



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA CHAPINGO

**UNIDAD REGIONAL UNIVERSITARIA DE ZONAS ÁRIDAS
COORDINACION GENERAL DE POSGRADO**

**EVALUACIÓN DE LA EFICACIA DE UN REACTOR ANAEROBIO
DE FLUJO ASCENDENTE EN EL TRATAMIENTO DE AGUA
RESIDUAL**

TESIS

QUE COMO REQUISITO PARCIAL

PARA OBTENER EL GRADO DE:

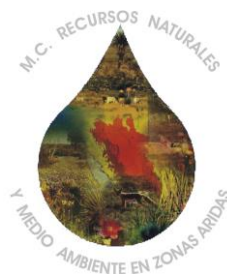
**MAESTRO EN CIENCIAS EN RECURSOS NATURALES Y MEDIO AMBIENTE EN ZONAS
ÁRIDAS**

PRESENTA:

JOSÉ ANTONIO CHÁVEZ RIVERO

OCTUBRE 2009

Bermejillo, Durango

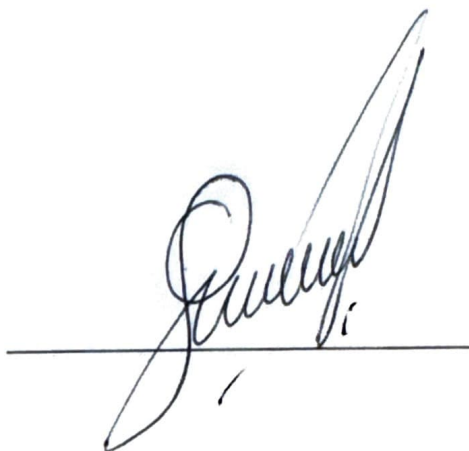


EVALUACIÓN DE LA EFICACIA DE UN REACTOR ANAEROBIO DE FLUJO ASCENDENTE EN EL TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL.

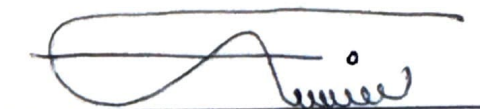
Tesis realizada por **José Antonio Chávez Rivero** bajo la dirección del Comité Asesor indicado, aprobada por el mismo y aceptada como requisito parcial para obtener el grado de:

Maestro en ciencias en Recursos Naturales y Medio Ambiente en Zonas Áridas

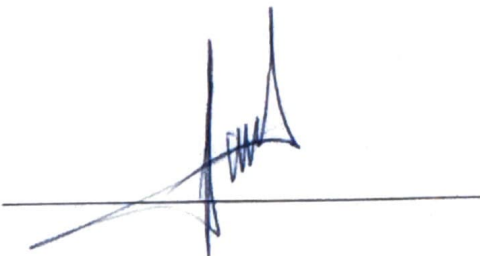
Director: Dr. Aurelio Pedroza Sandoval



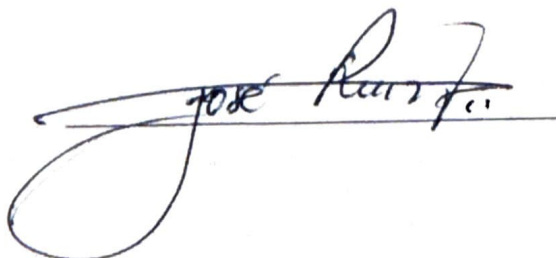
Asesor: M.C. Aurelio Maldonado Cabrera



Asesor: Dr. Ignacio Sanchez Cohen



Asesor: M.C. José Ruiz Torres



Agradecimientos.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el apoyo y patrocinio que me brindo durante dos años para la realización de la maestría y de este proyecto de tesis.

Al proyecto: CAPTACIÓN, USO, MANEJO Y CALIDAD DEL AGUA EN ZONAS ÁRIDAS, financiado por el CONACYT-FOMIX-DURANGO, con registro CONACYT-DGO-2008-C01-88100

A la universidad Autónoma Chapingo por las facilidades otorgadas para poder culminar mi formación profesional.

A la Facultad de Ciencias Químicas de la Universidad Juárez Del Estado de Durango, por las facilidades otorgadas para la realización de esta investigación.

A la Empresa Barcel del Norte S.A. de C.V. por la donación del consorcio bacteriano para la realización de este trabajo de tesis.

Al Dr. Aurelio Pedroza Sandoval por la confianza y el apoyo otorgado durante estos dos años.

Al M.C. Aurelio Maldonado Cabrera por el apoyo, la confianza y la amistad brindada durante toda esta investigación.

A todas las personas que apoyaron esta investigación de forma directa o indirecta.

Contenido

	Pagina.
ÍNDICE DE CUADROS	vi
ÍNDICE DE FIGURAS	vii
ÍNDICE DE ANEXOS.....	viii
I. INTRODUCCION.....	1
II. OBJETIVOS	3
HIÓTESIS	3
III. REVISION DE LITERATURA.	4
3.1 Historia reciente del saneamiento en México	4
3.2 Reutilización de aguas residuales	5
3.3 Normas oficiales mexicanas de descarga	7
3.3.1 Descargas a suelo y cuerpos de agua.....	8
3.3.2 Normativa para la reutilización del agua residual municipal.....	9
3.4 Reutilización de aguas residuales en México	11
3.5 Tecnologías empleadas en el tratamiento de aguas residuales en México	12
3.5.1 Proceso de lodos activados	14
3.5.2 Lagunas de estabilización	16
3.5.3 Tratamiento primario avanzado (TPA).....	17
3.5.4 Tratamiento anaerobio	19
3.6 Sistema de tratamiento UASB	21
3.6.1 La utilización de la tecnología anaerobia para el tratamiento de las aguas residuales domésticas	22
3.6.2 Generalidades del sistema UASB.....	26
3.7 Utilización de biopelículas en el tratamiento de aguas residuales	28
3.8 Plantas con fijación sobre soporte: filtro anaerobio, película fija y flujo descendiente, lecho expandido	30
3.9 Digestor de película fija.....	31
3.9.1 Factores que afectan el funcionamiento de un sistema anaerobio.	31
3.9.2 Factores Relacionados con el Diseño y Operación	32
3.9.3 Factores Ambientales	34
3.10 Biopelículas.....	40
3.11 La adherencia primaria y el desarrollo del biofilm	41
3.12 Regulación del proceso de formación del biofilm	43
3.13 Utilización de biopelículas en el tratamiento de aguas residuales	45
3.14 Demanda química de oxígeno, como parámetro de eficiencia en un sistema de tratamiento anaerobio.....	47
3.15 Tratamiento biológico.	49
VI. MATERIALES Y METODOS.....	56
4.1 Ubicación del área de estudio	56
4.2 Montaje y operación del bioreactor.....	56
4.3. Diseño de muestreo	60
4.4. Variables a evaluar	60

4.4.1. Demanda Química de Oxígeno Total (DQOT)	60
4.4.2. Temperatura en grados centígrados (T °C) y Potencial de Hidrogeno (pH)	61
4.4.3. Calidad de agua del influente y del efluente.	62
4.5. Procesamiento de datos	62
V. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	63
5.1 Disminución y porcentaje de remoción de DQOT.....	63
5.2 DQOT y Temperatura	67
5.3 DQOT y pH.	69
5.4 Correlación entre DQOT, pH y Temperatura	71
VI. CONCLUSIONES	73
VII. RECOMENDACIONES.....	74
VII. LITERATURA CITADA	75
VIII. ANEXOS	83

ÍNDICE DE CUADROS

	Página.
Cuadro 1. NOM -003-SEMARNAT-1997 que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en aguas negras para su reutilización agrícola.....	10
Cuadro 2. Límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores provenientes de los sistemas de alcantarillado o drenaje municipal establecidos en la NOM-067-ECOL-1994.....	11
Cuadro 3. Principales procesos de tratamiento de aguas residuales municipales, 2007.....	14
Cuadro 4. Rendimientos de eliminación para diferentes parámetros en el tratamiento primario convencional y el tratamiento primario avanzado.....	18
Cuadro 5. Biodegradabilidad anaerobia de algunos sustrato.....	37
Cuadro 6. Comparación de medias de disminución y eficiencia en la reducción de DQOT.....	63
Cuadro 7. Porcentaje de remoción de DQOT durante todo el muestreo, dividido en cuatro períodos de ocho días cada uno.....	65
Cuadro 8. Disminución de DQOT durante todo el muestreo, dividido en cuatro períodos de ocho días cada uno.....	65
Cuadro 9.- Análisis de correlación de Pearson ($P<0.05$) entre las variables relacionadas en el proceso de tratamiento de agua residual.....	71

ÍNDICE DE FIGURAS

	Página.
Figura 1. Factores que afectan el arranque y operación de un reactor anaerobio. Factores relacionados con el diseño y operación del reactor. Factores ambientales. Factores relacionados con la calidad y cantidad de la biomasa y, factores relacionados con las características del residuales.....	32
Figura 2. Ubicación del municipio de Gómez Palacio, Dgo.....	56
Figura 3. Diseño de bioreactor de flujo ascendente para tratamiento de aguas residuales.....	58
Figura 4. Sistema cerrado Batch para desarrollar la biopelícula dentro del biorreactor.....	59
Figura 5. Disminución y eficiencia de remoción de la DQOT durante el período de muestreo, teniendo una carga orgánica promedio de 168 mg l^{-1} de DQOT l^{-1}	64
Figura 6. Eficiencia de Remoción de DQOT y Temperaturas dentro del bioreactor durante el periodo de muestreo.....	68
Figura 7. Eficiencia de Remoción de DQOT y pH dentro del bioreactor durante el periodo de muestreo.....	69

ÍNDICE DE ANEXOS

	Pagina.
Anexo 1. Imagen del birreactor al momento de ser armado.	83
Anexo 2. Limpieza de cardencha para eliminar impurezas en el soporte de la biopelícula.....	83
Anexo 3. Una vez que es hervido el cardenche se pone a secar, se puede observar el tamaño de las piezas del soporte.....	84
Anexo4. Colocación del soporte dentro del bioreactor.....	84
Anexo 5. Imagen del inóculo utilizado para la formación de la biopelícula.....	85
Anexo 6. Formación de la biopelícula en el cardenche y su coloración.....	85
Anexo 7. Ubicación final del birreactor junto a los baños de la facultad de Ciencias Químicas de la Universidad Juárez del Estado de Durango.....	86
Anexo 8. Las muestras del centro y del lado izquierdo son de la calidad del efluente dentro y a la salida del birreactor; al lado derecho una muestra del influente.....	86
Anexo 9. Termoreactor y Espectocolorímetro utilizados para el análisis de muestras.....	87
Anexo 10. Kit utilizado para el análisis de DQOT de la Maraca HACH para concentraciones de 0 a 1500 mg l ⁻¹	87

EVALUACIÓN DE LA EFICACIA DE UN REACTOR ANAEROBIO DE FLUJO ASCENDENTE EN EL TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL

EVALUATION OF EFFICACY OF UPFLOW ANAEROBIC SLUDGE BLANKET IN TREATMENT OF WASTE WATER

RESUMEN

La Comarca Lagunera se localiza en las inmediaciones de los Estados de Coahuila y Durango, México, y presenta una grave escasez de agua para los diversos usos, tanto productivos como domésticos, dada la gran aleatoriedad climática y acrecentada ésta por los efectos del calentamiento global. En la región el promedio de precipitación es de 240mm anuales. Lo anterior se agrava por el enorme desperdicio de las aguas residuales, el cual a nivel nacional es del orden de 13,640 millones de m³ año⁻¹. Una alternativa al problema hídrico en la región, es el adecuado tratamiento de aguas residuales y el uso eficiente de las mismas, sin embargo, los equipos, técnicas y metodologías aun no están estandarizadas y adaptadas a las condiciones específicas requeridas a nivel local y regional. El presente estudio se realizó en las instalaciones de la Facultad de Ciencias Químicas de la Universidad Juárez del Estado de Durango, con el objetivo de evaluar la eficiencia de un sistema anaerobio de flujo ascendente de lecho lodoso (UASB, por sus siglas en inglés), usando un consorcio de bacterias establecido en biopelículas sobre un soporte inerte. El biorreactor tipo UASB, se mantuvo en período de monitoreo del influente sobre el efluente, durante 32 días. La eficiencia de remoción de la carga orgánica determinada por la Demanda Química de Oxígeno Total (DQOT), comenzó a incrementarse significativamente ($p \leq 0.05$) a partir de los primeros 8 días, identificándose este tiempo como el período de adaptación del consorcio bacterial, estabilizándose en su actividad biológica a partir de los 12 hasta los 24 días, a partir de los cuales, el sistema alcanzó su máxima eficiencia de remoción orgánica, la cual fue de 82 %. No se encontró correlación entre el DQOT con el pH y la temperatura ambiental, aunque sí una correlación negativa entre éstas dos últimas; a mayor temperatura, el pH del agua tratada tendió a acidificarse (de). En base al promedio de DQOT, el cual fue de 20 mg l⁻¹ día⁻¹, se determinó que el agua tratada se encuentra dentro de los estándares de la norma oficial mexicana NOM-067-ECOL-1996.

Palabras clave: aguas residuales, reactor anaerobio de flujo ascendente, biopelícula, biotecnología ambiental.

SUMMARY

The Comarca Lagunera is located within the states of Coahuila and Durango, Mexico, and due the localization, has a serious shortage of water for various uses, such as domestic and industrial. This problem arises due to the randomness of rainfall patterns triggered by global climate change. In the area the rainfall average is about 240mm per year. The problem is enhanced due the enormous waste of wastewater, which, in the country is about 13,640 millions of m³ year⁻¹. One alternative of the wastewater problem in the region is adequate wastewater treatment and use them efficiently, however, the equipment, technical and methodologies are not yet standardized and tailored to the specific required at local and regional conditions. This study was conducted on the premises of the Facultad de Ciencias Químicas of the Universidad Juárez at Durango State. The objective of this study was to evaluate the efficiency of an Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB), using a consortium of bacterial in biofilms, which was established on an inert support. The UASB reactor was maintained in monitoring period of the influent on the effluent, during 32 days. The removal efficiency of the organic load, determined by the Total Chemical Oxygen Demand (TCOD), it began to increase significantly ($p \leq 0.05$) during the first 8 days. This period, was recognized as adaptation time of bacterial consortium, which it was stabilizing in its biological activity after 12 to 24 days, and achieving the maximum organic removal efficiency (82%) to the 32 days. There was no correlation among TCOD with pH and temperature, even if had a negative correlation between the latter two; when temperature was higher, the pH of water trended to acidify it (of 7.9 to 7.7). In addition, the TCOD recorded average values of 20 mg l⁻¹ day⁻¹, indicates that the treated water is within the standards of the Official Mexican Standard NOM-067-ECOL-1996.

Key words: wastewater, Upflow Anaerobic Sludge Blanket, biofilms, environmental biotechnology

I. INTRODUCCION

La Comarca Lagunera se localiza en las inmediaciones de los Estados de Coahuila y Durango, México, y presenta una grave escasez de agua para los diversos usos, tanto productivos como domésticos, dada la gran aleatoriedad climática y acrecentada ésta por los efectos del calentamiento global. En la región el promedio de precipitación es de 240mm anuales. Lo anterior se agrava por el enorme desperdicio de las aguas residuales; A nivel nacional, la CONAGUA(2008) indica que se generan 13,640 millones de $\text{m}^3 \text{año}^{-1}$, en donde las aguas de origen municipal contribuyen con 7,660 millones de $\text{m}^3 \text{año}^{-1}$ (es decir $207 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$) y las industrias generan 5,980 millones de $\text{m}^3 \text{año}^{-1}$ (es decir $188.7 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$), con lo cual se produce una degradación en la calidad del agua, impactos ecológicos diversos, pérdida del uso natural y abatimiento en la disponibilidad por afectación de la calidad del agua.

Tradicionalmente en México, el tratamiento biológico de aguas residuales se ha efectuado empleando procesos y sistemas aerobios, tales como lodos activados, lagunas aireadas y filtros percoladores. Sistemas que se caracterizan por la acción de bacterias y otros organismos que requieren de aire para su existencia, razón por la cual uno de los factores más importantes en este caso es la energía requerida para suministrar las cantidades necesarias de aire y de áreas grandes para instalar las lagunas de tratamiento. De acuerdo con cifras oficiales de la CONAGUA, hasta 2007 existían 1710 plantas tratadoras con una capacidad de tratamiento de $79.3 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$, es decir el 38.3 % de la capacidad requerida. Prácticamente la totalidad de la tecnología que existe en el tratamiento de aguas residuales es del tipo de sistemas aerobios o de lodos activados (44.32% de los sistemas de tratamiento del país funcionan con esta tecnología), siendo por consecuencia sistemas de tratamiento costosos. Por otro lado, la producción de lodos residuales de tales plantas en el país se estima en un millón de toneladas anuales, de los cuales muy bajo porcentaje se trata y maneja adecuadamente para su disposición final, siendo en algunos casos exprimidos con filtros prensa y transportados hasta “rellenos sanitarios”; siendo una operación costosa. Por lo antes mencionado se puede decir que las acciones de saneamiento

como son los equipos, técnicas y metodologías aun no están estandarizados y adaptados a las condiciones específicas requeridas a nivel local y regional.

En la actualidad, la mayoría de los consorcios biotecnológicos se encuentran enfocados en la búsqueda de nuevas propiedades naturales que permitan su aplicación en la generación de productos o en el diseño de microorganismos mediante técnicas genéticas que sean capaces de degradar todo tipo de compuestos. Muchos de los procesos industriales que se encuentran en desarrollo se fundamentan en recursos biotecnológicos eficientes, limpios y sustentables como son en el tratamiento de las aguas residuales. Los primeros avances sobre la investigación sobre los sistemas de tratamiento de aguas residuales por medio de biopelículas en un flujo constante, se inicio en Francia, en donde se desarrollo un proceso de filtración que permite el tratamiento combinado físico-biológico de agua residual municipal cruda (Rogalla y Bourbigot, 1990; Rogalla *et al*, 1990; Rogalla *et al*, 1992), en donde la mayor parte de la biomasa producida por oxidación biológica y de los sólidos suspendidos en el agua residual entrante son atrapados por las partículas de las cuales está compuesto el lecho filtrante, reduciendo la concentración de sólidos suspendidos a la salida. Debido a que el lecho filtrante cumple con las funciones de tratamiento biológico y filtración se le conoce como filtración combinada o filtración con biopelícula (Iwai y Kitao, 1994). Este proceso tiene la característica de poder concentrar la masa microbiana que degrada el material contaminante en pequeños volúmenes de tanques. El proceso de tratamiento de aguas residuales principalmente de origen municipal a través de filtración combinada, se puede realizar de formas más económicas y en menores terrenos que con procesos convencionales. Esto es de especial interés para plantas de tamaños relativamente pequeños, menos de 50 litros por segundo. En México el estudio más reciente es el realizado por Valdivia, *et al*, (2005), en donde se montó una planta piloto para el estudio de la remoción de materia orgánica de aguas residuales domésticas en un filtro combinado con lecho de tezontle, encontrándose que la mayor remoción de materia orgánica se logró con las cargas orgánicas de Demanda Química de Oxígeno de entre 5 y 8 g m⁻² día⁻¹, alcanzado respectivamente, remociones de 80 y 69 %.

II. OBJETIVOS

- Evaluar la eficiencia cuantitativa en el tratamiento de aguas residuales de un reactor anaerobio de flujo ascendente con un consorcio de bacterias establecidas en biopelículas sobre un soporte inerte.
- Identificar la etapa de arranque del reactor anaerobio de flujo ascendente en función de las variables asociadas a la estabilidad del proceso.

HIÓTESIS

- El sistema de digestor anaerobio de flujo ascendente no tiene la eficiencia cuantitativa y cualitativa en el tratamiento de aguas residuales, acorde a la norma oficial **NOM-067-ECOL-1994**

III. REVISION DE LITERATURA.

3.1 Historia reciente del saneamiento en México

En 2007 había en México 1710 plantas de tratamiento de aguas residuales municipales en operación, que trataban un caudal de $79.3\text{m}^3\text{s}^{-1}$ de aguas residuales es decir el 38.3% de los $207\text{m}^3\text{s}^{-1}$, recolectados en los sistemas de alcantarillado (CONAGUA, 2008), por tanto, un número reducido de plantas de tratamiento para las necesidades del país, tratando un porcentaje reducido del caudal total de aguas residuales. Además, a finales de los años noventa 39% de las plantas de tratamiento estaba fuera de operación (CNA, 1999), lo cual es un porcentaje muy elevado. Según diversos expertos del sector, se construyeron un número elevado de plantas de tratamiento que luego los ayuntamientos no podían operar, normalmente por falta de recursos económicos y humanos para gestionar su operación.

Esta ha sido una situación recurrente en México, hasta que los tres niveles de gobierno han incrementado sus recursos y su compromiso con el tratamiento de las aguas residuales municipales. En muchos municipios mexicanos, no existía una estructura adecuada de tarifas del servicio de agua y saneamiento, lo que impedía la autosuficiencia de este servicio (incluido el tratamiento de las aguas residuales). En muchos casos, el municipio tampoco disponía de financiamiento alternativo suficiente para subsidiar los costos de agua potable y saneamiento. Esta situación

subsiste en parte, especialmente en los municipios de las zonas más deprimidas (Escalas 2006).

3.2 Reutilización de aguas residuales

La necesidad del tratamiento de aguas residuales, es parte de una consecuencia de la civilización y el progreso y caracterizado por el aumento de la densidad de demográfica y la expansión industrial que obliga a ciertas medidas sanitarias entre estas, un control de la contaminación.

Las razones que justifican el tratamiento de aguas residuales son cuatro:

- Higiénicas (causa relacionada con la salud pública)
- Económicas (áreas depreciadas por estar contaminadas)
- Estéticas de confort (desprendimiento de gases a la atmósfera)
- Legales (derechos propietarios marginales)

La reutilización del agua se constituye como una alternativa de gran relevancia en los estados áridos y semiáridos del país, donde uno de los principales problemas es la escasez del recurso. Actualmente son aprovechadas en el riego agrícola las aguas crudas de origen municipal en los Valles del Yaqui, Mayo y

Guaymas en Sonora, Chiconautla en el Estado de México, Tula, Alfajayucan y Tulancingo en Hidalgo, Valle de Juárez en Chihuahua y Valsequillo en Puebla, entre otros (Escalas 2006).

De igual forma, el uso del agua residual tratada en la planta industrial mexicana tiene dos vertientes: una es la toma del agua residual tratada municipal y la otra se refiere a la reutilización del agua generada por la propia industria. Existen ejemplos en la Comisión Federal de Electricidad, PEMEX y Altos Hornos de México, que recurren a la primera alternativa; la otra alternativa es utilizada principalmente por industrias termoeléctricas, de celulosa y papel, química, acerera, y petroquímica, que la utilizan principalmente para sus procesos, sistemas de enfriamiento o calderas.

De igual forma uso del agua residual tratada para servicios al público quedó regulada con la Norma Oficial Mexicana NOM-003-ECOL-1997, la cual considera diferencias de uso con contacto directo con las personas (llenado de lagos y canales artificiales recreativos, fuentes de ornato, lavado de vehículos, riego de parques y jardines de esparcimiento) o el indirecto u ocasional como lo es riego de jardines o camellones de autopistas o avenidas, campos de golf, abastecimiento de hidrantes de sistemas contra incendio y panteones.

Si se realiza un buen aprovechamiento de las aguas residuales en base a las normas oficiales establecidas, permitiría satisfacer ciertos requerimientos de agua en

donde no se exige una calidad potable. Y esto disminuiría la enorme presión que existe en zonas en donde ya se han dando conflictos por la escasez de la misma.

3.3 Normas oficiales mexicanas de descarga

En 1997 y 1998 se promulgaron las normas oficiales mexicanas (NOM) sobre descargas de aguas residuales, las cuales hasta hoy continúan vigentes. Son decretos federales de obligado cumplimiento, que establecen los límites de descarga (vertido) a los diferentes cuerpos de agua y al suelo, así como a las redes de alcantarillado: NOM-001-SEMARNAT-1996 y NOM-002-SEMARNAT-1996, respectivamente. Estas normas establecieron un marco regulador que ha unificando parámetros para regular esta actividad en todos los municipios y usuarios de las redes de alcantarillado. Los límites descarga de aguas residuales municipales a cuerpos receptores se establecieron en función de los cuerpos de agua, mientras que la descarga a alcantarillado se unificó y ya no dependió de la actividad de la industria: se derogaron normas anteriores que establecían la normativa de descarga según el ramo industrial. Los límites establecidos por las NOM mencionadas son en general bastante permisivos. Sin embargo, establecieron un marco normativo generalizado y un calendario escalonado de implantación de la norma, que debía favorecer la generalización del saneamiento integral de las aguas residuales en el país (Escalas 2006).

3.3.1 Descargas a suelo y cuerpos de agua

La NOM-001-SEMARNAT-1996 establece los límites máximos permisibles en la descarga a suelo y agua en función de los tipos de cuerpos receptores establecidos en la Ley Federal de Derechos. En la descarga a río con “protección de la vida acuática” se establecen límites moderadamente altos de demanda bioquímica de oxígeno (DBO5) y sólidos suspendidos totales (SST) de 30 y 40 mg l⁻¹, respectivamente (promedios mensuales).

En cambio, en la descarga a ríos calificados para “uso en riego agrícola” se establecen límites de 150 mg l⁻¹, tanto para DBO5 como para SST. Y para la descarga al suelo para riego agrícola, no se establecen límites de DBO5 ni de SST. Esto implica en la práctica que para algunas aguas residuales diluidas no se requeriría tratamiento alguno, o es suficiente con un tratamiento de sedimentación básico para cumplir con la normativa de descarga.

Para estimular el cumplimiento de la normativa, sucesivos decretos federales ofrecieron a los municipios la condonación de las deudas a cambio de que elaboraran y ejecutaran planes para establecer el saneamiento de sus aguas residuales. La condonación de la deuda quedó condicionada al cumplimiento trimestral de los objetivos de un programa, de lo contrario el municipio debería pagar los derechos, que serían descontados de sus participaciones federales. Este proceso se instrumentó a través del Programa de Acciones para el Saneamiento (PAS) (Sánchez Luna, 2004).

El PAS se ofreció inicialmente a poblaciones de más de 20 000 habitantes (un total de 306 en todo el país). A finales de 2004, 288 poblaciones se habían adherido al programa, de las que 232 estaban desarrollando acciones de saneamiento (CONAPO, 2004). En noviembre de 2004 se abrió el programa a las poblaciones de más de 2 500 habitantes. Aún no se han podido obtener todos los resultados esperados del PAS, puesto que muchas obras se encuentran en la fase de proyecto o en la ejecución.

En diciembre de 2004 funcionaban en México 1 300 Plantas Tratadoras de Aguas Residuales (PTAR) municipales, que trataban un caudal de $64,5 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ (CNA, 2005c), lo que representaba 31,5% del caudal recolectado por los sistemas de alcantarillado. Entre 1992 y 2004 se pasó de 394 a 1 300 plantas en operación, y de 30,6 a $64,5 \text{ m}^3/\text{s}$ de aguas residuales municipales tratadas. La cobertura del tratamiento pasó de 19% a 31,5%, lo que todavía es un valor bajo. Sin embargo, localmente se han producido incrementos sustanciales en el porcentaje de aguas residuales que son depuradas, o en el número de plantas en construcción.

3.3.2 Normativa para la reutilización del agua residual municipal

La normativa para la reutilización agrícola quedó establecida en La Norma Oficial Mexicana-001-SEMARNAT - 1996. En la reutilización para uso público urbano (parques, jardines, camellones,...) rige La Norma Oficial Mexicana-003-SEMARNAT-1997. El cuadro 1 muestra los límites establecidos en los principales parámetros por la NOM-003-SEMARNAT-1997.

Cuadro 1. NOM -003-SEMARNAT-1997 que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en aguas negras para su reutilización agrícola.

Tipo de reuso	Promedio mensual				
	Coliformes fecales NMP100ml ⁻¹	Huevos de Helminto (huevos l ⁻¹)	Grasas y aceites mg l ⁻¹	DBO5 mg l ⁻¹	SST mg l ⁻¹
Servicio al público con contacto directo	240	1	15	20	20
Servicio al público con contacto indirecto u ocasional	1,000	5	15	30	30

Fuente: <http://www.ine.gob.mx/ueajei/publicaciones/gacetas/228/67.html>

En base a que las descargas de aguas residuales en las redes colectoras, ríos, cuencas, cauces, vasos, aguas marinas y demás depósitos o corrientes de agua y los derrames de aguas residuales en los suelos o su infiltración en los terrenos, provenientes de los sistemas de alcantarillado o drenaje municipal, provocan efectos adversos en los ecosistemas, por lo que el gobierno mexicano estableció los límites máximos permisibles de contaminantes que deberán satisfacer dichas descargas. Esto llevo al establecimiento de la Norma Oficial Mexicana NOM-067-ECOL-1994, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores provenientes de los sistemas de alcantarillado o drenaje municipal, la cual fue publicada en el Diario Oficial de la Federación el 10 de junio de 1994, la cual marca los parámetros señalados en el cuadro 2.

Cuadro 2. Límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores provenientes de los sistemas de alcantarillado o drenaje municipal establecidos en la NOM-067-ECOL-1994.

Parámetro	Límites máximos permisibles	
	Promedio diario	Instantaneo
pH (unidades de pH)	6-9	6-9

Sólidos suspendidos totales (mg/L)	100	150
Grasas y aceites (mg/L)	20	30
Sólidos sedimentables (ml/L)	1.0	2.0
Demandad Bioquímica de Oxígeno (mg/L)	100	150
Demanda Química de Oxígeno (mg/L)	200	250
Substancias Activas al Azul de Metileno (mg/L)	5	8

Fuente: <http://www.ine.gob.mx/ueajei/publicaciones/gacetas/228/67.html>

3.4 Reutilización de aguas residuales en México

En las regiones áridas y semiáridas de México se ha aplicado durante décadas el riego agrícola con aguas residuales crudas. Ésta ha sido una respuesta a la escasez de agua, impulsada también por la fácil disponibilidad de las aguas residuales crudas frente al agua de pozo, que debe bombearse y conducirse. Según Garza (2000), a principios de los años noventa, el Instituto Nacional de Ecología (INE) estimaba que el 44.3% de las aguas residuales municipales, normalmente no tratadas, se empleaban en el riego agrícola. Según el mismo autor, 350.000 ha se irrigaban por este procedimiento, según datos de la primera mitad de los años noventa.

Sólo en el Valle del Mezquital, Hidalgo, se irrigan 130.000 ha con aguas residuales procedentes del Valle de México, que solo sufren un tratamiento parcial en las represas donde se almacenan. El riego con aguas residuales crudas o mal tratadas tiene implicaciones graves sobre el suelo y los mantos acuíferos y sobre la salud de la población, con especial incidencia en las enfermedades intestinales.

La reutilización de aguas residuales municipales por regantes agrícolas se encuentra a veces amparada por concesiones legales a los regantes. Otras veces, en cambio, se trata de situaciones de hecho difíciles de resolver. En todo caso, la preexistencia de reutilización de aguas residuales crudas tiene implicaciones sociales y legales de importancia, que se ponen de manifiesto al llevarse a cabo proyectos de saneamiento de esos caudales. Entonces el agua tratada, apta para su reutilización industrial, para su uso público urbano o para la recarga de acuíferos, no puede ser usada según las prioridades que establezcan las autoridades que pagan su tratamiento, sino que éstas deben pactar el futuro uso del agua tratada con los usuarios tradicionales, legítimos o ilegítimos.

3.5 Tecnologías empleadas en el tratamiento de aguas residuales en México

Desde el punto de vista de la sostenibilidad ambiental, determinados procesos de tratamiento tienen muy bajos consumos energéticos (procesos anaerobios, y también facultativos y aerobios sin aireación), frente a otros más intensivos en energía (la mayor parte de procesos aerobios). Para Escalas (2006), este consumo de energía suele ir ligado a emisiones adicionales de dióxido de carbono y otros contaminantes en la generación eléctrica.

Los procesos aerobios convierten parte de la materia orgánica a dióxido de carbono (gas invernadero), mientras los anaerobios la convierten a dióxido de carbono y metano (ambos son gases invernadero). Mientras algunos procesos

anaerobios permiten la recuperación energética del metano, otros lo emiten directamente a la atmósfera, donde actúa como un gas invernadero más potente que el dióxido de carbono. La combustión del biogás, ya sea para recuperación energética o para la conversión del metano a dióxido de carbono, puede generar emisiones contaminantes.

Estos aspectos sólo pueden estudiarse rigurosamente mediante el análisis de ciclo de vida (ACV) aplicado a las tecnologías de tratamiento de aguas residuales. En todo el mundo, y en México en particular, este enfoque no ha sido hasta ahora el predominante en la selección de las tecnologías para el tratamiento de las aguas residuales municipales. En general, los criterios han sido:

1. La viabilidad económica y técnica de la construcción y operación de la planta.
2. La calidad de efluente que es posible obtener con cada tecnología (frente a la calidad exigida en la descarga o reutilización del agua).
3. La confianza que las tecnologías ofrecen a las autoridades, por haber sido probadas o no en un número suficiente de instalaciones en el mundo.

A continuación en el cuadro 3 se muestran los principales procesos de tratamiento empleados en México, en función de los tres criterios mencionados.

Cuadro 3. Principales procesos de tratamiento de aguas residuales municipales, 2007

PROCESO	NUMERO	CAUDAL TRATADO	PRCENTAJE (%)
---------	--------	-------------------	------------------

		m^3s^{-1}	
Bidiscos	6	0.47	0.59
Filtros biológicos	74	3.56	4.49
Lagunas de estabilización	646	14.24	17.96
Lagunas aireadas	26	6.08	7.66
Lodos activados	417	35.14	44.32
Primario	13	2.07	2.61
Primario avanzado	14	8.68	10.95
Reactor Anaerobio de Flujo Ascendente	111	1.04	1.31
Reactor enzimático	59	0.11	0.14
Tanque Imhoff	59	0.39	0.49
Tanque Séptico	77	0.13	0.16
Humedal artificial (Wetland)	130	0.48	0.61
Zanjas de oxidación	202	2.18	2.75
Otros	58	4.73	5.97
Total	1710	79.29	100.00

FUENTE: CONAGUA. Subdirección General de Agua Potable, Drenaje y Saneamiento.

3.5.1 Proceso de lodos activados

De acuerdo a Osorio, 2002, el proceso de lodos activados fue desarrollado en Inglaterra en 1914 por Arden y Locketty su nombre proviene de la producción de una masa activada de microorganismos capaz de estabilizar un residuo por vía aerobia. Esta masa de microorganismos es alimentada en un tanque de aireación, en donde metabolizan y flocculan los compuestos orgánicos. Una vez que los microorganismos (lodos activados) han transformado los compuestos orgánicos son llevados al sedimentador y el sobrenadante clarificado es el efluente del sistema. Para mantener la cantidad adecuada de microorganismos en el líquido mezcla parte de los lodos decantados es retornada al tanque de aireación (recirculación de lodos).

Para el proceso de lodos activados de flujo continuo, los costos de inversión en México, estimados por el autor a partir de plantas reales, son de 18 000-36 000 USD/ (l s⁻¹), en función del gasto de diseño de la planta, mientras los costos de operación son de 0,07-0,22 USD m³. En plantas muy grandes con digestión anaerobia de lodos y cogeneración con biogás, los costos de operación pueden ser menores (Escalas 2006).

La calidad del efluente del proceso de lodos activados es elevada, aunque puede requerir algo más que desinfección (coagulación, sedimentación o filtración terciarias) para uso público urbano. El proceso discontinuo de lodos activados (reactores biológicos secuenciales (RBS), produce un efluente en general de mejor calidad, y permite una gran flexibilidad de operación, además de requerir menos espacio en planta para su construcción.

Al ser un proceso relativamente compacto, el proceso de lodos activados se ha empleado frecuentemente en México para el tratamiento de medianos y grandes caudales en zonas urbanas o periurbanas con terreno escaso y/o caro, especialmente en aplicaciones de reutilización del agua en uso público urbano, ya que proporciona una calidad adecuada. Por otro lado al ser un proceso largamente probado en muchos países y venir respaldado por fuertes compañías del sector, ha sido en muchos casos la tecnología seleccionada (CNA, 2005 b).

En diciembre de 2004, 22% de las 1300 PTAR municipales en operación en México eran procesos de lodos activados que, sin embargo, sumaban 43% del caudal

instalado en las plantas en operación, con un caudal instalado promedio de 136 l s^{-1} por planta, según datos elaborados a partir de CNA (2005b).

El proceso de lodos activados, se perfila entonces como un proceso apto en México para cumplir con los límites más estrictos de la NOM-001-SEMARNAT-1996 y la NOM-003-SEMARNAT-1997, pero con considerables o elevados costos de inversión y operación.

3.5.2 Lagunas de estabilización

Cuando el terreno es barato e impermeable, y no se requiere bombear el agua residual a grandes distancias o elevaciones, las lagunas de estabilización suponen costos de inversión bajos o moderados, con valores en México en torno a los 7 000- 8 000 USD/(l s^{-1}) para un caudal elevado (900 l s^{-1}). En plantas menores el costo aumenta, en torno a los 13 000 USD/(l s^{-1}), para un caudal de 100 l s^{-1} . Cuando el terreno es caro, poco apto para la excavación, o permeable, los costos aumentan considerablemente. Los costos de operación de las lagunas de estabilización son en México bajos o muy bajos (en torno a los \$0,03-0,05 USD m^3), a no ser que se requiera bombear el agua residual desde una cierta distancia o desnivel (Escalas 2006).

La calidad del efluente de las lagunas de estabilización no es en general tan buena como la del proceso de lodos activados, a no ser que se utilicen tiempos de retención muy elevados y, en algunos casos, postratamientos para remover sólidos y

patógenos. Sin embargo, las lagunas son adecuadas para cumplir con la mayor parte de los límites establecidos en la NOM-001-SEMARNAT-1996 (riego agrícola directo, y descarga a cuerpos de agua destinados al riego agrícola).

Por ello, y por ser procesos económicos y de operación sencilla, que resisten bien las oscilaciones de carga y caudal, se han aplicado ampliamente en México, especialmente en poblaciones con disponibilidad de terrenos cercanos al núcleo urbano. En diciembre de 2004, 549 PTAR municipales operaban en México basadas en lagunas de estabilización (42% del total), aunque sólo sumaban 18% del caudal instalado de las plantas en operación, con un caudal instalado promedio de $29,2 \text{ l s}^{-1}$ por planta, según datos elaborados a partir de CNA (2005b).

Las lagunas aireadas facultativas tienen costos de inversión intermedios entre el proceso de lodos activados y las lagunas de estabilización, y suponen una alternativa para considerar cuando existen amplias extensiones de terreno pero su disponibilidad o su precio no hace viable la construcción de lagunas de estabilización: las lagunas aireadas ocupan menos terreno y tienen menores costos de inversión que el proceso de lodos activados. En diciembre de 2004 operaban en México 15 PTAR municipales basadas en lagunas aireadas, que sumaban 6,7% del caudal de instalado en las plantas en operación (CNA, 2005b).

3.5.3 Tratamiento primario avanzado (TPA)

En este proceso se mejora el rendimiento de la sedimentación primaria, mediante la coagulación y la floculación previas del efluente del pretratamiento. Según Vesilind (2003), los rendimientos de eliminación en el tratamiento primario convencional y en el TAP son los del cuadro 4.

Cuadro 4. Rendimientos de eliminación para diferentes parámetros en el tratamiento primario convencional y el tratamiento primario avanzado

<i>Parámetro</i>	<i>Rendimiento en tratamiento primario conv. (%)</i>	<i>Rendimiento en TPA (%)</i>
SST	40 – 70	60 - 90
DBO₅	25 – 40	25 – 40
DQO	n.d.	30 – 60
P total	5 – 10	70 - 90
Patógenos	50 - 60	80-90

Con límites de descarga elevados, como la mayoría de los establecidos por la NOM-001-SEMARNAT-1996, se puede cumplir en muchos casos con la normativa con un TAP, y sin necesidad de un tratamiento biológico, aunque se deberá completar la remoción de patógenos con la ayuda de lagunas de maduración, o sistemas de desinfección química (para el límite de patógenos establecido en la NOM).

Los costos de inversión de este tipo de plantas son menores que los de una planta con tratamiento primario simple seguido de lodos activados. En cambio, se consumen reactivos para la coagulación y la floculación, y se generan grandes volúmenes de lodos, al sumarse el lodo primario y el lodo de hidróxido generado normalmente en la coagulación (Escalas 2006).

En diciembre de 2004 operaban 16 plantas de TPA en México, que sumaban 12,7% de la capacidad instalada en las plantas operativas, con un caudal instalado promedio 702 l s^{-1} por planta.

3.5.4 Tratamiento anaerobio

El tratamiento anaerobio de aguas residuales municipales se presenta como una alternativa adecuada para regiones con clima tropical o subtropical, ya que en determinados procesos se consiguen rendimientos notables sin necesidad de calentar el afluente (lo que haría el proceso inviable).

La calidad del efluente del proceso anaerobio es en general peor que la del proceso aerobio. Sin embargo, es posible combinar el proceso anaerobio con un postratamiento aerobio, o con lagunas de estabilización o humedales artificiales, para conseguir una mejor calidad del efluente. El tanque séptico (o fosa séptica) y el tanque Imhoff representan dos formas tradicionales de tratamiento anaerobio descentralizado de los efluentes domésticos, normalmente en lugares donde no existe red de alcantarillado. También se han utilizado en el tratamiento de aguas residuales municipales (Maldonado, 2008).

El reactor anaerobio de lecho de lodos y flujo ascendente (*upflow anaerobic sludge blanket reactor*, *UASB reactor*) se ha llamado en México reactor anaerobio de flujo ascendente (RAFA). Este reactor permite tratar aguas residuales a temperatura

ambiente, para temperaturas del agua residual de 15 °C o más (TBW, 2001). Esto incluye durante todo el año las regiones de clima tropical y subtropical, como el sureste mexicano o la mayor parte de Colombia. Según la misma referencia, para temperaturas del afluente de 12-15 °C, también es factible el tratamiento anaerobio de aguas residuales municipales, sin calentamiento, aunque se requiere más investigación para optimizar el proceso (TBW, 2001). Las regiones incluidas en esta última categoría incluyen los países mediterráneos, el centro y norte de México y el norte de Chile y Argentina (Field y Reyes, 2004).

Los costos de inversión y operación para el tratamiento anaerobio son bajos. El sistema UASB+lagunas facultativas tiene costos de inversión de 9,000-18,000 USD/ (l s⁻¹), estimados por el autor a partir de Schellingkout y Collazos (1999), para una planta de 360 l s⁻¹, con unos costos de operación bajos, en torno a los 0.03 USD m⁻³. A diciembre de 2004, operaban en México 65 RAFA, que representaban 5% de las plantas en operación, y sólo 1,7% del caudal instalado en plantas en operación (Escalas 2006).

Asimismo, funcionaban 125 plantas basadas en tanques sépticos o Imhoff, que trataban otro 1% del volumen instalado en las plantas en operación. Sumando al tratamiento anaerobio las lagunas de estabilización, los humedales artificiales (64 plantas, 0,7% del caudal), y las plantas con tratamiento primario resulta que 862 PTAR municipales (66% del total, 30% del caudal) se basan en tecnologías de bajos costos de inversión y operación, y de bajo consumo energético (CNA, 2005b).

3.6 Sistema de tratamiento UASB

Up-flow Anaerobic Sludge Blanket. Digestor con un lecho de biomasa activa en forma de fango granular, pueden ser flóculos o en funcionamiento ideal gránulos (asociaciones simbióticas de microorganismos), llegándose a obtener concentraciones de fangos al fondo del lecho de 150 a 300 kg m⁻³ (gránulos) y de 13 a 30 kg m⁻³ (biomasa floculenta). Puede trabajar con cargas orgánicas de hasta 25 kg DQO m⁻³ día⁻¹ con producciones de gas volumétricas de 6 a 9 m⁻³ m⁻³ de residuos orgánicos día⁻¹. Substratos que tengan sólidos inertes suspendidos pueden tratarse si sedimenta antes la biomasa activa, siendo esto poco usual. El fango granular obliga a tener especial atención a la puesta en marcha y evitar que se puedan formar canalizaciones entre los gránulos – recae en el diseño de las canalizaciones de alimentación. Modificaciones: incorporación de relleno, recirculación efluente –favorece la retención de los gránulos más densos, sería el sistema EGSB (expanded granular sludge bed), el inconveniente es el elevado consumo energético (Mata, 2002).

La versión más aplicada de este sistema es el UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket o Reactor Anaerobio de Flujo Ascendente, RAFA), que combina un tanque biológico con un tanque de sedimentación (Field y Reyes, 2004).

El proceso anaeróbico de flujo ascendente consiste básicamente en un tanque Imhoff de flujo “al revés”, presentando las cámaras de decantación y digestión anaerobia superpuestas. El reactor de lecho de lodo es un digestor tubular, de flujo ascendente, con separación física y recirculación de lodo dentro de la misma unidad. Existe un perfil de sólidos con gran concentración en la parte inferior (lecho de lodo),

y mezcla completa entre lodo líquido y gas en las camadas arriba del lecho. En la parte superior del digestor existe un separador de fases (sedimentador), en que el lodo retorna a la cámara de digestión provocando en contracorriente con el flujo ascendente una mezcla bien uniforme (Mansur, 1985)

El agua de entrada contiene materia orgánica fácilmente biodegradable, disuelta. La biomasa forma gránulos esféricos que tienen una elevada concentración de biomasa y una densidad también alta. Si se tiene que la velocidad de sedimentación de los gránulos es mayor que la velocidad de la corriente ascendente de agua, éstos quedarán retenidos en la parte activa de digestión del reactor. La concentración del afluente será de $5-15 \text{ kg VSS m}^{-3}$ ($7-20 \text{ kg DQO m}^{-3}$ en función de la temperatura de trabajo).

Estas plantas pueden causar problemas de separación agua-gas, pero es la planta más generalizada de todas, ideal para aguas con ácido acético, como la hidrolizada de la industria del azúcar. El sistema separador de tres fases de la parte superior es el elemento más delicado, que deberá idearse para separar los gránulos de biomasa, la corriente acuosa y el gas. Por último cabe señalar que se consigue un nivel de eliminación de la DQO del 80-90%.

3.6.1 La utilización de la tecnología anaerobia para el tratamiento de las aguas residuales domésticas

El desarrollo tecnológico, que posibilita la utilización de la tecnología anaerobia para el tratamiento de efluentes diluidos, provino básicamente de tres

laboratorios de Bélgica y Holanda: Profesores Nyns y Naveau en Lovaina, Profesor Verstraete en Gent y Profesor Lettinga en Wageningen, este último conceptualizó el sistema hoy en día famoso y difundido en el mundo entero llamado UASB, abreviación de “Upflow Anaerobic Sludge Blanket”, o sea Manto de Lodo Anaerobio de Flujo Ascendente, que permite buenas eficiencias de descontaminación con diseños constructivos particularmente sencillos, y por esto particularmente adaptados a los países tropicales.

Las ventajas de esta nueva tecnología son sus costos reducidos de inversión y sobre todo sus muy bajos costos de operación. Adicionalmente genera 3 sub-productos valiosos: un abono orgánico estabilizado seco, biogás, y agua tratada rica en nutrientes.

La tecnología UASB fue desarrollada comercialmente durante los años 1980 en Europa para el tratamiento de efluentes industriales, cuyas temperaturas normalmente son tibias, propias de las fermentaciones anaerobias, y en concentraciones de DBO superiores a 1.000 mg l⁻¹. Por el factor limitante de temperatura y el de concentración en DBO, se había recomendado siempre el uso de reactores UASB, en donde hubiera una baja relación entre SS y DQO, así como entre grasas y DQO. Por estas razones, la tecnología UASB no había sido imaginada inicialmente, para ser aplicada en el tratamiento de las aguas residuales domésticas (Conil, 2001).

Sin embargo, en un Convenio en 1982 entre la Universidad de Wageningen y la Universidad del Valle, así como con las Empresas Públicas Municipales de Cali de la ciudad de Cali - Colombia, se quiso probar la factibilidad del sistema UASB para el tratamiento directo de las aguas domésticas, dado que se está en una región tropical, con temperatura estable todo el año y mayor a 20 °C. Así, se construyó un reactor piloto (“Cañaveralejo”) de 60 m³ que se monitoreó durante 4 años. Este Convenio fue el nacimiento de una verdadera “revolución tecnológica tropical”, pues después de varios años de búsquedas, aciertos y errores, el Sistema UASB se ha vuelto hoy en día un Sistema de Tratamiento confiable, con costos de tratamiento considerablemente inferiores a los sistemas clásicos, y está mucho más al alcance del presupuesto del ciudadano latinoamericano promedio. Simultáneamente se realizaron otras investigaciones en diferentes partes del mundo, principalmente en Holanda, Brasil, España, Italia, India y México.

En Colombia, después de la primera fase de experimentación con la planta piloto de Cañaveralejo, se realizaron, con cooperación holandesa, dos proyectos de cierta magnitud, el primero por las “Empresas Públicas Municipales de Cali – EMCALI” (Planta El Vivero-1988: 45 l s⁻¹) y el segundo por la Autoridad Ambiental “Corporación para la Defensa de la Meseta de Bucaramanga”-CDMB (Planta Río Frío-1990: 720 l s⁻¹).

En Brasil la Escuela de Ingeniería de São Carlos - USP, dio nacimiento a una escuela fructífera de profesionales innovadores, con numerosas aplicaciones en los Estados de Sao Paulo, Belo Horizonte y Paraná.

En México, el sistema UASB para aguas residuales domésticas se desarrolló particularmente en la Universidad Autónoma de México – UNAM y la Universidad Metropolitana.

En India, el sistema se desarrolló con el impulso inicial de la cooperación holandesa, y un primer proyecto de 58 l s^{-1} en la ciudad de Kampur en 1989. Hoy en día es el sistema promovido por el Estado para la descontaminación de toda la cuenca del río Ganges. La cuenca del Ganges es la segunda región de aplicación masiva de la tecnología UASB después del Estado de Paraná en Brasil.

La sencillez teórica del sistema y sus bajos costos de operación y mantenimiento hicieron que se comenzara a difundir la tecnología, aunque con un vicio de fondo: muchas de las primeras plantas fueron desafortunadamente ampliaciones materializadas de esquemas de papel, difundidos por la Universidad de Wageningen a principios de los años ochenta, lo que llevó a resultados regulares y a problemas con la comunidad. Todas las plantas iniciales (Tratamiento preliminar y Reactores UASB) a escala real confirmaban remociones del orden de 65 % para DQO y SST y 75 % para DBO a costos muy bajos, pero con problemas de olores y de corrosión.

Unos 500 reactores anaerobios, en su mayoría de tipo UASB, se han construido a partir de 1988 a escala real en toda América Latina, para el tratamiento directo y a bajo costo de las aguas residuales domésticas. Los detalles tecnológicos de

estos reactores y los procedimientos contractuales se han afinado en estos últimos 10 años, representando los sistemas UASB mas del 50% de las plantas compactas de tratamiento en poblaciones de tamaño medio, entre 5.000 y 50.000 habitantes, con eficiencias de remoción del 75 al 80% (Conil, 2001).

3.6.2 Generalidades del sistema UASB

El efluente del reactor tiene una eficiencia de remoción entre 65 y 80% en materia orgánica y en aguas residuales domésticas se reporta remociones entre 50 y 70% de colifórmes fecales.

Las condiciones que se deberán conseguir en un UASB según Hulshoff *et al.* (1989) son:

- Obtener una separación efectiva de biogas, del manto de lodos y del líquido.
- Cultivar y mantener un lodo anaerobio de excelentes propiedades de sedimentabilidad y alta activa especifica.
- Realizar una distribución, lo más uniforme posible, desde el fondo del reactor.
- Las condiciones del diseño varían conforme al substrato utilizado, pero se debe diseñar siempre con el objetivo de distribuir la carga.

Existen dos partes esenciales en el UASB, el separados Gas - sólido (que es la parte superior) y el reactor anaerobio.

- El separados Gas - sólido tiene por objetivos:
- Separar el biogas del licor mixto y las partículas flotantes.
- Separar las partículas de lodos dispersas / flóculos presentes en el compartimiento de sedimentación por asentamiento y / o entrampamiento en el manto de lodos.
- Permitir a los lodos separados deslizarse al compartimiento de digestión.
- Restringir expansiones excesivas del manto de lodos.

De acuerdo a Hulshoff *et al.* (1989), dentro del reactor se lleva a cabo diferentes procesos físicos, químicos y biológicos.

Físicos tales como:

- El flujo ascendente produce un lodo pesado y lava al que no tiene peso (generalmente materia coloidal).
- La oclusión y el ascenso del gas producen una mezcla en el reactor.

Biológicos como:

- hidrólisis de biopolímeros.
- hidrólisis de proteínas
- hidrólisis de carbohidratos
- hidrólisis de lípidos

- Fermentación de amino ácidos y azúcares a hidrógeno, acetato y cadenas cortas de ácidos grasos volátiles (AGV) y alcoholes.
- Oxidación anaeróbica de cadenas de ácidos grasos y alcoholes.
- Oxidación anaeróbica de productos intermediarios, como ácidos volátiles.
- Conversión de acetato a metano por organismos acetotróficos (bacteria acetoclásticos).
- Conversión de hidrógeno a metano por organismos hidrogenotróficos.
- Químicos como ser:
- Corrosión por desprendimiento de ácido sulfhídrico.
- Precipitación y solubilización de metales por reacciones químicas.

Para lograr una buena fermentación en un RAFA es necesario que se cumpla:

- La presión parcial del hidrógeno molecular sea abajo de 10⁻⁶ atm.
- El potencial de redox debe ser abajo de 330-111V.
- La reducción de sulfatos genera H₂S que es tóxico para los metanógenos se aconsejan ratios de DQO/SO₄ < 7 y concentraciones de sulfatos menores a 1000 mg/l
- El pH recomendando entre 6.7 - 7.5 unidades.
- El rango de temperatura ideal es el mesofílico (20°C a 42°C)

3.7 Utilización de biopelículas en el tratamiento de aguas residuales

Los primeros avances sobre la investigación sobre los sistemas de tratamiento de aguas residuales por medio de biopelículas en un flujo constante se inicio en Francia, en donde se desarrollo un proceso de filtración que permite el tratamiento combinado físico-biológico de agua residual municipal cruda (Rogalla y Bourbigot, 1990; Rogalla *et al*, 1990; Rogalla *et al*, 1992). En donde la mayor parte de la biomasa producida por oxidación biológica y de los sólidos suspendidos en el agua residual entrante son atrapados por las partículas de las cuales está compuesto el lecho filtrante, reduciendo la concentración de sólidos suspendidos a la salida. Debido a que el lecho filtrante cumple con las funciones de tratamiento biológico y filtración se le conoce como filtración combinada o filtración con biopelícula (Iwai y Kitao, 1994). Este proceso tiene la característica de poder concentrar la masa microbiana que degrada el material contaminante en pequeños volúmenes de tanques. El proceso de tratamiento de aguas residuales principalmente de origen municipal a través de filtración combinada se puede realizar de formas más económicas y en menores terrenos que con procesos convencionales. Esto es de especial interés para plantas de tamaños relativamente pequeños, menos de 50 litros por segundo. En México el estudio mas recientes es el realizado por Valdivia, *et al*, 2005, en donde Se montaron una planta piloto para el estudio de la remoción de materia orgánica de aguas residuales domésticas en un filtro combinado con lecho de tezontle. En donde la mayor remoción de materia orgánica se logró con las cargas orgánicas de 5 y 8 gDQO/m²·d, alcanzado respectivamente, remociones de 80 y 69 por ciento.

Las características hidráulicas del filtro juegan un papel importante en la transferencia de masa y oxígeno para obtener una mejor actividad microbiana en la

película biológica. Dadas las condiciones hidráulicas de velocidad del agua y turbulencia, se genera una fuerza cortante que mantiene delgado el espesor de la película, con lo cual, se favorece la difusión de oxígeno y nutrientes entre la interfase de la capa superficial de la biopelícula y el líquido, y hacia las capas internas de la biopelícula. El proceso se beneficia al mantenerse un sistema continuo aireado que acelera las reacciones bioquímicas producto de un mejor mezclado y una mayor área superficial expuesta por unidad de volumen para la transferencia de masa (Lazarova y Manem, 1994; Moreau *et al*, 1994).

3.8 Plantas con fijación sobre soporte: filtro anaerobio, película fija y flujo descendiente, lecho expandido

Este tipo de plantas trabajan con una cantidad muy baja de sólidos suspendidos, puesto que si no se colapsan. A su vez, esto hace que no precisen de sedimentación final, puesto que el efluente presenta muy pocos sólidos. Tienen biomasa suspendida, sobretodo los del tipo lecho expandido. El filtro anaerobio es el más común de estos, con filtros de plástico, sumergidos y con flujo ascendente. Se usa arena como medio de transporte, siendo necesaria su recirculación para mantener la capa filtrante. Pueden haber problemas hidráulicos ya que la producción de burbujas de gas pueden inhibir la separación de agua y gránulos en la parte superior del filtro, las burbujas de gas también pueden causar problemas por adhesión en la biopelícula. El medio filtrante tiene que limpiarse mecánicamente, puesto que esta es la calidad de este sistema, que integra el pretratamiento. Existen distintos tipos: filtro

anaerobio, película fija y flujo descendiente, lecho expandido. El lodo de salida estabilizado puede concentrarse y desecarse directamente (Mata, 2002).

3.9 Digestor de película fija

DSFF (down-flow stationary fixed film) es un recipiente cilíndrico o rectangular que contiene superficies en la dirección del flujo, donde es fija la masa bacteriana, disminuye la posibilidad de obturación por sólidos en suspensión. Pueden también aguantar períodos sin alimentación y absorber variaciones de carga. Puede haber problemas de colapso por excesiva acumulación de masa bacteriana en corrientes muy cargadas, también problemas por su peso. (Mata, 2002).

3.9.1 Factores que afectan el funcionamiento de un sistema anaerobio.

El arranque y operación de un reactor son procesos complejos que involucran simultáneamente los siguientes factores (ver Figura 1):

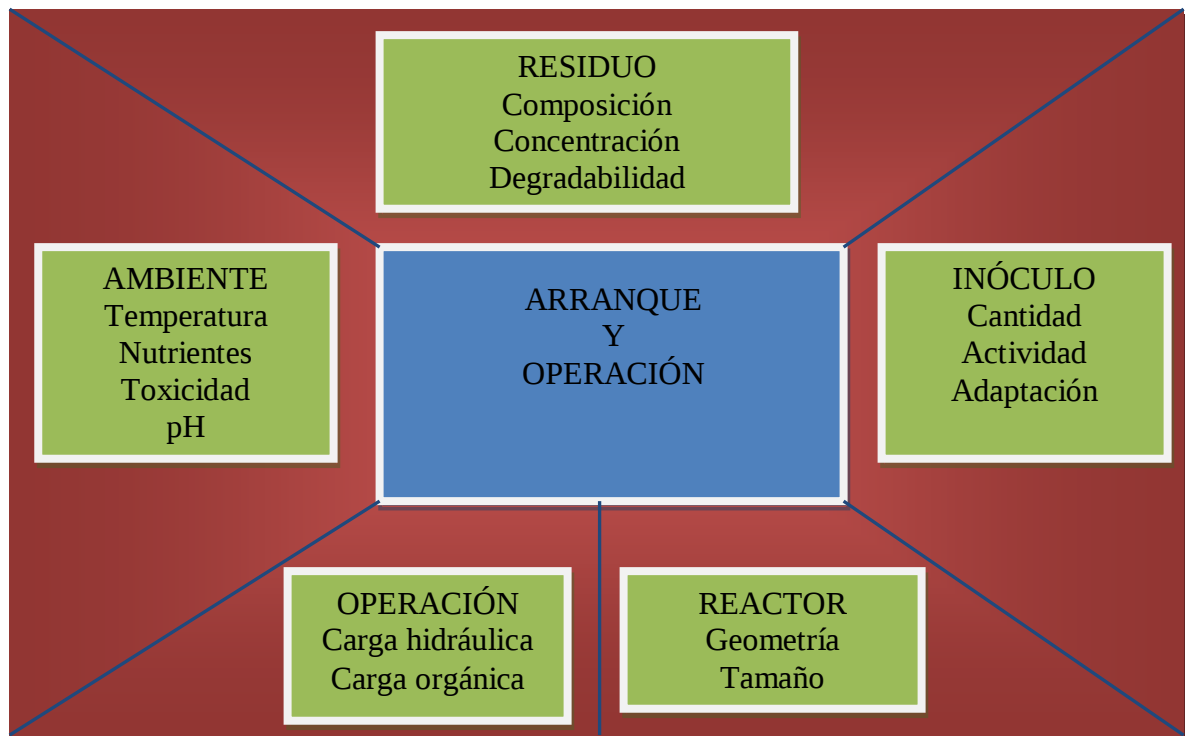


Figura 1. Factores que afectan el arranque y operación de un reactor anaerobio. Factores relacionados con el diseño y operación del reactor. Factores ambientales. Factores relacionados con la calidad y cantidad de la biomasa y. Factores relacionados con las características del residuo.

3.9.2 Factores Relacionados con el Diseño y Operación

El diseño y operación de un reactor anaerobio debe asegurar las siguientes condiciones (Monroy, 1997):

- Retención de lodo activo dentro del reactor. Mientras mayor sea la concentración de microorganismos activos retenidos, mayor será la carga orgánica que podrá tratar. Por lo anterior, los factores claves en el diseño y operación de los reactores deben ser un sistema que garantice la separación de

las fases gas-sólido-líquido, y un mecanismo que permita la retención de biomasa.

- Contacto entre el lodo y el sustrato. El tiempo de retención hidráulico debe ser suficiente para permitir un adecuado contacto entre el lodo y el agua residual, principalmente en la zona de reacción del reactor. Uno de los problemas que se presentan en el reactor es la flotación de algunos lodos, lo que evita el contacto adecuado con el agua residual, causando su salida del reactor. Varias condiciones pueden asociarse con la flotación de lodo: presencia de biomasa filamentosa que puede entrapar biogás; presencia de grasas en el lodo las cuales absorben biogás, presencia de proteínas en el agua residual; contacto inadecuado entre la biomasa y el agua residual debido a deficiencias en el sistema de alimentación.
- Adecuadas velocidades de reacción, de tal forma que se garanticen la difusión del sustrato en el lodo y la transferencia de los subproductos generados entre las especies bacterianas.
- Transferencia de masa. El tamaño de las biopartículas o biopelículas debe permitir el fácil acceso de los microorganismos al sustrato.
- Altos tiempos de retención celular, para permitir una mayor adaptación de los lodos al afluente, lo que favorecerá su estabilidad.

3.9.3 Factores Ambientales

El desarrollo normal de todo proceso biológico, estriba en el suministro de condiciones ambientales adecuadas, que favorezcan el crecimiento y actividad de los organismos participantes. Si se provee un medio ambiental adecuadamente controlado se puede asegurar una estabilización efectiva del residuo, mediante el control de la tasa de crecimiento de los microorganismos. La actividad metabólica depende de muchos factores ambientales, es decir de la condiciones de vida. Según la especie y tipo de organismo, los factores ambientales aceleran, retardan o inhiben su crecimiento.

3.9.3.1. Temperatura

Como otros procesos biológicos la digestión anaerobia depende fuertemente de la temperatura. De manera general, se puede decir que la tasa óptima de crecimiento de las bacterias, ocurre dentro de rangos de temperatura y pH relativamente limitados, a pesar de que su sobrevivencia puede ocurrir dentro de rangos más amplios. Temperaturas entre los 30 a 40 °C presentan tasas máximas de digestión anaerobia, sin embargo esta es posible a temperaturas bajas (10 °C), pero la eficiencia y tasa de digestión disminuyen significativamente con la disminución de la temperatura. De esta forma, el proceso es más atractivo para su aplicación en regiones de clima tropical y subtropical, donde normalmente la temperatura del agua residual no esta por debajo de los 18 °C.

3.9.3.2 pH

El valor y estabilidad del pH en el reactor anaerobio es muy importante, por que la actividad metanogénica es altamente vulnerables a los cambios de pH comparada con las demás poblaciones presentes: si el pH esta por debajo de 6,3 o por encima de 7,8 la metanogénesis disminuye significativamente. A bajos valores de pH la fermentación ácida prevalece sobre la fermentación metanogénica, resultando en la acidificación del contenido del reactor (van Haandel, 1994). Los AGV son tóxicos para la metanogénesis, solamente en la forma no ionizada. A pH neutro, los AGV están mayoritariamente (> 99%) en la forma ionizada, cuando el pH disminuye, estos están menos disociados, es decir son tóxicos (Zegers, 1987).

3.9.3.3 Tipo de Sustrato

El tipo de sustrato determina la comunidad trófica que se desarrolla en el reactor. En ecosistemas complejos como el de un digestor anaerobio, el tamaño de cada grupo de organismos deberá ser proporcional al flujo de su correspondiente sustrato en el sistema, y la prevalencia de una u otra ruta metabólica está determinada por el acoplamiento entre la velocidad de producción y la capacidad de asimilación del mismo.

Cuando la DQO del agua residual, está compuesta por sustratos fácilmente biodegradables, la etapa limitante en la digestión anaerobia es la metanogénesis, por que las bacterias hidrolíticas y fermentativas tienen la capacidad de acidificar el sustrato a una velocidad ocho veces más rápida comparada con la velocidad con que las bacterias metanogénicas consumen los AGVs producto de la acidificación, como resultado la capacidad de utilización de la DQO total por parte de la población metanogénica presente en el reactor, determina la máxima carga de DQO que podrá aplicarse. Si la velocidad de carga excede la capacidad metanogénica se producirá acumulación de AGVs en el reactor y el pH disminuirá (Zegers, 1987). Por otra parte es importante reconocer la composición promedia del agua residual con respecto a contenido de nutrientes y elementos traza (Fe, Co y Ni) así como presencia de tóxicos. El cuadro 5, presenta la biodegradabilidad anaerobia de algunos sustratos que pueden estar presentes en el agua residual.

Cuadro 5. Biodegradabilidad anaerobia de algunos sustratos.

Sustratos	Biodegradabilidad	Ejemplos
Polisacáridos y azúcares simples	+	Celulosa, almidón, pectina, glucosa.
Proteínas y aminoácidos	+	Gelatina, papa, leche
Grasas y ácidos grasos de cadena larga	+	
Alcoholes simples	+	Metanos, etanol iso-propanol
Ácidos grasos volátiles	+	Acetato, propionato, butirato
Formaldehído	+	
Hidrocarburos aromáticos	-/+	
fenoles	+	Fenol, p-cresol
Ácido benzoico	+	
Benzaldehído	+	
Fenoles clorados	+	
Clorobenzenos	-/+	
Compuestos nitroaromáticos	+	Nitrofenol
Aminas aromáticas	-/+	Aminobenzoato, aminofenol, otras aminas son nobiodegradables
Hidrocarburos alifáticos clorados	-/+	
Polietilen glicol	+	
Celulosa	+	
lignina	+	Lignina de alto peso molecular no es biodegradable anaerobiamente
Ligninas monoméricas	+	Guaiacol, ácido ferulico
Lignocelulosa	-/+	La biodegradabilidad de la lignocelulosa incrementa linealmente con la disminución del contenido de lignina
Resina de la madera	-/+	Ácidos abietico y dehidroabietico presentan problemas
Taninos	-/+	Taninos monomericos son biodegradables

Fuente: www.uasb.gov

3.9.3.4 Nutrientes

Los nutrientes necesarios para el crecimiento de las bacterias al interior del reactor, dependen de la concentración de DQO del agua residual. Aunque los requerimientos nutricionales de las bacterias durante el proceso de digestión anaerobia son bajos, y una buena parte de las aguas residuales que se generan no presentan deficiencia de nutrientes, algunos tipos de efluentes industriales como los producidos en la fabricación de papel, almidón y alcohol pueden tener deficiencia de ellos.

Nutrientes como el nitrógeno, y en menor proporción fósforo, azufre, potasio, calcio, hierro y magnesio, y como suplemento nutricional cantidades mínimas de zinc y molibdeno, son requeridos; sin embargo, es necesario controlar la concentración de amonio en el afluente del reactor, ya que un exceso de este puede causar toxicidad e inhibición de la población metanogénica (Zegers, 1987).

3.9.3.5 Compuestos Tóxicos

Es necesario evitar en el agua residual a ser tratada biológicamente, la presencia de sales o elementos que puedan inhibir el proceso. Dado el hecho de que las bacterias metanogénicas tienen tiempos de generación muy prolongados, la consecuencia de la introducción de sustancias tóxicas es mayor en un sistema

anaerobio que en uno aerobio. Se pueden distinguir tres tipos de toxicidad y cuatro clases principales de tóxicos (Lettinga, 1999):

Toxicidad

1. Metabólica: la toxicidad es reversible
2. Fisiológica: recuperación tardía
3. Bactericida: genera muerte celular

Inhibidores

1. Típicos
2. Sales
3. Compuestos Naturales
4. Contaminantes Industriales

3.9.3.6 Factores Relacionados con la Calidad del Lodo

El tiempo utilizado para el arranque del reactor será corto si el lodo utilizado como inóculo tiene una alta actividad metanogénica y está adaptado a los sustratos presentes en el agua residual. Se han utilizado como inóculos lodos provenientes de reactores anaerobios, de sistemas de lodos activados, lagunas de estabilización, tanques de sedimentación y tanques sépticos, requiriéndose por lo tanto, su adaptación al sustrato que se va a utilizar.

En general, se recomienda para el arranque una concentración mínima de 10 kgSSV/m³ y un volumen no mayor del 60% del volumen total del reactor

3.10 Biopelículas.

Las biopelículas se definen como comunidades de microorganismos que crecen embebidos en una matriz de exopolisacáridos y adheridos a una superficie inerte o un tejido vivo. La primera reflexión que surge respecto a las biopelículas es por qué han pasado desapercibidos durante tanto tiempo para las excelentes generaciones de microbiólogos que hemos tenido. Podemos llegar a pensar que las biopelículas se encuentran en ambientes muy reducidos que hasta ahora no han llamado demasiado la atención del mundo científico. Nada más lejos de la verdad. La presencia de biopelículas es ubicua en la naturaleza, convivimos cotidianamente con ellos, tanto que quizás sea precisamente su ubicuidad la que les ha restado protagonismo. Quién no ha observado el material mucoso que recubre un jarrón en el que hemos tenido depositadas flores, el material resbaladizo que recubre las piedras de los lechos de los ríos, los cascos de los barcos o la superficie interna de una tubería. Otro ejemplo cotidiano de biopelículas lo constituye la placa dental, cada día nos esforzamos por combatir la película de bacterias que recubre la superficie de los dientes para evitar un desarrollo excesivo de microorganismos que puede provocar un deterioro del esmalte dental. La capacidad de formación de biopelículas no parece estar restringida a ningún grupo específico de microorganismos y hoy se considera que bajo condiciones ambientales adecuadas todos los microorganismos son capaces de formar biopelículas. Aunque la composición de la biopelícula es variable en función del sistema en estudio, en general, el componente mayoritario de la biopelícula es el agua, que puede representar hasta un 97% del contenido total. Además de agua y de las células bacterianas, la matriz de la biopelícula es un

complejo formado principalmente por exopolisacáridos secretados por las propias células que forman parte del mismo. En menor cantidad se encuentran otras macromoléculas como proteínas, DNA y productos diversos procedentes de lisis de las bacterias.

En los primeros trabajos sobre la estructura de la biopelícula, una de las cuestiones que surgía con mayor reiteración era cómo las bacterias del interior de la biopelícula podían tener acceso a los nutrientes o al oxígeno. Estudios realizados utilizando microscopia confocal han mostrado que la arquitectura de la matriz de la biopelícula no es sólida y presenta canales que permiten el flujo de agua, nutrientes y oxígeno incluso hasta las zonas más profundas de la misma. La existencia de estos canales no evita, sin embargo, que dentro de esta podamos encontrarnos con ambientes diferentes en los que la concentración de nutrientes, pH u oxígeno es diferente. Esta circunstancia aumenta la heterogeneidad sobre el estado fisiológico en el que se encuentra la bacteria dentro de la biopelícula y dificulta su estudio.

3.11 La adherencia primaria y el desarrollo del biofilm

La etapa inicial del proceso de formación del biofilm es la adherencia sobre la superficie. En bacterias gram-negativas (*Pseudomonas aeruginosa*, *Vibrio cholerae*, *Escherichia coli*, *Salmonella enteritidis*) se ha visto que los flagelos, las fimbrias de tipo I, IV y los *curli* son importantes para la etapa de adherencia primaria. La motilidad parece que ayuda a la bacteria a alcanzar la superficie y contrarrestar las repulsiones hidrofóbicas. Sin embargo, aunque la motilidad ayuda al proceso no

parece ser un requisito esencial, pues muchas bacterias gram-positivas inmóviles, como estafilococos, estreptococos y micobacterias son capaces de formar biofilm. En el caso de las bacterias gram-positivas se ha descrito la participación de proteínas de superficie (AtlE, Bap, Esp) en esta primera etapa de adherencia primaria (Cucarella *et al.*, 2001; Toledo-Arana *et al.*, 2001). Una vez que la bacteria se ha adherido a la superficie, comienza a dividirse y las células hijas se extienden alrededor del sitio de unión, formando una microcolonia similar a como ocurre durante el proceso de formación de colonias en placas de agar.

En una etapa posterior la bacteria comienza a secretar un exopolisacárido que constituye la matriz del biofilm y forma unas estructuras similares a setas (*mushrooms*) entre las cuales se observa la presencia de canales. La composición del exopolisacárido es diferente en cada bacteria y varía desde alginato en *P. aeruginosa*, celulosa en *S. typhimurium*, un exopolisacarido rico en glucosa y galactosa en *V. cholerae*, poli-N-acetilglucosamina en *S. aureus*, etc. Además, estudios recientes han puesto de manifiesto que incluso una misma bacteria, dependiendo de las condiciones ambientales en las que se encuentre, puede producir distintos exopolisacáridos como componentes de la matriz del biofilm. Así, algunas cepas de *P. aeruginosa* son capaces de producir, además de alginato, un polisacárido rico en glucosa que forma una película en la interfase medio aire, al que se ha denominado “*pellican*”. Finalmente, algunas bacterias de la matriz del biofilm se liberan del mismo para poder colonizar nuevas superficies, cerrando el proceso de desarrollo de formación del biofilm. La liberación de las bacterias desde el biofilm es el proceso que menos se conoce. En el caso de *S. aureus* se ha descrito un proceso de variación de fase

producido por la inserción reversible de un elemento de inserción (IS256) en el interior del operón (*icaADBC*) responsable de la síntesis del exopolisacárido del biofilm.

El proceso de inserción del elemento parece ocurrir aleatoriamente en la población con una frecuencia de 10^{-6} y produce bacterias deficientes en la síntesis del exopolisacárido y por tanto deficientes en la formación del biofilm. Esto permite a la bacteria mantener un pequeño porcentaje de la población incapaz de sintetizar el exopolisacárido y poder escapar del biofilm. Como la inserción es un proceso reversible, el salto de la secuencia de inserción desde el operón *ica* provocará una nueva variación de fase. Otra alternativa descrita en *S. aureus*, consiste en la obtención de variantes deficientes en la formación del biofilm debido a la eliminación de una isla de patogenicidad que contiene elementos esenciales para este proceso de biosíntesis (Ubeda *et al.*, 2003). Algunos autores sostienen que en algunas bacterias el proceso de liberación desde el biofilm se produce gracias a la producción de enzimas que degradan de forma específica el exopolisacárido del biofilm. La presencia en distintos genomas de genes codificantes de hipotéticas proteínas (endoglucanasas) que podrían ser responsables de esta función avala esta hipótesis, pero es necesario confirmarla experimentalmente en el laboratorio.

3.12 Regulación del proceso de formación del biofilm

Numerosas evidencias experimentales sugieren que el proceso de formación del biofilm está regulado por una compleja cascada de reguladores.

Entre ellos, un trabajo pionero con *P. aeruginosa* demostró que el proceso de formación del biofilm esta regulado por un proceso de “*quórum sensing*” o autoinducción. El sistema de *quórum sensing* es un mecanismo de regulación dependiente de la acumulación en el medio ambiente de una molécula señal, autoinductor, que permite a la bacteria sentir la densidad de población existente. En bacterias gram-negativas el autoinductor es principalmente acilhomoserina lactona, mientras que en bacterias gram-positivas el autoinductor son péptidos. Cuando se acumula en el medio una suficiente cantidad del autoinductor este activa un receptor específico que altera la expresión de genes afectando a distintos fenotipos. En relación con el *quorum sensing*, se ha identificado una molécula denominada “furanona”, producida por el alga *Delisea pulcra*, con una estructura similar a las acilhomoserina lactonas. Estas moléculas en lugar de inducir la respuesta, bloquean el sistema de *quorum sensing* y la consiguiente formación de biofilm. En la actualidad se está intentando desarrollar inhibidores de la formación del biofilm basados en derivados de la furanona, ya que esta molécula es extremadamente tóxica. De forma similar en *S. aureus* se ha descrito un péptido denominado RIP, que inhibe un sistema de *quorum sensing* y el proceso de formación del biofilm.

Aparte del *quorum sensing*, se ha demostrado que otros reguladores globales, como CsrA en *E. coli* y CytR en *V. cholerae*, son también determinantes importantes para el desarrollo de biofilm de estas bacterias. En *S. aureus*, nuestro grupo ha demostrado que un regulador global de virulencia denominado SarA es esencial para el desarrollo del biofilm de esta bacteria. Este trabajo encuentra por primera vez un

nexo de unión entre la virulencia de la bacteria y el proceso de formación del biofilm (Valle *et al.*, 2003). Además de la regulación a nivel transcripcional, existen numerosos indicios de la existencia de una regulación postranscripcional del proceso de formación del biofilm. Así, la activación de la síntesis de celulosa en *S. typhimurium* se produce por el activador alostérico c-diGMP. La concentración de este activador depende de dos actividades enzimáticas, diguanilato ciclasa y fosfodiesterasa, asociadas a enzimas que contienen los dominios GGDEF y EAL. En *S. typhimurium* existen al menos 18 proteínas que contiene estos dominios, y se desconoce si todas estas proteínas afectan a la regulación del proceso de síntesis de celulosa en distintas condiciones ambientales o si son responsables de otras funciones. Finalmente, parece lógico que la formación de biofilm se produzca en respuesta a las condiciones ambientales y por tanto que existan sistemas de fosfotransferencia de dos componentes que transmitan la señal ambiental al interior de la bacteria para adecuar la expresión de genes a la nueva situación ambiental.

3.13 Utilización de biopelículas en el tratamiento de aguas residuales

Los primeros avances sobre la investigación sobre los sistemas de tratamiento de aguas residuales por medio de biopelículas en un flujo constante se inicio en Francia, en donde se desarrollo un proceso de filtración que permite el tratamiento combinado físico-biológico de agua residual municipal cruda (Rogalla y Bourbigot, 1990; Rogalla *et al.*, 1990; Rogalla *et al.*, 1992). En donde la mayor parte de la biomasa producida por oxidación biológica y de los sólidos suspendidos en el agua residual entrante son atrapados por las partículas de las cuales esta compuesto el lecho filtrante, reduciendo la concentración de sólidos suspendidos a la salida. Debido

a que el lecho filtrante cumple con las funciones de tratamiento biológico y filtración se le conoce como filtración combinada o filtración con biopelícula (Iwai y Kitao, 1994). Este proceso tiene la característica de poder concentrar la masa microbiana que degrada el material contaminante en pequeños volúmenes de tanques. El proceso de tratamiento de aguas residuales principalmente de origen municipal a través de filtración combinada se puede realizar de formas más económicas y en menores terrenos que con procesos convencionales. Esto es de especial interés para plantas de tamaños relativamente pequeños, menos de 50 l por segundo. En México el estudio mas reciente es el realizado por Valdivia, *et al*, (2005), en donde Se montaron una planta piloto para el estudio de la remoción de materia orgánica de aguas residuales domésticas en un filtro combinado con lecho de tezontle. En donde la mayor remoción de materia orgánica se logró con las cargas orgánicas de 5 y 8 g DQO m⁻² d⁻¹, alcanzado respectivamente, remociones de 80 y 69 por ciento.

Las características hidráulicas del filtro juegan un papel importante en la transferencia de masa y oxígeno para obtener una mejor actividad microbiana en la película biológica. Dadas las condiciones hidráulicas de velocidad del agua y turbulencia, se genera una fuerza cortante que mantiene delgado el espesor de la película, con lo cual, se favorece la difusión de oxígeno y nutrientes entre la interface de la capa superficial de la biopelícula y el líquido, y hacia las capas internas de la biopelícula. El proceso se beneficia al mantenerse un sistema continuo aireado que acelera las reacciones bioquímicas producto de un mejor mezclado y una mayor área superficial expuesta por unidad de volumen para la transferencia de masa (Lazarova y Manem, 1994; Moreau *et al*, 1994).

3.14 Demanda química de oxígeno, como parámetro de eficiencia en un sistema de tratamiento anaerobio.

La **Demanda Química de Oxígeno** (DQO) es un parámetro que mide la cantidad de materia orgánica susceptible de ser oxidada por medios químicos que hay en una muestra líquida. Se utiliza para medir el grado de contaminación y se expresa en mg O₂/litro.

Según el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM), la demanda química de oxígeno (DQO), determina la cantidad de oxígeno requerido para oxidar materia orgánica en una muestra de agua residual, bajo condiciones específicas de agente oxidante, temperatura y tiempo. Las sustancias orgánicas oxidables presentes en la muestra se oxidan mediante reflujo en solución fuertemente ácida (H₂SO₄) con un exceso conocido de dicromato de potasio (K₂Cr₂O₇) en presencia de sulfato de plata (AgSO₄) que actúa como agente catalizador, y de sulfato de mercurio (HgSO₄) adicionado para remover la interferencia de los cloruros. Después de la digestión, el remanente de K₂Cr₂O₇ sin reducir se titula con sulfato ferroso de amonio; se usa como indicador de punto final el complejo ferroso de ortofenantrolina (ferroina). La materia orgánica oxidable se calcula en términos de oxígeno equivalente.

De igual forma el IDEAM (2000), indica que para muestras de origen específica, la DQO se puede relacionar empíricamente con la DBO (Demanda Biológica de Oxígeno), el carbono orgánico o la materia; la prueba se usa para controlar y monitorear después se ha establecido la correlación. Este método es

aplicable a muestras de aguas residuales domésticas e industriales que tengan DBO superiores a 50 mg O₂/L. para concentraciones mas bajas como muestras de aguas superficiales, se puede usar el método modificado para bajo nivel en un intervalo entre 5 y 5° mg O₂/L. Cuando la concentración de cloruro en la muestra es mayor a 2000 g/L, se requiere el método modificado para las aguas salinas.

Existen diversas limitaciones e interferencias en este procedimiento como los compuestos alifáticos volátiles de cadena lineal no se oxidan en cantidad apreciable en parte debido a que están presentes en la fase de vapor y no entran en contacto con el líquido oxidante; tales compuestos se oxidan más efectivamente cuando se agrega Ag₂SO₄ como catalizador. Sin embargo este reacciona con los iones cloruro, bromuro y yoduro produciendo precipitados que son oxidados parcialmente.

Las dificultades causadas por la presencia de los haluros pueden superarse en buena parte, aunque no completamente, por acomplejamiento antes del proceso de reflujo con sulfato de mercurio (HgSO₄), que forman el haluro mercuríco correspondiente, muy poco soluble en medio acuoso. Si bien se especifica 1 g de HgSO₄ para 50 mL de muestra, se puede usar una menor cantidad cuando la concentración de cloruro sea menor de 2000 mg/L, mientras se mantenga una relación HgSO₄:Cl⁻ de 10:1 (IDEAM, 2000).

El nitrito (NO₂⁻) tiene una DQO de 1, 1 mg de O₂⁻N/L, esta interferencia es considerada insignificante y usualmente se ignora. Para evitar una interferencia significativa debida al NO₂⁻, agregar 10mg de ácido sulfáminico por cada mg de NO₂⁻.

N presente en el volumen de muestra usado; agregar la misma cantidad de ácido sulfáminico al blanco de agua destilada (IDEAM, 2000).

Las especies inorgánicas reducidas, tales como iones ferroso, sulfuro, manganeso, etc., se oxidan cuantitativamente bajo las condiciones de la prueba; para concentraciones altas de estas especies, se pueden hacer las correcciones al valor de DQO obteniendo, según los cálculos estequiométricos en caso de conocer su concentración (IDEAM, 2000).

3.15 Tratamiento biológico.

El tratamiento anaerobio de estas aguas residuales con altas concentraciones de materia orgánica soluble es interesante debido a los altos rendimientos de producción de metano y el potencial de producción de energía neta, sin embargo tradicionalmente los procesos de tratamiento aerobio han sido utilizados. Los procesos aerobios no son considerados como una opción adecuada de tratamiento debido a los altos requerimientos de energía para aireación, limitaciones en rangos de transferencia de oxígeno en la fase líquida, y grandes cantidades de producción de lodo.

Los procesos anaerobios convencionales también se limitan por bajos rangos de remoción de materia orgánica, largos Tiempos de Retención Hidráulica (TRH), acumulación de materia orgánica residual excesiva y productos intermedios y requerimiento de un volumen grande del reactor. También han sido reportados como

ser sensibles a cargas de shock, lo cual es una desventaja seria. En el rastro los reactores pueden estar sujetos a condiciones de carga de shock repentinos. Una derrama de sangre podría traducirse en una sobrecarga soluble. El contenido de la DQO de la sangre, uno de los contaminantes mejor disueltos en el agua residual de rastro, se calcula en 375 g/l. Los reactores podrían también ser alimentados con un exceso de orgánicos particulados, mientras que un incremento temporáneo en el volumen del agua residual o el repentino apagón de uno de los reactores puede conllevar a una sobrecarga hidráulica del proceso biológico.

Los componentes suspendidos y coloidales en forma de grasas, proteínas y celulosa presentes en agua residual de rastro han mostrado tener un impacto adverso en el funcionamiento de los reactores convencionales “*RAFALL* (Reactores Anaerobios de Flujo Ascendente con Lecho de Lodos)”, conduciendo a la disminución de la actividad microbiana y lavado de biomasa activa. El éxito de esta tecnología depende de varios factores, Rodríguez, et al. (1995) reportaron la flotación de lodo y un incremento en la concentración de sólidos en el efluente a una velocidad de carga orgánica (VCO) por arriba de $5 \text{ kg DQO m}^{-3} \text{ día}^{-1}$. Otras investigaciones (Sayed et al., 1984) han mostrado un tratamiento satisfactorio de efluente de rastro con VCO tan altas como $11 \text{ kg DQO m}^{-3} \text{ día}^{-1}$ a una temperatura de proceso de 30°C ; Borja y Duran (1993) reportaron eficiencias de remoción de 64 - 99% con VCO de $12\text{-}17 \text{ kg DQO m}^{-3} \text{ día}^{-1}$.

El rango de degradación de orgánicos incrementa con la temperatura. Sin embargo, el efecto de la temperatura es menor que la predicha por la ecuación Van't Hoff, la cual establece que los rangos de la reacción química será doble con cada 10°C de

aumento en la temperatura Sayed et al. (1984) reportaron un rango óptimo de velocidad de carga orgánica “VCO” de 11 a 7.0 kg DQO m⁻³ día⁻¹ en reactores RAFALL tratando agua residual de rastro, disminuyendo un 36% de la eficiencia de remoción cuando la temperatura bajó de 30 a 20 °C. El agua residual contenía cerca de la mitad de su DQO sin disolver, y la disminución en el rango de degradación lo atribuyeron a una lenta licuefacción de los coloidales y sólidos suspendidos mientras la temperatura de operación disminuyó (Sayed et al, 1984). El efecto de la temperatura puede ser menos crítico con orgánicos solubles.

El efecto de la temperatura en la remoción orgánica no parece ser uniforme en todo el espectro de temperatura. Kennedy y van den Berg (1982) empleando agua residual de blanqueo de granos (habas, alubias, fríjol) como sustrato, reportaron las máximas velocidades de carga orgánica de 4.3, 11.5 y 18.4 kg DQO m⁻³ día⁻¹ en un reactor de filtro anaerobio a 10, 25 y 35 °C respectivamente. Pfeffer (1974) reporta una mayor remoción de sustrato en reactores operando a 40 °C que a 45 °C. El tratamiento a 50 °C solamente produjo un ligero mejor resultado que a 40 °C, mientras que un importante incremento en el rango de remoción de sustrato lo observaron a 55 y 60 °C. Sus resultados sugirieron que temperaturas entre 40 y 50 °C no eran óptimos para las bacterias mesofílicas ni termofílicas. Concluyendo que operando un sistema anaerobio fuera del rango óptimo de temperatura para el crecimiento de bacterias mesofílicas o termofílicas podría inhibir en lugar de mejorar el tratamiento. Una disminución no lineal en el rango de remoción de sustrato específico máximo (k_{max}) se observó cuando la temperatura de un Reactor Anaerobio Secuencial Batch (RASB) se redujo del rango mesofílico al psicrófilico (Dague y

col., 1998). A 20 °C, $k_{\max}$ fue 28.3% más bajo que a 25 °C, mientras que solamente bajó un 7% entre 20 y 15 °C.

Daume, et al. (1999) notaron una gran pérdida de biomasa en los Reactores Anaerobios Secuenciales Batch (RASB) cuando la temperatura de operación disminuyó. La estabilidad y eficiencia del sistema RASB depende de un asentamiento adecuado de la biomasa antes de que el efluente salga. La pérdida de biomasa siendo mayor que la síntesis de bacterias puede conducir a una falla del reactor. Sin embargo, si la pérdida de lodo se controla, el RASB es un sistema que permite mayor flexibilidad de operación, así como ser económico de instalar y de operar. La operación del reactor incluye cuatro fases: alimentación, reacción, sedimentación y salida. Los reactores pueden ser alimentados empleando un modo batch o semi-contínuo. El rango de alimento y microorganismo (F/M) es alto al principio de la fase de reacción, y la conversión orgánica a biogas, como se predice por la cinética de Monod, se encuentra a su máximo (Sung y Daume, 1995). La longitud del período de reacción dependerá de las condiciones medioambientales (temperatura de operación), características del sustrato, VCO y requerimientos de calidad del efluente. El tratamiento de aguas residuales que contienen altos niveles de SS, tales como agua residual de rastro, requerirán un período más largo de reacción para una degradación completa de las partículas, especialmente a temperaturas más bajas. Al final de la fase de reacción, la biomasa comienza a sedimentarse. La baja producción de biogás y el equilibrio estable de CO₂ entre la fase gaseosa y líquida durante la fase de asentamiento favorecen la floculación de la biomasa y su sedimentación (Sung y Dague, 1995). Cuando la biomasa forma una capa compacta en el fondo del reactor,

el sobrenadante es llevado a cierto nivel usualmente a poca distancia por encima del lecho de biomasa. Durante el retiro, los microorganismos con pobres características de asentamiento, también son removidos del reactor dejando atrás los flóculos pesados bacterianos.

Morris et al. (1998) trataron agua residual de rastro en dos RASB de 11.5 litros operando a 30 °C a TRHs de 18 a 36 horas, la DQO soluble se redujo por encima del 90%. Sin embargo, la remoción de la DQO total (DQO_T) bajó de un 60 a un 30% cuando el TRH bajó de 36 a 18 horas. Debido a la baja reducción de la DQO total sugirieron un asentamiento inadecuado de biomasa, especialmente a bajos TRHs.

Por último Massé y Masse (2001) reportaron una eficiencia de remoción de la DQO total cerca del 92% a velocidades de carga orgánica de 4.93, 2.94 y 2.75 $DQO\ m^{-3}\ día^{-1}$ a 30, 25 y 20 °C respectivamente.

Recientes desarrollos en los procesos de tratamiento anaerobios, han demostrado que los reactores con biopelículas anaerobias desarrolladas en soportes de origen natural o sintético han sido usados con éxito para el tratamiento de agua residual de rastro obteniendo eficiencias de remoción de la DQO entre 80 y 90% para cargas orgánicas de hasta 20 - 25 $DQO\ m^{-3}\ día^{-1}$ y un arranque fácil de 2 a 3 semanas (Tritt, 1992) Borja et al., 1993). Además se ha reportado un funcionamiento adecuado bajo condiciones de operación acidificantes en este tipo de reactores (Borja y Duran, 1993). Han mostrado una gran estabilidad operacional ante cambios

repentinos de temperatura, sobrecargas orgánicas e hidráulicas e interrupciones de alimentación (Metzner and Temper, 1990).

Campos, et al. (1986) describieron el funcionamiento de un filtro anaerobio con grava como medio de soporte durante un período de 6 años, mostrando eficiencias de remoción de la DQO de cerca de un 80% con VCO de $1.4 \text{ kg DQO m}^{-3} \text{ día}^{-1}$ y un TRH de 13 horas. Tritt (1992) mostró que utilizando bambú y hueso como medios de soporte, podían ser operados con cargas orgánicas entre 2 y $18.5 \text{ kg DQO m}^{-3} \text{ día}^{-1}$ y HRT entre 0.5 y 5 días; en este caso, las reducciones de la DQO fueron entre 30 y 85%. El uso de un filtro anaerobio con anillos de arcilla como medio de soporte para tratar este tipo de agua residual se reportó en artículos anteriores por Borja, et al. (1994 y 1995). Observando un estado constante con un 94.5% de reducción de la DQO a una velocidad de carga orgánica de $10.1 \text{ kg DQO m}^{-3} \text{ día}^{-1}$ (HRT 12 horas). Una dependencia exponencial de remoción de la DQO fue observada en el rango de las VCO estudiadas ($1\text{-}12 \text{ kg DQO m}^{-3} \text{ día}^{-1}$). Un modelo cinético de pseudo primer orden se usó para obtener el total de coeficientes de remoción, los valores del cual fueron virtualmente independientes de la concentración de alimentación de la DQO.

Diez y et al. (2000), reportaron eficiencias de remoción de la DQO de 85 – 95% con una velocidad de carga orgánica de $35 \text{ kg DQO m}^{-3} \text{ día}^{-1}$ utilizando reactores anaerobios de lecho fijo con PVC corrugado como medio de soporte. Observando una disminución en la eficiencia (55 – 75%) a VCO más altas, sin mostrar una desestabilización después de 12 horas de cargas de shock de $50 \text{ kg DQO m}^{-3} \text{ día}^{-1}$.

Velocidades de Carga Orgánica (VCO) más altas de hasta $45 \text{ kg DQO m}^{-3} \text{ día}^{-1}$ han sido reportados solamente para reactores híbridos empleando una combinación de un reactor RAFALL empacado de bentonita como medio de soporte de biomasa (Borja y Duran., 1993). Más adelante Borja (1995) hizo otro intento por lograr altas eficiencias de remoción a mayores velocidades de carga orgánica, utilizando un reactor anaerobio híbrido combinando un reactor RAFALL con un filtro anaerobio con cubos poliuretano como medio de soporte. Sin embargo las máximas eficiencias de remoción de la DQO fueron obtenidas con velocidades de carga orgánica en el rango de $2.43 - 20.82 \text{ kg DQO m}^{-3} \text{ día}^{-1}$.

Configuraciones similares de reactor con diferentes medios de soporte y diseños de lecho fijo RAFALL han sido usados exitosamente para tratar efluentes con altas concentraciones de DQO tales como lixiviado de depósitos de basura (Myburg & Britz, (1993) ó efluentes de fabricación de levadura (Van der Merwe & Britz, 1994) y aguas residuales fácilmente biodegradables tales como efluentes sintéticos de la industria lechera (Strydom et al., 1995).

VI. MATERIALES Y METODOS

4.1 Ubicación del área de estudio

El presente trabajo se llevo a cabo en las instalaciones de la Universidad Juárez del Estado de Durango, en la Facultad de Ciencias Químicas (FCQ-UJED) ubicada en Gómez Palacio, Durango, México; localizada al oriente del estado en las coordenadas 25 33' 00" y 25 32' 27" de latitud norte y 103 18' 27" y 103 40' 30" de longitud oeste, a una altura de 1,150 metros sobre el nivel del mar (figura 2)



Figura 2. Ubicación del municipio de Gómez Palacio, Dgo.

4.2 Montaje y operación del bioreactor

Se montó un reactor anaerobio de flujo ascendente construido de acero inoxidable de 0.6 m de diámetro por 1.23 m de altura con capacidad de 0.347m³ en posición vertical (Figura 2) en la Facultad de Ciencias Químicas de la Universidad Juárez del Estado

de Durango,. El medio de soporte para establecer las asociaciones de bacterias fue cardenche (*Opuntia imbricata*) por su gran porosidad y disponibilidad en la Comarca Lagunera, el cual fue cortado en secciones de 33 cm y colocado dentro del digestor en porciones que ocuparon un espacio de de 0.98 m³ separadas por una malla metálica. Los filtros ubicados en el reactor ocupan 0.297 m³ (85% del volumen total). La colonización y formación de la biopelícula de bacterias en el soporte, se realizó en dos meses durante los cuales se alimentaron de aguas residuales cada vez más contaminadas por residuos orgánicos con lo cual se preparan dichas bacterias para el agua que se desea tratar.

El agua residual se introdujo por la parte inferior (entrada del influnete), lo que permitió un flujo ascendente que pasa a través de los filtros de cardenche (*Opuntia imbricata*). El sistema cuenta con un vertedor circular a la entrada del sistema para regular el caudal deseado. Se alimentó por el fondo a contracorriente aire comprimido para oxigenar el contenido del filtro y, cada periodo de 24 horas, se proporciona un chorro de aire de alta presión desde el fondo del filtro para permitir la separación de las partículas sólidas y del exceso de microorganismos, introduciendo inmediatamente agua para lavar por arrastre todo este material. La planta piloto cuenta con bombas centrífugas de ¼ HP de potencia para el influente. Las características del ensamblado y otros aspectos se pueden observar en los anexos 1 a 5.

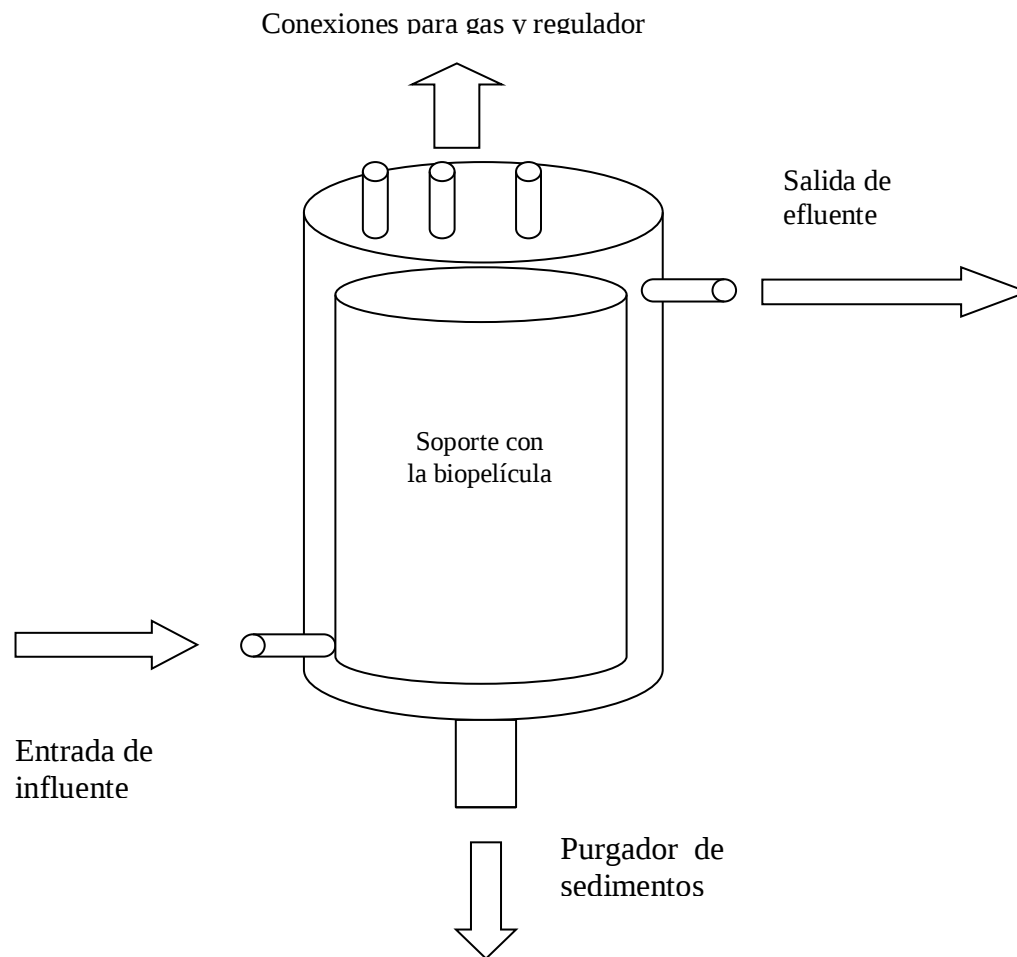


Figura 3. Diseño de biorreactor de flujo ascendente para tratamiento de aguas residuales.

El crecimiento de las biopelículas en el reactor anaerobio se llevó a cabo colocando una cantidad aproximada al 10 % del volumen total del biorreactor, un consorcio bacteriano anaerobio proveniente de una planta tratadora proporcionado de la planta tratadora de la empresa Barcel del Norte S.A. de C.V. planta Gómez Palacio, Dgo.

Se mantuvieron en recirculación a un tiempo de retención hidráulica (TRH) de 1 día, con agua proveniente de los baños con una concentración inicial promedio de 2 kg m^{-3}

³ de DQO y un pH de 8.2 y a temperatura ambiente 30 -35 °C. El flujo del sustrato fue forzado por medio de una bomba Petrollo de ¼ HP durante un periodo de 3 meses (figura 2). Para observar la formación de la biopelícula puede observarse el anexo 6.

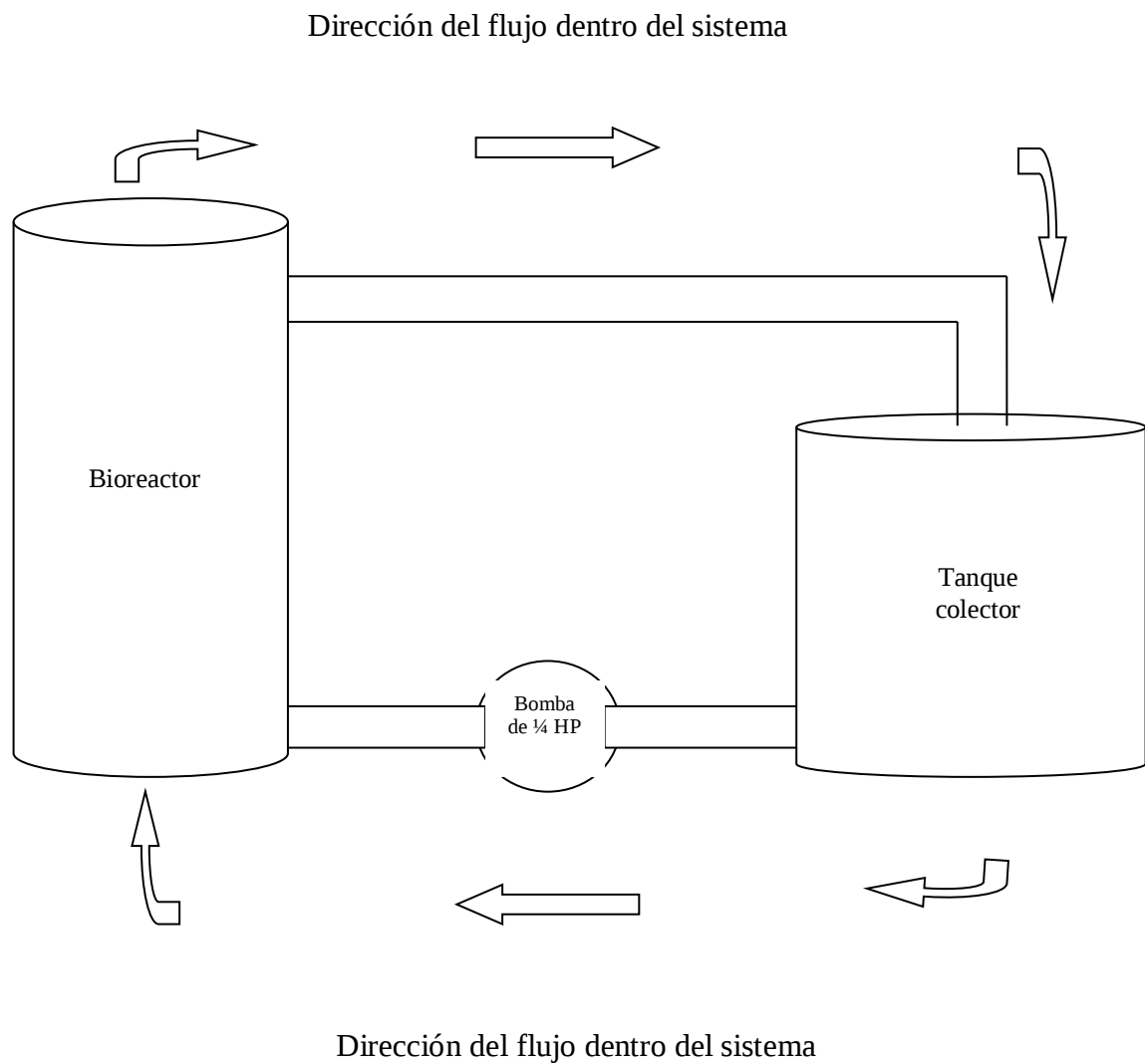


Figura 4. Sistema cerrado Batch para desarrollar la biopelícula dentro del biorreactor.

El periodo de evaluación fue de 32 días, tomando las muestras a las 6:30 pm para dar un rango entre muestras de 24 horas. Durante el muestreo se varió el caudal de agua residual ajustando la carga orgánica a valores de 1.8 y 1.3 kg DQO m⁻³; esto es debido a que la carga orgánica está en función del uso de los baños y la presencia de personas en la universidad (alumnos, profesores y administrativos).

4.3. Diseño de muestreo

El tipo de muestreo utilizado para este experimento fue de Muestras de Variables Aleatorias (ya que este es un fenómeno aleatorio, dado que bajo el mismo conjunto de condiciones iniciales, puede presentar resultados diferentes), con un espacio muestral (Ω) discreto de 32 días, con un tipo de variables de intervalo (igualdad de intervalos o diferencias, Temperatura y pH) y de Razón (igualdad de proporciones, concentración de DQOT). Del mismo modo se llevo a cabo monitoreos del influente cada lunes para conocer la calidad de agua que entraba al sistema

4.4. Variables a evaluar

4.4.1. Demanda Química de Oxígeno Total (DQOT)

La DQOT se midió de acuerdo a la norma NMX-AA-30 de análisis de agua para determinar DQOT, de la siguiente manera:

Se tomó una muestra diaria de 300 ml en un recipiente de plástico y se añadió a continuación 0,6 ml de H_2SO_4 al 100%, para realizar la determinación dentro de las 24 horas siguientes, y se conservaron en frigorífico a una temperatura de 4 °C durante el periodo de evaluación. Antes de realizar la determinación, se homogenizó la muestra por medio de una batidora OSTER durante 30 segundos y se dejó decantar para posteriormente tomar 2 ml para realizar los análisis tomándolos de la de la parte central.

Para llevar a cabo las determinaciones químicas en laboratorio, la DQOT, fue por medio de espectrofotometría. Se utilizaron reactivos de las pruebas analíticas marca HACH be Right y un espectrofotómetro HACH, DR/890 de doble rayo. Para la DQOT se utilizó la técnica de digestión con dicromato de potasio en tubos de ensaye con tapón de rosca para lo cual se empleará un termoreactor HACH mod. DRB 200. Todas las muestras se analizaron por triplicado.

4.4.2. Temperatura en grados centígrados (T °C) y Potencial de Hidrogeno (pH)

Los parámetros de potencial de hidrogeno (pH) y temperatura (T) fueron medidos por medio de un potenciómetro portátil pHep[®] HANNA Instrument, al momento de la toma de muestra.

4.4.3. Calidad de agua del influente y del efluente.

Se llevó a cabo un análisis final de la calidad de agua de ambos casos en base a los parámetros para Demanda Química de Oxígeno Total (DQOT), establecidos por la Norma Oficial Mexicana **NOM-067-ECOL-1994**, como lo muestra los cuadros 2 y 3 que se presentaron anteriormente.

4.5. Procesamiento de datos

Los resultados obtenidos en el muestreo fueron analizados por medio de los programas STATITICA[®] Ver. 7.0 (Stat Soft) y SAS 9.0, se obtuvieron valores medios, desviación estándar, correlaciones, análisis de varianza y pruebas de rango múltiple de medias en parcelas divididas en el tiempo, entre las variables de remoción de DQO, pH y T, por el periodo completo de evaluación, así como por periodos cuatro y ocho días.

V. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.1 Disminución y porcentaje de remoción de DQOT

A partir del 22 de abril de 2008 que comenzó el periodo de monitoreo del influente (agua sin tratamiento), sobre el efluente (agua tratada a través del birreactor), se observa que a medida de que pasa el tiempo, los consorcios bacterianos que conforman la biopelícula van adaptándose al nuevo sustrato, con lo cual disminuye la DQO, expresándose mediante el incremento de la eficiencia de remoción de la DQOT. El análisis de varianza muestra diferencias significativas en la comparación de medias (Cuadro 6).

Cuadro 6. Comparación de medias de disminución y eficiencia en la reducción de DQOT

Días transcurridos después de arrancado el biorreactor	Eficiencia de remoción de DQOT (%)	Disminución de DQO (mg l ⁻¹)
4	43.78 c	112.88 c
8	35.71 bc	88.38 bc
12	67.09 abc	46.13 ab
16	72.90 abc	54.88 abc
20	71.48 ab	67.13 ab
24	67.91 ab	43.50 ab
28	76.84 ab	39.33 ab
32	82.36 a	24.30 a

*Prueba de Tukey con una $\alpha = 0.05$.
estadísticamente iguales

**Letras similares dentro de una misma columna, son

Como puede observarse en el cuadro 6, la eficiencia de remoción de DQOT comienza a incrementarse a partir de los primeros ocho días, en donde el consorcio bacteriano sufre un proceso de adaptación y este comienza a estabilizarse a partir del día 12 hasta el día 24 en donde no se observan diferencias significativas, y a para el

día 28 al 32 es cuando se encuentra la máxima eficiencia del sistema. Un comportamiento similar se puede observar en la disminución de DQO en donde la menor disminución se encuentra durante los primeros ocho días y para el día 32 encuentra su más alta disminución.

Para comprender de una mejor manera el comportamiento de disminución y eficiencia de remoción de la DQO puede observarse la figura 5, en donde efectivamente se puede observar que a partir de los primeros ocho días de iniciado el proceso, la Demanda Química de Oxígeno disminuye significativamente, hasta llegar a valores mínimos a partir del día 27; reflejando lo anterior de manera inversamente proporcional en la eficiencia de remoción de DQOT, la cual se incremento a su nivel máximo, a partir de los 27 días con valores del 90% en promedio.

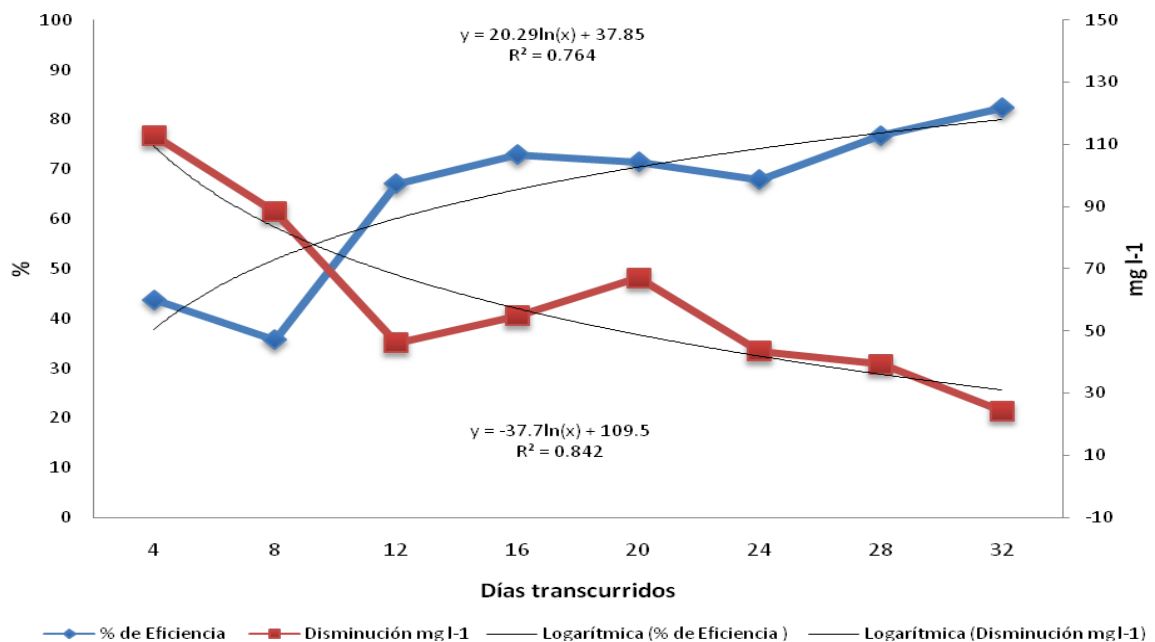


Figura 5. Disminución y eficiencia de remoción de la DQOT durante el período de muestreo, teniendo una carga orgánica promedio de 168 mg l⁻¹ de DQOT l⁻¹.

El comportamiento anterior, es debido básicamente a que se llevan a cabo una serie de cambios en los consorcios bacterianos, ya que las ventajas que presentan este tipo de microorganismos es que tienen una mayor resistencia a cambios en las condiciones ambientales y a la toxicidad del sustrato, por lo que se puede decir que disminuyen su eficiencia durante los primeros días del cambio, pero conforme pase el tiempo, éstos se adaptan y comienzan a incrementar su eficiencia en la remoción de materia orgánica.

Cuadro 7. Porcentaje de remoción de DQOT, obtenida durante todo el muestreo, dividido en cuatro períodos de ocho días cada uno.

	<i>DQO T%</i> <i>Período 1</i>	<i>DQO T %</i> <i>Período 2</i>	<i>DQO T%</i> <i>Período 3</i>	<i>DQO T %</i> <i>Período 4</i>
<i>Día 1</i>	0	67.93	36.39	57.42
<i>Día 2</i>	47.92	70.69	72.50	52.34
<i>Día 3</i>	38.99	68.62	66.11	98.05
<i>Día 4</i>	44.35	65.52	75.83	65.63
<i>Día 5</i>	34.23	44.83	85.00	85.16
<i>Día 6</i>	82.44	57.59	82.50	80.08
<i>Día 7</i>	23.51	70.69	76.11	82.03
<i>Día 8</i>	49.40	75.52	59.72	92.19

Cuadro 8. Disminución de DQOT durante todo el muestreo, dividido en cuatro períodos de ocho días cada uno

	<i>DQO T mg^{l-1}</i> <i>Período 1</i>	<i>DQO T mg^{l-1}</i> <i>Período 2</i>	<i>DQO T mg^{l-1}</i> <i>Período 3</i>	<i>DQO T mg^{l-1}</i> <i>Período 4</i>
<i>Muestra del influyente</i>	168	145	180	128
<i>Día 1</i>	168	46.5	114.5	54.5
<i>Día 2</i>	87.5	42.5	49.5	61
<i>Día 3</i>	102.5	45.5	61	2.5
<i>Día 4</i>	93.5	50	43.5	44
<i>Día 5</i>	110.5	80	27	19
<i>Día 6</i>	29.5	61.5	31.5	25.5
<i>Día 7</i>	128.5	42.5	43	23
<i>Día 8</i>	85	35.5	72.5	10

De acuerdo a los cuadros 7 y 8, en los primeros ocho días el biorreactor alcanzó una eficiencia de alrededor del 50% lo anterior debido a que como lo menciona Ruiz et al (1997) la biopelícula sufre cargas de shock, que es básicamente el cambio de sustrato, si se toma en cuenta que las bacterias metanogénicas son extraordinariamente sensibles a la presencia de compuestos tóxicos en el agua residual sometida al tratamiento anaerobio. Sin embargo, conforme avanza el período del proceso y éste es suficientemente largo, los microorganismos tienen la capacidad de adaptarse a ciertas concentraciones de las diversas sustancias tóxicas. Este periodo es denominado tiempo de retención de sólidos (TRS) en el reactor, el cual puede estar referido a un tiempo de días o hasta meses, lo que hace que en este último caso se requiera una gran paciencia para que estos microorganismos se adapten a las concentraciones de las sustancias tóxicas. En este estudio y debido a que en el momento en que comenzó a formarse la biopelícula fue sometida a cambios drásticos en el tipo de sustrato, el sistema se adaptó rápidamente a los cambios y llegó a su máxima eficiencia del 90% a partir de los 27 días. Este resultado coincide con lo observado por Maldonado (2008) y Morris et al. (1998).

De igual forma si se toma en cuenta el tiempo de retención hidráulica, el cual tiene una gran importancia, fue de tan solo 12 horas, lo cual se puede considerar de alta eficiencia, si se toma en cuenta lo observado por Morris et al. (1998), quienes observaron que para obtener una eficiencia de remoción del 90%, el sustrato debe de tener un tiempo de retención de aproximadamente 36 horas ya que observaron que

con un tiempo de 18 horas existen problemas por un asentamiento inadecuado de la biomasa; en el presente estudio no existió dicho problema.

Como puede observarse en el cuadro 8, se dividió el periodo de muestreo en secciones de ocho días ya que se tuvieron cargas orgánicas diferentes en el monitoreo del influente. Para el primer periodo de muestreo existe una eficiencia de remoción de aproximadamente del 45%, para el segundo y tercer periodo la eficiencia fue en incremento hasta llegar a niveles superiores del 75% y ya para el cuarto periodo la eficiencia llegó al 90% en general, esto debido a que como menciona Rogalla y Bourbigot, (1990), en este tipo de procesos de filtración, la mayor parte de la biomasa producida por oxidación biológica y de los sólidos suspendidos en el agua residual entrante, éstos son atrapados por los microorganismos que componen la biopelícula, lo cual reduce la concentración de sólidos suspendidos en el agua de salida. Mas sin embargo este tipo de bacterias sufren de procesos de readaptación al nuevo sustrato que están tratando; como puede observarse también en la figura anterior, en diversos días de los cuatro periodos disminuye drásticamente la eficiencia. Esta variación puede ser ocasionada por el uso diario o al bajo uso en los fines de semana o periodo vacacional en la universidad.

5.2 DQOT y Temperatura

Durante el periodo de muestreo, las temperaturas oscilaron entre los 25 y 33 °C, con lo cual se puede decir que estuvieron dentro del parámetro establecido por Maldonado (2008), Borja y Banks (1994), Pfeffer (1974), quienes indican que las

condiciones de temperatura óptima para el tratamiento de agua residual oscila entre los 30 y 40 °C, ya que en rangos bajos de 15 °C o por encima de los 45 °C, se inhibe el crecimiento de bacterias mesófilas o termófilas lo cual provoca una disminución en la eficiencia de remoción de DQOT en el sistema de tratamiento (Figura 6).

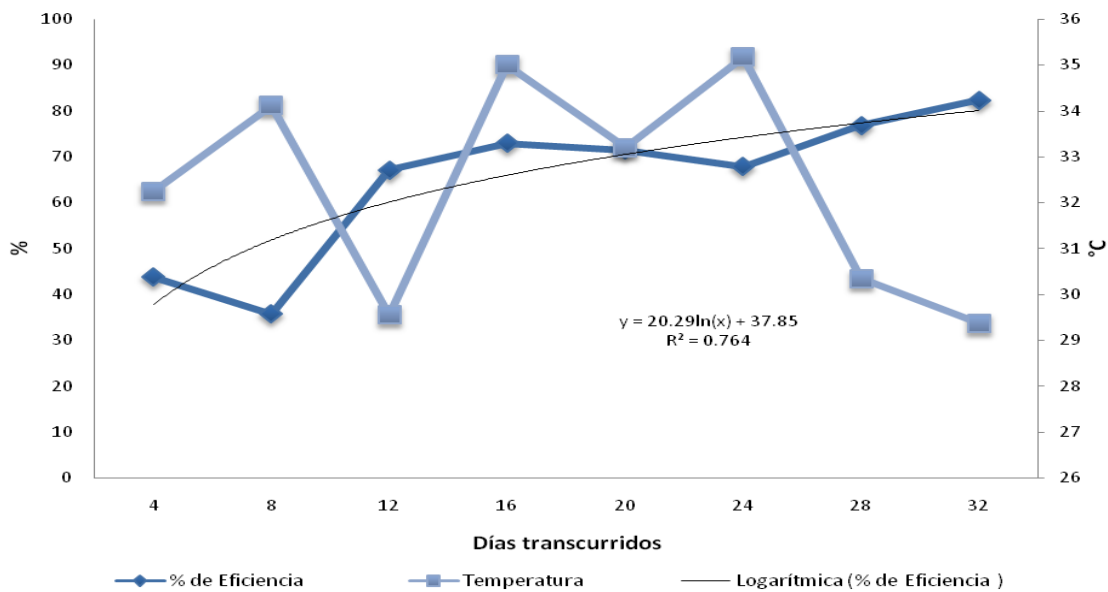


Figura 6. Eficiencia de Remoción de DQOT y Temperaturas dentro del biorreactor durante el periodo de muestreo.

En este caso no se observa una influencia directa sobre el comportamiento de remoción de DQOT por efecto de la temperatura, salvo que estuvo en el rango adecuado para que dicha remoción se llevara a cabo eficientemente. Del mismo modo estas temperaturas incrementan la producción de metano en el caso de trabajar con sustratos que contengan una mayor carga de materia orgánica.

Con esto se demuestra que este tipo de sistemas con biopelículas, son eficientes a las temperaturas ambientales que se pueden presentar en la Comarca Lagunera, al menos

en el período evaluado y también demuestran que no es necesario incluir dentro del diseño ningún sistema de calentamiento o enfriamiento del agua con lo cual los costos de construcción no se incrementan.

5.3 DQOT y pH.

Si es vertido cualquier componente toxico que modifique las características del sustrato, éstos pueden llegar a inhibir la digestión anaerobia, ya que un pH bajo incrementa la posibilidad de que exista un incremento en organismos filamentosos y del mismo modo el pH ácido disminuye la respiración bacterial al producirse dióxido de carbono. Cuando la alcalinidad del agua es baja, el agua no puede resistir cambios bruscos de pH cuando se añaden ácidos lo cual dependen en gran medida de la concentración en la que se encuentren en el desecho. En algunos casos, cuando el efecto de inhibición cesa, puede ocurrir incluso que el compuesto se vuelva estimulante en la bacteria, lo que puede llegar a comprometer la eficiencia de remoción de DQOT y condicionarla a la presencia o no de dicha sustancia tóxica.

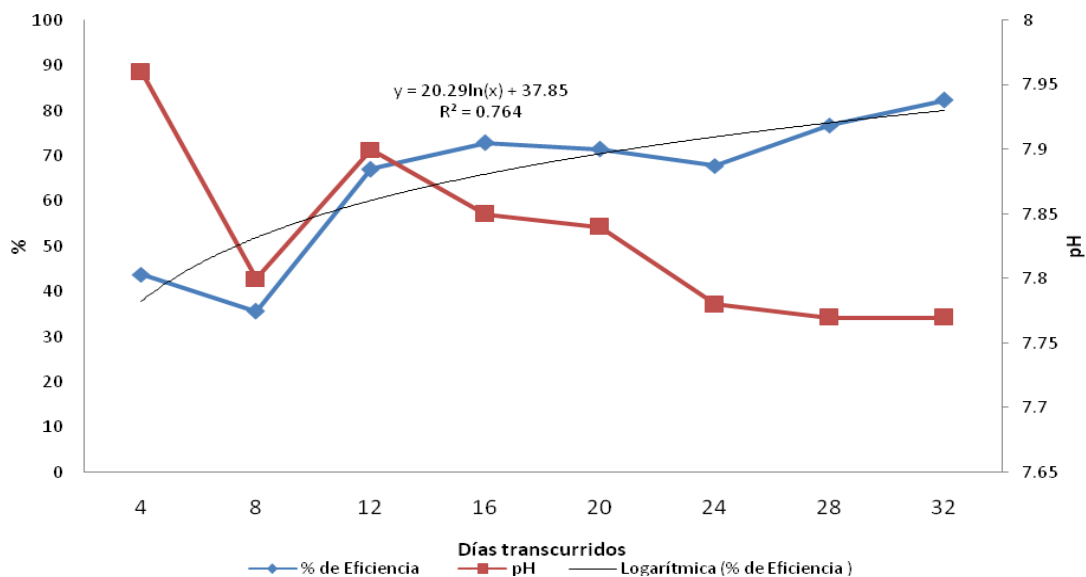


Figura 7. Eficiencia de Remoción de DQOT y pH dentro del biorreactor durante el periodo de muestreo.

Gráficamente puede observarse que el pH tuvo un comportamiento dirigido hacia la acidificación conforme se incrementa la eficiencia de remoción de la DQOT, sin embargo, este factor no tuvo una repercusión en la eficiencia de remoción, y como puede observarse en el análisis de correlación de Pearson se encuentra más vinculado al factor temperatura, así como a posibles factores externos del sistema, con lo cual a pesar de las variaciones de pH que se observan en la figura 7, y con la nula afectación que se tiene del sistema, no es necesario realizar modificaciones al sistema de tratamiento que incrementen los costos de construcción de este tipo de biorreactores.

En este punto se coincide con los resultados obtenidos por Maldonado (2008), que trabajó con aguas más complejas en donde observó que con pH que variaron entre 6 y 9 los sistemas de tratamiento con biopelículas la actividad microbiana se comporta de forma eficiente.

5.4 Correlación entre DQOT, pH y Temperatura

Diversos investigadores han encontrado que existen cambios en el funcionamiento de los biorreactores relacionados con el pH y la temperatura, principalmente por los posibles cambios que puedan suceder en los consorcios bacterianos debido a este tipo de factores, por lo que se procedió a realizar un análisis de correlación entre estos factores (Cuadro 9).

Cuadro 9.- Análisis de correlación de Pearson ($P < 0.05$) entre las variables relacionadas en el proceso de tratamiento de agua residual.

Variable	DQOT	Temperatura	pH
DQOT	1	0.29318117	0.20149625
Temperatura	0.29328117	1	-0.41703639
pH	0.20149625	-0.41703639	1

En el cuadro 9 se observa que no existe correlación entre DQOT pH y temperatura, pero existe una correlación inversa de valor medio entre estas últimas dos, lo cual quiere decir que entre más aumente la temperatura, el pH disminuye en idéntica proporción, aunque también puede ser debido a la adición de agentes acidificantes al sustrato, como puede ser el lavado de los baños con cloro. Del mismo modo la temperatura incrementa la actividad microbiana principalmente en bacterias acidófilas, las cuales causan cambios en el pH del agua y tienen efectos químicos

sobre la solubilidad de gases en el agua, la disponibilidad de nutrientes y la concentración de metales pesados.

Si se consideran las características del biofiltro utilizado, éste jugó un papel importante en la transferencia de masa y oxígeno para obtener una mejor actividad microbiana en la película biológica. Dadas las condiciones hidráulicas de velocidad del agua y turbulencia, se genera una fuerza constante que mantiene delgado el espesor de la película, con lo cual, se favorece la difusión de oxígeno y nutrientes entre la interface de la capa superficial de la biopelícula y el líquido y hacia las capas internas de la biopelícula. El proceso se beneficia al mantenerse un sistema continuo aireado que acelera las reacciones bioquímicas producto de un mejor mezclado y una mayor área superficial expuesta por unidad de volumen para la transferencia de masa. Del mismo modo, este tipo de sistemas de tratamiento disminuye la posibilidad de obturación por sólidos en suspensión y también pueden aguantar períodos sin alimentación y absorber las variaciones en la carga orgánica del influente.

La norma oficial mexicana NOM-067-ECOL-1996 establece un parámetro de 200 mg de DQOT l⁻¹ en promedio diario, este sistema obtiene en promedio 20 mg de DQOT litro⁻¹ con lo que cumple con los parámetros establecidos en la norma, además de que en base a la NOM-003-ECOL-1997 el efluente obtenido puede ser utilizado para el riego de parques y jardines. Por lo anteriormente mencionado y de acuerdo a la hipótesis nula que se planteó al inicio de este trabajo, se tiene que dicha hipótesis se rechaza y se determina que el efluente obtenido en un reactor anaerobio de flujo ascendente con un filtro a base de biopelículas **sí** cumple con los parámetros establecidos en la norma NOM-067-ECOL-1996.

Si se compara a los sistemas de tratamiento de aguas residuales de flujo ascendente con un filtro a base de biopelículas con los sistemas de tratamiento predominantes tanto en México como en la Comarca Lagunera, que son las lagunas de oxidación y los sistemas de tratamiento aerobio, con las lagunas de oxidación, este tipo de sistemas tiene una menor demanda de terreno, tienen una menor emisión de gases de efecto invernadero, una menor emisión de olores desagradables y mejores condiciones higiénicas de trabajo; y en comparación con los sistemas aerobios tradicionales, tienen un menor grado de mecanización, menos pasos en los procesos de tratamiento, una menor formación de lodos, y una baja demanda operacional, de control y mantenimiento

VI. CONCLUSIONES

- El reactor anaerobio de flujo ascendente con filtro a base de biopelículas mostró una eficiencia de aproximadamente 40% durante los primeros ocho días de arrancado el reactor y conforme transcurrió el tiempo, la eficiencia de remoción llegó a un 90% a los 28 días de iniciado el muestreo.
- La eficiencia de remoción de DQOT no está influenciada por el pH del sustrato; incluso éste presentó una tendencia hacia la neutralidad al momento de pasar por el sistema de tratamiento.
- El factor temperatura no influye en la eficiencia de remoción de DQOT, aunque el rango en el que se desarrolló el proceso durante el período de monitoreo fueron las temperaturas óptimas para que el reactor trabajara de forma eficiente.

- Debido a los cambios que existieron en el influente de carga orgánica y la adición de sustancias extrañas, el sistema disminuyó la eficiencia en aproximadamente un 20%, debido al shock que sufre la biopelícula por estos cambios.
- Se identificó una correlación inversa media entre la temperatura y el pH, en donde a medida que se incrementa la temperatura el pH disminuye, aunque este efecto puede también ser debido a las diferencias de carga orgánica.
- El reactor anaerobio de flujo ascendente con un filtro a base de biopelículas, cumple con los parámetros de calidad de tratamiento de aguas residuales establecidos por la NOM-067-ECOL y la NOM-003-ECOL, por lo que la hipótesis establecida al inicio de la investigación se rechaza.

VII. RECOMENDACIONES

- El sistema probado en este estudio, es una opción viable para su establecimiento o construcción en casa habitación además de que los costos de construcción son relativamente bajos para establecer este tipo de sistemas de tratamiento de agua residual a nivel domestico por lo cual es recomendado para su instalación en viviendas tanto del medio rural como urbano
- Es necesario el continuar con este tipo de estudios, que permita ir estableciendo sistemas de tratamiento de aguas residuales adecuando las condiciones, métodos y tecnología, de acuerdo al tipo de función, tipo de corrientes presentes y tipo de residuos que se tengan.

VII. LITERATURA CITADA

Barkin, D. (Comp), 2001. Innovaciones mexicanas en el manejo del agua. Centro de Ecología y Desarrollo. Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco. 231 pp.

Borja, R., Duran, M., 1993. Influence of the support on the kinetics of anaerobic purification of slaughterhouse wastewater. Bioresource technology, 44, 57-60

Borja, R.,(1995) effect of organic loading rate on anaerobic treatment of slaughterhouse wastewater in a fluidized-bed reactor. Bioresource, 52, 157-162

Carrillo L. 2003. Manual de Microbiología Agrícola. 2 ed. SS Jujuy: EDIUNJU, v.1. p.180.

Campos, C. y Anderson, G. 1991. The effect of the liquid upflow velocity and the substrate concentration on the star-up and the steady state periods of lab-scale UASB reactors". In: 6° International Symposium on anaerobic Digestion. São Paulo, Brasil

Characklis WG & JD Bryers. 1990. Biofilms in Wastewater Treatment. In: Biofilms. W. G. Characklis & KC Marshall. (Eds.) John Wiley, 1990.

Chen, J. J., McCarty, D., Slack, D. and Rundle, H. 2000, Full scale studies of a simplified aerated filter (BAF) for organics and nitrogen removal. *Water Science and Technology*, **41**(4-5) p. 1-4.

CNA 1999. 6.1. Tratamiento de aguas residuales [en línea]. Comisión Nacional del Agua (México). Consulta el 26/06/2006. URL: http://www.conagua.gob.mx/eCNA/Espaniol/Publicaciones/Subsector1999/Cap6_99.pdf

CNA 2005(a). 3. El recurso hídrico en México. En *Estadísticas del agua en México 2005 – Síntesis*. [en línea]. Comisión Nacional del Agua (México). Consulta el 26/06/2006. URL: http://www.cna.gob.mx/eCNA/Espaniol/Estadisticas/Central/Cap_3_EAM2005.pdf

CNA 2005(b). 6. Saneamiento, calidad del agua y aspectos de salud. En *Estadísticas del agua en México 2005 – Síntesis*. [En línea]. Comisión Nacional del Agua (México). Consulta el 26/06/2006. URL:

http://www.cna.gob.mx/eCNA/Espaniol/Estadisticas/Central/Cap_6_EAM2005.pdf

CNA 2005(c). Situación del Subsector Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento a Diciembre de 2004 [en línea]. Comisión Nacional del Agua. Consulta el 26/06/2007. URL: <http://www.conapo.gob.mx/micros/infavance/2005.htm>

CONAGUA, 2008. Estadísticas del Agua en México, Edición 2008 [en línea]. Comisión Nacional del Agua. Consulta el 30/05/08. URL: <http://www.conagua.gob.mx>

CONAPO 2004. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. En *Informe de ejecución 2004 – Programa Nacional de Población 2004-2006* [en línea]. Publicado por la Comisión Nacional de Población (México). Consulta el 26/06/2007. URL del capítulo: <http://www.conapo.gob.mx/micros/infavance/2005/N05.pdf> URL de la publicación: <http://www.conapo.gob.mx/micros/infavance/2005.htm>

CONIL, P. 2001 “La tecnología anaerobia UASB en el tratamiento de la aguas residuales domésticas: 10 años de desarrollo y maduración en América Latina. URL: <http://www.bio-tec.net>

Daume S, W Brand-Gardner & J Woelkerling. 1999. Preferential settlement of abalone larvae diatom films v/s non-geniculate coralline red algae. *Aquaculture*. 174: 243- 254.

Diez, J. M. C., Villouta, V. F., Montoya, J. M. T., y Bornhardt, B. C. 2000, Tratamiento combinado de lodos activados y lecho fijo sumergido para tratar efluentes de celulosa kraft blanqueada. XXVIII Congreso Internacional de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Cancún, Mexico, Octubre 2002. Disponible en: www.bvsde.paho.org/bvsaidis/mexico26/ii-031.pdf

Escalas C. A. 2006. Tecnologías y usos de las aguas residuales en México, Centro de Investigación y Estudios de Posgrado Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, San Luis Potosí, S.L.P., México URL: http://tecspar.org/Documentos/tecnologias_y_usos_de_aguas_residuales_en_mexico_a_escalas.pdf

Field, J. y Reyes, S. 2004, anaerobic granular sludge bed technology pages. Disponible en: <http://www.uasb.org/index.htm>.

García, E. 1986. Apuntes de climatología. Universidad Nacional Autónoma de México. D.F. 155 pp.

Garza Almanza V. 2000. Reuso agrícola de las aguas residuales de Cd. Juárez, (Chih., México) [en línea]. En el Valle de Juárez y su impacto en la salud publica. *Salud Pública y Nutrición*, 1, 3. URL: [http://www.respyn.uanl.mx/ 3/ ensayos/aguas_residuales.html#3](http://www.respyn.uanl.mx/3/ensayos/aguas_residuales.html#3)

González, M. S. 1998. Biopelículas Aerobias en Tratamientos de Aguas Residuales. Venezuela

Homsí, J. 1990. Tratamiento y disposición final de aguas servidas. Cuadernos Universitarios N° 2. Serie Seminarios, Universidad Nacional Andrés Bello, Santiago, Chile. 172 p.

Hulshoff P. L., Lettinga, G. y Field, F. 1989, " Digestión Anaerobia" Tomo I; " Reactores UASB" Universidad Agrícola de Wageningen, Holanda.V.

Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. 2000, Demanda química de oxígeno, método de reflujo abierto, Ministerio del Medio Ambiente, República de Colombia, pp 2-8.

Iwai, S. y Kitao, T. 1994, Wastewater treatment with microbial films. Technomic Publishing Company, Inc. Pp. 27, 89-92, 155-157.

Lazarova, V. y Manem, J. 1994, Advances in biofilm aerobic reactors ensuring effective *biofilm* activity control. *Wat. Sci. Tech.* 29(10/11), pp. 319-327.

Lettinga G., et. al. 1980. Use of upflow sludge blanket (USB) reactor concept for biological wastewater treatment. *Biotechnol. Bioeng.*, 25, pp 1701-1723.

Maldonado, C. A. 2008, Tratamiento de agua residual del rastro, mediante biopelículas anaerobias desarrolladas en *Opuntia imbricata*, Tesis de grado, Universidad Autónoma de Coahuila, Facultad de Ciencias Químicas, Departamento de Biología, 70 p.

Mansur, A. M. 1985, Informe de avance núm.1 – tratamiento de desagues domesticos en reactores anaerobicos, de flujo ascendente, en manto de lodos. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente. Lima, Peru.

Massé D.I. y Masse,L;2000. Characterization of wastewater from hog slaughterhouse in Eastern Canada and evaluation of their in-plant wastewater treatment system. *Can. Agr. Eng.* 42: 139-146.

Mata, A. J. 2002, Digestió Anaerobia de Residus Sólids Urbans. Estudis i monografies 22, Diputació de Barcelona.

Metzner, G. y Temper, U; 1990, Operation and Optimization of a full-scale fixed-bed reactor for anaerobic digestion of animal rendering wastewater, *Water Sci. Technol.* 22: 373-384.

Moreau, M., Liu, Y., Capdeville, B., Audic, J. y Calvez, L. 1994, Kinetic behavior of heterotrophic and autotrophic biofilms in wastewater treatment processes. *Wat. Sci. Tech.* 29(10/11), pp. 385-391

Morris, C. E; Monier, Jean-Michel, and Jacques, Marie-Agnès, 1998, A Technique To Quantify the Population Size and Composition of the Biofilm Component in Communities of Bacteria in the Phyllosphere, *Applied and Environmental Microbiology*, December 1998, p. 4789-4795, Vol. 64, No. 12

Myburg, C. y Britz, T.J. 1993. Influence of higher organic loading rates on the efficiency of an anaerobic hybrid digester while treating landfill leachate. *Water SA* **19** 319-324.

National Academy of Press (NAP). 1999. Use of reclaimed water and sludge in food crop production. [on-line]. Disponible en [www: http: // www.nap.edu/readingroom/ books/ sludge/ summary.html](http://www.nap.edu/readingroom/books/sludge/summary.html).

<http://www.semarnat.gob.mx/leyesynormas/Normas%20Oficiales%20Mexicanas%20vigentes/NOM-001-ECOL.pdf>

NRC, AIC, ANI. 1995. El suministro de agua en la Ciudad de México [en línea]. National Research Council, Academia de la Investigación Científica, Academia Nacional de Ingeniería. National Academy Press, Washington DC. URL: [http://lanic.utexas.edu/ la/ Mexico/ water/libro.html](http://lanic.utexas.edu/la/Mexico/water/libro.html)

NOM-001-SEMARNAT-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. DOF (México), 06/01/1997. URL: [http://www.semarnat.gob.mx/ssfna/acercaSSFNA/ PW/CD_NOMS/ noms_proy_nmx _semarnat/NOM_AGUA_ECOL/ NOM-001-ECOL.pdf](http://www.semarnat.gob.mx/ssfna/acercaSSFNA/PW/CD_NOMS/noms_proy_nmx_semarnat/NOM_AGUA_ECOL/NOM-001-ECOL.pdf)

NOM-002-SEMARNAT-1996. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal. DOF (México), 03/06/1998. URL: [http://www.semarnat.gob.mx/ssfna/acercaSSFNA/PW/CD_NOMS/noms_proy_nmx_semarnat/NOM_AGUA_ECOL NOM-ECOL-002.pdf](http://www.semarnat.gob.mx/ssfna/acercaSSFNA/PW/CD_NOMS/noms_proy_nmx_semarnat/NOM_AGUA_ECOL/NOM-ECOL-002.pdf)

NOM-003-SEMARNAT-1997. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público

[en línea]. DOF (México), 21/09/1998. URL: http://www.semarnat.gob.mx/ssfna/acercaSSFNA/PW/CD_NOMS/noms_proy_nmx_semarnat/NOM_AGUA_ECOL/NOM-ECOL-003.pdf

NORMA Oficial Mexicana NOM-067-ECOL-1994, Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores provenientes de los sistemas de alcantarillado o drenaje municipal. URL: <http://www.ine.gob.mx/ueajei/publicaciones/gacetas/228/67.html>

Pérez, J. 1996. Evaluación técnico-económica de dos alternativas de aprovechamiento de aguas residuales. Congreso Internacional AIDIS. México

Rodríguez S, C Riquelme, E Campos, P Chávez, E Brandan & N Inestrosa. 1995. Behavioral responses of *Concholepas concholepas* (Bruguere, 1789) larvae to natural and artificial settlement cues and microbial films. *Biological Bulletin*. 189: 272-279.

Rojas, G. M. 2003. Evaluación financiera de la construcción de biodigestores para el tratamiento de las aguas residuales en los beneficios de café de Unión regional de pequeños productores de café S.S.S de Huatusco, Veracruz. Tesis de Maestría, Colegio de Postgraduados. Montecillos México. pp.127

Rogalla, F. y Bourbigot, M. 1990, New developments in complete nitrogen removal with biological aerated filters. *Wat. Sci. Tech.* 22:(1/2), pp. 273-280.

Rogalla, F., Payraudeau, M., Bacquet, G., Bourbigot, M., Sibony, J. y Gilles, P. 1990, Nitrification and phosphorus precipitation with biological aerated filters. *Research Journal WPCF* 62:(2), pp. 169-176.

Rogalla, F., Badard, M., Hansen, F. y Dansholm, P. 1992, Upscaling a compact nitrogen removal process. *Wat. Sci. Tech.* 26:(5/6), pp 1067-1076.

Sánchez Luna, E. 2004. Programas de acciones de Saneamiento. En *Curso de tratamiento de aguas residuales municipales*, curso organizado por el Instituto Mexicano del Agua Potable, San Luis Potosí, SLP, 18-19 de junio de 2004.

Sayed, S., De Zeeuw, W., Lettinga, G. 1984, *Agricult. Waste* 11, pp 197-226

Schellingkout, A., Collazos, C.J. 1999. Full-Scale application of the UASB technology for sewage treatment. <http://www.cepis.ops-oms.org/muwww/fulltext/repind54/fullapp/fullapp.html>

Stoodley P. , Lewandowski Z., Boyle J.D. , Lappin-Scott H.M. 1999, Structural deformation of bacterial biofilms caused by short-term fluctuations in fluid shear: An in situ investigation of biofilm rheology, *Biotechnology and Bioengineering*, Vol 65, T. 1, pag, 83-92.

Strydom, J. P; Britz, T. j. y Mostert, J. F. 1997, Two-phase anaerobic digestion of three different dairy effluents using a hybrid bioreactor *Water SA* Vol. 23 No. 2 p.151

TBW, 2001. Anaerobic methods of municipal wastewater treatment. 9 pág. Publicado por la Agencia de Cooperación Técnica Alemana (Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit). Eschborn, Alemania.

Tritt, W.P; 1992, The anaerobic treatment of slaughterhouse wastewater in fixed-bed reactors. *Bioresource Technol.* 41: 201-207

Van der, M. M; Britz T.J. 1994, Characterisation and numerical analysis of the microbial community in raw baker's yeast factory effluent, *Water SA* Vol. 20 No. 2 disponible en:
<http://www.wrc.org.za/downloads/watersa/1994/April/0784%20abstract.pdf>.

Valdivia. S. C. A., González. B. O. y González. M. S., 2005, Filtración combinada en el lecho de tezontle para el tratamiento de aguas residuales. Instituto de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria.

Vesilind, P.A. 2003. Wastewater treatment plant design. WEF-IWA: Alexandria (VA, EU).

Zapico, F. 2001. Uso de aguas residuales tratadas para el riego de un vivero de cítricos. Taller de Licenciatura. Quillota, Universidad Católica de Valparaíso, Chile, Facultad de Agronomía, Área de Fruticultura.

VIII. ANEXOS



Anexo 1. Biorreactor armado.



Anexo 2. Limpieza de cardenche para eliminar impurezas en el soporte de la biopelícula



Anexo 3. Cardenche hervido y secado. Obsérvese el tamaño de las piezas del soporte.



Anexo4. Colocación del soporte dentro del bioreactor.



Anexo 5. Inoculo utilizado para la formación de la biopelícula.



Anexo 6. Formación de la biopelícula en el cardenche por la coloración negra que se observa en la pieza del lado derecho.



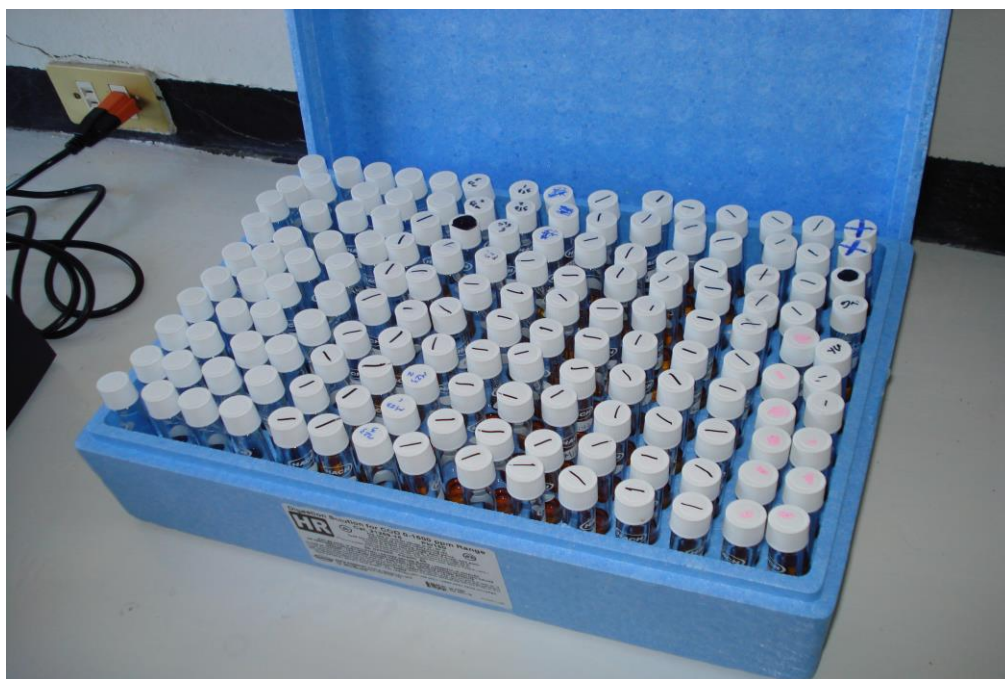
Anexo 7. Ubicación final del birreactor junto a los baños de la facultad de Ciencias Químicas de la Universidad Juárez del Estado de Durango.



Anexo 8. Las muestras del centro y del lado izquierdo son de la calidad del efluente dentro y a la salida del birreactor; al lado derecho una muestra del influente



Anexo 9. Termoreactor y Espectocolorímetro utilizados para el análisis de muestras



Anexo 10. Kit utilizado para el análisis de DQOT de la Maraca HACH para concentraciones de 0 a 1500 mg l⁻¹