



Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo

Instituto de Ciencias Agropecuarias

Filtración a nivel piloto para depurar el efluente
de un reactor UASB que trata agua residual con
lactosuero

T E S I S

Que para obtener el grado de:

INGENIERO AGROINDUSTRIAL

P R E S E N T A

Ramón Pérez Hernández

Dr. Rafael Germán Campos Montiel
Director

M. en C. Margarita Elizabeth Cisneros Ortiz
Asesor Externo

Tulancingo de Bravo, Hgo., México., Mayo 2007

ÍNDICE

ÍNDICE GENERAL	I
ÍNDICE DE CUADROS	IV
ÍNDICE DE FIGURAS	V
RESUMEN	1
I INTRODUCCIÓN	2
II OBJETIVO GENERAL	4
2.1 Objetivos particulares	4
III REVISIÓN DE LITERATURA	5
3.1 Lactosuero.....	5
3.2 Lactosuero ácido	7
3.3 Aguas residuales	7
3.3.1 Características de las aguas residuales	8
3.4 Tratamiento de aguas residuales	9
3.5 Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996.....	10
3.6 Tipos de tratamientos	11
3.7 Procesos de tratamientos biológicos.....	14
3.8 Limpieza y desinfección final.....	15
3.8.1 Desinfección.....	15
3.8.2 Sedimentación.....	16
3.8.3 Flotación.....	16
3.9 Filtración.....	17
3.9.1 Propiedades de la filtración	17
3.9.2 Clasificación de los sistemas de filtración en medio granular.....	18
3.9.2.1 Características operacionales de los filtros granulares comúnmente utilizados	20
3.9.2.2 Lavado a contracorriente de los filtros.....	22

3.9.7 Variables del proceso de filtración.....	23
3.9.8 Características del agua a filtrar	23
IV ANTECEDENTES.....	25
4.1 Tratamiento de aguas residuales agroindustriales	25
V MATERIALES Y MÉTODOS	29
5.1 Localización del experimento	29
5.2 Planta piloto y filtro de arena-carbón activado.....	30
5.3 Agua residual	31
5.4 Planteamiento experimental	31
5.5 Análisis fisicoquímicos y microbiológicos	32
5.6 Determinación de la demanda química de oxígeno (DQO)	33
5.7 Determinación de pH.....	35
5.8 Determinación de sólidos suspendidos totales.....	36
5.9 Cuantificación de ácidos grasos volátiles (AGV's), y amonio por medio de electroforesis capilar	37
5.10 Determinación de coliformes fecales.....	38
VI RESULTADOS Y DISCUSIONES	40
6.1 Demanda química de oxígeno (DQO)	40
6.2 Demanda bioquímica de oxígeno (DBO ₅) estimada	41
6.3 Potencial hidrogeno (pH).....	42
6.4 Sólidos suspendidos totales (SST).....	43
6.5 Ácidos grasos volátiles (AGV's)	45
6.6 Amonio	46
6.7 Coliformes fecales (CF).....	47

VII	CONCLUSIONES	48
VIII	RECOMENDACIONES	49
IX	BIBLIOGRAFÍA	50
X	ANEXOS	55

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Límites máximos permisibles para contaminantes básicos en uso en riego agrícola.....	10
Cuadro 2. Aplicaciones de las operaciones físicas unitarias en el tratamiento de aguas residuales	13
Cuadro 3. Características físicas de los filtros de medio granular comúnmente utilizados.....	20
Cuadro 4. Valores de calidad y porcentajes de remoción obtenidos	27
Cuadro 5. Planteamiento del experimento.....	31
Cuadro 6. Demanda bioquímica de oxígeno estimada en diferentes cargas orgánicas en una filtración arena-carbón activado	41
Cuadro 7. El pH del influente como del efluente de las tres cargas orgánicas en una filtración arena-carbón activado	42
Cuadro 8. Sólidos suspendidos totales del influente como del efluente de las tres cargas en una filtración arena-carbón activado	43
Cuadro 9. Concentración de ácidos grasos volátiles (AGV's) a diferentes cargas.....	45
Cuadro 10. Amonio en el influente y efluente en un filtro a diferentes cargas en una filtración arena-carbón activado.....	46
Cuadro 11. Coliformes fecales del influente como del efluente de las tres cargas en una filtración arena-carbón activado	47

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Disposición del lactosuero en el Valle de Tulancingo.....	6
Figura 2. Centro de Investigaciones en Ciencia y Tecnología de los Alimentos.	29
Figura 3. Planta piloto de tratamiento de aguas residuales con la adaptación de un filtro de arena-carbón activado	30
Figura 4. Agua residual previo a la entrada al reactor UASB la cual posteriormente, es filtrada por el filtro de arena-carbón activado.....	31
Figura 5. Filtro piloto de 1.5 m ³	32
Figura 6. Parrilla de calentamiento para DQO	34
Figura 7. Curva patrón para DQO	35
Figura 8. Equipo de electroforesis capilar (Beckman Coulter).....	38
Figura 9. Concentración de demanda química de oxígeno (DQO) en el influente como en el efluente en un filtro arena-carbón activado	40

RESUMEN

Después de la remoción biológica, las aguas residuales se someten a una última limpieza por filtración en una capa de arena y se desinfecta. Pocos microorganismos patógenos quedan después de las etapas de tratamiento y filtración, pero las rigurosas normas de salud pública exigen que se desinfecten antes de verterlas en las corrientes naturales.

En este trabajo, se depuró el agua residual con lactosuero proveniente de un reactor UASB, por medio de un filtro de arena-carbón activado como post-tratamiento.

Se instaló un filtro de 1.5 m³ de capacidad con un 95% de arena y 5% de carbón activado y con una velocidad de 30 L/min. Al influente como al efluente, se les cuantificó demanda química de oxígeno (DQO), demanda bioquímica de oxígeno estimada (DBO₅), pH, sólidos suspendidos totales (SST), ácidos grasos volátiles (AGV's), amonio y coliformes fecales (CF) (APHA/AWWA/WPCF, 1989). Los tratamientos fueron tres concentraciones de DQO (600, 1000 y 1300 mg/L) de agua residual proveniente de un reactor tipo UASB de 5 m³ de capacidad.

Los resultados en DQO y DBO₅ estimada mostraron una eficiencia mayor al 60%. La filtración no modifica el pH, el cual se mantuvo neutro tanto en el influente como en el efluente con un promedio de 7.4. En SST el promedio de retención de los compuestos fue mayor al 74%. En cuanto a los AGV's y amonio se observó una retención del 100%, es decir, no se detectaron los compuestos en el efluente. En coliformes fecales, se obtuvo una disminución del 99.99%.

Con la filtración arena-carbón activada como post-tratamiento se mejoró la calidad del agua residual, cumpliendo con los parámetros establecidos por la NOM-001-ECOL-1996, en SST, pH, DBO₅ y CF. Por lo anterior, se sugiere este tipo de filtración como una opción para depurar agua residual con lactosuero.

I. INTRODUCCIÓN

El agua es el componente más abundante en la biosfera y quizás también el más importante. Casi toda la vida en la Tierra, incluso la humana, utiliza agua como medio fundamental para el funcionamiento metabólico.

La cantidad de agua disponible en todas sus formas constituye una provisión fija aproximada de $1.36 \times 10^{18} \text{ m}^3$ (360 trillones de galones) (van der Leeden et al., 1990), es decir 97.5% es agua salada, 2.24% de casquetes polares, glaciares y aguas subterráneas profundas y 0.26% de agua dulce accesible.

Cada día la energía solar extrae aproximadamente $1,230 \text{ km}^3$ (300 mi^3) de agua de los mares, lagos, ríos y suelos por evaporación y de las plantas por transpiración (Miller, 1992).

Por los motivos anteriores es importante distinguir entre el uso del agua consuntivo y el no consuntivo. El primero es aquel que impide que el agua esté disponible para su uso ulterior, ya sea debido a evaporación, contaminación extrema o filtración bajo tierra, a menos que el ciclo hidrológico la devuelva en forma de lluvia. El uso no consuntivo del agua la deja disponible (después de un tratamiento, si es necesario) para nuevo uso sin pasar por el ciclo hidrológico. Este flujo de agua se produce por dos causas principales: por acción del sol y de la fuerza de gravedad, el ciclo hidrológico o ciclo de agua se inicia con la *evaporación* de las superficies libres de agua, este vapor resultante es transportado por el viento que al llegar a cierta altura se *condensa* para formar las nubes, éstas darán origen a las precipitaciones bajo sus diferentes formas: líquida o sólida. Parte de esta precipitación se evapora rápidamente en la atmósfera. Sin embargo, la mayor parte llega hasta la superficie de la Tierra en donde ocurre la evaporación desde el suelo o hojas y tallos de las plantas sobre las que ha caído (*transpiración*), otra parte se *infiltra* ingresando en el suelo a varios niveles en la que reaparecerán bajo la forma de manantiales o constituye la recarga de agua subterránea (Viessman y Hemmer, 1993).

En la actualidad, al agua potable no se le dá la importancia, ni el valor que tiene. En muchos lugares del Estado de Hidalgo es gratis o su precio tiene una cuota fija sin importar el consumo, lo que propicia su mal uso y su no reuso. El Estado de Hidalgo ocupa el último lugar nacional en número de plantas de tratamientos de aguas residuales municipales, construidas y en funcionamiento, ya que sólo cuenta hasta ahora con cinco (Comisión Nacional del Agua, Servicio Geológico Mexicano (SGM), Unidad de Agua Potable y Saneamiento, Gerencia de potabilización y tratamientos; 1999).

Para este fin, la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo (UAEH) construyó una planta de tratamiento de agua residual (PTAR) de tipo doméstico para tratar el efluente residual del Centro de Investigación en Ciencia y Tecnología de los Alimentos (CICyTA) mezclada con cargas de lactosuero dulce (800, 2600 y 3200 mg DQO/L.día). El proceso consiste en un tratamiento preliminar, seguido de un primario y de un tratamiento secundario anaerobio con tecnología UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket; Cama de Lodos Anaerobios de Flujo Ascendente) con capacidad de 5 m³, con una eficiencia promedio de 55.6 % en DQO.

En esta tesis se depuró con un tratamiento terciario el efluente de un reactor UASB que trató agua residual con lactosuero dulce.

II. OBJETIVO GENERAL

Determinar la eficiencia de un filtro a nivel piloto a diferentes concentraciones de agua residual obtenida a partir de un tratamiento secundario que trató aguas que contenían lactosuero dulce.

2.1 Objetivos Particulares

- Poner en marcha un filtro piloto de 1.5 m³
- Monitorear el filtro de arena en el influente y efluente analizando parámetros físico-químicos y microbiológicos.

III. REVISIÓN DE LITERATURA

3.1 Lactosuero

El lactosuero es un subproducto de la industria quesera rico en proteína y lactosa y los costos de utilización o disposición ha incrementado su importancia debido a los estrictos requerimientos legales para la calidad de los efluentes (Mawson, 1994). Si por alguna razón (económica, sanitaria o local) las tecnologías del suero (como recuperación de proteína y lactosa, sprays, bebidas, etc.) o la utilización directa del lactosuero en alimentación animal no son utilizadas, el tratamiento anaerobio puede ser una solución para la disposición del lactosuero (Kalyuzhnyi *et al.*, 1997).

El lactosuero se genera de la elaboración de queso y se define como “el líquido obtenido de la coagulación de la caseína de la leche, mediante la acción de enzimas coagulantes de origen animal, vegetal o microbiano, por la adición de ácidos orgánicos o minerales de grado alimentario, acidificación por intercambio iónico hasta alcanzar el punto isoelectrico de la caseína” (NOM-035-SSA1-1993).

Trabajos previos Ghaly y Pyke (1991) indican que la lactosa del lactosuero es fácilmente convertida por los microorganismos anaerobios en ácidos grasos, los cuales no son convertidos simultáneamente a metano y dióxido de carbono debido a las diferencias en las velocidades de la acidogénesis y la metanogénesis. Las acumulaciones de estos ácidos orgánicos en el digestor reducen el pH y causan inhibición y resulta una baja velocidad de producción de biogas.

El lactosuero representa un problema ambiental muy importante por los grandes volúmenes producidos y su alto contenido de materia orgánica, ya que contiene de 30,000 a 50,000 mg/L de DBO y de 60,000 a 80,000 mg/L de DQO. Una solución a este problema de contaminación del agua ahora se ha vuelto urgente debido al incremento en el volumen de producción del lactosuero, la

centralización de las plantas productoras y los estrictos requerimientos legislativos con respecto a la calidad de los efluentes (González, 1996).

En el Valle de Tulancingo, la estimación de consumo de leche es de 470, 058 L/día. Se sabe que por lo general el 90% de la leche procesada en la industria quesera es lactosuero. Por lo tanto, la producción de lactosuero es de 423, 616 L/día y la descarga promedio de lactosuero sin tratar, es de 186 000 L/día con una DQO promedio de 27 448 mg/L, que equivale a la contaminación generada por un área urbana de 180 000 habitantes. (Campos *et al.*, 2005).

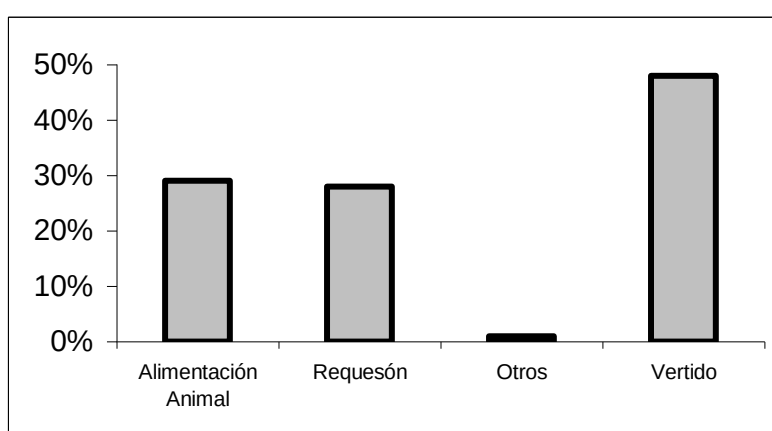


Figura 1. Disposición del lactosuero en el Valle de Tulancingo

Como se puede observar en la Figura 1, los principales reusos del lactosuero son alimentación animal y requesón, pero la elaboración de requesón no elimina la lactosa que es el componente más contaminante en el lactosuero. El vertido sin tratar es de casi el 50% que sería aproximadamente de 199, 523 L/día (Campos *et al.*, 2005).

El promedio de la demanda química de oxígeno de estas aguas con lactosuero fue de 27, 448 mg/L. Si se estima la relación DBO/DQO en una empresa quesera es de 0.6 (Danalewich *et al.*, 1998), la descarga promedio en DBO sería de 16, 469 mg/L que supera más de 100 veces la NOM-001-ECOL-1996 (que es de 150 mg/L DBO). La contaminación que generan estas empresas equivale aproximadamente a lo que vierte una población de 180, 000 habitantes (Campos *et al.*, 2005).

Según Marwaha y Kennedy (1988) cerca del 50% de la producción mundial de lactosuero es tratada y transformada en varios productos alimenticios, el 45% se reporta que se ha utilizado en forma líquida, 30% en forma de lactosuero en polvo, 15% como lactosa y productos deslactosados, y el resto como concentrados de proteína de queso. Se ha continuado investigando en el campo de la utilización del lactosuero y una variedad de nuevos productos se han desarrollado actualmente (González, 1996).

3.2 Lactosuero ácido

Se define como el producto de la fabricación de quesos de pasta fresca y pasta blanda, así como de la fabricación de caseína láctica (Veisseyre, 1988). Contiene lactato de calcio, se sabe que cuando la coagulación es realizada por el cuajo el complejo de caseína-calcio se desdobla en paracaseinato de calcio y proteínas del lactosuero, permaneciendo en este caso el calcio unido a las proteínas coaguladas. En un medio ácido, el calcio se separa de la fosfocaseína y aparece en gran cantidad en el lactosuero. Estos sueros tienen un pH cercano a 5, una acidez de 0.18 a 0.25 % de ácido láctico (Madrid, 1994).

3.3 Aguas residuales

El origen, composición y cantidad de los desechos están relacionados con los hábitos de vida vigente. Cuando un producto de desecho se incorpora al agua, el líquido resultante recibe el nombre de agua residual.

Las aguas residuales tienen un origen doméstico, industrial, subterráneo y meteorológico, y estos tipos de aguas residuales suelen llamarse respectivamente, domésticas, industriales, de infiltración y pluviales (Van Haandel y Lettinga, 1994).

Las aguas residuales domésticas son el resultado de actividades cotidianas de las personas. La cantidad y naturaleza de los vertidos industriales es muy variada, dependiendo del tipo de industria, de la gestión de su consumo de agua y del grado de tratamiento que los vertidos reciben antes de su descarga (Van Haandel y Lettinga, 1994).

El agua residual se define como la combinación de los residuos líquidos, o aguas portadoras de residuos, procedentes tanto de residencias como de instituciones públicas, establecimientos industriales, en la agricultura y en los servicios comerciales, a los que pueden agregarse, eventualmente, aguas subterráneas, superficiales y pluviales (Van Haandel y Lettinga, 1994).

Aunque la capacitación y drenaje de aguas pluviales datan de tiempos antiguos, ésta no aparece sino hasta principios del siglo XIX, mientras que el tratamiento sistemático residual data de finales del siglo XIX y principios del presente. El desarrollo de la teoría del germen a cargo de Koch y Pasteur en la segunda mitad del siglo XIX marcó el inicio de una nueva era en el campo del saneamiento, hasta ese momento se había profundizado poco en la relación entre contaminación y enfermedades, y no se había aplicado la bacteriología en el tratamiento de aguas residuales (Metcalf y Eddy, 1996).

3.3.1 Características de las aguas residuales.

Las aguas residuales se caracterizan por su composición física, química, y biológica. Las propiedades físicas de importancia son los sólidos suspendidos totales (SST) y la temperatura. Dentro de los constituyentes químicos se encuentran los orgánicos y los Inorgánicos. Los compuestos orgánicos abarcan la materia orgánica. La alcalinidad, nitrógeno, pH y fósforo pertenecen al grupo de compuestos inorgánicos. El sulfuro de hidrógeno, metano y oxígeno conforman a los gases y por último, dentro de los constituyentes biológicos encontramos a las plantas, los animales, los protistas y los virus (Metcalf y Eddy, 1996).

3.4 Tratamiento de aguas residuales.

El objetivo primordial del tratamiento de aguas residuales consiste, en eliminar o modificar los contaminantes perjudiciales para el entorno acuático, terrestre y para la salud humana principalmente (Henry y Heinke, 1999).

Para el tratamiento de estas aguas residuales existen varios procesos como son:

Procesos físicos unitarios: éstos son los métodos de tratamiento que involucran los cambios en las características y propiedades del agua, se realizan mediante la aplicación de las fuerzas físicas tales como la gravedad, las diferencias de cargas y de concentración y el tamaño. Ejemplos típicos son: medición de caudales, homogenización de caudales, mezclado, sedimentación, sedimentación por gravedad, transferencia de gases, filtración y flotación. La sedimentación por gravedad es la más utilizada para separar sólidos en suspensión de las aguas residuales (Metcalf y Eddy, 1996).

Procesos químicos unitarios: son métodos en los cuales la eliminación o conversión se producen mediante reacciones químicas o adición de productos químicos. Ejemplos típicos son: precipitación, absorción, desinfección y cloración. Estos son los métodos aplicados en el tratamiento de aguas residuales (Metcalf y Eddy, 1996).

Procesos biológicos unitarios: los métodos de tratamiento en los cuales se involucra la actividad de microorganismos para la transformación de contaminantes se llaman procesos biológicos (Morgan, 1997), su principal actividad de éstos, consiste en el control del medio ambiente, también en la eliminación de las sustancias orgánicas biodegradables presentes en las aguas residuales en forma, tanto coloidal como disolución. Básicamente, estas sustancias se convierten en gases, que se liberan a la atmósfera y en tejido celular biológico, eliminable por sedimentación (Metcalf y Eddy, 1996).

3.5 Norma oficial mexicana NOM-001-ECOL-1996.

Esta norma establece los límites máximos permisibles (Cuadro 1) de los contaminantes de las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales con objeto de proteger su calidad y posibilitar sus usos, y es de observancia obligatoria para los responsables de dichas descargas.

Cuadro 1. Límites máximos permisibles para contaminantes básicos en uso en riego agrícola.

Límites máximos permisibles para contaminantes básicos		
Parámetros (Miligramos por litro, excepto cuando se especifique)	promedio/mensual (mg/L)	promedio/diario (mg/L)
Temperatura °C	N.A.	N.A.
Grasa y aceites	15	25
Materia flotante	Ausente	Ausente
Sólidos sedimentables (mL/L)	1	2
Sólidos suspendidos totales	150	200
Demanda bioquímica de oxígeno ₅	150	200
Nitrógeno total	40	60
Fósforo total	20	30
Coliformes fecales (UFC/mL)	1000	N.E.
Huevos de helminto.	1	N.E.

N.A. = no aplica N.E. = no especifica
Comisión Nacional del agua.

3.6 Tipos de tratamientos.

Los tratamientos se diseñan de acuerdo al efluente para su reutilización o vertido disminuyendo la contaminación, pero las operaciones que a continuación se describen son en forma general y dependiendo del tipo de agua residual cambia el proceso.

El tipo de tratamiento para un agua residual depende del uso o disposición final que se le quiera dar al agua ya tratada. Los tipos de tratamiento de aguas residuales se dividen en cuatro fases, los cuales son: **preliminar, primario, secundario y terciario o avanzado**. (Metcalf y Eddy, 1996).

Tratamiento preliminar: se define como el proceso de eliminación de los constituyentes de las aguas residuales cuya presencia pueda provocar problemas de mantenimiento y funcionamiento de los diferentes procesos, operaciones y sistemas auxiliares. Como ejemplos de pretratamiento podemos citar la eliminación de sólidos gruesos y trapos, la flotación para la eliminación de grasa, aceite y el desarenado para la eliminación de la materia en suspensión gruesa que pueda causar obstrucciones en los equipos y un desgaste excesivo de los mismos (Nebel y Wright, 1999).

Tratamiento primario: se elimina una fracción de los sólidos en suspensión y de la materia orgánica (alrededor del 30% de la materia orgánica) del agua residual esta eliminación suele llevarse a cabo mediante operaciones físicas tales como el tamizado y la sedimentación (Nebel y Wright, 1999).

Tratamiento secundario: en esta etapa de tratamiento se elimina la materia orgánica biodegradable por medios preferentemente biológicos debido a su bajo costo y alta eficacia de remoción (Morgan, 1997), además se eliminan sólidos en suspensión, aunque en algunos casos la desinfección hace parte de este tratamiento (Metcalf y Eddy, 1996).

Existen dos clases de tratamiento secundario biológico: anaerobio y aerobio. El aerobio es capaz de eliminar eficientemente la materia orgánica y entregar aguas con muy bajas concentraciones de materia orgánica (20 mgDQO/L) aunque no es posible utilizar este proceso en aguas con altas concentraciones de materia orgánica debido a problemas en la transferencia de oxígeno, además, de que la generación de lodos aumenta sensiblemente los costos (Cuervo, 1995).

Tratamiento terciario o avanzado: este tipo de tratamiento se refiere a todo tratamiento hecho después del tratamiento secundario con el fin de eliminar compuestos tales como nutrientes y la materia orgánica no biodegradable, este tratamiento tiene diversas definiciones, para la eliminación de constituyentes de las aguas residuales que merecen especial atención, como los nutrientes, los compuestos tóxicos y los excesos de materia orgánica o de sólidos en suspensión. Ejemplo de los procesos empleados en un tratamiento terciario o avanzado son la precipitación química y sedimentación, antesala de la filtración y de la absorción mediante carbono activado, además de los procesos para la remoción de nutrientes nitrógeno y fósforo (Morgan, 1997), a estos procesos se les ha llamado operaciones físicas unitarias (Metcalf y Eddy, 1996).

Las operaciones llevadas a cabo en el tratamiento de las aguas residuales (Cuadro 2) se conocen como operaciones físicas unitarias y son las más comúnmente empleadas en el tratamiento del agua residual, que a continuación se muestran.

Cuadro 2. Aplicaciones de las operaciones físicas unitarias en el tratamiento de aguas residuales.

Operación	Aplicación
Medición de caudal	Control y seguimiento de procesos, informes de descargas.
Desbaste	Eliminación de sólidos gruesos y sedimentables por intercepción (retención en superficie).
Dilaceración	Trituración de sólidos gruesos hasta conseguir un tamaño más o menos uniforme.
Homogenización del caudal	Homogenización del caudal y de las cargas de DBO y de sólidos en suspensión.
Mezclado	Mezclado de productos químicos y gases con el agua residual, mantenimiento de los sólidos en suspensión.
Floculación	Provoca la agregación de pequeñas partículas aumentando el tamaño de las mismas para mejorar su eliminación por sedimentación por gravedad.
Sedimentación	Eliminación de sólidos sedimentables y espesado de fangos.
Flotación	Eliminación de sólidos en suspensión finamente divididos y de partículas con densidades cercanas a la del agua. También espesa los fangos biológicos.
Filtración	Eliminación de los sólidos en suspensión residuales y materia orgánica presente.
Micro tamizado	Mismas funciones que la filtración. También eliminación de las algas de los efluentes de las lagunas de estabilización.
Transferencia de gases	Adición y eliminación de gases.
Volatilización y arrastre de gases	Emisión de compuestos orgánicos volátiles y semi-volátiles del agua residual.

(Metcalf y Eddy, 1996).

3.7 Procesos de tratamientos biológicos.

Existen 3 grupos principales de tratamientos biológicos:

- Proceso aerobio: Se dan en presencia de oxígeno.
- Proceso anaerobio: Se dan en ausencia de oxígeno.
- Proceso anóxico: Proceso en el que los nitrógenos provenientes de los nitratos se transforman, biológicamente en nitrógeno gas en ausencia de oxígeno molecular, también llamado desnitrificación.

Éstos se pueden combinar para obtener mejores resultados. Estos tratamientos se pueden a su vez dividir, dependiendo de si el tratamiento que se lleva a cabo en sistemas de cultivo en suspensión, de cultivo fijo, o en resultantes de la combinación de ambos. La descomposición de los residuos se puede acelerar mediante el control del medio ambiente y el entorno de microorganismos (Metcalf y Eddy, 1996).

Proceso aerobio: la digestión aerobia es un proceso en el cual se produce una aireación por un periodo significativo de tiempo, de una mezcla de lodos digerible de la clarificación primaria y lodo del tratamiento biológico aerobio, con el resultado de una destrucción de células, y una disminución de sólidos en suspensión volátiles (Morgan, 1997).

Proceso anaerobio: este surge como una alternativa para el tratamiento de las aguas de industrias, en este proceso, microorganismos anaerobios transforman la materia orgánica a biomasa y compuestos en su mayoría volátiles: CO₂, CH₄, H₂S, N₂, H₂, y es utilizado con éxito para el tratamiento de aguas residuales de diferentes orígenes: aguas residuales urbanas, aguas residuales industriales y aguas residuales agroalimentarias. La digestión anaerobia se ha convertido en una tecnología atractiva para el tratamiento de aguas residuales dado a su bajo costo comparada con el sistema de tratamiento biológico aerobio y los tratamientos fisicoquímicos (Rico *et al.*, 1991).

3.8 Limpieza y desinfección final.

Después de la remoción biológica de los nutrientes, las aguas residuales se someten a una última limpieza por filtración en una capa de arena y se desinfecta. Pocos microorganismos patógenos quedan después de las etapas de tratamiento y filtración, pero las rigurosas normas de salud pública exigen que se desinfecten antes de verterlas en las corrientes naturales (Nebel y Wright, 1999).

.

El filtro de carbón funciona por el mismo principio que el filtro de arena, la diferencia radica en los elementos filtrantes y su finalidad. El carbón activado es un material natural que con millones de agujeros microscópicos que atrae, captura y rompe moléculas de contaminantes presentes. Se diseña normalmente para remover cloro, sabores y olores y demás químicos orgánicos. También es uno de los procesos finales del sistema de tratamiento de agua, su función es pulir la descarga final (Nebel y Wright, 1999).

3.8.1 Desinfección.

Para asegurar que el agua esta libre de bacterias perjudiciales es necesario desinfectarla. La cloración es el método más común para desinfectar el abasto público de agua, se agregan cantidades suficientes de cloro gaseoso o hipocloritos al agua tratada para matar las bacterias patógenas. La cloración es un método de desinfección confiable, relativamente económico y fácil de aplicar. Otros desinfectantes incluyen cloraminas, dióxido de cloro, otros halógenos, ozono, luz ultravioleta y alta temperatura. La desinfección por cloración es deseable cuando existe un riesgo potencial para la salud (Glynn y Heinke, 1999).

3.8.2 Sedimentación.

Consiste en separación, por la acción de la gravedad, de las partículas suspendidas cuyo peso específico es mayor que el del agua. Esta operación se emplea para la eliminación de arena, de la materia en suspensión en floculo biológico.

Una vez eliminada la fracción mineral sólida, el agua pasa a un depósito de sedimentación donde se depositan los materiales orgánicos, que son retirados para su eliminación. El proceso de sedimentación puede reducir de un 20 a un 40 % la DBO₅ y de un 40 a un 60 % los sólidos en suspensión.

La tasa de sedimentación se incrementa en algunas plantas de tratamiento industrial incorporando procesos llamados coagulación y floculación química al tanque de sedimentación. La coagulación es un proceso que consiste en añadir productos químicos como el sulfato de aluminio, el cloruro férrico o polielectrolitos a las aguas residuales; esto altera las características superficiales de los sólidos en suspensión de modo que se adhieren los unos a los otros y precipitan. La floculación provoca la aglutinación de los sólidos en suspensión. Ambos procesos eliminan más del 80% de los sólidos en suspensión (Metcalf y Eddy, 1996).

3.8.3 Flotación.

La flotación es una operación unitaria que se emplea para la separación de partículas sólidas o líquidas de una fase líquida. La separación se consigue introduciendo finas burbujas de gas, normalmente de aire, en la fase líquida. Las burbujas se adhieren a las partículas, y la fuerza ascensional que experimenta el conjunto de partícula-burbuja de aire hace que suban hasta la superficie del líquido. De esta forma, es posible hacer ascender a la superficie partículas cuya densidad es mayor que la del líquido (Metcalf y Eddy, 1996).

3.9 Filtración.

La filtración es un proceso en donde el agua pasa a través del lecho filtrante compuesto originalmente de arena fina dispuesto sobre una capa de grava que sirve de soporte. En la actualidad son comunes otros medios filtrantes y soportes. Los mecanismos que intervienen en la filtración incluyen el colado de las partículas de mayor tamaño que los poros, la floculación, que se produce cuando las partículas entran en contacto más estrecho dentro del filtro, y la sedimentación de las partículas en los poros del filtro. Con el tiempo los poros del filtro, en particular los de la superficie, se obstruyen y hace necesario el lavado a contracorriente (Glynn y Heinke, 1999). La filtración se aplica en potabilización, depuración (nivel primario y terciario) (Jiménez, 2001).

3.9.1 Propiedades de la filtración.

- Remueve partículas y materia coloidal no sedimentable.
- Incrementa la remoción de sólidos suspendidos, turbiedad, fósforo, DBO₅, DQO, metales pesados, asbestos, bacterias, huevos de helmintos, virus y otras sustancias.
- Mejora la eficiencia y reduce el costo de desinfección a través de la remoción de materia orgánica suspendida y otras sustancias interferentes.
- Asegura la operación continua de la planta y calidad constante del efluente.

El diseño de los filtros y la valoración debe basarse en, la comprensión de las variables que controlan el proceso, y el conocimiento de mecanismos responsables de la eliminación de materia particulada del agua residual.

La operación completa de la filtración consta de dos fases: filtración y lavado o regeneración (comúnmente llamada lavado a contracorriente). La fase de filtración es prácticamente idéntica para todos los sistemas de filtración que se emplean para las aguas residuales, la fase de lavado es bastante diferente en función de si el filtro es de funcionamiento continuo o semicontinuo. Tal como

se expresan sus nombres, en los filtros de funcionamiento semicontínuo la filtración y el lavado son fases que se dan una a continuación de la otra, mientras que en los filtros de funcionamiento contínuo ambas fases se producen de forma simultánea.

El final del ciclo de filtrado se alcanza cuando empieza a aumentar el contenido de sólidos en suspensión en el efluente hasta alcanzar un nivel máximo aceptable o cuando se produce una pérdida de carga prefijada en la circulación a través del lecho filtrante; luego se termina la fase lavando el filtro a contracorriente para eliminar los sólidos que se han acumulado dentro del lecho granular filtrante. Para esto se aplica un caudal de agua de lavado suficiente para expandir el medio filtrante granular y arrastrar el material acumulado en el lecho. Para mejorar y favorecer la operación de lavado del filtro, suele emplearse una combinación de agua y aire (Metcalf y Eddy 1996).

3.9.2 Clasificación de los sistemas de filtración en medio granular.

Los principales tipos de filtros de medio granular se clasifican atendiendo a: (1) tipo de funcionamiento; (2) tipo de medio filtrante empleado; (3) sentido de flujo durante la fase de filtración; (4) procedimiento de lavado a contracorriente y (5) método de control del flujo, algunas características se observan en el Cuadro 3 (Metcalf y Eddy, 1996).

Los filtros se pueden clasificar en contínuos y semicontínuos; los filtros semicontínuos se mantienen en funcionamiento hasta que se empieza a deteriorar la calidad del efluente o hasta que se produce una pérdida de carga excesiva en el filtro. Los filtros contínuos los procesos de filtración y lavado se llevan a cabo de manera simultánea.

Los principales tipos de filtros empleados para la filtración de efluentes de aguas residuales se pueden clasificar en filtros de flujo ascendente y filtros de flujo descendente.

Los lechos filtrantes empleados actualmente para la filtración de aguas residuales se pueden clasificar en función al número de capas de material filtrante, lo cual da lugar a filtros de una capa, doble capa y multicapa.

De acuerdo a la velocidad de flujo se pueden clasificar en:

Filtros de arena lentos. Estos procesan agua a una velocidad de 3 a 4 L/min·m²; estos ofrecen un medio práctico de filtración de agua para pequeñas comunidades y municipios en vías de desarrollo. En comparación con los filtros de arena rápidos, su construcción es más económica, su operación más sencilla, y elimina mejor las bacterias lo cual aumenta su confiabilidad. (Glynn y Heinke, 1999).

Filtros de arena rápidos. Procesan agua a una velocidad de 80 a 160 L/min·m² o más, es decir unas 40 veces mayor que la de los filtros de arena lentos. El medio filtrante también es una capa de arena fina o de antracita y otros materiales que se sostienen sobre una capa de grava u otra estructura de soporte. La velocidad a la cual el agua atraviesa un filtro disminuye poco a poco a medida que se acumulan partículas en los granos del filtro y se reduce el tamaño de los poros. Para conseguir un gasto uniforme se utiliza un controlador externo de gasto; para mantener aproximadamente constante la pérdida total de desnivel a través del filtro, en consecuencia, el flujo. (Glynn y Heinke, 1999).

Cuadro 3. Características físicas de los filtros de medio granular comúnmente utilizados.

Funcionamiento del filtro	Tipo de filtro (nom. Común)	Tipo de lecho filtrante	Medio filtrante	Profundidad típica del medio, cm	Dirección de flujo de fluido	Lavado a contracorriente
Semicontinuo	Convencional	Medio único	Arena o Antracita	15	Descendente	Discontinuo
Semicontinuo	Convencional	Medio doble	Arena y Antracita	90	Descendente	Discontinuo
Semicontinuo	Convencional	Medio múltiple	Arena, Antracita y granate	90	Descendente	Discontinuo
Semicontinuo	Lecho profundo	Medio único	Arena o Antracita	120-80	Descendente	Discontinuo
Semicontinuo	Lecho profundo	Medio único	Arena	120-180	Ascendente	Discontinuo
Semicontinuo	Lecho profundo	Medio único	Arena	28	Descendente	Discontinuo
Continuo	Lecho profundo	Medio único	Arena	120-180	Ascendente	Continuo
Continuo	Puente móvil	Medio único	Arena	28	Descendente	Semicontinuo
Continuo	Puente móvil	Medio doble	Arena	40	Descendente	Semicontinuo

(Metcalf y Eddy, 1996).

3.9.2.1 Características operacionales de los filtros granulares comúnmente utilizados.

Convencional Semicontinuo, mono, bi y multimedio, flujo descendente: El líquido a filtrar circula a través del lecho filtrante en sentido descendente. En función del método de control de caudal de caudal circulante, este puede ser constante o variable. Cuando la turbiedad del efluente empieza a aumentar, o cuando se alcanza la máxima pérdida de carga admisible, se lava el filtro invirtiendo el sentido de circulación en el mismo. En la operación de lavado se emplea agua y aire.

Lecho profundo Semicontinuo, mono-medio, flujo descendente: El líquido a filtrar circula a través del lecho filtrante en sentido descendente. En función del

método de control de caudal de caudal circulante, este puede ser constante o variable. Cuando la turbiedad del efluente empieza a aumentar, o cuando se alcanza la máxima pérdida de carga admisible, se lava el filtro invirtiendo el sentido de circulación en el mismo. En la operación de lavado se emplea agua y aire.

Lecho profundo Semicontinuo, mono-medio, flujo ascendente: El líquido a filtrar circula a través del lecho filtrante en sentido ascendente. El caudal circulante suele ser constante. Cuando la turbiedad del efluente empieza a aumentar, o cuando se alcanza la máxima pérdida de carga admisible, se lava el filtro aumentando el caudal en la parte inferior del mismo. En la operación de lavado se emplea agua y aire.

Lecho pulsante Semicontinuo, mono-medio, flujo descendente: El líquido a filtrar circula a través del lecho filtrante en sentido descendente. Conforme aumenta la pérdida de carga, se inyecta aire para romper la capa superficial y para redistribuir los sólidos. El caudal circulante suele ser constante. Cuando la turbiedad del efluente empieza a aumentar, o cuando se alcanza la máxima pérdida de carga admisible, se lava el filtro invirtiendo el sentido de circulación en el mismo. Durante la operación de lavado continúa entrando líquido en el filtro. También se utiliza el lavado por vía química.

Lecho profundo Continuo, mono-medio, flujo ascendente: El líquido a filtrar circula en sentido descendente a través del lecho filtrante, que se desplaza hacia abajo en dirección a contracorriente. El caudal circulante suele ser constante. El medio filtrante se lava a contracorriente de forma continua bombeando la arena desde el fondo del filtro con un air-lift hasta un dispositivo de lavado de arenas. Una vez limpia la arena se distribuye en la parte superior del lecho filtrante.

Puente móvil Continuo, mono y bimedia, flujo descendente: El líquido a filtrar circula a través del lecho filtrante en sentido descendente. El líquido se sigue filtrando mientras se lavan las celdas individuales. El caudal circulante suele

ser constante. Cuando se alcanza la máxima pérdida de carga admisible, las celdas individuales se lavan sucesivamente, invirtiendo el sentido de flujo en cada una de ellas. El agua de lavado se elimina mediante una bomba (Metcalf y Eddy, 1996).

3.9.2.2 Lavado a contracorriente de los filtros

Como proceso unitario, la filtración consta de dos etapas una en la que se ensucia el medio y otra de limpieza. La primera, determina básicamente la calidad del efluente y, la segunda, la cantidad de agua producida. En consecuencia, la eficiencia de un filtro es función de ambas.

Cuando se emplea solo agua para el lavado esta debe de cumplir con dos funciones: la separación de sólidos del medio filtrante y el transporte de los sólidos hacia la salida del filtro; pero si el agua se combina con aire se emplea únicamente como transporte. Las velocidades de aire y agua empleadas, así como sus combinaciones y el tipo de sistema de distribución seleccionado, deben producir, además de un lavado apropiado, los requerimientos de reacomodo del lecho, ya sea que segregue o mezcle durante la limpieza del lecho (Glynn y Heinke, 1999).

El lavado a contracorriente de los filtros consiste en bombear agua a presión a través de los desagües o tubos de salida, a través del filtro. Este flujo inverso expande el lecho filtrante hasta un 50%, permite eliminar las partículas de suciedad mas ligeras con el agua del lavado y llevarlos hacia la alcantarilla. Cuando no se dispone de alcantarilla, el agua de lavado se trata localmente y si es necesario, los sólidos se llevan a otro lugar para eliminarlos. La rapidez del lavado a contracorriente se debe controlar para impedir que los granos de arena o antracita sean arrastrados por el agua de lavado. El agua que se emplee para el lavado es por lo general del 4% del agua producida. Cuando se interrumpe la operación de lavado a contracorriente, el medio filtrante se sedimenta en su lugar para quedar como estaba antes del lavado. (Glynn y Heinke, 1999).

3.9.3 Variables del proceso de filtración.

En la aplicación de la filtración para la eliminación de sólidos en suspensión remanentes, se ha comprobado que las variables más importantes del proceso son, la naturaleza de las partículas presentes en el agua a filtrar, el tamaño del material que componen al filtro, el caudal de filtración, Características del medio filtrante (tamaño del grano, distribución del tamaño del grano, forma, densidad y composición del grano), afectan a la eficiencia de alimentación de partículas y al aumento de la pérdida de carga. Porosidad del lecho filtrante (determina la cantidad de sólidos almacenables en el filtro). Profundidad de lecho filtrante (Afecta a la pérdida de carga y a la duración del ciclo). Velocidad de filtración y características del agua residual a tratar

3.9.4 Características del agua a filtrar.

Las características más importantes del agua a filtrar son la concentración de sólidos en suspensión, el tamaño y la distribución de partículas y la consistencia de los floculos.

La característica del medio filtrante que más afecta al proceso de filtración es el tamaño del grano. El tamaño del grano afecta tanto a la pérdida de carga en la circulación del agua a través del filtro como a la tasa de variación de dicho aumento durante el ciclo de filtración. Sí el tamaño del grano del medio filtrante es demasiado pequeño, la mayor parte de la fuerza actuante se empleará para vencer la resistencia de fricción provocada por el lecho filtrante, mientras que, si el tamaño efectivo es demasiado grande, muchas de las partículas pasarán directamente a través del filtro sin ser eliminadas.

La velocidad de filtración es un parámetro importante por cuanto afecta a la superficie necesaria del filtro. La velocidad de filtración de la consistencia de los floculos y del tamaño del medio del grano del lecho filtrante.

Flóculo: masa floculada que es formada por la acumulación de partículas suspendidas. Puede ocurrir de forma natural, pero es usualmente inducido de ser capaz de eliminar ciertas partículas del agua residual (Metcalf y Eddy, 1996).

IV. ANTECEDENTES

4.1 Tratamiento de aguas residuales agroindustriales.

Las aguas residuales de las industrias agroalimentarias están generando efluentes de residuos en muy altas concentraciones de DQO, nitrógeno y fósforo por lo que originan serios problemas al medio ambiente, por tal motivo hay que tratar dichas aguas antes de proceder a su vertido (Perle *et al.*, 1995).

La agroindustria juega un papel importante en la economía del mundo. Al mismo tiempo es uno de los principales contribuidores del problema de la contaminación industrial a nivel mundial. Con tremendo ritmo de desarrollo tecnológico sustancialmente la investigación tiene que arreglárselas con los incrementos de los desechos generados por complejidad generada por las agroindustrias; una alternativa son los sistemas de depuración de aguas para su reuso (El-Awady y Wahaab, 1999).

Estudio realizado por Campos *et al.*, (2005), reportó que en el Valle de Tulancingo se vierten aproximadamente 200,000 L/día de lactosuero sin ningún tratamiento. Las empresas que descargan en los arroyos locales su tratamiento de aguas residuales se debería enfocar para agua de riego destinada al suelo agrícola, por ello se recomienda un tratamiento anaerobio a esta agua residual con lactosuero, para poder llegar a los parámetros de agua de riego se requiere hacer un tratamiento terciario para depurar el agua tratada de un sistema biológico, uno de ellos es la filtración (Campos *et al.*, 2005).

Tchobanoglous y Eliassen (1970), trabajaron con medios filtrantes sencillos con una variación en el medio de (0.488 a 0.978 mm) y encontraron que el resultado era bueno con respecto a la concentración de sólidos suspendidos en el efluente, sin embargo, recomendaron utilizar medios filtrantes de diámetros mayores al igual que Baumann y Huang (1974), que trabajaron con medios de (0.55 a 0.92 mm) la recomendación de ambos trabajos fue principalmente fundamentada en la velocidad de filtración y el tiempo en que se requería el lavado ya que los filtros se saturaban fácilmente. Tebbutt (1971), utilizó

diámetros del medio filtrante cercanos a 4.7mm lo cual le resultó que no retenía muy bien la cantidad de sólidos suspendidos recomendando medios filtrantes de menor diámetro. Dahab y Young (1977), encontraron que para una buena eficiencia en la remoción principalmente de sólidos suspendidos utilizando un medio filtrante simple era necesario utilizar diámetros de 1 a 2 mm encontrando la máxima eficiencia en el rango de 1.3 a 1.5 mm. Los autores recomiendan realizar combinaciones por capas diámetros grandes de arena con diámetros pequeños del mismo material filtrante para minimizar la saturación de los filtros, pero al mismo tiempo maximizar la remoción, así como realizar experimentos a nivel laboratorio para después llevarlo a planta piloto (Darby y Hawyer, 1990).

Darby *et al.*, (1991) realizaron filtraciones a nivel laboratorio para investigar el efecto de las partículas suspendidas al filtrar utilizando tamaños de partículas de 1.40, 1.70, 2.00, 1.55, y 1.85 mm. y una velocidad de 0.18 cm/s, utilizando como influente agua residual municipal (Austin, Texas), el influente era mezclado por dos horas previo a su paso por el filtro. Dentro de los parámetros que midió se encuentran la turbidez y la cantidad de sólidos suspendidos por método estándar los cuales se encontraban con una carga en un rango de 3.7 a 9.6 mg/l obteniendo eficiencias para la remoción de sólidos suspendidos de un 75% en las primeras corridas y posteriormente de un 70%. En la turbidez la eficiencia fue del 47%, con los experimentos mencionaron que la eficiencia de la filtración depende de el diámetro del medio filtrante como de la velocidad de filtración (al aumentar la velocidad disminuye la eficiencia) al mismo tiempo mencionaron que también influye la carga del influente.

Landa *et al.*, (1998) realizaron un estudio en el cual hicieron una comparación entre dos sistemas de filtración. El filtro Fuzzy (modelo Scheiber tec.) es un empaque sintético de diferentes porosidades y compresible, consta de una carcasa de material acrílico cuya función es de almacenar el material filtrante; este filtro operó con flujo ascendente a presión y un filtro de arena el cual se empacó en una columna de material acrílico de 30 cm de diámetro y una altura de 3.58 metros; la arena utilizada fue arena silíceas de un tamaño efectivo de 1.2 mm. Se empleó agua residual municipal tratada en una planta piloto con

capacidad de 10 L/seg. El tratamiento fisicoquímico consistió en adicionar 72 mg/L de sulfato de aluminio y 1.2 mg/L de polímero aniónico después de pasar por desarenación; el efluente de esta planta sirvió de influente a los filtros. El influente preparado tuvo una concentración promedio de SST de 31 mg/L y 1.22 huevos de helmintos. Las tasas empleadas en el filtro de arena fueron de 10,12 y 15 m/h mientras que en el filtro Fuzzy fue de 60 m/h.

Los resultados obtenidos (Cuadro 4), indicaron que la producción de agua filtrada para el filtro de arena fue de 19.53 m³ en un tiempo de 24.6 horas, mientras que para el filtro Fuzzy fue de 155 m³ en un tiempo menor (12 horas). La calidad de los efluentes para el filtro de arena en cuanto huevos de helmintos fue de 0.16 org/L y el Fuzzi fue de 0.43 org/L, en cuanto sólidos suspendidos totales (SST) en el efluente del filtro de arena se obtuvo en promedio 17 mg/L mejorando el efluente del Fuzzy que fue de 20 mg/l. Para el lavado se tuvo un consumo de agua en el filtro de arena del 2.54% del volumen total filtrado mientras que el fuzzy empleó menos del 1%.

Cuadro 4. Valores de calidad y porcentajes de remoción obtenidos.

Parámetro	Unidad	Arena	Fuzzy	% de remoción	
		promedio	promedio	Arena	Fuzzy
SST	mg/L	17	20	40	42
SSV	mg/L	13	16	38	36
SSF	mg/L	4	4	55	60
H de Helmintos	Org/L	0.16	0.43	85	65
Turbiedad	UTN	57	60	20	-
Color	Pt-Co	243	273	7	-
DQO total	mg/L	200	173	10	10
DQO soluble	mg/L	158	155	7	10

(Landa *et al.*, 1998).

Lira, (2006) trabajo con tres cargas orgánicas (200, 650 y 800 mg DQO/L día) de agua residual con lactosuero, en un reactor anaerobio de cama de lodo de

flujo ascendente (UASB) de concreto con una capacidad nominal de 5 m³, con un 10% (v/v) de lodos anaerobios, con un tiempo de retención de 4 días y una temperatura ambiente a 20°C. Al influente y efluente les determinó: DQO, azúcares totales, pH, amonio y ácidos grasos volátiles (AGV's). Los resultados que obtuvo mostraron una eficiencia de remoción 69.5, 59.4 y 38.16% en eliminación de DQO. El pH del influente fue de 7.1 y en el efluente fue de 6.1 en promedio. En el amonio, se obtuvo una carga promedio en el influente de 248.52 mg/L y en el efluente 191.26 mg/L. Los ácidos grasos volátiles tuvieron en promedio una concentración en el influente de 234.22 mg/L y en el efluente de 248.71 mg/L.

Hernández *et al.*, (2004) utilizaron un filtro con una capacidad nominal de 2.5 L, empaco con grava de piedra poma, con capas de diferentes tamaños (2.36, 1.8, 1.7 y 0.85 mm) a una velocidad de filtración de 4.4 l/hora. Al influente como al efluente le determinaron: DQO, pH, sólidos suspendidos totales (SST) y grasa. Emplearon lactosuero procedente de la fabricación de queso Oaxaca, este lo filtraron a cuatro diferentes concentraciones (12.5, 25, 50 y 100%). Los resultados mostraron una remoción de 8.912, 5.577, 2.418 y 911.8 mg/L de DQO con 100, 50, 25 y 12.5% de lactosuero respectivamente, obteniendo una eficiencia de remoción de 11.1, 12.8, 8.6 y 8.0%. El pH fue similar en todos los tratamientos con un promedio de 5.6. en SST la eficiencia fue de 42.4, 39.5, 39 y 27.1%.

V. MATERIALES Y MÉTODOS

5.1 Localización del experimento

Este experimento se realizó en la planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) del Centro de Investigaciones en Ciencia y Tecnología de los Alimentos (CICyTA, Figura 2), ubicada en el Instituto de Ciencias Agropecuarias (ICAp) de la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo (UAEH) en la cual fueron tomadas las muestras y analizadas dentro de los laboratorios de Biotecnología y anexos del mismo en un periodo que comprendió de enero a julio del 2005.



Figura 2. Centro de Investigaciones en Ciencia y Tecnología de los Alimentos

5.2 Planta piloto y filtro de arena-carbón activado

La planta piloto de tratamiento de aguas residuales (Figura 3), consta de un depósito primario de 3 m³ en el cual se almacena el efluente del CICyTA, que es bombeado a través de una tubería que se encuentra en el fondo, por una bomba de 1HP, hacia el reactor tipo UASB con capacidad de 5 m³ el cual contiene un 10% de lodos anaerobios que son los que realizan la digestión anaerobia. Posteriormente, el agua es pasada al filtro de arena-carbón activado con capacidad de 1.5 m³ y después esta agua podría ser vertida en áreas verdes o riego agrícola.



Figura 3. Planta piloto de tratamiento de aguas residuales con la adaptación de un filtro de arena-carbón activado

5.3 Agua residual

El agua residual provino del drenaje del Centro de Investigaciones en Ciencia y Tecnología de los Alimentos (CICyTA, Figura 2), mezclada con cargas de lactosuero dulce proveniente de la promotora universitaria de lácteos (PROUNILAC), ésta fue tratada por un reactor tipo UASB de 5 m³ de capacidad. El volumen de muestra para los análisis correspondientes fue de aproximadamente un litro (Figura 4).



Figura 4. Agua residual previo a la entrada al reactor UASB la cual posteriormente, es filtrada por el filtro de arena-carbón activado.

5.4 Planteamiento del experimento

Las filtraciones se realizaron en dos medios, arena y carbón activado a diferentes cargas orgánicas 600, 1000 y 1300 mg DQO/L día. Se realizaron tres tratamientos, las concentraciones del efluente en el reactor UASB, se muestran en el Cuadro 5.

Cuadro 5. Planteamiento experimental.

Tratamiento	Concentración del efluente del reactor UASB mg DQO/L día
1	800
2	2600
3	3200

5.5 Análisis fisicoquímicos y microbiológicos

Se instaló un filtro (Figura 5), de 1.5 m³ de capacidad con un 95% de arena y 5% de carbón activado y con una velocidad de 30 L/min, operando a temperatura ambiente y en condiciones reales.

Al influente como al efluente del filtro se les cuantificó, demanda química de oxígeno (DQO), demanda biológica de oxígeno estimada (DBO₅), sólidos suspendidos totales (SST), (APHA/AWWA/WPCF, 1998), pH por medio del método potenciométrico convencional, ácidos grasos volátiles (AGV's) y amonio por medio de electroforesis capilar (Cahours *et al.*, 1998), y coliformes fecales por la técnica del número mas probable (NMP).



Figura 5. Filtro piloto de 1.5 m³

5.6 Determinación de la demanda química de oxígeno (DQO)

En este ensayo, se emplea un agente químico fuertemente oxidante en medio ácido para la determinación del equivalente de oxígeno de la materia orgánica que puede oxidarse. El dicromato de potasio es el agente usado para este propósito. El ensayo debe hacerse a elevadas temperaturas, además de que es preciso utilizar un catalizador (sulfato de plata) para facilitar la oxidación de determinados tipos de compuestos orgánicos (APHA/AWWA/WPCF., 1998).

Se prepararon las siguientes soluciones:

Solución de ácido sulfúrico puro con sulfato de plata. Se pesó Ag_2SO_4 en polvo en una proporción de 5.5g de Ag_2SO_4 / kg H_2SO_4 . Se disolvió la mezcla hasta incorporar el Ag_2SO_4 completamente.

Solución estándar de dicromato de potasio. Se pesaron 10.216g de $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ granular, previamente secados durante 2 horas a una temperatura de 150°C , y se aforaron en un matraz de 500 mL con agua destilada, se agregaron 167mL de H_2SO_4 y 33.3 g HgSO_4 se agitó hasta incorporar todas las partículas. Por último se aforó esta solución con agua destilada hasta un volumen de 1000 mL.

Se colocó cada reactivo preparado en frascos automáticos con dispensadores respectivos de 1000 mL, para la solución estándar de dicromato de potasio y de 2000 mL, para la solución de ácido sulfúrico con sulfato de plata.



Figura 6. Parrilla de calentamiento para DQO

Se tomaron 2 mL de la muestra a analizar y 2 mL de agua destilada para el blanco (testigo), y se colocaron en un tubo HACH con tapón, se agregó 1 mL de la solución de dicromato de potasio, posteriormente se colocaron 2 mL de la solución de ácido sulfúrico. En seguida, el tubo fue agitado con ayuda del Vortex marca Fisher Scientific y fue colocado en una parrilla de calentamiento para DQO a una temperatura de 150 °C (Figura 6), manteniendo las muestras durante dos horas. Después se enfrió la muestra a temperatura ambiente y por último se procedió a leer la absorbancia para la muestra en el espectrofotómetro Spectronic Genesys 5, ajustado a una longitud de onda de 625 nm. Una vez tomada la lectura se desecharon las muestras en un tanque destinado para residuos, y posteriormente son neutralizadas y desechadas. Se interpolan estos resultados en la curva estándar (Figura 7) previamente preparada con concentraciones de 0, 250, 500, 750 y 1000 mg/L respectivamente de biftalato de potasio para obtener así la concentración de DQO en mg/L.

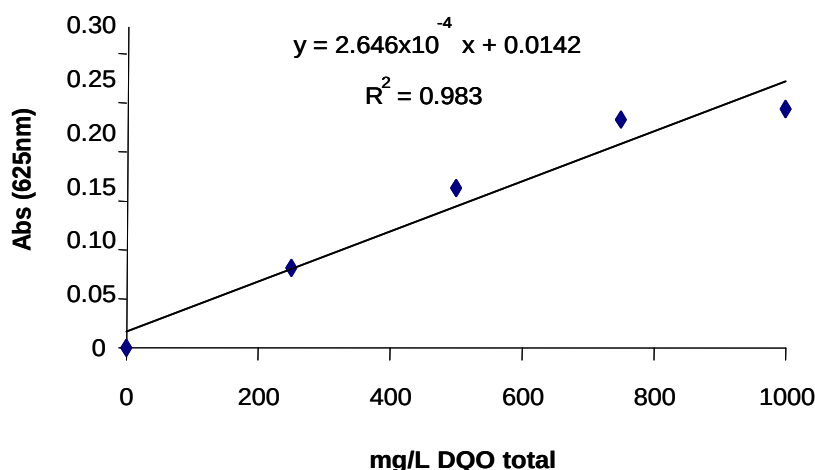


Figura 7. Curva patrón para DQO.

5.7 Determinación de pH

La medición del pH es una prueba muy importante en los análisis de efluentes residuales, este se determina para establecer el equilibrio ácido-base de los sistemas a una temperatura determinada, la intensidad del carácter ácido o base viene dada por la concentración del ión hidrógeno o potencial de hidrógeno (pH).

Esta concentración es medida por la actividad electrométrica del pH, por medio de un potenciómetro marca Hanna Instrument que usa un electrodo que regularmente se encuentra en contacto con un medio líquido.

De acuerdo a la metodología de la APHA/AWWA/WPCF (1998), calibrar el potenciómetro en primer instancia con soluciones tampón o buffer (pH 4 y 7 respectivamente); Posteriormente se introduce el electrodo del potenciómetro en 100 mL de muestra y se registra la lectura de pH medido por el mismo.

5.8 Determinación de sólidos suspendidos totales (SST)

Se filtró una muestra bien mezclada a través de un papel filtro y el residuo retenido se secó en una cápsula de aluminio a peso constante en un horno a 103 – 105 °C durante 24 hrs; El aumento de peso del filtro representó los sólidos totales en suspensión.

Se colocó el papel filtro en la charola de aluminio inerte en la estufa por 24 hrs, pasado el tiempo se sacaron y se colocaron en el desecador para enfriarse durante 1 hora. Después del desecador, el filtro y la charola de aluminio, se pesaron por separado registrando el peso. Se conectó a la bomba de vacío (Edwards inlet catchpet) un matraz kitazato al cual se le colocó un embudo de porcelana con el papel filtro adhiriéndose con agua destilada. Se homogenizó la muestra y se colocaron 20 mL en el filtro colocado sobre el embudo Buchner. Después se retiró el filtro cuidadosamente colocándolo en una charola de aluminio, para llevarlos a la estufa a una temperatura de 103 – 105 °C durante 24 horas. Después de las 24 horas se sacaron y se volvieron a colocar dentro del desecador durante 1 hora para su enfriamiento, una vez fríos se pesaron registrando la lectura.

5.9 Cuantificación de ácidos grasos volátiles (AGV's), y amonio por medio de electroforesis capilar

Esta técnica se basa en la diferente movilidad (movilidad electroforética) de las sustancias en solución, bajo la acción de un campo eléctrico. Los dos extremos del capilar se sumergen en dos viales que contienen el tapón. En estos viales también están sumergidos los electrodos conectados a la fuente de energía, que al aplicar el potencial crean un flujo de cargas positivas que van al cátodo; el flujo electroosmótico al ánodo, el potencial hace que los analitos cargados positivamente (cationes) migren hacia el cátodo, primero los más cargados y de menor tamaño, luego los menos cargados y de mayor tamaño, y poco antes de llegar al extremo del cátodo serán captados por el detector. Los analitos cargados negativamente (aniones) migrarán hacia el ánodo (Sitjas *et al.*, 2003).

La cuantificación de AGV's y amonio se hizo mediante un equipo de electroforesis capilar marca Beckman Coulter con un capilar de sílica fundida de 47 cm x 75 µm D.I. x 375 µm D.E., con una longitud de inyección a detección de 40 cm, con una presión de nitrógeno en el capilar de 0.5 psi, la separación se realizó a temperatura constante del capilar, la lectura del detector UV se realizó a 214 nm. (Figura 8). Las muestras fueron centrifugadas a 6000 rpm durante 15 min y filtradas en un filtro de 0.45 µm. Se preparó una solución buffer para AGV's (ácido benzoico 10 mM, TTAB 1 mM e histidina 10 mM) ajustado el pH a 6 con una solución de imidazol en una concentración de 10 mM ajustado el pH con una solución de ácido acético 1M.

Las condiciones previas a la corrida de la muestra fueron 2 minutos de enjuague con hidróxido de sodio, 2 minutos de lavado con agua y 2 minutos de lavado con buffer, posteriormente la muestra fue corrida por el equipo cuyo tiempo fue de 10 minutos para los AGV's y 3 minutos para amonio. Los cálculos se basaron en la curva patrón obteniéndose la concentración en mg/L



Figura 8. Equipo de Electroforesis capilar (Beckman Coulter).

5.10 Determinación de coliformes fecales (CF)

La determinación de coliformes fecales se hizo por la técnica del número mas probable (NMP) conforme a la Norma Mexicana NMX-AA-42-1987 Calidad del Agua –Determinación del Número Mas Probable (NMP) de Coliformes Totales y Coliformes Fecales.

Antes del análisis se mezcló la muestra perfectamente para lograr una distribución uniforme de los microorganismos, posteriormente se realizaron las diluciones necesarias tanto de entrada como de salida del filtro.

Se utilizó un medio de aislamiento en caldo para coliformes fecales, marca DIFCO (Bacto mFC BROTH BASE). Se incubaron los tubos inoculados, a 37°C durante un tiempo de 24 hrs. Se examinaron los tubos inoculados después de un periodo de tiempo de incubación de 24 hrs. y se consideraron como resultados positivos a aquellos que mostraron turbidez debido a un crecimiento bacteriano y a la formación de gas en los tubos internos denominados Campanas Durham.

VI. RESULTADOS Y DISCUSIONES.

6.1 Demanda química de oxígeno (DQO).

Como se observa en la Figura 9, los resultados en DQO muestran una eficiencia del 70 % en la menor concentración y del 61 % en la de mayor concentración. Estas eficiencias son mayores a las reportadas por Hernández *et al.* (2004) con un filtro de arena, que fueron del 39 % con lactosuero al 12.5 %. Esto se debe principalmente a que en la filtración que se llevó a cabo en este trabajo, se utilizaron dos medios filtrantes, además de arena, carbón activado.

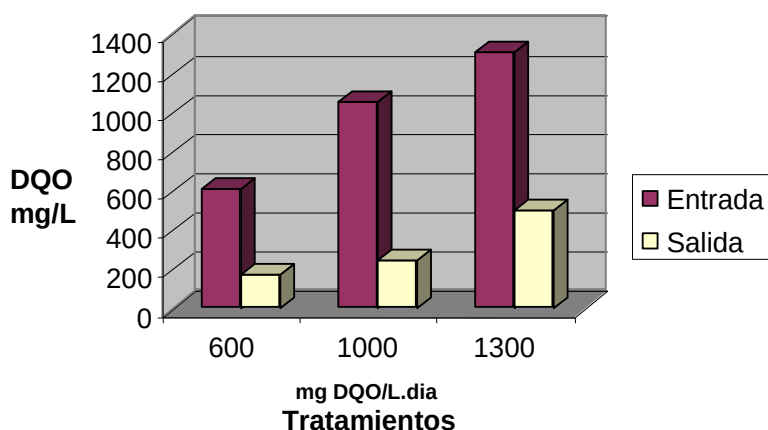


Figura 9. Concentración de Demanda Química de Oxígeno (DQO). En el influente como en el efluente en un filtro arena-carbón activado.

También, los resultados de este trabajo fueron mayores a los de Landa *et al.*, (1998) que realizaron una comparación entre dos sistemas de filtración, el filtro Fuzzy y un filtro de arena, los cuales tuvieron una eficiencia del 10%.

De igual manera, también los resultados de este trabajo superaron a los de Lira, (2006) que trabajó con un reactor tipo UASB, del cual provino el agua, que se utilizó para este trabajo, el cual tuvo una eficiencia promedio de 55.6%. Es

decir que realmente si disminuye la cantidad la materia orgánica presente en el agua.

6.2 Demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) estimada.

Cuadro 6. Demanda bioquímica de oxígeno estimada en diferentes cargas orgánicas en una filtración arena-carbón activado.

DBO ₅			
CARGA	INFLUENTE mg/L	EFLUENTE mg/L	NOM-001-ECOL-1996 150 mg/L P.M. de DBO ₅
600 mg DQO/L día	322 ± 67	87.5 ± 26	cumple
1000 mg DQO/L día	527 ± 38.5	122 ± 31	cumple
1300 mg DQO/L día	655 ± 100	251 ± 73	no cumple

P.M. de DBO₅: promedio mensual de DBO₅.

Como se observa en el Cuadro 6, existe una disminución de la DBO₅ en la filtración debido a que el filtro contiene carbón activado y como se sabe, este compuesto retiene compuestos orgánicos.

El promedio de retención de los compuestos orgánicos fue mayor al 70%; en las dos primeras cargas y del 61.6% en la última carga.

Por la eficiencia de retención de compuestos orgánicos en las dos primeras cargas (600 y 1000 mg DQO/Ldía) se obtuvo un efluente que cumple con la norma (NOM-001-ECOL-1996).

En la tercera carga (1300 mg DQO/Ldía) no se cumple con la norma (NOM-001-ECOL-1996). Para cumplirla se tiene que incrementar la eficiencia del tratamiento secundario.

6.3 Potencial hidrogeno (pH)

Cuadro 7. pH del influente como del efluente de las tres cargas orgánicas en una filtración arena-carbón activado.

CARGA	pH		
	INFLUENTE mg/L	EFLUENTE mg/L	NOM-001-ECOL-1996 5 a 10 unidades
600 mg DQO/L día	6.8 ± 0.5	7.1 ± 0.3	cumple
1000 mg DQO/L día	7.4 ± 0.1	7.7 ± 0.8	cumple
1300 mg DQO/L día	7.5 ± 0.2	7.6 ± 0.1	cumple

En el Cuadro 7, se observan los resultados del pH. La filtración no modifica el pH, el cual se mantuvo neutro tanto en el influente como en el efluente con un promedio de 7.4

En todos los tratamientos se encontró que cumple con la norma NOM-001-ECOL-1996

Los resultados de este trabajo no coinciden a las reportadas por Hernández *et al.* (2004) con un filtro de arena, que obtuvieron un pH promedio de 5.6, esto se debe a que trabajaron con lactosuero ácido al 12.5 %.

También siguiendo los resultados reportados por Lira (2006), obtuvo un pH de 7.1 en el influente y de 6.1 en el efluente, estos se deban quizás a las reacciones anaerobias llevadas acabo, dentro del reactor UASB.

6.4 Sólidos suspendidos totales (SST)

Cuadro 8. Sólidos suspendidos totales del influente como del efluente de las tres cargas en una filtración arena-carbón activado.

SST			
CARGA	INFLUENTE mg/L	EFLUENTE mg/L	NOM-001-ECOL-1996 200 mg/L P.D. de SST
600 mg DQO/L día	245.6 ± 39.1	91.7 ± 20.2	cumple
1000 mg DQO/L día	406.8 ± 9.7	71.2 ± 26.5	cumple
1300 mg DQO/L día	862.5 ± 180.4	176.6 ± 107.5	cumple

P.D. de SST: promedio diario de sólidos suspendidos totales

El promedio de retención de los compuestos fue mayor al 74%. En la primer carga se obtuvo un porcentaje de remoción del 62.6%, la segunda del 82.4% y 79.5% en la última carga (Cuadro 8).

Por la eficiencia de retención de compuestos orgánicos se obtuvo un efluente que cumple con la norma (NOM-001-ECOL-1996) en las tres cargas orgánicas. Estas eficiencias fueron mayores a las encontradas por Landa *et al.*, (1998) que realizaron un estudio de comparación entre dos sistemas de filtración, el filtro de arena con una eficiencia de remoción de 40% y el filtro Fuzzy con un 42% de eficiencia.

Darby *et al.*, (1991) realizaron filtraciones a nivel laboratorio para investigar el efecto de las partículas suspendidas, utilizando como influente agua residual municipal, obteniendo eficiencias de remoción de sólidos suspendidos de un 75 % en las primeras corridas y posteriormente de un 70 %, que son similares a las obtenidas en este trabajo.

También los resultados de este trabajo, fueron mayores a los encontrados por Hernández *et al.* (2004) con un filtro de arena, que obtuvieron una eficiencia de remoción del 41%, en concentraciones de 100 y al 50% de lactosuero.

6.5 Ácidos grasos volátiles (AGV's)

En el Cuadro 9, se muestran las principales concentraciones de AGV's a diferentes cargas, tanto del influente como del efluente.

Cuadro 9. Concentración de ácidos grasos volátiles (AGV's) a diferentes cargas.

CARGA	AGV's					
	Ac. Acético		Ac. Propiónico		Ac. Butírico	
	Influente mg/L	Efluente mg/L	Influente mg/L	Efluente mg/L	Influente mg/L	Efluente mg/L
600 mg DQO/L.día	ND	ND	ND	ND	ND	ND
1000 mg DQO/L.día	191.3 ± 0.9	ND	37.6 ± 2.5	ND	112.2 ± 2.4	ND
1300 mg DQO/L.día	161.4 ± 4.8	ND	44.2 ± 1.2	ND	223.2 ± 5.2	ND

ND: No detectado.

Se observa que en la primera carga no se detectaron ácidos orgánicos.

En la carga de 1000 y 1300 mg DQO/L.día, se observa una retención del 100%, es, decir que no se detectaron ácidos grasos volátiles en el efluente. Estos resultados son debido a que el carbón activado retiene los compuestos orgánicos.

Los resultados de este trabajo en el influente son mayores a los reportados por Lira (2006), que obtuvo en promedio una concentración en el influente de 234.22 mg/L y 248.71 en el efluente, esto es debido a que en el reactor UASB la lactosa presente en lactosuero, es fácilmente convertida por microorganismos anaerobios en ácidos orgánicos, los cuales no se convierten

a metano y dióxido de carbono por que los microorganismos ácidogenicos, causan una inhibición en la acidogenesis y metanoganesis.

6.6 Amonio.

Cuadro 10. Amonio en el influente y efluente en un filtro a diferentes cargas en una filtración arena-carbón activado.

AMONIO		
CARGA	INFLUENTE mg/L	EFLUENTE mg/L
600 mg DQO/L día	0	No detectado
1000 mg DQO/L día	186.4 ± 12.7	No detectado
1300 mg DQO/L día	196.0 ± 44.5	No detectado

Se observa que en la primera carga no se detectó ninguna concentración de amonio, en el influente ni en el efluente. En las cargas de 1000 y 1300 mg DQO/L día se observó una retención del 100%, debido a la capacidad de retención del carbón activado.

De acuerdo a los resultados obtenidos en influente de este trabajo, se obtuvo promedio una concentración en el influente de 191.2 mg/L que fueron menores a los reportados por Lira, (2006), que obtuvo en promedio una concentración en el influente de 248.52 mg/L

6.7 Coliformes fecales (CF).

Cuadro 11. Coliformes fecales del influente como del efluente de las tres cargas orgánicas en una filtración arena-carbón activado.

CF			
CARGA	INFLUENTE mg/L	EFLUENTE mg/L	NOM-001-ECOL-1996 2×10^3 como NMP de CF / 100mL P.D
600 mg DQO/L día	23.1×10^8	1.52×10^1	cumple
1000 mg DQO/L día	16.8×10^8	5.59×10^1	cumple
1300 mg DQO/L día	41.0×10^8	7.21×10^1	cumple

NMP: numero mas probable

CF: coliformes fecales

PD: promedio diario

De acuerdo a los resultados obtenidos en el Cuadro 11, se observa que hubo una retención de hasta un 99.99% en cuanto a la eliminación de coliformes fecales, esto puede ser probablemente debido a la retención del carbón activado utilizado en el filtro. De igual manera los efluentes de las tres cargas están dentro de los parámetros que indica la norma (NOM-001-ECOL-1996), es decir que cumplen con la norma.

VII. CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos en la demanda bioquímica de oxígeno estimada, mostraron que el efluente cumple con la norma en las cargas de 600 y 1000 mg DQO/Ldía, mientras que en la carga de 1300 mg DQO/Ldía, no cumple con la norma. Aunque su eficiencia fue mayor al 60%.

El pH se mantuvo neutro en las tres cargas orgánicas, tanto en el influente como en el efluente, con un promedio de 7.4 y que además cumple con la norma.

En cuanto a sólidos suspendidos totales el efluente de las tres cargas orgánicas, cumplen con la norma.

Debido a que el carbón activado retiene compuestos orgánicos, hubo una retención del 100% de ácidos grasos volátiles en el efluente. De igual manera no se detectó ninguna concentración de amonio en el efluente en las tres cargas orgánicas manejadas.

En coliformes fecales se cumple con la norma, ya que se obtuvo una disminución del 99.99%.

La filtración arena-carbón activado es una opción viable para cumplir con los parámetros de DBO₅ estimada, SST, pH, y CF de la NOM-001-ECOL-1996, en cargas orgánicas menores a 1000 mg DQO/Ldía.

VIII. RECOMENDACIONES

Utilizando los resultados de esta tesis realizados a nivel piloto, es necesario aumentar la escala de capacidad para así posteriormente transferirlo ahora a plantas queseras.

Se requiere hacer investigaciones del efecto de este tipo de agua tratada en uso agrícola.

IX. BIBLIOGRAFÍA

1. APHA/AWWAWPCF. 1998 Standard methods for examination of water and Wastewater, 20 Ed. American Public Association pp 2-8,2-55,2-60,4-86 y 4-103.
2. BAUMAN, E. R., y HUANG, J. Y. C. 1974 Granular filters for tertiary wastewater treatment. *J. Water Pollut. Control Fed.* Vol. 46, pp 1958.
3. CAHOUS, X., MORIN, P., DREUX, M. 1998 Quantitative determination of inorganic minor cations in sodium-calcium- magnesium-matrix simulated sample by capillary electrophoresis. *Journal of Chromatography.* Vol. 801, pp. 209-202.
4. CAMPOS, M. R. G., PIMENTEL, G. D. J., CISNEROS, O. M. E., HERNÁNDEZ, F. A. D., MONROY, H. O. M. y VERNON, C. J. 2005. Problemática ambiental derivada de las empresas queseras en el valle de Tulancingo, Hidalgo; México. En V Convención Internacional Sobre el Medio Ambiente y Desarrollo 1:55
5. CAMPOS, M., HERNANDEZ, F., HERNANDEZ, R., HERNANDEZ, CH. 2003. "Diagnóstico de la problemática del lactosuero en el valle de Tulancingo". Informe Técnico Hidalgo Produce. CICYTA (Centro de investigaciones en ciencia y tecnología de los alimentos).
6. COMISION NACIONAL DEL AGUA, SGM y Gerencia de Saneamiento y Calidad del Agua. 1999. Tratamiento de Aguas Residuales en línea Disponible, en: <http://www.cna.gob.mx/portal/publicaciones/subsector99/cap6-99>. PDF (Revisado el 5 abril del 2005).
7. CUERVO, L. F., 1995. Digestión anaerobia de lactosa: efecto potencial de amortiguamiento y comparación de un modelo cinético. Tesis de maestría. Universidad Autónoma Metropolitana – Iztapalapa. pp. 5-34.

8. DAHAB, F., y YOUNG, J. C., 1977. Unstratified-bed filtration of wastewater. *J. Environmental Eng.* pp 21,103.
9. DANALEWICH, J. R., PAPAGIANIS, T. G., BELYEA, R. L., TUBLENSON, M. E., RASKIN L. 1998. Characterization of Dairy Waste Streams, current treatment practices, and potential for biological nutrient removal. *Water Research*. Vol. 32 (12), pp 3555-568.
10. DARBY, J. L. y LAWYER, D. F., 1990. Ripening in Depth Filtration: Effect of particle size on removal and head loss. *Environmental Science and Technology*. Vol. 24 p.1069.
11. DARBY, J. L., LAWYER, D. F., WILSHUSEN, T. P. 1991. Depth filtration of wastewater: particle size and ripening. *Research Journal WPCF*, 63 (3) 228-238.
12. EL-AWADY M. H., WAHAAB R.A., 1999. Agro-Industry wastewater treatment. *Environmental Technology*, 20, 1001-1004.
13. GHALY, A., E; PYKE, J. B. 1991. Amelioration of methane yield in cheese whey by controlling the pH of the methanogenic stage. *Appl. Biochem. Biotechnol. J.* 27(3): 217-137.
14. GLYNN, J. h. y HEINKE, G. W. 1999. Ingeniería ambiental. Traducción al español por Héctor Escalona y García. Prentice Hall. México. pp. 440-450.
15. GONZÁLEZ, M. I. 1996. The biotechnological utilization of cheese whey: a review. *Bioresource Technology* 57: 1-11.
16. HEINKE, G., HENRY, J. 1999. Ingeniería Ambiental PRENTICE HALL, México. D.F. pp 450-500.

17. HERNÁNDEZ, P., B. 2006. Filtración de lactosuero a diferentes concentraciones como pretratamiento. Tesis de ingeniería agroindustrial. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. México pp. 44-51.
18. JIMÉNEZ, C. B. E., 2001. La contaminación ambiental en México, causas, efectos y tecnología apropiada. Limusa. México, D.F.
19. KALYUZHNYI, S., V.; PEREZ, M., E. y RODRIGUEZ, M., J. 1997. Anaerobic treatment of high-strength cheese-whey wastewaters in laboratory and pilot UASB-reactors. *Bioresource Technology* 60: 59-65.
20. LANDA, V. H. LEYBA, A. A. Y JIMENEZ, C.B. 1998. Nuevas Tecnologías para la filtración de agua residual. 1er Simposio Latinoamericano de Tratamiento y Reúso del Agua y Residuos Industriales. Universidad Autónoma Metropolitana Azcapotzalco. 2 (46) pp 1-10.
21. LIRA, R. O., 2006. Tratamiento de aguas residuales que contienen lactosuero de queso panela a nivel piloto. Tesis de ingeniería agroindustrial. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. México pp. 38-43.
22. MADRID, V. A., 1994. Nuevo manual de tecnología quesera. AMV Ediciones. Madrid España. pp 209-221.
23. MARWAHA, S., S., KENNEDY, J., F., 1988. Review; Whey pollution problem and potential utilization. *International Journal Food Science Technology*. 23, pp. 323-336.
24. MAWSON, A., J., 1994. Bioconversions for whey utilization and waste abatement. *Bioresource Technology*. 47, pp. 195-203.

25. METCALF y EDDY. 1996. Ingeniería de aguas residuales tratamiento vertido y reutilización. Traducido del Ingles por: Juan de Dios Trillo Montsoriu. 3a edición. Mc Graw-Hill. Mexico. 1 pp 54-109.
26. MILLER, G. T. Living in the Environment. Belmont, Calif.: Wadsworth. 1975; 2da. ed., 1979; 3ra. ed., 1982; 7a. ed., 1992.
27. MORGAN, S. 1997. Mejoras al comportamiento hidráulico de los rectores UASB y filtro sumergido aerobio: estudios de trazado a escala laboratorio y piloto. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma del Estado de México.
28. NEBEL, B. J.; WRIGHT R. T. 1999. Ciencias ambientales, ecología y desarrollo sostenible. Traducción al español por Francisco Javier Dávila. Prentice Hall. México pp. 325-335.
29. NOM-001- ECOL -1996. Limites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Editada el 30 de octubre de 1996.
30. NOM-035 SSA1-1993. Norma Oficial Mexicana. Bienes y servicios. Queso de suero. Especificaciones sanitarias. Editada el 29 de noviembre de 1994.
31. PERLE, M., KIMCHIE, S., SHELEF, G., 1995. Some biochemical aspects of the anaerobic degradation of the dairy wastewater. Journal Water Research. 29,6:1549-1554.
32. RICO, J., L., GARCIA, P., POLANCO, F., 1991. Anaerobic treatment of cheese production wastewater using a UASB reactor. Biosource technology. Vol. 37, pp. 271-276.

33. SITJAS, F., SOLER, M., y PEREZ, E. 2003. Aplicaciones de la electroforesis capilar en la industria cervecera. Instituto Químico de Sarria-Barcelona. España. pp. 47-57.
34. TCHOBANOGLOUS, G., y ELIASSEN, R. 1970. Filtration of treated sewage effluent. *J. Sanit Eng.* 96 :243.
35. TEBBUTT, T. H., 1971 An investigation on tertiary treatment by rapid filtration. *Water Research.* Vol. 5, 81.
36. VAN DER LEEDEN, F., TROISE, F. L. Y TODD, D. K. 1990 The Water Encyclopedia, 2da. ed. Chelsea, Mich.: Lewis Publishers.
37. VAN HAANDEL, A. C., y LETTINGA, G. 1994. Anaerobic sewage treatment. A practical guide for regions with a hot climate. John Wiley and Sons Ltd. Chichester.
38. VEISSEYRE, D., 1988. Lactología técnica, composición, recogida y transformación de la leche. Traducido al español por Jesús Ventanas Barroso. Acribia, S.A. España. pp. 573-576.
39. VIESSMAN, W. JR. Y HAMMER, M. J. Water Supply and Pollution Control, 5a. ed. Nueva York; Harper-Collins, 1993.

X. ANEXOS