobrenadante por vacío y resuspender el sedimento agitando, verter el líquido resultante en 2 tubos de centrífuga de 50 ml y lavar de 2 a 3 veces con agua destilada el recipiente de 2 litros.

ñ) Centrifugar a 480 g por 3 minutos (2,000 - 2,500 rpm por 3 minutos, según la centrífuga).

o) Reagrupar las pastillas en un tubo de 50 ml y centrifugar a 480 g por minutos (2,000 - 2,500 rpm por 3 minutos).

p) Resuspender la pastilla en 15 ml de solución de alcohol-ácido (H₂SO₄ 0.1 N) + C₂H₅OH a 33-35% y adicionar 10 ml de éter etílico.

q) Agitar suavemente y abrir de vez en cuando los tubos para dejar escapar el gas (considerar que el éter es sumamente inflamable y tóxico).

r) Centrifugar a 660 g por 3 minutos (2,500 - 3,000 rpm por 3 minutos, según la centrífuga).

s) Aspirar al máximo el sobrenadante para dejar menos de 1 ml de líquido, homogeneizar la pastilla y proceder a cuantificar.

3. Identificación y cuantificación de la muestra.

- a) Distribuir todo el sedimento en una celda de Sedgwich-Rafter o bien en una cámara de conteo de Doncaster.
- b) Realizar un barrido total al microscopio.

12. Cálculos

1. Para determinar los rpm de la centrífuga utilizada, la fórmula es:

Donde:

g: fuerza relativa de centrifugación

K: constante cuyo valor es 89,456

r: radio de la centrífuga (spindle to the centre of the bracker) en cm

La fórmula para calcular g es:

$$g = \frac{r(\text{rpm})^2}{K}$$

2. Para expresar los resultados en número de huevecillos por litro es importante tomar en cuenta el volumen y tipo de la muestra analizada.

13. Formato

No aplica.

14. Bibliografía

1. APHA, AWWA, WPCF, 1992 Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 18th ed., Washington.
2. CETESB, São Paulo, 1989 Helminhos e Protozoários Patogénicos Contagem de Ovos e Cistos en Amostras Ambientais.
3. Schwartzbrod, J., 1996 Traitement des Eaux Usees de Mexico en Vue d'une Reutilisation a des Fins Agricoles. Reunión de Expertos para el Análisis del Proyecto de Saneamiento del Valle de México. Instituto de Ingeniería UNAM, 86 p.

A N E X O 2

XXXIV
Congreso Nacional
de ciencia y tecnología
de alimentos
Pachuca, Hidalgo
10-12 de Septiembre de 2003



La Asociación Nacional de Tecnólogos en Alimentos de México, A.C.
 y La Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo



OTORGAN LA PRESENTE

CONSTANCIA

A: Hilario Hernández Herrera, Margarita Elizabeth Cisneros Ortiz,
 Diana Jaqueline Pimentel González y Rafael Germán Campos
 Montiel.

Por haber presentado el trabajo intitulado:

**TRATAMIENTO DE LACTOSUERO HIDROLIZADO POR MEDIO
 DE UN REACTOR DE FLUJO ASCENDENTE**

[Signature]
[Signature]
[Signature]

M. C. Hermilo Sánchez Pineda Lic. Juan Manuel Gamacho Bertrán M.C. Raúl García Rubio
 Presidente ATAM, A.C. Rector UAEH Director ICBI



**XXXIV CONGRESO NACIONAL DE CIENCIA Y TECNOLOGÍA DE ALIMENTOS
Pachuca, Hgo., 10 a 12 de Septiembre do 2003.**

Trabajo 056:

**TRATAMIENTO DE LACTOSUERO HIDROLIZADO POR MEDIO DE UN
REACTOR DE FLUJO ASCENDENTE**

Hilario Hernández Herrera¹, Margarita Elizabeth Cisneros Ortiz², Diana Jaqueline Pimentel González¹ y Rafael Germán Campos Montiel¹; ¹CICyTA del Instituto de Ciencias Agropecuarias de la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Tulancingo, Hgo., CP 43600, México, (771)71 72125, correo electrónico: rgcamposm@yahoo.com. ²Coordinación de Bioprocesos del Instituto de Ingeniería de la UNAM, Cd. Universitaria.

El lactosuero proveniente directamente de una fabrica de quesos, contiene un alto contenido de materia orgánica aproximadamente de 80,000 mg/L (DQD), el cual causa daños irreversibles al medio ambiente, ya que acidifica la tierra por su alto contenido de lactosa. El aumento de conciencia ambiental en la región de Tulancingo sobre la contaminación con lactosuero ha provocado que los productores de queso busquen alternativas de tratamiento acordes a las características de la región. En esta investigación se trató el lactosuero hidrolizado por un biofiltro anaerobio con un reactor UASB (Reactor Anaerobio de lecho de lodos con flujo ascendente). de 2.5 L, inoculado con lodo proveniente del CICyTA, (Centro de Investigación en Ciencia y Tecnología de los Alimentos de la UAEH), siendo la capacidad de los lodos el 30% del volumen del reactor. Se determinó la biodegradación a diferentes concentraciones (20, 30 Y 40%) de lactosuero). Al influente como al efluente se le cuantificó demanda química de oxígeno (DQO), sólidos suspendidos totales (SST) y pH. La biodegradación DQO fue directamente proporcional a la concentración, en la concentración del 40 % de lactosuero su biodegradación fue del 82.6%, en SST la eficiencia promedio en las tres cargas fue del 72.5% y el pH en todos los tratamientos fue neutral entre 6.1 y 7.4. El reactor UASB se puede utilizar para tratar lactosuero hidrolizado con buenos resultados, dando una alternativa viable para los productores del Valle de Tulancingo por su bajo mantenimiento y costo de construcción.