

## INDICE

<b>ANTECEDENTES</b>	<b>01</b>
<b>Convenio de colaboración Interinstitucional</b>	<b>01</b>
<b>Temas de investigación</b>	<b>01</b>
<b>Investigaciones específicas a realizar en el IMTA</b>	<b>02</b>
<b>OBJETIVOS</b>	<b>03</b>
<b>Objetivo global de proyecto</b>	<b>03</b>
<b>Objetivo principal para la 1ª etapa</b>	<b>03</b>
<b>Objetivos específicos para la 1ª etapa</b>	<b>04</b>
<b>METODOLOGÍA</b>	<b>04</b>
<b>Búsqueda de alumnos de Posgrado</b>	<b>04</b>
<b>Desarrollo de tres protocolos de investigación</b>	<b>04</b>
<b>Fabricación e instalación de tres prototipos experimentales</b>	<b>04</b>
<b>Arranque de tres prototipos experimentales</b>	<b>05</b>
<b>Estabilización de tres prototipos experimentales</b>	<b>05</b>
<b>RESULTADOS</b>	<b>06</b>
<b>Formación de alumnos de Posgrado</b>	<b>06</b>
<b>Definición del objetivo de cada investigación</b>	<b>06</b>
<b>Desarrollo de 3 protocolos de investigación y arranque de los prototipos de cada tema</b>	<b>07</b>
<b>Protocolo tema I</b>	<b>07</b>
<b>Arranque y estabilización de los biofiltros del tema I</b>	<b>12</b>
<b>Protocolo tema II</b>	<b>16</b>
<b>Arranque y estabilización del proceso del tema II</b>	<b>21</b>
<b>Protocolo tema III</b>	<b>28</b>
<b>CONCLUSIONES</b>	<b>42</b>
<b>REFERENCIAS</b>	<b>43</b>

## ANTECEDENTES

### Convenio de colaboración Interinstitucional

En el año 2008 el Instituto de Ingeniería de la Universidad Nacional Autónoma de México (II-UNAM), de forma conjunta con el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, y la Universidad de Guanajuato (UG) sometieron un proyecto a la convocatoria 2008 de Ciencia Básica del CONACYT denominado: “FILTRACION DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES CON CONTAMINANTES RECALCITRANTES PARA REMOCIÓN DE MACRONUTRIENTES”; el cual fue seleccionado para ser apoyado y en mayo de 2010 el CONACYT, a través del “Fondo sectorial de investigación para la educación” (EL "FONDO") y UNAM firmaron un Convenio de asignación de recursos para la realización de dicho proyecto (Fondo Sectorial CONACYT-SEP No. 103922). Entre junio y diciembre de 2010, el II-UNAM, el IMTA y la UG realizaron la Gestión de un convenio de colaboración interinstitucional para poder regular las actividades de investigación que cada institución debe realizar en el marco del proyecto, así como para realizar la asignación de los recursos. Dicho convenio fue firmado en enero de 2011. Fecha en la que se inicia el proyecto TC1109.4 en el IMTA para realizar tres investigaciones específicas, las cuales se describen a continuación:

### Temas de investigación

Los macronutrientes (materia orgánica, nitrógeno, fósforo y algunas moléculas recalcitrantes) presentes en las aguas residuales pueden ser removidos en sistemas de filtración de diferentes tipos. Filtros con material de empaque inerte, orgánico, y membranas semipermeables. Por lo que el presente proyecto busca estudiar el efecto de diferentes variables sobre la remoción de macronutrientes en sistemas de filtración en los que existe una componente biológica en forma de biopelícula que crece sobre el material filtrante. Los temas que involucra el presente proyecto tienen que ver con:

- 1.- Las transformaciones de los colorantes que descarga la industria del teñido de textiles y que pueden ser degradados por microorganismos bajo condiciones anaerobias y aerobias y en membranas (Van der Zee y Villaverde, 2005).
- 2.- Las transformaciones de contaminantes del agua residual realizadas por microorganismos que se desarrollan como biopelículas sobre materiales: a).- inorgánicos (minerales y plásticos); b).- orgánicos (viruta de madera o turba) (Garzón y Moeller, 2007) y c).- membranas. Dependiendo del medio de soporte las biopelículas se comportan de manera diferente.
- 3).- El tamaño y la porosidad de las partículas que soportan la biopelícula proporcionan características aplicables a diferentes tipos de contaminantes al desarrollarse diferentes tipos de microorganismos sobre la superficie. Este aspecto es de especial importancia cuando las biopelículas crecen sobre membranas permeables o semipermeables.

## **Investigaciones específicas a realizar en el IMTA**

Teniendo en cuenta la óptica del proyecto global interinstitucional, el presente proyecto a realizarse el IMTA comprende el estudio de las siguientes investigaciones específicas:

- 1) Estudiar el efecto de la granulometría, la velocidad de filtración y de la carga orgánica en la remoción de macronutrientes de aguas residuales municipales, en un sistema de biofiltración sobre material orgánico.
- 2) Estudiar la remoción de colorantes azo y aditivos utilizados en la industria textil por un proceso combinado foto catálisis y filtración tipo MBR (Biofiltro/Membrana).
- 3) Estudiar el efecto de la relación C/N y de la aireación en la remoción de macronutrientes de aguas residuales porcinas en un sistema de filtración anaerobio – aerobio.

## OBJETIVOS

El presente proyecto con una duración de 36 meses persigue el siguiente:

### Objetivo global de proyecto

El objetivo global de proyecto para ser cumplido al final de los 36 meses de duración (2011-2013) del proyecto es el siguiente: Determinar el efecto de diferentes variables (carga orgánica, carga hidráulica, granulometría, aireación, etc.) sobre la remoción de macronutrientes de aguas residuales utilizando biopelículas inmovilizadas en diferentes medios (inertes, orgánicos y membranas semipermeables).

### Objetivo principal para la 1ª etapa

El objetivo principal de este proyecto para la 1ª etapa a realizarse de enero a diciembre de 2011 es el siguiente: Desarrollar un protocolo de investigación e iniciar los trabajos de investigación para cada una de las siguientes investigaciones específicas a realizar: 1.- Efecto de la granulometría, la carga orgánica y la velocidad de filtración en la remoción de macronutrientes de agua residual municipal. 2.- Efecto de la relación C/N y la aireación en la remoción de ambos macronutrientes de agua residual agro-industrial. 3.- Remoción por filtración (sobre materiales orgánicos y membranas) de colorantes Azo y aditivos presentes en agua residual de industria textil.

### Objetivos específicos para la 1ª etapa

- a) Dirigir la tesis de tres estudiantes de posgrado que serán formados con el presente proyecto de investigación.
- b) Definir el protocolo experimental con los objetivos específicos y la metodología particular para cada una de las 3 investigaciones a realizar
- c) Proponer, instalar, arrancar y estabilizar tres sistemas de biofiltración utilizando materiales de empaque orgánico con diferentes granulometrías para tratar agua residual municipal
- d) Proponer, fabricar y arrancar un sistema de tratamiento constituido por un filtro sumergido anaerobio con material de empaque inorgánico seguido de un filtro percolador aerobio con material de empaque orgánico para tratar agua residual agro-industrial
- e) Proponer, fabricar, arrancar y estabilizar un sistema constituido por un pre-tratamiento físico-químico de oxidación avanzada y un sistema de filtración biológica sobre medio orgánico acoplado a un sistema de filtración con membranas tipo MBR para tratar agua residual de industria textil.

## METODOLOGÍA

### 1.- Búsqueda de alumnos de Posgrado

Se buscó a tres estudiantes con la intención de ingresar a un programa de posgrado que se encuentre relacionado con el control de la contaminación de aguas residuales por procesos biológicos y físico-químicos.

A cada estudiante se le propuso el tema de investigación, el cual fue defendido por los estudiantes ante el comité de admisión de la institución educativa.

Se formalizó la dirección del trabajo de tesis de investigación de cada estudiante por parte del Dr. Marco Garzón quien es el jefe del presente proyecto.

### 2.- Desarrollo de tres protocolos de investigación

En primer lugar, se realizó una búsqueda del estado del arte de cada tema por parte de los estudiantes de posgrado.

Posteriormente con la información anterior y de forma conjunta entre los estudiantes de posgrado y su director de tesis se definió el protocolo de investigación para cada caso.

El protocolo fue presentado para su evaluación a un comité tutorial designado para cada alumno por el programa de posgrado

El protocolo fue afinado y mejorado con la opinión de los integrantes del comité tutorial de cada alumno.

### 3.- Fabricación e instalación de tres prototipos experimentales.

Como parte medular del protocolo experimental realizado para cada una de las investigaciones se debe de definir y hacer un diseño conceptual del prototipo experimental que se requiere para cubrir los objetivos investigación de cada estudio.

Dicho prototipo teórico deberá ser construido por cada uno de los alumnos de posgrado con ayuda de técnicos especializados en la fabricación de reactores y en la instalación de sistemas eléctricos y de automatización.

Posteriormente cada uno de los sistemas experimentales fue montado por los alumnos con ayuda de técnicos en un espacio del laboratorio “planta piloto de tratamiento de aguas residuales” del IMTA.

#### **4.- Arranque de tres prototipos experimentales.**

Los prototipos de laboratorio fueron puestos en marcha aplicando las condiciones de operación establecidas en el diseño experimental de cada investigación, para llevar a cabo el proceso de estabilización de los sistemas.

#### **5.- Estabilización de tres prototipos experimentales.**

Los prototipos experimentales fueron operados hasta alcanzar un desempeño con un mínimo de variación con respecto a la eficiencia de remoción de los parámetros de respuesta que se siguieron en cada uno de los prototipos de laboratorio. Esta etapa es previa a la aplicación del diseño experimental para hacer el estudio correspondiente a cada investigación.

## RESULTADOS

### 1.- Formación de alumnos de Posgrado

Se llevó a cabo la selección de estudiantes de posgrado y se concluyó exitosamente el proceso de inscripción. 2 estudiantes reinscribieron al posgrado de la UNAM en Ingeniería (ambiental) desde el periodo 2011-1. Los estudiantes son los siguientes:

- 1.- **Noé Trejo Vela:** No. de cuenta 511006526, quien desarrolla el trabajo de tesis titulado: “Tratamiento de agua textil en un biofiltro con membrana que utiliza material de empaque orgánico”.
- 2.- **Alejandro Medina Mazari:** No. de cuenta 511006155, quien desarrolla el trabajo de tesis titulado: “Efecto de la granulometría en el desempeño de un sistema de biofiltración utilizando material orgánico”.

Un tercer estudiante se inscribió al programa de Doctorado en Ingeniería Bioquímica del Instituto Tecnológico de Durango en diciembre de 2011. Este estudiante es:

- 3.- **Violeta E. Escalante Estrada:** quien desarrolla el trabajo de tesis titulado: “Remoción de macronutrientes y su impacto en la generación de gases efecto invernadero en un sistema de filtración anaerobia-aerobia en el tratamiento de aguas residuales porcícolas”

Tratamiento de agua residual porcina en un sistema de filtración anaerobia-aerobia y su impacto en la generación de gases a efecto invernadero

### Definición del objetivo de cada investigación

El **tema I** tiene por **objetivo:** Evaluar el desempeño de un sistema de biofiltración sobre material orgánico utilizando tres granulometrías (tamaños de empaque).

El **tema II** tiene por **objetivo:** Desarrollar un sistema Biofiltro con membrana que utilice un filtro percolador sobre materiales orgánicos (biofiltro) acoplado a una membrana de ultrafiltración para el tratamiento de agua residual de la industria textil

El **tema III** tiene por **objetivo:** Determinar el efecto de la relación C/N y de la tasa de aeración sobre la producción de gases a efecto invernadero en un sistema de filtración combinada (anaerobio – aerobio) para el tratamiento de aguas residuales porcícolas

## 2.- Desarrollo de 3 protocolos de investigación y arranque de los prototipos de cada tema

### Protocolo tema I

#### Antecedentes

Los biofiltros que usan material orgánico como empaque (paja, turba, trozos de madera, etcétera), se denominan biofiltros sobre cama o lecho orgánico (Chaudhary *et al.*, 2003; Garzón-Zúñiga *et al.*, 2008). La biofiltración sobre lecho orgánico se basa, en la capacidad de ciertos materiales orgánicos de actuar como una resina natural, que fija las sustancias contaminantes por mecanismos físico-químicos y favoreciendo la implantación de microorganismos capaces de degradar contaminantes (Buelna, 1994).

El agua residual alimentada al biofiltro es tratada mediante tres procesos simultáneos: 1) filtración (reducción de sólidos), 2) absorción, adsorción e intercambio iónico (retención de contaminantes) y 3) degradación microbiológica (biopelícula), con regeneración natural de las propiedades de absorción/adsorción del lecho orgánico (Buelna, 1994; Garzón-Zúñiga *et al.*, 2008). La biofiltración sobre lecho orgánico para tratar aguas residuales, es una tecnología relativamente nueva que está siendo usada a escala real desde hace unos 20 años en Canadá, Estados Unidos y recientemente en México para el tratamiento de aguas residuales domésticas e industriales como opción de sistemas descentralizados, presentando importantes ventajas (Garzón-Zúñiga *et al.*, 2007; Garzón-Zúñiga *et al.*, 2008; Buelna *et al.*, 2011).

Es una tecnología que consiste en una sola unidad operada con baja tasa de filtración, que asegura un tratamiento completo y eficiente de aguas residuales. Los sistemas de biofiltración sobre lecho orgánico ofrecen la ventaja de adaptarse al crecimiento de la población o de la industria. La construcción de los módulos de biofiltración es flexible y sus dimensiones se establecen en función de las características del agua a tratar, de las características del terreno y de la inversión disponible para su construcción. Esta tecnología se ha desarrollado para satisfacer necesidades de pequeñas comunidades (1 - 2000 habitantes) y pequeñas industrias, con capacidades de tratamiento que varían entre  $0.2$  a  $1 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ , según las características del agua y de las normas de descarga (Buelna, 1994).

El material usado como medio filtrante tiene una vida útil promedio, de aproximadamente tres a cinco años, presenta costos competitivos de construcción, ya que su superficie puede ser hasta 12 veces menor que la requerida para un sistema de fosa séptica, más un campo de adsorción, bajos costos de operación y requiere de poco mantenimiento (Buelna, 1994; Garzón-Zúñiga *et al.*, 2008).

#### Justificación

Las descargas de aguas residuales crudas a cuerpos de agua o en el alcantarillado sin recibir tratamiento, generan problemas de contaminación que representan riesgos a la salud y a la calidad del ambiente. De las diferentes alternativas tecnológicas existentes para el tratamiento

de las aguas residuales industriales y municipales, la biofiltración es una opción utilizada exitosamente en Europa y Norteamérica, dada su buena eficiencia de remoción de diversos contaminantes.

Los biofiltros son reactores con biomasa inmovilizada, empacados con diversos tipos de materiales (rocas, plásticos, metales, entre otros) que actúan como medio filtrante. Estos materiales de empaque, tienen como objetivo detener los sólidos suspendidos presentes en el agua residual, así como de proveer de una superficie que permita el crecimiento y el desarrollo de una comunidad microbiana, encargada de la depuración del agua residual.

Actualmente existe una gran variedad de materiales utilizados como empaques en los biofiltros y algunos de ellos son costosos, lo que aumenta el costo del sistema. Por lo anterior, la implementación de estos sistemas de tratamiento puede no llevarse a cabo. Una alternativa más económica, que además cumple con las características de ser un buen material filtrante, es el uso de ciertos materiales orgánicos de empaque (paja, trozos de madera, turba), que han demostrado buenos resultados a diferentes escalas para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales. Incluso en algunos países esta tecnología, ya se utiliza a escala real para el tratamiento de aguas residuales municipales como es el caso de México (Garzón-Zúñiga y Buelna, 2011).

Una limitante de la biofiltración sobre lecho orgánico, es la degradación del empaque orgánico. Se ha observado que la velocidad de degradación del medio filtrante está en función, principalmente, del tamaño de las partículas del empaque (Garzón-Zúñiga, com. pers.). Partículas de tamaño pequeño tienden a degradarse más rápido, lo que dificulta el paso de los fluidos por el lecho filtrante. Por otra parte, si el tamaño de las partículas es grande, la eficiencia de retención de contaminantes no es la adecuada para que el sistema alcance las eficiencias que se requieren.

Por lo tanto, encontrar el tamaño de partícula óptimo que presente la menor degradación del empaque, con una elevada eficiencia de remoción disminuiría la frecuencia de recambio del material en el reactor. Lo que implica reducir costos relacionados con: el abastecimiento y la preparación del medio filtrante, coadyuvando a la optimización de este proceso.

### Objetivo principal

Evaluar el desempeño de un sistema de biofiltración sobre material orgánico utilizando tres granulometrías (tamaños de empaque) mayores a las utilizadas actualmente.

### Objetivos específicos

1) Determinar el tamaño de partícula, en donde ya no es eficiente la retención de contaminantes por procesos físicos de filtración. A partir de este tamaño, se definió el límite superior de las granulometrías a estudiar.

- 2) Seleccionar tres diferentes granulometrías de estudio, entre los tamaños utilizados actualmente que se reportan en la literatura y el tamaño de partícula determinado en el punto anterior.
- 3) A partir de las granulometrías seleccionadas, diseñar y construir los reactores experimentales.
- 4) Arrancar y estabilizar los biofiltros empacados con cada una de las granulometrías, aplicando las mismas condiciones de carga hidráulica y orgánica a los tres biofiltros.
- 5) Aplicar un diseño experimental que consista en: variar y evaluar dos diferentes cargas hidráulicas y orgánicas.
- 6) Aplicar un método indirecto para estimar la degradación de los diferentes tamaños de partícula.

## Metodología

### *Selección del material filtrante*

Se utilizó un material orgánico de empaque que previamente ha sido evaluado y seleccionado como adecuado para la biofiltración, a través de análisis realizados en columnas empacadas con el material orgánico (Garzón-Zúñiga *et al.*, 2005; García, 2007; Garzón-Zúñiga y Buelna, 2011). Además de ser un material abundante en las zonas urbanas de Morelos y de fácil obtención (material de desecho de la jardinería). El material de empaque seleccionado fue el árbol jacaranda (*Jacaranda mimosifolia*).

### *Preparación del medio filtrante para las columnas de biofiltración*

La obtención del material filtrante (ramas de jacaranda) es a través de las podas realizadas de esta especie en los jardines del IMTA y de las aéreas verdes de los municipios de Cuernavaca y Jiutepec. Las ramas recolectadas se dejaron secar al sol, para después ser triturado una o hasta dos veces de ser necesario. Una vez triturado el material, se tamizó para obtener las diferentes granulometrías a utilizar.

Cada columna de biofiltración se empaco con un intervalo de tamaños de las granulometrías seleccionadas. Para ello, el material de cada granulometría se humedeció al 65% antes de ser empacados, para corroborar que el porcentaje de humedad es el adecuado, se realiza una sencilla prueba tomando una muestra del material filtrante y se aprieta con los puños, si escurren unas cuantas gotas se cumple con el criterio. (Garzón-Zúñiga, 2001).

### *Determinación de las granulometrías experimentales*

Se realizaron unas pruebas rápidas de filtración (21 días), para evaluar la capacidad de retención de contaminantes en diferentes tamaños de partículas. Para conocer la granulometría con la menor capacidad de retención, se seleccionó un pequeño grupo de parámetros : 1) sólidos suspendidos totales (SST), 2) coliformes fecales (CF), 3) DBO<sub>5</sub>, 4) color y 5)

turbiedad. Las granulometrías probadas fueron de 7 a 10 cm, de 11 a 14 cm, de 15 a 17 cm y de 18 a 22 cm de largo.

Una vez determinado el tamaño de partícula que presentó una menor capacidad de retención, se definió los tres tamaños de partículas a estudiar. La selección de las granulometrías, se realizó dentro del intervalo entre el tamaño umbral de partícula previamente determinado y la granulometría que se utiliza actualmente en los biofiltros, que es de partículas de hasta 6 cm de largo (Garzón-Zúñiga y Buelna, 2011), para ser utilizados en la etapa experimental del trabajo de investigación.

### *Caracterización de granulometrías*

En la [figura 1](#) se muestran los tres diferentes tamaños de partículas experimentales. La forma de las astillas es irregular, sin embargo se pueden considerar como partículas rectangulares, por lo tanto es posible obtener tres medidas de ellas; largo, ancho y grueso. Para conocer la distribución de tamaños de las partículas después de la trituración del material orgánico, se procedió a medir las astillas tomadas de una muestra de 200 partículas recolectadas aleatoriamente.



**Figura 1.** Fotografía comparativa del tamaño de las tres partículas experimentales (10 a 12 cm, A; 13 a 15 cm, B; 16 a 18 cm, C).

### *Parámetros de operación*

Los parámetros de operación que se aplicarán durante la fase experimental para las tres columnas de biofiltración son:

1) El agua residual. Será del tipo doméstica, proveniente del influente de la PTAR “El Paraje” del conjunto habitacional “El Texcal”. Este conjunto habitacional cuenta con aproximadamente 3000 casas y se ubica en el municipio de Jiutepec, Morelos (Garzón-Zúñiga *et al.*, 2005).

2) La tasa de aireación, son los  $\text{m}^3$  de aire aplicados por la parte inferior del biofiltro por  $\text{m}^2$  de área transversal de reactor, por unidad de tiempo. A pesar de que en estos sistemas de biofiltración, no es necesaria la aplicación de aireación para el tratamiento de aguas residuales municipales, se ha observado en las pruebas realizadas por el grupo de trabajo del IMTA, que la aplicación de aire promueve una mayor degradación del material de empaque. Debido a que la etapa experimental del trabajo tendrá una duración de menos de un año, la aplicación de aireación a los sistemas permitirá una mejor evaluación de la degradación del empaque. La tasa de aireación aplicada a los biofiltros es de  $1 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ .

### *Parámetro de control experimental*

1) La CHS, que son los  $\text{m}^3$  de agua residual aplicada por  $\text{m}^2$  de sección superficial del reactor al día. La CHS utilizada en la estabilización y primera etapa experimental será de  $0.3 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ , mientras que para la segunda etapa será de  $0.6 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ .

### *Parámetros de respuesta*

Los parámetros de respuesta que se utilizarán para evaluar los sistemas de biofiltración en cada fase experimental, serán principalmente la materia orgánica (DBO,  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$  y DQO,  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ), nutrientes como el nitrógeno total Kjeldahl (NTK,  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ),  $\text{N-NH}_4^+$  ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ), nitratos ( $\text{NO}_3$ ,  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ), fósforo de ortofosfatos ( $\text{P-PO}_4^{3-}$ ,  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ). Para estimar indirectamente la degradación del lecho filtrante en cada uno de los biofiltros, se evaluará la compactación del lecho filtrante.

Adicionalmente se realizarán, con menor frecuencia, los siguientes análisis establecidos por la NOM-001 (NOM-001-SEMARNAT, 1996), coliformes fecales (CF,  $\text{Log NMP} \cdot 100 \text{ mL}^{-1}$ ), sólidos suspendidos volátiles (SSV,  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ) y sólidos suspendidos totales (SST,  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ). Las muestras para el análisis de todos los parámetros, se toman a partir de un muestreo compuesto de 24 horas.

Para poder determinar si la calidad del efluente de cada columna es aceptable, será comparada con los límites máximos permisibles de descarga de la normatividad mexicana (NOM-001-SEMARNAT, 1996).

## Arranque y estabilización de los biofiltros del tema I

En la etapa de arranque y estabilización de los biofiltros, se procedió a alimentar los sistemas directamente con el agua residual a utilizar, no se aplicó inóculo puesto que se ha observado que en este tipo de sistema no es necesario (Garzón-Zúñiga *et al.*, 2008). La carga hidráulica superficial (CHS) aplicada a los biofiltros durante esta etapa fue de  $0.3 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ . Los caudales aplicados a los biofiltros para mantener la CHS fueron de  $25.7 \text{ L} \cdot \text{d}^{-1}$  para el biofiltro chico,  $29.6 \text{ L} \cdot \text{d}^{-1}$  para el biofiltro mediano y  $59.3 \text{ L} \cdot \text{d}^{-1}$  para el biofiltro grande.

Cuando los sistemas hayan alcanzado una remoción del 70% de la DQO y del 80% de  $\text{N-NH}_4^+$  (Garzón-Zúñiga *et al.*, 2005), se considera que los biofiltros se han estabilizado. Por lo que al obtener estas eficiencias, los sistemas estarán listos para pasar a la etapa experimental.

### *Compactación de la cama filtrante*

Para conocer el grado de compactación del lecho o cama filtrante en cada biofiltro, al inicio y al final de cada etapa experimental se medirá en centímetros la altura de cada columna de biofiltración (Garzón-Zúñiga *et al.*, 2005; García, 2007). El objetivo de evaluar la compactación de cada cama filtrante, es de conocer si el material orgánico de empaque se está degradando, puesto que en estos sistemas la compactación de la cama esta en relación con el grado de degradación del empaque (Garzón-Zúñiga *et al.*, 2005).

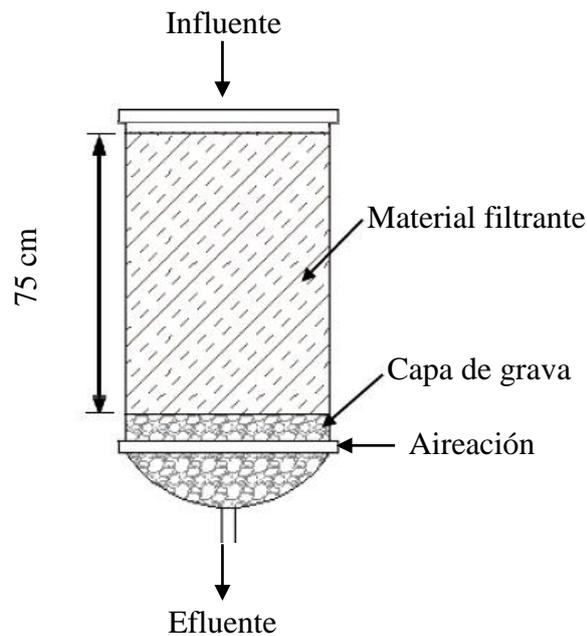
### Montaje de los biofiltros

Los reactores son cilindros de acrílico con un grosor de pared de 5 mm colocados en posición vertical. Los reactores de 33 cm de diámetro (empacado con la granulometría de 10 a 12 cm y 90 cm de altura) y el de 36 cm de diámetro (empacado con la granulometría de 13 a 15 cm y 90 cm de altura), ambos están fijos a un círculo de acrílico en forma de brida con un diámetro de 14 cm.

El reactor de 50 cm de diámetro (empacado con la granulometría de 16 a 18 cm y 115 cm de altura), está fijo a un círculo de acrílico en forma de brida con un diámetro de 60 cm. Cada biofiltro está soportado por su respectiva estructura de aluminio, la cual se encuentra fija al suelo. Los tres prototipos experimentales están montados dentro de las instalaciones de la planta piloto del IMTA.

Los biofiltros cuentan con una salida lateral, para la introducción del aire. Así mismo, se tiene una salida inferior por donde el efluente es recolectado. Las entradas de aire en los biofiltros chico y mediano, se localizan a 10 cm de altura a de la base de acrílico y en el biofiltro grande a 20 cm.

Los biofiltros están formados de dos capas ([figura 2](#)); la capa superior está formada por trozos de madera, la cual corresponde a la capa del material orgánico filtrante (con cada granulometría seleccionada) (Buelna, 1994; García, 2007). La altura de esta capa en los tres sistemas es de 75 cm. La capa inferior es de grava (grava retenida por el tamiz de malla  $\frac{1}{2}$  pulgada), la cual soporta el lecho orgánico y permite una buena distribución del aire. El agua residual (influyente) se introduce por el extremo superior del prototipo, infiltrándose y fluyendo hacia el extremo inferior del mismo para ser recolectada por una manguera que sirve para desaguar el efluente tratado (García, 2007; Garzón-Zúñiga *et al.*, 2008).



**Figura 2.** Esquema de los prototipos experimentales. Modificado de Cervantes, 2009.

En la [figura 3](#) se presentan los prototipos experimentales montados en el laboratorio de la planta piloto de tratamiento de aguas residuales del IMTA.

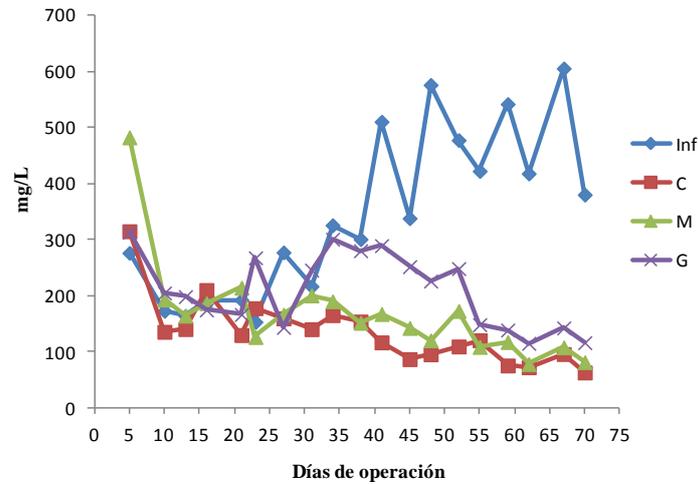


**Figura 3.** Ejemplo de prototipo experimental de biofiltración montado para el estudio del efecto de la granulometría en el desempeño de estos sistemas

#### Arranque y estabilización de los sistemas

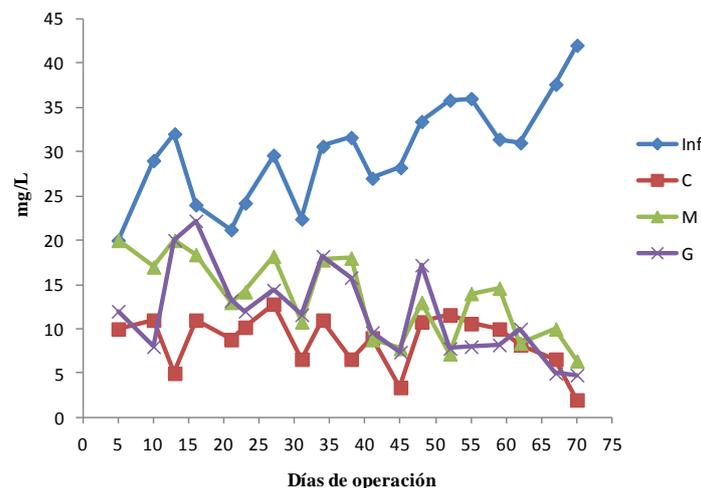
En esta etapa los biofiltros se alimentaron directamente con el agua residual municipal real. Para el caso de la DQO del día cinco al 23 de operación, los efluentes de los tres biofiltros tienden a registrar valores mayores o muy similares al influente (figura 4). Lo anterior se debe a que en las etapas tempranas de la operación de estos sistemas, existe un constante lavado del material orgánico generando lixiviados de color café claro. Estos lixiviados contienen ácidos húmicos y fúlvicos, los cuales pueden ser los causantes de que los valores de la DQO con respecto al influente sean mayores (Garzón-Zúñiga *et al.*, 2005, 2007; García, 2007).

A partir del día 27 de operación, empieza a presentarse una ligera disminución de la DQO de los efluentes, debido al desarrollo de una comunidad microbiológica sobre el empaque.



**Figura 4.** Comportamiento de la DQO con respecto al tiempo de operación de los biofiltros. Inf = influente, C = granulometría de 10 a 12 cm, M = granulometría de 13 a 15 cm y G = granulometría de 16 a 18 cm.

Para el caso del  $N-NH_4^+$  desde los primeros días de operación se observa remoción de entre el 30 y 80% en casi todos los biofiltros, sin embargo esta remoción es oscilante (figura 5). En el caso del biofiltro con la granulometría chica, en casi todo el tiempo de operación presenta los valores más bajos de  $N-NH_4^+$  en el efluente. Los biofiltros empacados con la granulometría mediana y grande tienen un comportamiento de remoción similar entre sí, siendo en general, menor la remoción de  $N-NH_4^+$  en comparación con la granulometría chica.



**Figura 5.** Comportamiento del  $N-NH_4^+$  con respecto al tiempo de operación de los biofiltros.

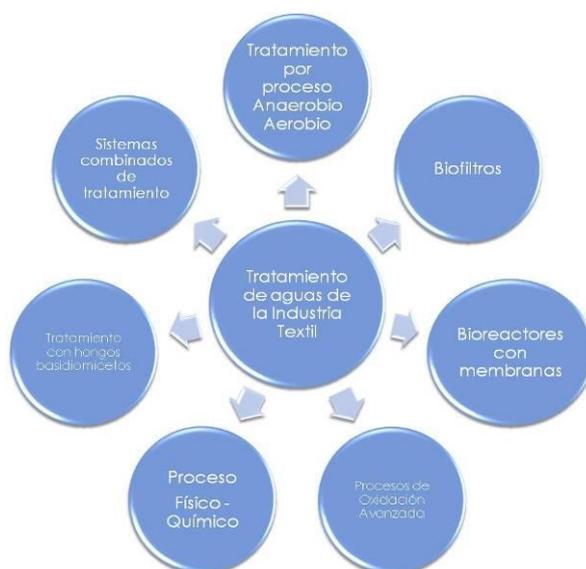
Para las tres granulometrías, en el día 70 de operación alcanzan la estabilización para ambos parámetros de respuesta (remoción  $\geq 70\%$  de la DQO y  $\geq 80\%$  del  $N-NH_4^+$ ).

## Protocolo tema II

### Antecedentes

Una disposición inadecuada de colorantes en agua residual es una amenaza para la salud pública, debido a que algunos colorantes azoicos o sus subproductos (aminas aromáticas o amino azo compuestos), son altamente tóxicos y potencialmente cancerígenos. Básicamente, la citotoxicidad de los colorantes azo es relativamente baja, pero no así para las aminas aromáticas intermediarias las cuales presentan una citotoxicidad alta (Chen *et al*, 2009).

Existen diversos sistemas de tratamiento que han sido estudiados para la remoción de colorantes y de sus subproductos. En la [figura 6](#) se presenta una muestra de estos.



**Figura 6.** Presenta una muestra de los procesos de tratamiento estudiados para la remoción de colorantes y sus metabolitos intermediarios.

Entre los procesos que se han utilizado se encuentran los procesos físico-químicos combinados con procesos biológicos. Un ejemplo es el trabajo de Cuevas y Garzón-Zúñiga 2010 quienes utilizaron un proceso de oxidación avanzada de fotólisis de peróxido acoplado a un sistema de tratamiento biológico aerobio en un filtro percolador que utiliza material orgánico como empaque. En la [tabla 1](#) se presenta un resumen de los resultados obtenidos en este trabajo de investigación. En ella se puede observar que en el proceso físico-químico se remueve un alto porcentaje de los colorantes azo. Sin embargo la toxicidad aumenta por las generación de aminas aromáticas, mientras que en el sistema de biofiltración, la toxicidad se reduce de 27 Unidades de toxicidad a menos de 2 unidades por la acción de microorganismos aerobios capaces de degradar estas aminas y mineralizarlas. Sin embargo un problema de este último proceso es que la DQO aumenta. Lo cual se puede deber al desprendimiento y salida con el efluente de los siguientes elementos: **a.-** biopelícula; **b.-** partículas del material orgánico

de empaque que se degrada y, c.- ácidos húmicos que son lavados continuamente del material de empaque orgánico los cuales también aportan color.

**Tabla 1.** Resultados de un sistema combinado fotólisis/biofiltro (Cuevas, 2009).

Parámetro	Unidades	Agua residual cruda	Efluente fotólisis (H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> )	Efluente biofiltro
Colorante	mg/L	107 ± 3	34 ± 7	21 ± 6
Toxicidad	UT	6.15	27.47	1.89
DQO	mg/L	425 ± 10	235 ± 6	321 ± 8

Por lo tanto el **objetivo general** de la presente investigación es

#### Objetivo principal

Desarrollar un sistema de biofiltro con membrana que utilice un filtro percolador sobre materiales orgánicos (biofiltro) acoplado a una membrana de ultrafiltración para el tratamiento de agua residual de la industria textil. Con la finalidad de que la componente de la membrana permita retener las partículas (biomasa y sólidos) y los ácidos húmicos que se salen con el efluente del biofiltro. Para lo cual, se plantearon los siguientes objetivos específicos.

#### Objetivos específicos

- 1.- Aplicar y evaluar un proceso compuesto de fotocátalisis más un MBR para tratar agua de la industria textil.
- 2.- Desarrollar un concepto de reactor MBR que incorpore un biofiltro percolador sobre material orgánico de empaque (astillas de madera) con una membrana sumergida en el efluente del biofiltro.
- 3.- Aclimatar una biomasa microbiana en un biofiltro empacado con material orgánico para tratar el efluente del proceso de fotocátalisis.
- 4.- Proponer y probar un modulo de membrana para remover los lixiviados del material filtrante orgánico (Ácidos húmicos) y el remanente de colorante, aditivos y subproductos no mineralizados de la degradación del colorante.
- 5.- Evaluar la eficiencia del BF-MOM aplicando dos cargas de colorantes.

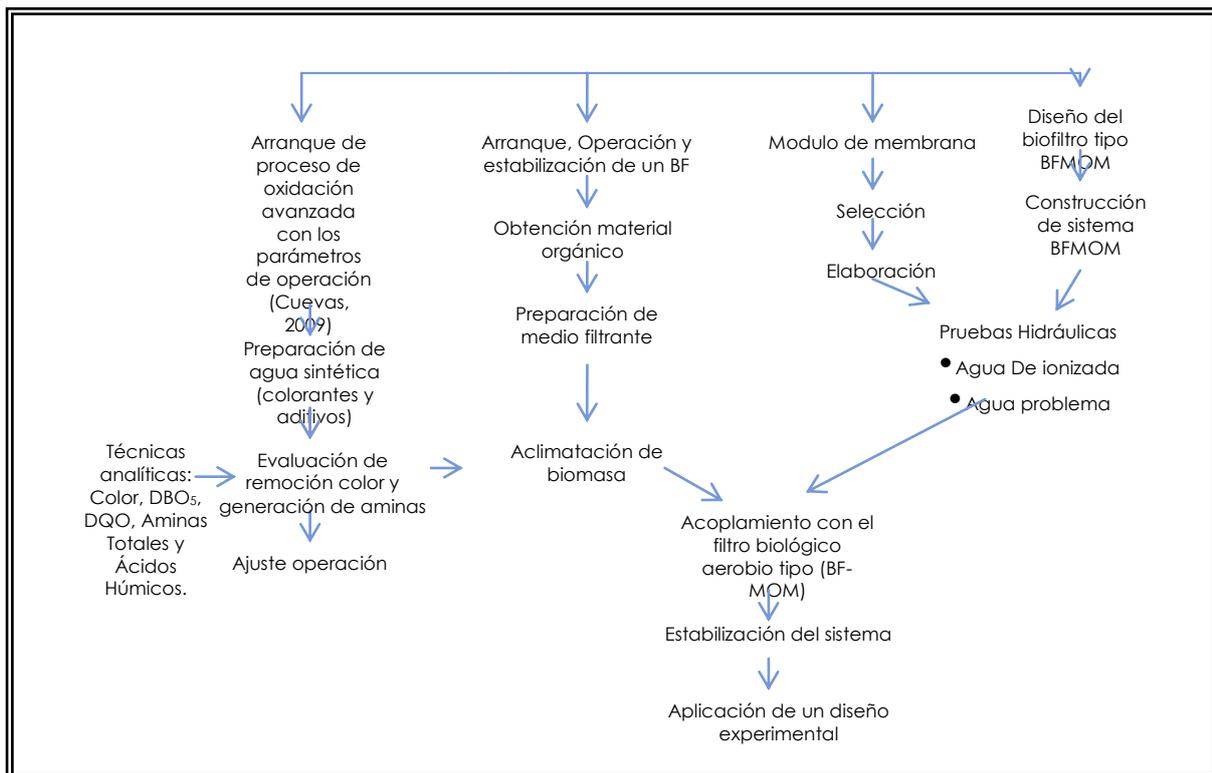
#### Alcances

Aplicar el proceso de fotólisis como pre-tratamiento del MBR, de acuerdo a la metodología de Cuevas, 2009.

Utilizar agua sintética preparada con una mezcla de dos colorantes AZO y aditivos utilizados en la industria textil.

## Metodología

En el esquema de la [figura 7](#) se presenta un diagrama de flujo con la metodología a seguir para alcanzar los objetivos planteados



**Figura 7.** Presenta las actividades realizadas para poder llevar a cabo la investigación

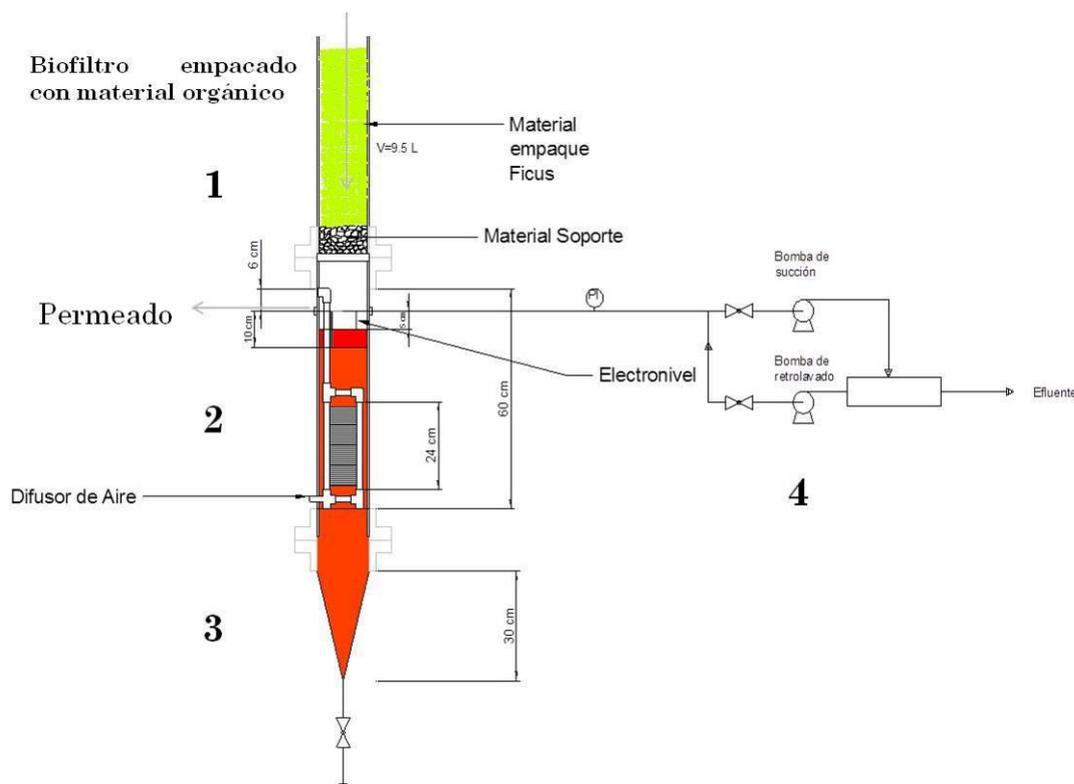
Las actividades incluyen:

- 1.- Operar un sistema de oxidación avanzada por fotólisis con peróxido con las condiciones de operación reportadas por Cuevas, 2009 y ajustarlas para obtener la máxima producción de aminas aromáticas.
- 2.- Montar, arrancar y estabilizar un biofiltro percolador empacado con ficus para aclimatar una biomasa a altas concentraciones de aminas aromáticas provenientes del agua tratada en el proceso de fotólisis.
- 3.- Selección del tipo de membrana a utilizar y elaboración del módulo de membrana del prototipo experimental

- 4.- Diseñar y construir el prototipo de laboratorio tipo MBR
- 5.- Realizar las pruebas hidráulicas con agua limpia y con agua real para caracterizar el módulo de membrana
- 6.- Acoplar el biofiltro percolador, que utiliza ficus como material filtrante, con el módulo de membrana
- 7.- Estabilizar la operación y desempeño del biofiltro con membrana
- 8.- Aplicar el diseño experimental que consiste en aplicar 2 diferentes cargas hidráulicas superficiales ( $0.063$  y  $0.126 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}^{-1}$ )

### Diseño del prototipo

En la [figura 8](#) se presenta el diseño del sistema de biofiltro con membrana el cual consta de 4 partes: 1.-En la parte superior un sistema de biofiltración por percolación sobre material de



**Figura 8.** Diagrama del biofiltro con membrana

orgánico. 2.- En la parte intermedia se tiene un módulo de membrana sumergida en el efluente que sale del biofiltro. En esta zona se inyecta aire para limpiar la membrana y retardar el ensuciamiento. Este mismo aire sirve para airear el filtro percolador. 3.- En la parte inferior se

encuentra un sedimentador que permite captar los sólidos de mayor tamaño y purgarlos del sistema. 4.- La última parte está constituida por un sistema de semi-automatización de la operación de la membrana (succión y retrolavado).

### Fabricación del prototipo

Para la construcción del prototipo se utilizó material acrílico con diámetro de 6" con un espesor de 5 mm, conexiones y bridas de plástico y PVC cédula 80. El módulo de biofiltración se construyó con tres secciones, dos de tubería de acrílico de 6" y una de fibra de vidrio la cuales fueron unidas por tres bridas de PVC cédula 80. El 1er compartimiento tiene una altura de 60 cm y un volumen de 9.5 L. El 2º compartimiento (sección de la membrana) tiene 80 cm de altura y un volumen efectivo de 6 L. El 3er compartimiento tiene forma cónica, construida de fibra de vidrio con un volumen de 4.5 L.

La etapa final de construcción del MF-MOM se complementó con las etapas de automatización y control. La instalación de esta última sección se logró instalando equipos de electrónivel, válvulas solenoides y temporizador, medidor de presión (vacuómetro) y bombas peristálticas.

En la [figura 9](#) se presenta el biofiltro con membrana ya fabricado e instalado en el laboratorio de planta de tratamiento de aguas residuales del IMTA



**Figura 9.** Presenta el sistema de biofiltro con membrana construido

## Arranque y estabilización del proceso del tema II

### Proceso de biofiltración con material orgánico

#### *Obtención de material orgánico*

El material de soporte utilizado en el desarrollo de la biopelícula es de tipo orgánico, se consideró el ficus (*Phicus Benjamina*) como el medio propicio para emplearlo en los biofiltros, pues reúne algunas características deseables:

- Rugosidad.
- Porosidad.
- Resistencia al ataque microbiano (Garzón-Zúñiga *et. al*, 2005).
- Bajo costo y disponibilidad en el mercado.

El material de empaque orgánico utilizado, se obtuvo del centro de composteo ubicado en la Universidad Autónoma del Estado de Morelos, el cual está adscrito al área de parques y jardines del municipio de Cuernavaca en el estado de Morelos.

#### *Preparación del medio filtrante orgánico*

El material de empaque obtenido se adecuo en tamaño con una trituradora horizontal industrial. El material triturado se clasifico en tamaño, con un agitador de tamices W. S. Tyler modelo RX-29, empleando mallas de 25 cm de diámetro interior (DI), con tamaño de abertura de 1/2", 3/8" y 1/4". Solamente se utilizo el material retenido en la malla de un 1/4" para el biofiltro utilizado.

#### *Arranque de un Biofiltro para producción de biomasa aclimatada.*

Para iniciar el proceso biológico de biofiltración y generar una biomasa aclimatada a la presencia de aminas aromáticas se utilizó un reactor fabricado de material de acrílico con un volumen de 4 litros. El cual fue empacado con astillas de *Phicus Benjamina* retenidas en la malla de 1/4". El sistema fue inoculado con biomasa recolectada de la Planta de tratamiento industrial "empresa para el control y la contaminación del agua en la zona de Civac (ECCACIV)", la cual trata aguas residuales con colorantes entre otras industrias de la zona industrial del Valle de Cuernavaca (CIVAC). Una vez preparado el inoculo en la mezcla con el material orgánico se empaco el biofiltro.

El medio de empaque se soporta por una cama de grava fina la cual permite una distribución uniforme del aire a través de la columna y en la parte superior se coloco viruta como material para mejorar la distribución del agua de alimentación. El montaje del biofiltro se muestra en la

figura 10. El equipamiento del biofiltro se realizó instalando la tubería de entrada del influente con sus correspondiente bomba peristáltica marca masterflex modelo 7554-80, manómetro en U utilizando una solución con colorante rojo vegetal.



**Figura 10.** Biofiltro empacado con material de empaque orgánico.

### Alimentación y seguimiento del biofiltro

El efluente generado en el proceso de oxidación avanzada (fotólisis) conteniendo las aminas aromáticas, se mezcló con agua residual municipal (fuente de carbono), primero en una proporción 80 % agua residual municipal.

Posteriormente, la proporción del efluente del proceso de fotólisis se incrementó gradualmente desde un 20% hasta un 80% y la proporción de mezcla del ARM disminuyó proporcionalmente.

En la [tabla 2](#) se muestra el régimen de dosificación gradual seguido para realizar una aclimatación microbiana de las bacterias heterótrofas que de origen biodegradan materia orgánica y en este proceso se les induce a lograr la biodegradación de las aminas aromáticas presentes en el efluente del proceso fotocatalítico.

Los cambios de etapa (a,b,c,d,e) de mezcla en la alimentación se determinaron evaluando el proceso de aclimatación con los parámetros DBO5 y principalmente con la remoción de la concentración de aminas.

Cuando el BF removía aproximadamente el 80% de las aminas del influente, se procedía a aumentar la proporción del afluente de fotólisis en la mezcla de alimentación.

**Tabla 2.** Cronograma de alimentación mezcla efluente fotólisis más agua residual municipal.

Periodo		a	B	C	d	e
Periodo (días)		0-167	168-173	174-181	182-190	191-225
% V/V	Fotólisis	20	50	60	70	80
	ARM	80	50	40	30	20

### Evaluación de la aclimatación de la biomasa en términos de aminas aromáticas totales.

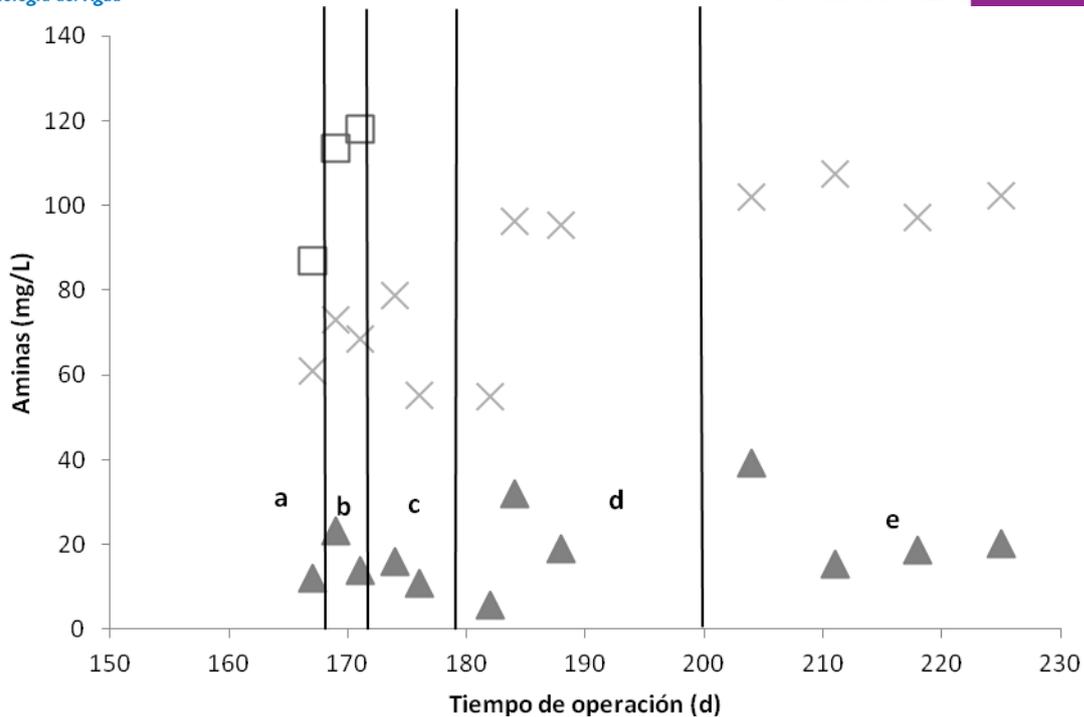
Durante la aclimatación de la biomasa microbiana el principal parámetro de seguimiento fue la determinación de las aminas aromáticas totales, estos análisis se comenzaron a realizar en la etapa a (20% fotólisis:80% A.R.M.) a partir del día 167, obteniendo una eficiencia de remoción de 80%.

Comprobándose la degradación de las aminas aromáticas totales y una posible disminución de la toxicidad del efluente del biofiltro (Figura 11). Y por lo tanto se pudo incrementar el % de efluente de fotólisis en la mezcla de alimentación (etapa b: 50%: 50%).

Durante el periodo b se obtuvo una eficiencia de remoción 79.8% de aminas aromáticas totales, el día 174 de operación del biofiltro, una vez lograda la eficiencia mínima establecida (80%) de remoción se aumento nuevamente la proporción del efluente de fotólisis etapa c (60%:40%) y tan solo 5 días después se obtuvo una eficiencia de remoción de aminas aromáticas de 79.8%. Se decidió continuar con esta misma proporción de mezcla para no generar un choque de compuestos tóxicos en la biomasa, el día 176 se realizo una nueva determinación de aminas aromáticas obteniéndose una eficiencia de remoción de 80.13%, por lo que se aumentó una vez más la proporción del efluente de fotólisis.

Etapa d (70 %: 30%), se obtuvo una eficiencia de 89.4% en la remoción de aminas aromáticas totales para el día 182, en la segunda determinación se presento una disminución en la eficiencia de remoción de aminas aromáticas a 66.7%, posiblemente debida a un choque en los microorganismos debido al aumento de concentración de aminas aromáticas en el influente del biofiltro. Se continuo alimentando esta proporción de mezcla al biofiltro para lograr la aclimatación de la biomasa a esta concentración de aminas aromáticas, se realizo una tercera lectura el día 188 y se obtuvo una eficiencia de remoción de 80.1% motivo por el cual se decidió pasar a la etapa final de aclimatación.

En la etapa actual de aclimatación e, se realizó el último aumento en la proporción de mezcla del agua de fotólisis a 80%. Obteniéndose una eficiencia de remoción de aminas aromáticas promedio de 82% y el proceso está listo para el acoplamiento del BF-MOM.



**Figura 11.** Comportamiento de las Aminas Aromáticas. Fotólisis (□), Influyente Biofiltro (X) y Efluente Biofiltro (▲).

### Selección de la membrana

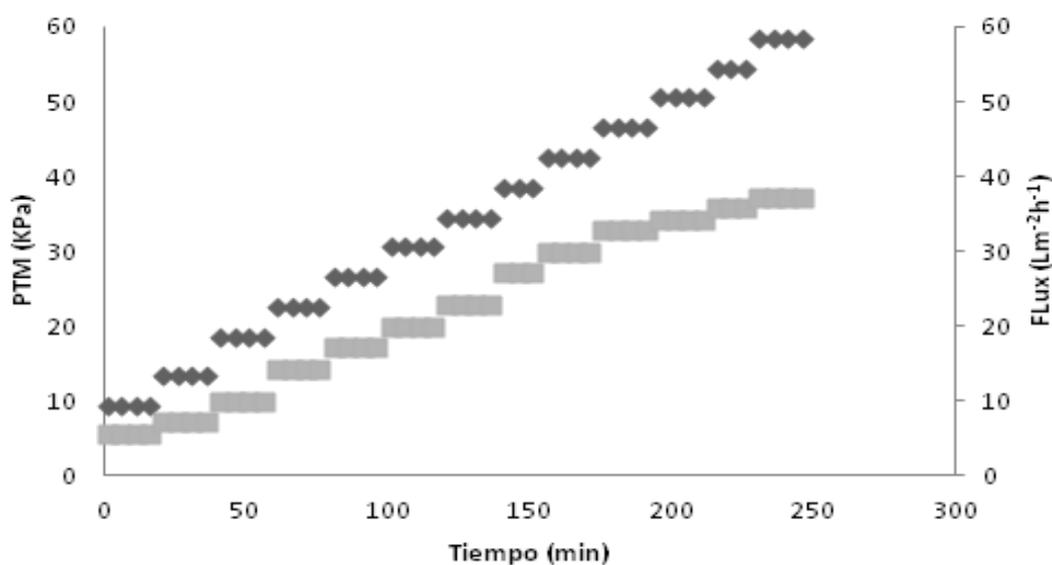
La membrana utilizada para la construcción del módulo se seleccionó con el objetivo de remover ácidos húmicos desprendidos del empaque orgánico del biofiltro y otros compuestos (subproductos del agua residual textil) no degradados completamente. El rango de tamaño de peso molecular de los ácidos húmicos oscila entre 10,000 y 500,000 KDa (Metcalf & Eddy, 2003). De esta manera se eligió una membrana de ultra-filtración de la marca General Electric con peso molecular de corte de 10Kda, las características del módulo de membranas se muestran en la [tabla 3](#).

### Pruebas hidráulicas del módulo de membrana

Antes del arranque y operación de BF-MOM, se realizaron pruebas hidráulicas al módulo de membrana GE y se realizaron las determinaciones del flujo crítico y sub-crítico. En la [figura 12](#) se presenta el comportamiento del flux y la PTM con agua desionizada. Se muestra una intrínseca relación que existe entre estos parámetros. Al no presentarse material colmatante la PTM y el flux permanecen constantes a través de tiempo en cada aumento del flux

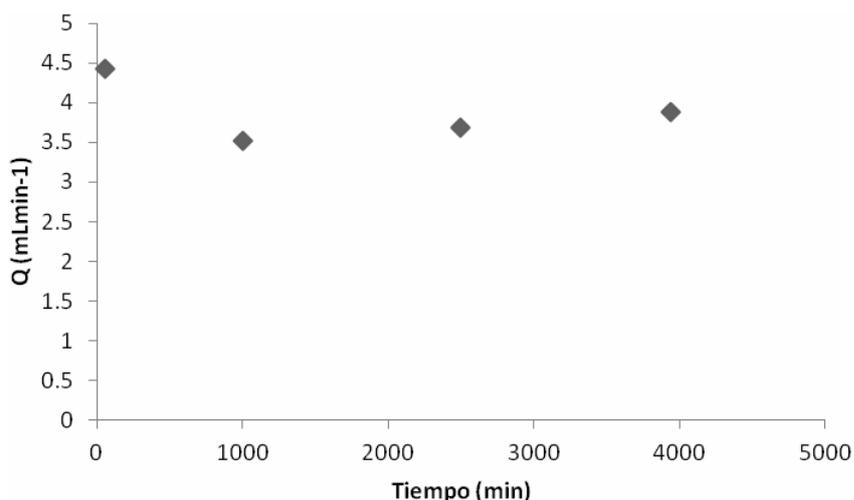
**Tabla 3.** Propiedades físicas de las membranas.

Propiedad	Valor
Peso molecular (KDa)	10
Área de filtrado (m <sup>2</sup> )	0.043
Presión máxima de alimentación (kPa)	517
Presión transmembrana máxima (kPa)	344
Rango de temperatura (°C)	0-80
Rango de pH	2-13
Diámetro interno de la fibra (mm)	1
Largo de la membrana (cm)	9
Diámetro de la membrana (cm)	1.9
Material de las membranas	Polisulfona



**Figura 12.** Relación PTM vs flux con agua desionizada en el BF-MOM.

En la [figura 13](#) se observa el comportamiento del caudal con respecto al tiempo utilizando agua destilada, y con tiempos de succión y retrolavado de 1 h y 1 min, respectivamente. Esta prueba se realizó con el objetivo de observar la evolución del caudal durante un trabajo constante de la membrana por tres días. Obteniéndose una un flujo promedio de  $3.5 \text{ mL min}^{-1}$ , incluyendo el agua que regresa por los retrolavados.



**Figura 13.** Evolución de los flujos de permeado con respecto del tiempo

#### Acoplamiento del módulo de biofiltración con el módulo de membrana

Después de haber operado el módulo de biofiltración por más de 230 días para formar una biomasa aclimatada a la degradación de aminas aromáticas, y después de haber realizado las pruebas hidráulicas en el módulo de membrana, se procedió a acoplar ambos módulos para formar el sistema de biofiltración con membrana tipo BF-MOM. En la [figura 14](#) se ilustra el prototipo acoplado.



**Figura 14.** Prototipo de biofiltro con membrana que utiliza material orgánico de empaque BF-MOM en operación.

## Protocolo tema III

### Antecedentes

Las aguas residuales de la producción porcina presentan una gran variación en su concentración dependiendo del grado de tecnificación del proceso productivo y de la etapa de producción (engorda, deteste, maternidad o ciclo completo). Con un alto contenido de materia orgánica, de nutrientes (N y P) y variación en la relación C/N. Los residuos de las granjas porcícolas que no son tratados o incluso bajo ciertas condiciones de tratamiento pueden generar los gases de efecto invernadero ( $\text{CH}_4$ ,  $\text{CO}_2$  y  $\text{N}_2\text{O}$ ) afectando al medio ambiente. Los procesos más utilizados en el tratamiento de efluentes de granjas porcinas por lo general han sido los procesos físicos, digestores anaerobios y lagunas facultativas; no presentando procesos específicos para la remoción de nutrientes. De los antecedentes sobre el tratamiento de efluentes porcícolas (2005-2011), los procesos biológicos que mayormente se han estudiado son digestores anaerobios, reactor anaerobio de flujo ascendente, filtros anaerobios, SBR, sistemas lagunares y biofiltros. A partir de una comparación entre la forma de operación y de la eficiencia reportada para los diferentes procesos, se concluye que se pueden utilizar filtros anaerobios debido a que se requiere un menor TRH para la reducción de la materia orgánica y por otra parte, los biofiltros aireados pueden generar mayores eficiencias de remoción de nitrógeno que los otros sistemas utilizados para remover nitrógeno (lagunas, variantes de lodos activados, etc). Aunque existen estudios en los que presentan el seguimiento de los mecanismos para la remoción de nitrógeno, se requiere realizar estudios adicionales al respecto debido a que se ha reportado que aproximadamente un 40% del contenido de nitrógeno desaparece (Aubry, G. *et al.* 2006), por otro lado las condiciones de operación que se han aplicado indican la generación en aproximadamente 30% de  $\text{N}_2\text{O}$  (Garzón *et al.*, 2007), por lo que se requiere realizar investigación aplicando tasas de aeración que disminuyan este porcentaje. Por lo anterior se requiere profundizar acerca del efecto de la relación carbono/nitrógeno y de la aeración en la remoción de ambos macronutrientes. Por lo que en este protocolo doctoral se plantea estudiar la influencia de la relación C/N y de la tasa de aeración en la generación de gases de efecto invernadero en un sistema de filtración combinado (anaerobio-aerobio) para el tratamiento de las aguas residuales porcícolas.

Los efluentes de la producción de engorda presentan las aguas residuales con la mayor concentración de contaminantes con valores promedio de 30,733 mg DQO/L, 8,298 mg  $\text{DBO}_5$ /L, 1,544 mg  $\text{N}_{\text{total}}$  /L y SST en el rango de 10,125 y 42,500 mg/L. El efluente del sitio de deteste presenta 37,498 mg DQO/L, 5,600 mg  $\text{DBO}_5$ /L, 1,345 mg  $\text{N}_{\text{total}}$  /L y 16,357 mg/L de SST. Los efluentes del sitio de maternidad: de 3,000 mg DQO/L, 2,500 mg  $\text{DBO}_5$ /L, 550 mg  $\text{N}_{\text{total}}$  /L y 1,050 mg/L SST. Las granjas de ciclo completo presentan una gran variación dependiendo del grado de tecnificación de su producción, clima etc. Para las granjas de mayor tamaño: 25,205 – 40,498 mg DQO/L, 8,460 a 15,061 mg  $\text{DBO}_5$ /L, 1,038 a 2,034 mg  $\text{N}_{\text{total}}$  /L y SST en el rango de 15,042 y 25,034 mg/L. Garzón-Zúñiga, *et al.* (2009).

A partir de los resultados de Garzón-Zúñiga *et al.* (2009) se puede observar que las concentraciones mayores se encuentran en la descarga de deteste, y las menores en los efluentes de maternidad. Al calcular la relación carbono /nitrógeno se determina que existe diferencias en la relación C (DQO)/N para los efluentes de la producción porcícola de: engorda (20), deteste (28), maternidad (5.45) y ciclo completo (20). Con respecto a la relación C (DBO)/N para los efluentes de la producción porcícola de: engorda (5.37), deteste (4.15), maternidad (4.54) y ciclo completo (7.4). Se observa que la relación C (DQO)/N de los datos máximos de la descarga de ciclo completo es igual a la obtenida por la descarga de engorda no siendo así con respecto a la relación C (DBO)/N. Por lo que la relación C (DQO)/N y C(DBO)/N resulta ser diferente en los efluentes de cada proceso productivo de la industria porcícola.

Las características del influente a un tren de tratamiento conformado por Biodigestor- laguna anaerobia- laguna facultativa- laguna de maduración 1 y laguna de maduración 2 fueron: , DQO(27,269 mg/L); NTK(2244.1mg/L); N-NH<sub>3</sub> (1081.4 mg/L); Cu (27.80 mg/L); Zn (67.31 mg/L), en las que se reportan las siguientes eficiencias de remoción DQO (15, 91, 34, 37 y -05% respectivamente) y de NTK (-17, 56, 49, 51 y 47% respectivamente); N- NH<sub>3</sub> (-26, 34, 47, 53 y 53% respectivamente), operando a TRH (45, 55, 38, 19, 15 días) Techio *et al.* 2011.

Estudios realizados para el tratamiento de efluentes porcícolas como el de Chao (2008) reporta un 71% de remoción de DQO para un biodigestor operando a temperatura ambiente promedio de 24.7°C y un tiempo de retención hidráulica (TRH) de 15.9 días. Escalante-Estrada, y Garzón- Zúñiga, 2010 al aplicar 3 diferentes cargas orgánicas volumétricas (COV 1.47, 4.09 y 2.38 KgDQO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>) a un reactor anaerobio de flujo ascendente (RAFA) encontraron que la mayor eficiencia de remoción de materia orgánica (DQO, 70%) y de SST (74%) se obtuvo con la mayor COV, y un TRH de 6 días.

González *et al.*, (2011); Al utilizar un filtro anaerobio empacado con piedra de lava (partícula 6mm), área superficial de 390 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>, densidad aparente 1.51 Kg/L, porosidad aparente de 46%) para tratar aguas residuales municipales (DQO t (464 ± 50 mg/L), SST (100 ± 20 mg/L), fosfato (5.4 ± 1.1 mg/L), nitrógeno amoniacal (26.1 ± 13 mg/L)). Aplicando una carga de 0.43 Kg DQO/m<sup>3</sup> y un TRH de 9.8 horas, obtuvo eficiencias de remoción de DQO(48%), SST(79%), y en el biogás un contenido de CH<sub>4</sub> (67%), los cuales fueron superiores a la obtenidos al aplicar una mayor carga 1.23 KgDQO/m<sup>3</sup> y un menor TRH de 4.3 horas reportando eficiencias de remoción de DQO(38%), SST(73%), y en el biogás un contenido de CH<sub>4</sub> (63%). En los dos casos reporto un incremento de nitrógeno amoniacal. Con respecto al pH considera que no se presento una diferencia significativa. La temperatura promedio de operación fue de 22.3°C. De los perfiles determinados a la columna se observa que la mayor reducción de contaminantes se presenta a los 60 cm de altura del filtro, decreciendo esta velocidad conforme se incrementa la altura del lecho.

Victorica *et al.*, 2008, al realizar un estudio a nivel laboratorio utilizando 3 filtros anaerobios en serie empacados con tezontle (7mm de diámetro, 47.7 % de porosidad) para tratar aguas residuales porcícolas con una concentración promedio de 2,997.3 mg/L DQO (rango de 2,146-4,119 mg/L), SST promedio de 975.2 mg/L (rango de 245-2,125 mg/L) y SSV promedio de 629.2 mg/L (rango de 155 -1,367 mg/L), operándolas con flujo descendente y aplicando

recirculación de efluente, las cargas hidráulicas superficiales aplicadas fueron de 1, 3 y 5 m<sup>3</sup> m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> las cuales correspondieron a tiempos de retención hidráulica de 16, 20 y 27 días, con cargas orgánicas superficial de 28.15, 38.23 y 55.63 Kg DBO m<sup>-2</sup>.días<sup>-1</sup>, las eficiencias de remoción de DQO fueron de 84.8, 87.42, 92.66%, de SST 94.2, 97.55, 99.5% respectivamente. Por otro lado menciona que no se presentaron taponamientos y el arranque duro 17 días. (Alimentado primero con agua sedimentada por 7 días para favorecer la formación de la biomasa, después fue alimentado con una carga hidráulica de 4 m<sup>3</sup> m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>, durante 10 días).

Bernet *et al*; (2010). Al utilizar un lodo anaerobio como inóculo, acortó el tiempo de la fijación de la biopelícula al empaque con solo un contacto de 12 horas. Habouzit *et al.*, 2009 redujo este tiempo a 2 horas, indicando que la adhesión de la biopelícula (cuantitativa y cualitativamente), depende grandemente de la naturaleza del empaque. Encontró que iniciando la operación con TRH de un día, se desarrolla una biopelícula mas densa (4.5 veces mas) que con un TRH inicial de 6 días y luego decrecer hasta un TRH de 1 día con una carga de 20 g DQO L<sup>-1</sup>.día<sup>-1</sup>. El arranque se llevó a cabo en 30 días. Utilizo bajas cargas hidrodinámicas para favorecer la acumulación y minimizar la separación de la biopelícula.

Jay-Myoung *et al*; (2004). Al tratar aguas residuales porcícolas en un biofiltro aireado en el rango de concentración entre DQO (2,940-3,800 mg/L) y DBO (1310-1730 mg/L), pH (7.8-8.9), Sólidos suspendidos Totales (345-542 mg/L), Sólidos suspendidos volátiles ( 218-455 mg/L), Nitrógeno total Kjeldahl (486-854 mg/L), N amoniacal (397-683 mg/L), Pt (29-52 mg/L) y TRH entre 0.5 y 2 días, determinó que el equilibrio con una biopelícula entre 180 y 200 µm de espesor y se obtuvo la mayor eficiencia de remoción. El medio filtrante proporcionó un área superficial específica de 400 m<sup>2</sup> m<sup>-3</sup>. El experimento se llevo a cabo a 20 grados centígrados, y las cargas aplicadas 14.1 a 21.6 g DQOm<sup>-2</sup>.día<sup>-1</sup>, 25.2 a 38 g DQOm<sup>-2</sup>.día<sup>-1</sup>, 38.6- 57.0 g DQOm<sup>-2</sup>.día<sup>-1</sup>, generando eficiencias de remoción de DQO de: 88, 85, 76 % respectivamente. El tiempo de formación de la biopelícula fue de 14 días. A partir de los resultados anteriores se calcula la relación C(DQO)/N, C(DBO)/N para este reporte C(DQO)/N = 4.45 – 6.05, C(DBO)/N =2.70– 2.03

Para la remoción de materia orgánica, fósforo y nitrógeno un agua residual (90% de desechos (agua y sólidos) de cerdos + 10% de un agua residual de la industria de pescado) fue tratada en una serie de procesos conformados por: digestión anaerobia (TRH: 15 días, 55°C, COV: 4.6 Kg DQO m<sup>-3</sup> día<sup>-1</sup>), Separación por decantación centrífuga, UASB (TRH: 4 días, COV: 3.8 g DQO L<sup>-1</sup> día<sup>-1</sup>), oxidación parcial (nitrificación: tanque de aireación por 24 horas, tasa de aireación 1500 ml/min) y proceso OLAND (oxygen-limited autotrophic nitrification-denitrification, oxígeno limitado nitrificación- desnitrificación autotrófica); a 35°C, TRH = 2 días); la relación C(DQO)/ N en el influente para cada proceso fueron: 12.5, 10, 5.3, 2.4 y 2.18 respectivamente y en el efluente de 4.2; relación C(DQO)/P en el influente (44, 33, 38 y 16.6 respectivamente), y en el efluente de 10. Karakashev, *et al.* 2008

Las eficiencias de remoción determinadas a partir de los datos reportados fueron: Digestor anaerobio, 24 % (DQO), 5% (Nt), 0% (Pt); Centrífuga 57 % (DQO), 19% (Nt), 63% (Pt); UASB, 57 % (DQO), 11% (Nt), 0% (Pt); oxidación parcial 65 % (DQO), 61% (Nt), 50% (Pt), OLAND, 14 % (DQO), 56% (Nt), 0% (Pt); La eficiencia global DQO (96 %); Nt (88%); Pt (81%). Karakashev, D *et al.* 2008

Los autores demuestran que con una relación C (DQO)/N de 2.4 se obtiene una remoción de 61% de Nt con una oxidación parcial y con una relación C (DQO)/N de 2.18 de 56% de Nt con el proceso OLAND. Debido a lo anterior se infiere que con una relación C (DQO)/N de 2.4 se puede llevar a cabo la remoción de Nt. Con respecto a la remoción de fósforo este se lleva a cabo en mayor proporción en el proceso de centrifugación. Karakashev, D *et al.* 2008

Se puede lograr eficiencias de remoción de nitrógeno total hasta del (80.8%) aplicando agua residual con una relación C (DQO)/N (Nt) de 5.7 en un proceso SBR modificado (En este estudio se aplicaron las siguientes relaciones C (DQO)/N: 2.8, 4.3, 5.7, 6.5, 7, 8.1 y 11.2). Los resultados reportados con relaciones C/N mayores a 5.7 fueron de incrementos ligeros de eficiencias de remoción de Nt. Por otra parte la relación C (DQO)/N afecta la remoción de Pt, en forma lineal (a mayor relación C (DQO)/N mayor eficiencia de remoción de Pt), en forma inversa la relación C (DQO)/P no afecta la remoción de Nt, debido a que primero se utilizan las fuentes de carbono para llevar a cabo el proceso de desnitrificación. El estudio se llevo a cabo en un proceso UniFed SBR el cuál es un proceso modificado en su forma de alimentación de un SBR, siendo el caudal introducido lento y cuidadosamente dentro del manto de lodos por el sistema de distribución ubicado en el fondo del reactor durante el periodo de sedimentación y decantación del SBR. Durante el periodo de alimentación y decantación del proceso,  $\text{NOx}^-$ , en el manto de lodos puede ser rápidamente reducido a  $\text{N}_2$  por desnitrificación con el DQO biodegradable del influente. Las condiciones de operación: Alimentación cinco a seis ciclos por día, 20 minutos de sedimentación, 120 minutos de aeración, temperatura 20 a 23°C y un TRS de 20 días. Las características del influente (agua residual doméstica) fueron: pH (7.4), DQO (221.2 mg/L), N-NH<sub>3</sub> (52.7 mg/L), Nt (65.9 mg/L), C/N (3.3), P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> (5.8 mg/L). Para incrementar la relación C (DQO)/N utilizaron acetato de sodio y para modificar la relación C (DQO)/P utilizaron KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>. Zhao, C.H. *et al.* 2008

Tres biofiltros percoladores a escala piloto empacados por capas con puzolana, viruta de madera, turba y una mezcla de los tres últimos materiales fueron operados por 250 días para el tratamiento de excretas de cerdo que previamente recibieron un tratamiento fisicoquímico. Las condiciones de operación fueron: una tasa hidráulica de 0.017 m<sup>3</sup> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> y una tasa de aeración de 4.5 m<sup>3</sup> m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>. Las características del influente a tratar fueron: biofiltro uno, pH (7.5), DQO (15400 mg/L), DBO<sub>5</sub> (9500 mg/L), N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (3100 mg/L), C (DQO)/N (5). Biofiltro dos, pH (6.7), DQO (21900 mg/L), DBO<sub>5</sub> (12600 mg/L), N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (2300 mg/L), C(DQO)/N (9). Biofiltro tres, pH (6.7), DQO (24100 mg/L), DBO<sub>5</sub> (13300 mg/L), N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (1500 mg/L), C(DQO)/N (16). La diferencia en la relación C/N fueron obtenidas a partir de diluciones de los desechos de cerdo pretratados y de la adición de NH<sub>4</sub>HCO<sub>3</sub> o una solución de ácido láctico, propionato de sodio, acetato de sodio, etanol y ácido butírico. Aubry, G. *et al.* 2006

En el periodo de estabilización observaron un arrastre de amoníaco, lo cual consideraron ser insignificante una vez iniciada la nitrificación. La remoción de materia orgánica para el biofiltro uno (C (DQO)/N= 5), dos (C(DQO)/N= 9), y tres (C(DQO)/N= 15), en DQO (98, 98, 87 % respectivamente) y la de nitrógeno de (79, 78 y 88% respectivamente). La carga volumétrica en el biofiltro dos (C(DQO)/N= 9), fue de 0.8 Kg DBO<sub>5</sub>m<sup>-3</sup>d<sup>-1</sup>, 1.3 g NH<sub>4</sub>-N m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>.

El  $N_2O$  fue encontrado en mayor porcentaje y explicado por la posible inhibición de las enzimas reductasas encargadas de realizar la desnitrificación. Esto fue explicado por los autores que probablemente se deba al exceso de aire suministrado, lo que implica un mayor estudio sobre las tasas de aeración. Por otro lado se reporta un alto contenido de nitrógeno faltante que debería ser atribuido a la asimilación para biomasa y al  $N_2$ ; este último los autores indican que no pudo ser medido por el contenido de aire en la fase gaseosa. Lo anterior infiere la realización de mayores estudios al respecto. Aubry, G. *et al.* 2006

Se reporta que estudios previos indican que la relación C/N afecta el proceso de nitrificación-desnitrificación, recomendando valores mayores de 6 para una buena eficiencia de remoción de nitrógeno (Aubry, G. *et al.* 2006). En este estudio los autores relacionan la concentración de nitrato y la emisión de  $N_2O$  con el contenido de nitrógeno en el influente más que con la relación C(DQO)/N. Los autores concluyen que la oxidación de la materia orgánica, nitrificación y desnitrificación ocurre principalmente en los primeros 30 cm, a partir de la parte superior y recomienda utilizar calcita en la primera capa de material para proporcionarle una capacidad buffer al proceso. Aubry, G. *et al.* 2006

De las gráficas de perfiles en el artículo se deduce que la altura de la última capa podría ser reducida en un 50% debido a que las concentraciones de los parámetros ya no presentan una diferencia significativa. Por otra parte se observa en el perfil de nitratos que una concentración menor se genera a mayor relación C/N. Aubry, G. *et al.* 2006

El efecto de la tasa de aeración en la remoción de materia orgánica y nitrógeno fue estudiado por Garzón-Zúñiga *et al.* 2007, en cuatro biofiltros empacados con turba y madera en una relación 1:1, los cuales fueron alimentados en iguales condiciones, aplicando una velocidad de filtración inicial de  $0.65 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ , y reduciéndola debido al taponamiento en los tres biofiltros, a  $0.45 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ , hasta aplicar  $0.035 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ ; las cargas aplicadas fueron:  $27\text{gSST}/\text{m}^2.\text{d}$ ,  $277\text{gDQO}/\text{m}^2.\text{d}$ ,  $160\text{gDBO}/\text{m}^2.\text{d}$ ,  $36\text{gNTK}/\text{m}^2.\text{d}$ ,  $31\text{gN-NH}_4^+/\text{m}^2.\text{d}$ . Las tasas de aeración utilizadas:  $34 \text{ m}^3\text{aire}/\text{m}^2.\text{d}$ ,  $9.4 \text{ m}^3\text{aire}/\text{m}^2.\text{d}$ ,  **$4.4 \text{ m}^3\text{aire}/\text{m}^2.\text{d}$** ,  $3.4 \text{ m}^3\text{aire}/\text{m}^2.\text{d}$ . El influente suministrado presentó las siguientes características promedio de las aguas residuales porcícolas: DQO ( $15462 \text{ mg/L}$ ),  $\text{DBO}_5$  ( $9320 \text{ mg/L}$ ), NTK ( $2080 \text{ mg/L}$ ),  $\text{N-NH}_4^+$  ( $1776 \text{ mg/L}$ ),  $\text{NO}_3^-$  ( $4.5\text{mg/L}$ ),  $\text{NO}_2^-$  ( $6.7\text{mg/L}$ ), SST ( $1970 \text{ mg/L}$ ). A partir de estos datos se calculan las siguientes relaciones  **$C(\text{DQO})/N= 7.43$** ,  **$C(\text{DBO})/N= 4.48$** .

Encontraron que al utilizar altas tasas de aeración la concentración de oxígeno disuelto no se distribuye uniformemente en el medio filtrante. Observaron que entre los 50 y 60 días de operación dio inicio la nitrificación, siendo el arrastre de  $\text{NH}_3\text{-N}$  inhibido por el crecimiento de la actividad; pero que esta no fue observada en el biofiltro con menor tasa de aeración. Y que es notable que durante los primeros 60 días de operación, una tasa de aeración mayor a  $3.4 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$  incrementa el arrastre de  $\text{NH}_3\text{-N}$ . Ya estabilizados los biofiltros (100 días de operación) los autores del trabajo mencionan que la eficiencia de remoción de DQO y  $\text{NH}_4^+$  se mejora con el incremento de la tasa de aeración. Reportan que la remoción de materia orgánica fue superior a un 99% medida como  $\text{DBO}_5$ , y de un 98% de SST en aplicar las tasa de aeración ( $4.4$ ,  $9.4$  y  $34 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ ) por lo que consideraron que una tasa de aeración de  $4.4 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$  fue suficientemente para completar la nitrificación.

Con respecto a la medición de gases consideran que la molécula  $N_2O$  (cuya producción reportada fue entre 0.25 y 0.36 Kg  $N_2O-N/m^3$  de desechos de cerdos tratado manifestando ser similar en todos los biofiltros) puede ser formada durante la degradación de la turba y no por ningún mecanismo biológico. Por lo que recomienda un seguimiento de la tasa de producción de  $N_2O$  para observar si varía con respecto a largos periodo de tiempo. Con una tasa de aeración de 9.4 m/h, fueron liberados a la atmósfera por desnitrificación 1.2 Kg de nitrógeno en la forma de  $N_2/m^3$  de desechos de cerdos tratados.

Una recomendación para la operación de los biofiltros es aplicar en el arranque una tasa de aeración de 3.4 m/h para prevenir el arrastre de  $NH_3-N$ ; y cuando la nitrificación sea establecida (alrededor del día 60), la tasa de aeración deberá incrementarse a valores de aproximados de 4.4 m/h para proveer una buena remoción de DQO y  $NH_4^+-N$ , nitrificación y desnitrificación simultánea. Garzón-Zúñiga, *et al.* 2007

### Discusión y conclusiones del estado del arte.

En la [tabla 4](#) se resume algunas características de las aguas residuales porcícolas de las referencias consultados, haciendo énfasis a las concentraciones de materia orgánica (DQO (2,900 – 40,498 mg/L) y  $DBO_5$  (1,310 – 13300 mg/L) y de Nitrógeno (550 – 2244 mg/L), se presenta datos de relación C(DQO)/N (reportados y calculados). Se puede observar la gran variación en la concentración de macronutrientes en los influentes, esta misma variación se presenta en la relación C(DQO)/N que fluctúa entre 4 y 28. Es por ello que resulta importante la realización de la caracterización del agua residual antes de la selección de sistema de tratamiento.

**Tabla 4** Características de las aguas residuales porcícolas

REFERENCIA	Garzón-Zúñiga, <i>et al.</i> 2009				Techio, V. <i>et al.</i> 2011	Victorica <i>et al.</i> 2008	Chao, R., 2008	Garzon-Zúñiga, <i>et al.</i> 2007	Aubry, G. <i>et al.</i> 2006				Jay-Myoung <i>et al.</i> 2004	Karakashev, D. <i>et al.</i> 2008
PARÁMETRO	Engorda	Deteste	Maternidad	Ciclo completo	NR	NR	Engorda	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR
DQO (mg/L)	30,733	37,498	3,000	25205 - <b>40,498</b>	27,269	<b>2,997</b>	35,520	15,462	15,400	21,900	24,100	2,940	3,800	27,269
$DBO_5$ (mg/L)	8,298	5,600	2,500	8,460 - 15,061				9,320	9,500	12,600	13,300	1,310	1,730	
SST (mg/L)	10,125 - 42,500	16,357	1,050	15,042 - 25,034	975	975		1,970		345	542			
N-total(mg/L)	1,544	1,345	<b>550</b>	1,038 – <b>2,034</b>										
NTK (mg/L)						2,244		2,080						2,244
N- $NH_4$ (mg/L)									3,100	2,300	1,500	486	854	1,081
DQO/N	20	28	5	20 - 24	12			7	5	9	15	6	4	12

Nota: los espacios vacíos indican que los datos no fueron reportados

Para la remoción de materia orgánica (DQO) de efluentes porcícolas se pueden alcanzar eficiencias de remoción hasta del 71% en un digestor anaerobio operando a un TRH de 15 días (Chao, R. *et al.* 2008), 70% en un RAFA con TRH de 6 días (Escalante, V. *et al.* 2010), 92.66% en tres filtros anaerobio operando en serie y a TRH de 27 días (Victorica, *et al.* 2008)

y de 77% en filtro anaerobio que trata efluentes de alta carga en un TRH de 12 horas (Pérez *et al*, 2009); en biofiltros aerados se puede alcanzar eficiencias de remoción entre 80 y 99 %, no se reportan datos de TRH (Aubry, G. *et al* , 2006, Garzón-Zúñiga *et al*, 2007) y con un proceso Unifed SBR un 80.8% a un TRH de 1 día (Zhao, C.H. *et al* 2008). De acuerdo a los datos anteriores se puede concluir que se puede alcanzar eficiencias de remoción de materia orgánica (DQO) mayores al 70% al utilizar procesos anaerobios, y que con filtros anaerobios el TRH requerido se reduce. Ver [Tabla 5](#).

**Tabla 5.** Remoción de macronutrientes de diferentes procesos anaerobios

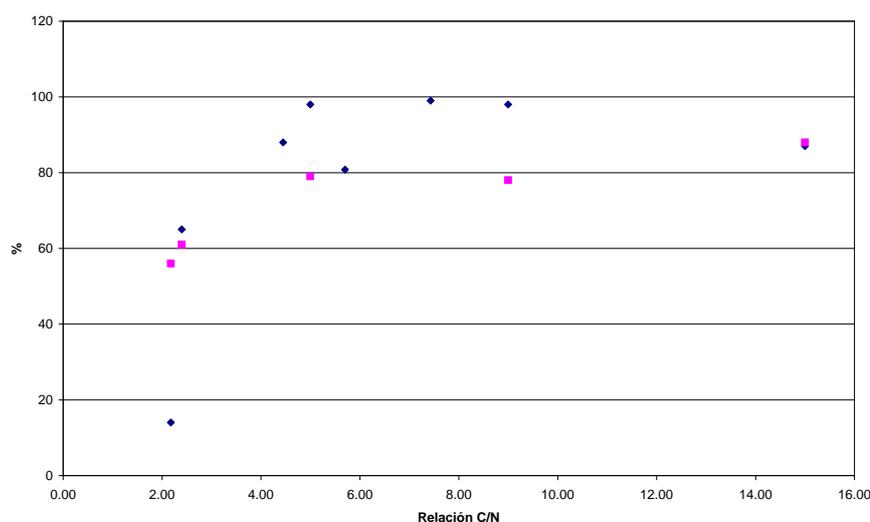
Proceso	% DQO	% N	C(DQO)/N	T°C	TRH	Condiciones de operación	INFLUENTE	REFERENCIA
Biodigestor	71	NR	NR	25	16 d	NR	ARP	Chao, R. <i>et al</i> . 2008
Biodigestor	15	-17	NR	NR	45 d	NR	ARP	Techio, V. <i>et al</i> . 2011
Digestor anaerobio	24	0	12.5	55	15 d	4.6 KgDQO.m <sup>-3</sup> .d <sup>-1</sup>	ARP(90%)+ AI	Karakashev, D. <i>et al</i> 2008
Laguna anaerobia	91	56	NR	NR	55 d		ARP	Techio, V. <i>et al</i> . 2011
RAFA	70	NR	NR	NR	6 d	4.1 KgDQO.m <sup>-3</sup> .d <sup>-1</sup>	ARP	Escalante, V. <i>et al</i> 2010
UASB	57	11	5.3	NR	4 d	3.8 KgDQO.m <sup>-3</sup> .d <sup>-1</sup>	ARP(90%)+ AI	Karakashev, D. <i>et al</i> 2008
Filtro anaerobio	77	NR	NR	NR	12 h	8.8 KgDQO.m <sup>-3</sup> .d <sup>-1</sup>	AR A, Yuca	Pérez <i>et al</i> , 2009
Filtro anaerobio	48	NR	NR	22	10 h	0.43 KgDQO.m <sup>-3</sup> .d <sup>-1</sup>	ARM	González, <i>et al</i> . 2011
Filtro anaerobio (3 en serie)	93	NR	NR	NR	27 d	55.63 KgDBO.m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup>	ARP	Victorica, <i>et al</i> . 2008

En cuanto a los procesos que reportan eficiencias de remoción de nitrógeno al tratar aguas residuales porcícolas, en lagunas de estabilización se puede remover 56, 49, 51 y 47% con TRH de 55, 38, 19 y 15 días respectivamente (Techio, V. *et al*. 2011); con un proceso de oxidación parcial el 61% a un TRH 1 día; con el proceso OLAND a un TRH de 2 días el 56% (Karakashev, D. *et al* 2008). Con biofiltros aerados la remociones reportados fueron entre el 78 al 88% los autores no reportan TRH (Aubry, G. *et al*, 2006, Garzón-Zúñiga *et al*, 2007). Se concluye que con la biofiltración se puede lograr las mayores eficiencias de remoción de nitrógeno, adicionalmente en este proceso también se reportan altas eficiencias de remoción de materia orgánica (DQO, DBO<sub>5</sub>). Ver [tabla 6](#).

La relación C(DQO)/N afecta en la remoción de los macronutrientes, ver [Figura 15](#) como se puede observar, valores entre 4 y 9 generan eficiencias del 80% de Nt, y mayores al 88% con respecto a DQO. Con respecto a la remoción de nitrógeno se observa que esta se incrementa cuando la relación fue de 15. Al respecto es recomendable realizar investigaciones con aguas residuales porcícolas que presenten relaciones C/N superiores a 9 para conocer su comportamiento, ya que de acuerdo a la [tabla 6](#), se presentan efluentes de la industria porcícola que presenta dichas relaciones.

**Tabla 6.** Remoción de macronutrientes de diferentes procesos aerobios

Proceso	% DQO	% N	C(DQO)/N	T°C	TRH	Condiciones de operación	INFLUENTE	REFERENCIA
Oxidación parcial	65	61	2.4	NR	1 d	1,500 mL/min	ARP(90%)+ AI	Karakashev, D. <i>et al</i> 2008
OLAND	14	56	2.2	35	2 d	NR	ARP(90%)+ AI	Karakashev, D. <i>et al</i> 2008
Unifed SBR	81		5.7	20-23	1 d	NR	ARP	Zhao, C.H. <i>et al</i> 2008
Biofiltro aireado	88	NR	4.5 - 6.1	NR	NR	14.1 a 21.6 gDQO.m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup>	ARP	Jay-Myoung <i>et al</i> , 2004
Biofiltro aireado	98	79	5	NR	NR	4.5 m <sup>3</sup> aire.m <sup>-2</sup> .h <sup>-1</sup>	ARP	Aubry, G. <i>et al</i> , 2006
Biofiltro aireado	98	78	9	NR	NR	4.5 m <sup>3</sup> m <sup>-2</sup> .h <sup>-1</sup> 0.8 KgDBO <sub>5</sub> .m <sup>-3</sup> .d <sup>-1</sup>	ARP	Aubry, G. <i>et al</i> , 2006
Biofiltro aireado	87	88	15	NR	NR	4.5 m <sup>3</sup> aire.m <sup>-2</sup> .h <sup>-1</sup>	ARP	Aubry, G. <i>et al</i> , 2006
Biofiltro aireado	99 (DBO)	NR	7.4	NR	NR	4.4 m <sup>3</sup> aire.m <sup>-2</sup> .h <sup>-1</sup> , 277 gDBO <sub>5</sub> .m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup>	ARP	Garzon-Zúñiga, 2007
Laguna Facultativa	34	49	NR	NR	38 d	NR	ARP	Techio, V. <i>et al</i> . 2011
Laguna de maduración 1	37	51	NR	NR	19	NR	ARP	Techio, V. <i>et al</i> . 2011
Laguna de maduración 2	-5	47	NR	NR	15	NR	ARP	Techio, V. <i>et al</i> . 2011



**Figura 15.** Relación C/N en la remoción de macronutrientes

Los reportes sobre la operación de filtros anaerobios indican que la adhesión de la biopelícula en el material inerte, influye principalmente las propiedades del empaque y que la formación de la biopelícula se ha llegado a realizar en un periodo de dos horas (Habouzit *et al*, 2009) y en 12 horas (Bernet *et al*, 2010). Se favorece la formación de una biopelícula al aplicar en un inicio TRH de 6 días, y luego decrecer a un TRH menor (1 día). El arranque de los Filtros anaerobios puede durar entre 14 a 30 días.

Cabe mencionar que la mayoría de los autores enfocan sus resultados hacia la remoción de materia orgánica y nutrientes, sin realizar reportes de la medición de gases que se generan (CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub> y N<sub>2</sub>O).

Al realizar el balance de nitrógeno en una investigación, se ha reportado una pérdida de aproximadamente 40% de Nitrógeno, al respecto los autores atribuyen esta pérdida a la asimilación del nitrógeno por los microorganismos que se encuentran en el proceso, y en la generación de otras formas de nitrógeno  $N(N_2)$ .

Por otra parte Garzón, *et al* 2007 ha reportado que existe un arrastre de amoníaco durante el arranque al aplicar diferentes tasas de aeración en los biofiltros ( $4.4, 9.4 \text{ } 34 \text{ m}^3 \text{ aire/m}^2 \cdot \text{h}$ ) y que a una tasa de  $3.4 \text{ m}^3 \text{ aire/m}^2 \cdot \text{h}$  este arrastre de amoníaco no se lleva a cabo. Por lo que los autores recomiendan aplicar la tasa mas baja durante el arranque y cuando el proceso se haya estabilizado (50-100 días), inicio de la nitrificación; esta tasa se incrementa a  $9.4 \text{ m}^3 \text{ aire/m}^2 \cdot \text{h}$  que es la tasa con la que obtuvieron los mejores resultados, al respecto recomienda seguir realizando mas investigación al respecto. Se menciona que se ha medido un contenido de 30 a 31 % de  $N_2O$  lo cual se considera un riesgo de estas emisiones al medio ambiente por lo que se considera realizar investigaciones acerca de los mecanismos de la remoción de macronutrientes para favorecer la disminución de este gas de efecto invernadero.

Aubry, G. *et al.* (2006). Ha reportado que no se ha logrado medir algunas formas de nitrógeno ( $N_2$ ). Por lo que se recomienda seguir realizando estudios sobre los mecanismos de remoción de nitrógeno en los biofiltros aireados.

Las investigaciones que reportan la aplicación de diferentes relaciones C/N, se han formulado utilizando diluciones o adición de sustancias, por lo que se requiere de realizar investigaciones utilizando aguas residuales porcícolas con diferentes relaciones C/N sin adicionar otros compuestos.

### Hipótesis

La generación de gases efecto invernadero se reduce al variar la relación C/N y la tasa de aeración, en un proceso de filtración combinada (anaerobio-aerobio) para el tratamiento de aguas residuales porcícolas.

### Objetivo general

Determinar el efecto de la relación C/N y de la tasa de aeración sobre la producción de gases de efecto invernadero en un sistema de filtración combinada (anaerobio-aerobio) para el tratamiento de aguas residuales porcícolas.

### Objetivos específicos

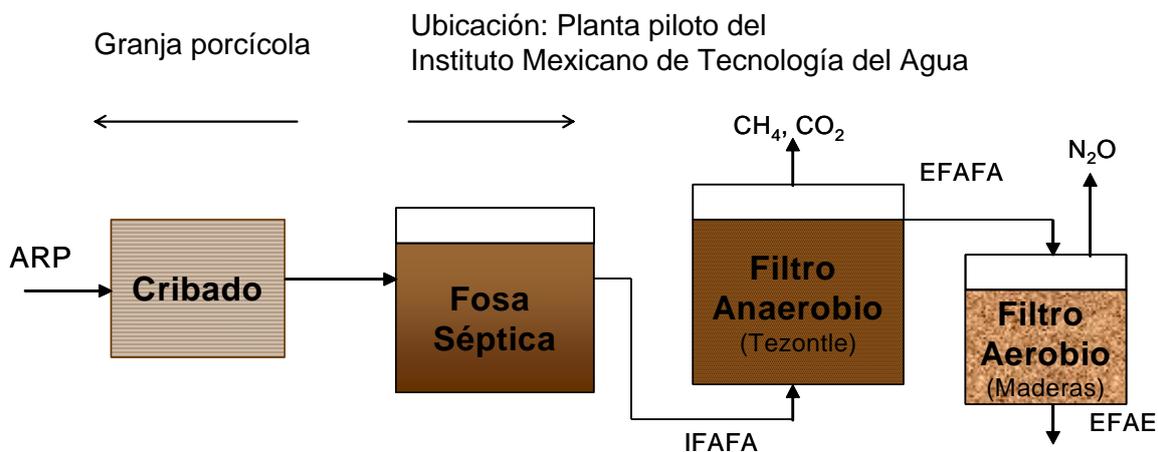
- 1.- Determinar el efecto de la relación C/N sobre la remoción de materia orgánica y la generación de  $CH_4$  y  $CO_2$  en filtros anaerobios.

- 2.- Determinar el efecto de la relación C/N sobre la remoción de nitrógeno en biofiltros aerobios y formación de  $N_2O$  y  $N_2$ .
- 3.- Determinar el efecto de la carga orgánica sobre la remoción de materia orgánica y la generación de gases de efecto invernadero en filtros anaerobios.
- 4.- Determinar la influencia de la velocidad de filtración y de la tasa de aeración sobre la remoción de nitrógeno y formación de  $N_2O$  en biofiltros aerobios.

### Metodología

1.- Caracterización de aguas residuales. Se seleccionaran 3 diferentes tipos de agua residual porcícola (ARP); con diferente relación (C/N) para la realización del estudio. Se caracterizaran 3 efluentes generados en una granja porcícola ubicada en el Estado de Morelos. Los parámetros a determinar son: (pH, Temperatura, Conductividad, Alcalinidad, Demanda Química de Oxígeno total (DQOt), Demanda Química de Oxígeno soluble (DQOs), Demanda Bioquímica de Oxígeno ( $DBO_5$ ), Sólidos Suspendidos Totales (SST), Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV), Nitrógeno total (Nt), Nitrógeno amoniacal ( $N-NH_4$ ), Nitrógeno de Nitratos ( $N-NO_3$ ), Nitrógeno de Nitritos ( $N-NO_2$ ); Tomando como referencia APHA AWWA and WPCF (2005) Standard Methods for Examination of Water and Wastewater, 21th Edition. Washington D.C, USA. Se utilizará agua residual de la producción de etapa de engorda, de maternidad y de un efluente de un digestor anaerobio.

2.- Diseño e implementación de prototipos: Fosa séptica- Filtro anaerobio – Biofiltro.- Se implementaran tres trenes de tratamiento en paralelo (ver figura 16), cada tren de tratamiento estará conformado por una fosa séptica, Filtro anaerobio de flujo ascendente (FAFA) y un Filtro aerobio (FA) en serie. Se realizaran pruebas hidráulicas a los reactores para comprobar que no haya fugas. El FAFA se empacará con un material inorgánico (tezontle), y el FA será empacado por un material orgánico (poda de jacaranda).



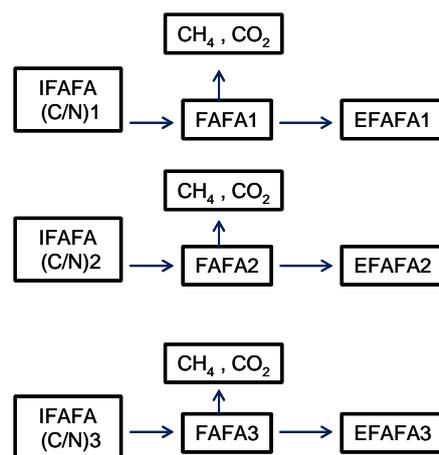
**Figura 16.** Tren de tratamiento

Se seleccionara el tamaño de material a utilizar. Se analizaran en el influente y efluente líquidos de los procesos: pH, Temperatura, Conductividad, Alcalinidad, DQOt, DQOs, DBO<sub>5</sub>, SST, SSV, Nt, N-NH<sub>4</sub>, N-NO<sub>3</sub>, N-NO<sub>2</sub>; tomando como referencia APHA AWWA and WPCF (2005) Standard Methods for Examination of Water and Wastewater, 21th Edition. Washington D.C, USA. En los efluentes gaseosos por cromatografía de gases: Metano (CH<sub>4</sub>), Óxidos de nitrógeno (N<sub>2</sub>O), Nitrógeno (N<sub>2</sub>), Bióxido de carbono (CO<sub>2</sub>).

3.- En los FAFAs para la determinación del TRH se realizaran pruebas de trazadores; para los biofiltros se realizaran pruebas para la determinación de espacios vacíos, porosidad del material de empaque y el Tiempo de retención Hidráulico (TRH) para cada uno de los reactores de acuerdo a la metodología propuesta en Garzón- Zúñiga (2011).

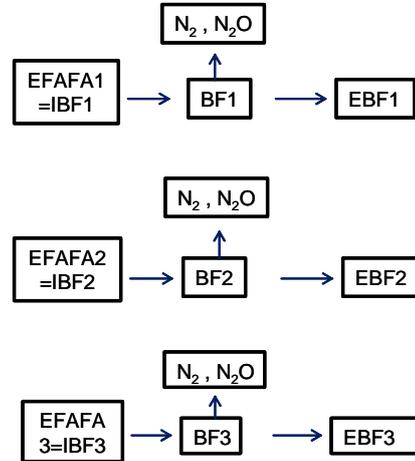
4.- Etapa experimental 1. Determinar el efecto de la relación C/N sobre la remoción de materia orgánica y la generación de CH<sub>4</sub> y CO<sub>2</sub> en filtros anaerobios.

Se analizaran los resultados de la operación de los filtros anaerobios al ser alimentados con agua residual de diferente relación C/N (1 Engorda, 2 Maternidad y 3 destete) y aplicando un caudal de 19 L/d, ver [figura 17](#). Se tomaran muestras simples durante 8 semanas, en el influente y efluente de FAFAs, los parámetros y su frecuencia se presentan en la [Tabla 7](#).



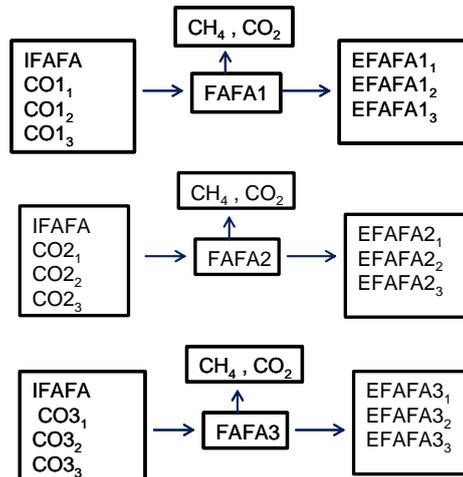
**Figura 17.** Diagramas de flujo de la operación de los FAFAs en la etapa 1.

5.- Etapa experimental 2. Determinar el efecto de la relación C/N sobre la remoción de nitrógeno en los biofiltros aerobios y formación de N<sub>2</sub>O y N<sub>2</sub>. Se analizaran los resultados de la operación de los biofiltros aerobios al mantener constante la tasa de aeración y ser alimentados con agua residual de diferente relación C/N (1 Engorda, 2 Maternidad y 3 destete) y aplicando un caudal de 19 L/d, ver [figura 18](#). Se tomaran muestras en el influente y efluente de Biofiltros (BF); el tipo de muestra, los parámetros y su frecuencia se presentan en la [Tabla 7](#).



**Figura 18.** Diagramas de flujo de la operación de los BFs en la etapa 2.

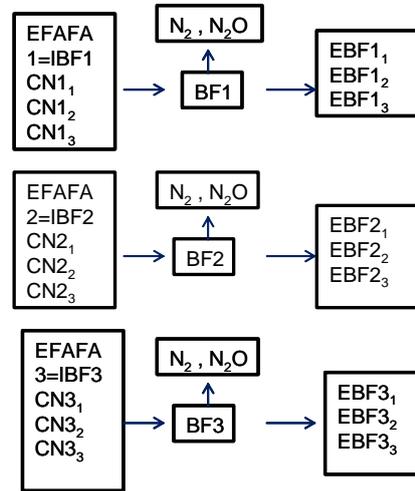
6.- Etapa experimental 3. Determinar el efecto de la carga orgánica (CO) sobre la remoción de materia orgánica y la generación de GEI en filtros anaerobios, ver [figura 19](#). Se analizarán los resultados obtenidos al operar los filtros anaerobios con tres diferentes cargas orgánicas (al aplicar los caudales: Q1 = 19 L/d, Q2 = 28 L/d, Q3 = 34 L/d). Se tomarán muestras simples durante 8 semanas, en el influente y efluente de FAFAs; el tipo de muestra, los parámetros y su frecuencia de muestreo se presentan en la [Tabla 7](#).



**Figura 19.** Diagramas de flujo de la operación de los FAFAs en la etapa 3.

7.- Etapa experimental 4. Determinar la influencia de la velocidad de filtración sobre la remoción de nitrógeno en biofiltros aerobios y formación de N<sub>2</sub>O. Se analizarán los resultados de operar los tres biofiltros aerobios (ver [figura 20](#)) a una tasa de aeración constante y

variando tres diferentes velocidades de filtración para cada biofiltro (al aplicar caudales: Q1 = 19 L/d, Q2 = 28 L/d, Q3 = 34 L/d), para determinar la óptima en cada biofiltro aerobio. Se tomaran muestras simples durante 8 semanas, en el influente y efluente de BF<sub>s</sub>; el tipo de muestra, los parámetros y su frecuencia de muestreo se presentan en la [Tabla 7](#).



**Figura 20.** Diagramas de flujo de la operación de los BF en la etapa 4.

**Tabla 7..** Puntos de muestreo y su frecuencia (muestras simples)

Parámetro	I,FAFA	E,FAFA	E,FA	Egas FAFA	Egas FA
pH	3/s	3/s	3/s		
Temperatura	3/s	3/s	3/s		
Conductividad	3/s	3/s	3/s		
Alcalinidad	1/s	1/s	1/s		
DQOt	2/s	2/s	2/s		
DQOs	2/s	2/s	2/s		
DBO <sub>5</sub>	2/s	2/s	2/s		
SST	2/s	2/s	2/s		
SSV	2/s	2/s	2/s		
Nt	2/s	2/s	2/s		
N-NH <sub>4</sub>	2/s	2/s	2/s		
N-NO <sub>3</sub>	2/s	2/s	2/s		
N-NO <sub>2</sub>	2/s	2/s	2/s		
CH <sub>4</sub>				1/s	
CO <sub>2</sub>				1/s	
N <sub>2</sub> O					1/s
N <sub>2</sub>					1/s

I = Influyente

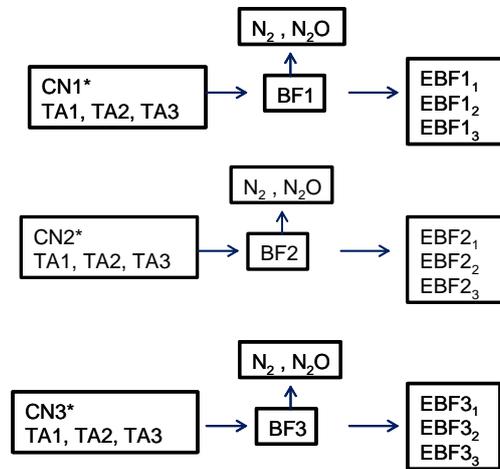
FANA = Filtro anaerobio

FAE = Filtro aerobio

E = Efluente

8.- Etapa experimental 5. Determinar la influencia de la tasa de aeración sobre la remoción de nitrógeno y la formación de N<sub>2</sub>O en biofiltros aerobios. Se analizaran los resultados al aplicar tres diferentes tasas de aeración en los filtros aerobios (TA1 = 4.4 m<sup>3</sup>.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup>, TA2 = 6.6 m<sup>3</sup>.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup>, TA3 = 8.8 m<sup>3</sup>.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup>) ver [figura 21](#), operando con la carga orgánica que haya resultado ser la óptima de las etapas previas. Se tomaran muestras simples durante 8 semanas, en el

influyente y efluente de BFs; el tipo de muestra, los parámetros y su frecuencia de muestreo se presentan en la [Tabla 7](#).



**Figura 21** Diagramas de flujo de la operación de los BFs para la Etapa 5.

### Construcción y montaje del prototipo experimental

El prototipo experimental fue construido con columnas de acrílico y esta constituido por un tren de tratamiento compuesto por fosa séptica + FAFA + BF. Este tren se montó por triplicado para poder alimentar a cada tren un tipo de agua residual con diferente relación C/N. En la [figura 22](#) se presenta el montaje instalado en laboratorio de la planta piloto de tratamiento de aguas residuales del IMTA.



**Figura 22.** Presenta el montaje experimental de los trenes de tratamiento

## CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos durante la 1ª etapa del proyecto permitieron definir los protocolos experimentales y los objetivos de cada tema como sigue; **Tema I:** objetivo.- Evaluar el desempeño de un sistema de biofiltración sobre material orgánico utilizando tres granulometrías (tamaños de empaque). **Tema II:** objetivo.- Desarrollar un sistema BF-MOM que utilice un filtro percolador sobre materiales orgánicos (biofiltro) acoplado a una membrana de ultrafiltración para el tratamiento de agua residual de la industria textil. **Tema III.**- objetivo.- Determinación del efecto de la relación C/N y de la tasa de aeración sobre la producción de gases a efecto invernadero en un sistema de filtración combinada (anaerobio – aerobio) para el tratamiento de aguas residuales porcícolas.

También se definieron e implementaron los montajes experimentales para cada tema como sigue: **Tema I:** Consta de 3 columnas de acrílico de 09. m de altura y 0.33; 0.36 y 0.50 m. de diámetro empacadas con medio filtrante elaborado a base de Jacaranda, con la siguientes granulometrías 10 a 12 cm; 13 a 15 cm; y 16 a 18 cm. Estos sistemas serán evaluados con 2 cargas hidráulicas diferentes ( 0.3 y 0.6 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>·d<sup>-1</sup>). **Tema II.**- El Prototipo es un sistema tipo MBR que consta de 4 partes: la 1ª es un biofiltro sobre materiales orgánicos, la 2ª es un reactor con una membrana de ultrafiltración sumergida; la 3ª es un sedimentador bajo el modulo de membrana y la 4ª es un sistema de semiautomatización. En este prototipo se van a evaluar 2 diferentes cargas hidráulicas superficiales (0.063 y 0.126 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>·d<sup>-1</sup>). **Tema III.**- El Prototipo consta de 3 sistemas c/u constituido por un tanque séptico, un filtro anaerobio sumergido empacado con tezontle y un biofiltro percolador aerobio empacado con astillas de Jacaranda. En estos sistemas se van a aplicar 3 diferentes relaciones C/N, 3 velocidades de filtración y 3 tasa de aireación para estudiar el efecto de estas variables sobre la producción de CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub> y N<sub>2</sub>O.

Los prototipos experimentales de los tres temas fueron puestos en marcha y se encuentran en etapa de estabilización.

## REFERENCIAS

- APHA AWWA and WPCF (2005) Standard Methods for Examination of Water and Wastewater, 21th Edition. Washington D.C, USA.
- Aubry, G., Lessard, P., Gilbert, Y., Le Bihan, Y., and Buelna, G. (2006). Nitrogen behaviour in a trickling biofilter treating pig manure. In *Proceedings of the IWA Conference BIOFILMS Systems VI, Amsterdam, Water Science and Technology*.
- Bernet Nicolas, Escudie Renaud, Frédéric, 2010. Anaerobic biofilm processes: a review of 15 years of research. *12<sup>th</sup> World Congress on Anaerobic Digestion*
- Buelna G. 1994. La biofiltración en lecho orgánico: una novedosa alternativa para el tratamiento de efluentes industriales y de pequeños municipios. *Memorias del II Congreso y Exposición Internacional de la Industria del Medio Ambiente*. México, D.F. México.
- Buelna G., Garzón-Zúñiga M. A. y Moeller-Chávez G. 2011. Los biofiltros de empaque orgánico: una alternativa simple, robusta y eficiente para el tratamiento de aguas residuales en zonas rurales. *Ideas CONCYTEG* 6: 541-552.
- Chao R., Sosa R., Pérez A. and Cruz E. (2008). A study on pig wastewater treatment with low cost biodigesters. *Livestock Research for Rural Development* 20(9) article 149. Retrieved December 22, 2011 from <http://www.lrrd.org/lrrd20/9/chao20149.htm>, fecha de consulta 20/12/11.
- Chaudhary D. S. Vigneswaran S., Ngo H., Shim W. G. y Moon H. 2003. Biofilter in water and wastewater treatment. *Korean Journal of Chemical Engineering* 20: 1054-1065.
- Chen, B.-Y., Lin, K.-W., Wang, Y.-M., & Yen, C.-Y. (2009). Revealing interactive toxicity of aromatic amines to azo dye decolorizer *Aeromonas hydrophila*. *Journal of Hazardous Materials*, 166, 187–194.
- Cuevas-Aragón D & Garzón-Zúñiga M.A. (2010). Tratamiento de aguas residuales de la industria Textil que contienen colorantes azo en un proceso combinado de oxidación avanzada y un proceso biológico de biofiltración sobre material orgánico. *Proceedings 2nd IWA Mexico Young Water Professional Conference*. Queretaro, Mexico, April 12-14. 8 pp.
- Cuevas Aragón Diego Francisco (2009). Tratamiento de aguas residuales que contienen colorantes utilizados en la industria textil, mediante un proceso combinado de oxidación avanzada y un proceso biológico. Tesis de Maestría. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- Escalante-Estrada Violeta Eréndira y Garzón-Zúñiga Marco Antonio, (2010). Tratamiento anaerobio para disminuir materia orgánica en efluentes de granjas porcícolas. *XXXII*

Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental AIDIS. 4 al 12 de Noviembre del 2010.

García L. 2007. *Decoloración fúngica de efluentes industriales con colorantes Azo en sistemas de biofiltración con diferentes empaques orgánicos*. Tesis de maestría. Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). México, D.F. México.

Garzón-Zúñiga M.A. & Buelna G. (2011). Treatment of wastewater from a school in a decentralized filtration system by percolation over organic packing media *Wat. Sci. Tech.* **64 (5) : 1169 –1177**.

Garzón-Zúñiga M.A. (2011). Biofiltros sobre materiales orgánicos. Segundo Curso Internacional sobre sistemas naturales de tratamiento de aguas y de lodos residuales, su reúso y aprovechamiento. IMTA, 5 al 10 de Octubre 2011.

Garzón-Zúñiga M.A., Ramírez C.M.E., Escalante E.V.E., Cardoso V.L.M. y Moeller Ch. G.E. (2009). Sistema de tratamiento anaerobio para la reducción de carga orgánica alta (Industria Porcícola) y acoplamiento con un sistema de pulimento para la reducción de nutrientes. *Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Informe Final*. Proyecto IMTA-TC0903.1

Garzón-Zúñiga M. A., Tomasini-Ortíz A., Moeller-Chavez G., Hornelas-Uribe Y., Buelna G. y Mijaylova-Nacheva P. 2008. Enhanced pathogen removal in on-site biofiltration systems over organic filtration materials *Water Practice and Technology* 3: 1-8.

Garzón-Zúñiga M.A., Lessard P., Aubry G. y Buelna G (2007). Aeration effect on the efficiency of swine manure treatment in a trickling filter packed with organic materials. *Wat. Sci. Tech.*, **55(10)**, 135-143.

Garzón M.A. y Moeller G. (2007). Nueva tecnología sustentable para tratar las aguas residuales. *Gaceta del IMTA*, numero 7, noviembre

Garzón-Zúñiga M. A., Moeller G.E. y Buelna G. (2005). *Biofiltración sobre materiales orgánicos de regiones tropicales y subtropicales: desarrollo IMTA-CRIQ*. Informe final de proyecto IMTA-TC0512.4. Jiutepec, Morelos. México.

Garzón-Zúñiga M. A. 2001. *Mécanismes d'enlèvement de l'azote u lisier de porc par biofiltration aérée sur tourbe*. Tesis de Doctorado. Université Laval. Québec. Canadá.

González-Martínez Simón, González-Barceló Oscar and Flores-Torres. Carlos A. (2011). Wastewater treatment in an anaerobic filter using small stones as filter media without temperature control. *Water Science and Technology*. **63**. (6): 1188-1195. 2011

Habouzit, F., Gevaudan, Hamelin, J., Bernet, N. (2009). Influence of support properties on initial adhesion of a methanogenic microbial consortium. *CD Proceedings of the IWA*

*Specialized Conference on Processes in Biofilms Fundamentals to Applications*, Davis, California.

- Jay-Myoung Rim, Byoung-Ug Kim, and Jae-Hynk Kwon. (2004). Attachment Characteristics of Biofilms in Fixed-Lock Media for Swine Wastewater Treatment. *Journal of Environmental Science and Health*. Vol. A39, No. 7, p 1843 – 1852. Marcel Dekker, Inc.
- Karakashev, D., Schmidt, J. E., Agelidaki, I. (2008). Innovative process scheme for removal of organic matter, phosphorus and nitrogen from pig manure. *Water Research* 42, 4083-4090. [www.elsevier.com/locate/watres](http://www.elsevier.com/locate/watres)
- Metcalf, & Eddy. (2003). *Wastewater Engineering Treatment and Reuse*. New York: McGraw-Hill Higher Education.
- SEMARNAT (1996). Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT 1996, Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Diario Oficial de la Federación 6 de enero de 1997.
- Techio, V. H., Stolberg, J., Kunz, A. Zanin, E., and Perdomo<sup>†</sup>, C.C. (2011) Genotoxicity of swine effluents. *Water Science & Technology* 63(5), 970-975.
- van der Zee, F. P., & Villaverde, S. (2005). Combined anaerobic–aerobic treatment of azo dyes—A short review of bioreactor studies. *Water Research* , 39, 1425–1440.
- Victorica-Almeida J.L., M. Galván-García and R. Ayala-Ruiz. (2008). Sustainable Management of Effluents from Small Piggery Farms in Mexico. *American Journal of Environmental Sciences* 4 (3); 185-188. ISSN 1553-345X
- Zhao, C.H., Peng Y. Z., Wang S. Y. and Tang X. G., (2008). Influence of wastewater composition on biological nutrient removal in Unified SBR process. *Water Science & Technology-WST* 58.4