



El Colegio de la Frontera Sur

**Desempeño de un reactor UASB compartimentado al
tratar agua residual de baja carga**

TESIS

Presentada como requisito parcial para optar al grado de
Maestría en Ciencias en Recursos Naturales y Desarrollo Rural
(Orientación en Biotecnología Ambiental)

Por

IBT. Marco Antonio Chayes Agustín

2013

DEDICATORIA

A DIOS:

Por darme lo más precioso: mi existencia, y por permitirme recorrer el camino abrupto de la vida. Dándome la fuerza necesaria para seguir adelante y enfrentar las adversidades y levantarme en cada tropiezo durante todo este tiempo de mí paso por este maravilloso planeta tierra.

A LA MUJER QUE HA DADO SU VIDA EN CADA INSTANTE DE MI EXISTENCIA: MI MADRE.

Esperanza Agustín Aguilar, le dedico este trabajo con todo mi amor y cariño, por ser una mujer de gran fortaleza, y brindarme esa fuerza necesaria, porque gracias a su gran cariño y amor, hoy hemos logrado juntos este gran sueño.

A MI PADRE:

Gregorio Chayes Pérez, le dedico esta tesis con profundo respeto, por el apoyo otorgado para seguir adelante, por enseñarme a mantener una lucha constante, y orientarme por el camino de la vida.

A MIS HERMANOS:

Ernesto, Evaristo, Jesús, Ofelia y Amalia, con mucho cariño por todo el apoyo que me brindaron en los momentos difíciles.

A MIS SOBRINOS

Sofía Lisbeth y Alessandro que alegraron mis días con sus pequeñas y tiernas sonrisas.

A MI AMIGO

Célido Reyes Ramos, por su amistad, confianza y apoyo. Por haberme enseñado que confiando en Dios todo se puede.

AGRADECIMIENTOS

Al CONACYT por la beca otorgada durante los dos años de la Maestría en Ciencias y Recursos Naturales con orientación a la Biotecnología Ambiental.

A ECOSUR abrimme las puertas y permitir continuar creciendo profesionalmente en el campo de la investigación.

Al Dr. Ricardo Bello Mendoza, director de tesis, mis más sinceros agradecimientos por haber dirigido la tesis y por transmitir sus conocimientos y experiencias, así como su constante apoyo para el desarrollo y elaboración de este proyecto.

Al M en C. David Herrera López, por haberme brindado su asesoría y transmitir sus conocimientos y experiencias durante mi estancia y elaboración de este proyecto. Mil Gracias.

A la Dra. Griselda Karina Guillén Navarro, por su asesoría y apoyo en la elaboración del presente trabajo, mis más sinceros agradecimientos.

Al M en C. Gamaliel Mejía González, por su asesoría brindada para la elaboración del trabajo de tesis.

Al COPATAP, por las facilidades proporcionadas para el ingreso a las instalaciones de planta de tratamiento de aguas residuales de Tapachula, para la obtención de lodos generados en el proceso de tratamiento.

A la Ing. Jazmín Rodríguez Espinoza, por el apoyo durante la visita a las instalaciones y por la proporción de lodos obtenidos de la planta de tratamiento.

A Antonio de Jesús Domínguez Girón, por su apoyo en el trabajo de laboratorio.

A mis amigos y compañeros de generación 2011- 2012 y a mis compañeros de investigación del Laboratorio de Biotecnología Ambiental, por su amistad y apoyo incondicional. En especial a la IBT. Ma. De los Ángeles Palomeque Rodas por esos momentos inolvidables.

A mis maestros, por haber transmitido sus conocimientos en cada uno de los cursos, comprendidos durante mi estancia en ECOSUR al cursar la Maestría en Ciencias en Recursos Naturales y Desarrollo Rural.

INDICE

	Pg.
Índice de figuras	v
Índice de tablas	vi
Resumen	1
Introducción	2
Objetivos	5
Materiales y Métodos	6
Aparato experimental.	6
Evaluación del desempeño del reactor	8
Análisis fisicoquímicos	9
Composición de los ácidos grasos volátiles (AGVs)	9
Resultados	11
Eficiencia del reactor	11
Discusiones	20
Conclusión	26
Referencias	27
ANEXOS	32

ÍNDICE DE FIGURAS

	Pg.
Figura 1. Esquema del reactor anaerobio compartimentado.	7
Figura 2. Variación del Índice Alfa (α) durante la operación del reactor en serie y en paralelo.	11
Figura 3. Promedio y desviación estándar de la concentración de DQO del agua residual.	12
Figura 4. Concentración promedio de AGVs.	13
Figura 5. Concentración de la DQOt del agua residual en los compartimento.	15
Figura 6. Promedio de DQOs del agua residual en cada compartimento.	15
Figura 7. Promedio de COT.	16
Figura 8. Promedio de turbidez en cada uno de los compartimento.	16
Figura 9. Promedio de AGVs y desviación estándar en cada compartimento.	17
Figura 10. Promedios de la concentración de AGVs por cromatografía.	18

ÍNDICE DE TABLAS

Cuadro 1: Eficiencia de remoción de materia orgánica en las dos etapas Experimentales.	13
Cuadro 2: Resultados de los análisis del influente y efluente del reactor anaerobio en los dos modos de operación.	19

RESUMEN

El uso de reactores anaerobios UASB (del inglés *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*) en el tratamiento de aguas residuales ha aumentado en los últimos años, particularmente en países en desarrollo, debido a su eficacia y bajos costos. La baja concentración de materia orgánica de algunos desechos líquidos representa un desafío para los reactores UASB, lo que ha derivado en eficiencias de tratamiento generalmente modestas. Es necesario adecuar esta tecnología para el tratamiento eficiente de los efluentes de baja carga. En este estudio se evaluó el desempeño de un reactor UASB compartimentado (4 etapas) a escala completa (17.3 m³), al tratar las descargas de la Unidad Tapachula de El Colegio de la Frontera Sur. Se diseñó y operó el reactor con los compartimentos alimentados en serie bajo el supuesto de que esto mejoraría la eficiencia de remoción de materia orgánica debido a la separación de fases y por el mayor contacto con el lecho de lodos. El desempeño mostrado por el reactor bajo estas condiciones, se comparó con el observado cuando los compartimentos fueron alimentados en paralelo, simulando la operación de un reactor UASB convencional. Los resultados mostraron que la eficiencia de remoción de la demanda química de oxígeno total (DQOt) fue mayor cuando los compartimentos fueron alimentados en serie (64 %) que cuando estos fueron alimentados en paralelo (54 %). Con la alimentación en serie, la concentración de la materia orgánica disminuyó en mayor medida en el primer compartimento, pero continuó decayendo de manera gradual hasta la tercera etapa. Se observó también una ligera separación de fases, denotada por picos de concentración de ácido acético y propiónico en la primera y tercera etapa, respectivamente. La eficiencia del reactor aún se vio limitada por la baja actividad microbiana debida a la muy baja concentración de sustrato (DQO soluble alrededor de 250 mg/l), así como por el desarrollo de actividad sulfato-reductora (78 % de remoción de sulfatos) en detrimento de la metanogénesis, principal ruta de eliminación de la materia orgánica.

Palabra claves: digestión anaerobia, metanogénesis, separación de fases, sulfato reducción.

1.- INTRODUCCIÓN

México genera alrededor de 237.46 m³/s de agua residual municipal, de los cuales Chiapas contribuye con alrededor de 6.14 m³/s. El manejo inadecuado de este flujo considerable de aguas residuales puede contaminar el suelo y las aguas superficiales y subterráneas, tanto en zonas urbanas como rurales, creando un riesgo para el ambiente (CONAGUA, 2010). Aún las aguas residuales de baja carga (ARBC) provocan serios problemas de contaminación cuando son vertidas en acuíferos, ríos y lagos, por lo que su tratamiento ha ganado mayor atención, especialmente en regiones con problemas de escasez de recursos hídricos (Bdour et al., 2009).

Se ha demostrado que la digestión anaerobia es una alternativa viable para tratar las aguas residuales, transformando la materia orgánica biodegradable a dióxido de carbono y metano (Chernicharo, 2007). Entre las ventajas de la digestión anaerobia, se puede mencionar su capacidad para tratar sustratos de lenta degradación a altas concentraciones, su bajo requerimiento energético y la posibilidad de recuperar energía ya que el metano que genera constituye un recurso energético sustentable (Antoni et al., 2007; Ramírez et al., 2009).

El reactor anaerobio más ampliamente usado en el mundo para tratar aguas residuales es el de lecho de lodo granular y flujo ascendente (UASB, del inglés Upflow Anaerobic Sludge Blanket). El UASB es un biorreactor que opera en régimen continuo y en flujo ascendente; es decir, el afluente entra por la parte inferior del reactor, atraviesa todo el perfil longitudinal, y sale por la parte superior. Además, es un sistema donde los microorganismos se agrupan formando biogránulos que producen biogás, el cual puede ser atrapado y empleado para obtener otros beneficios adicionales. El reactor UASB consta de un sistema de distribución de agua residual ubicado en el fondo del reactor.

En la parte superior del equipo, se instala un sistema de captación del biogás y de sedimentación de sólidos suspendidos (Lettinga y Hulshoff, 1998).

La aplicación de reactores UASB a escala completa para el tratamiento de aguas residuales de baja carga y municipales, se ha ensayado principalmente en países en desarrollo, en donde sus costos de instalación y operación relativamente bajos, lo hacen una alternativa atractiva (Foresti, 2001; Wiegant, 2001). Sin embargo, estos desechos se caracterizan por su baja concentración de materia orgánica y alta variabilidad de flujos, planteando una serie de retos a las tecnologías anaerobias como ha sido ampliamente revisado (Seghezze et al., 1998; Kalogo y Verstraete, 1999 ; Wiegant, 2001). Esto podría explicar por qué, pese a sus ventajas, los reactores UASB han presentado eficiencias de remoción de materia orgánica modestas (60-80 %) al tratar aguas residuales de baja carga (Lew et al., 2003).

Las limitaciones observadas en los reactores UASB, han llevado al estudio de la compartimentación del reactor como una alternativa para mejorar las tasas de remoción de materia orgánica. Este tipo de diseño puede promover la separación de las diferentes fases de degradación anaerobia, lo cual proporciona condiciones óptimas para la hidrólisis, acidificación y metanización de la materia orgánica a su paso por el sistema (Sevilla-Espinosa et al., 2010). Se ha investigado el efecto de diferentes factores, tales como la temperatura, el tiempo de retención, la tasa de carga y el número de compartimentos, sobre el desempeño del sistema (Langenhoff y Stuckey, 2000; Langenhoff et al., 2000; Gopala-Krishna et al., 2009). Sin embargo, la gran mayoría de los estudios hasta ahora reportados sobre la aplicación de reactores anaerobios compartimentados para tratar ARBC se han desarrollado a escala de laboratorio (Langenhoff y Stuckey, 2000; Langenhoff et al., 2000; Gopala-Krishna et al.,

2009). Por lo tanto, estos estudios no han tomado en cuenta las amplias variaciones de caudal y concentración, además de efectos de escala que se presentan en situaciones reales.

Este estudio tuvo como objetivo definir qué tipo de alimentación mejora la eficiencia de remoción de materia orgánica de un reactor UASB compartimentado (4 etapas), a escala completa, al ser alimentado con agua residual de baja carga orgánica bajo dos modos de alimentación (serie y paralelo).

2.- OBJETIVOS

General

Evaluar la eficiencia de remoción de materia orgánica de un reactor UASB compartimentado a escala completa, al ser alimentado con agua residual de baja carga orgánica bajo dos modos de alimentación.

Específicos

- Evaluar la eficiencia de remoción de materia orgánica de un reactor UASB compartimentado, al ser alimentado con agua residual de baja carga operado en serie.
- Evaluar la eficiencia de remoción de materia orgánica de un reactor UASB compartimentado, al ser alimentado con agua residual de baja carga operado en paralelo.

3.- MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 Aparato experimental

Se estudió el desempeño de un reactor anaerobio tipo UASB compartimentado, con cuatro etapas y un volumen útil de 17.3 m^3 (**Fig. 1**), el cual trata las aguas residuales que se generan en la unidad Tapachula de El Colegio de la Frontera Sur. En este reactor, el agua residual es introducida por la parte inferior del primer compartimento, asciende y se colecta en la superficie del mismo compartimento. Desde este punto, el agua es introducida en el fondo del segundo compartimento en donde asciende y es colectada en la parte superior del mismo compartimento. Esta operación se repite en los compartimentos sucesivos hasta que el agua alcanza la parte superior del cuarto y último compartimento, en donde se encuentra la salida del efluente del reactor. Este diseño y modo de operación busca promover la separación de las fases acidogénica y metanogénica de la digestión anaerobia en los diferentes compartimentos, al tiempo de mejorar el contacto entre el agua residual y el lecho de lodos. Lo anterior tiene la intención de mejorar la eficiencia del reactor para remover materia orgánica del agua residual.

Alternativamente, los compartimentos del reactor pueden ser alimentados en paralelo; esto es, el agua residual puede ser introducida por el fondo de los cuatro compartimentos de manera simultánea, con lo que se simula la operación de un reactor UASB convencional (**Fig. 1**).

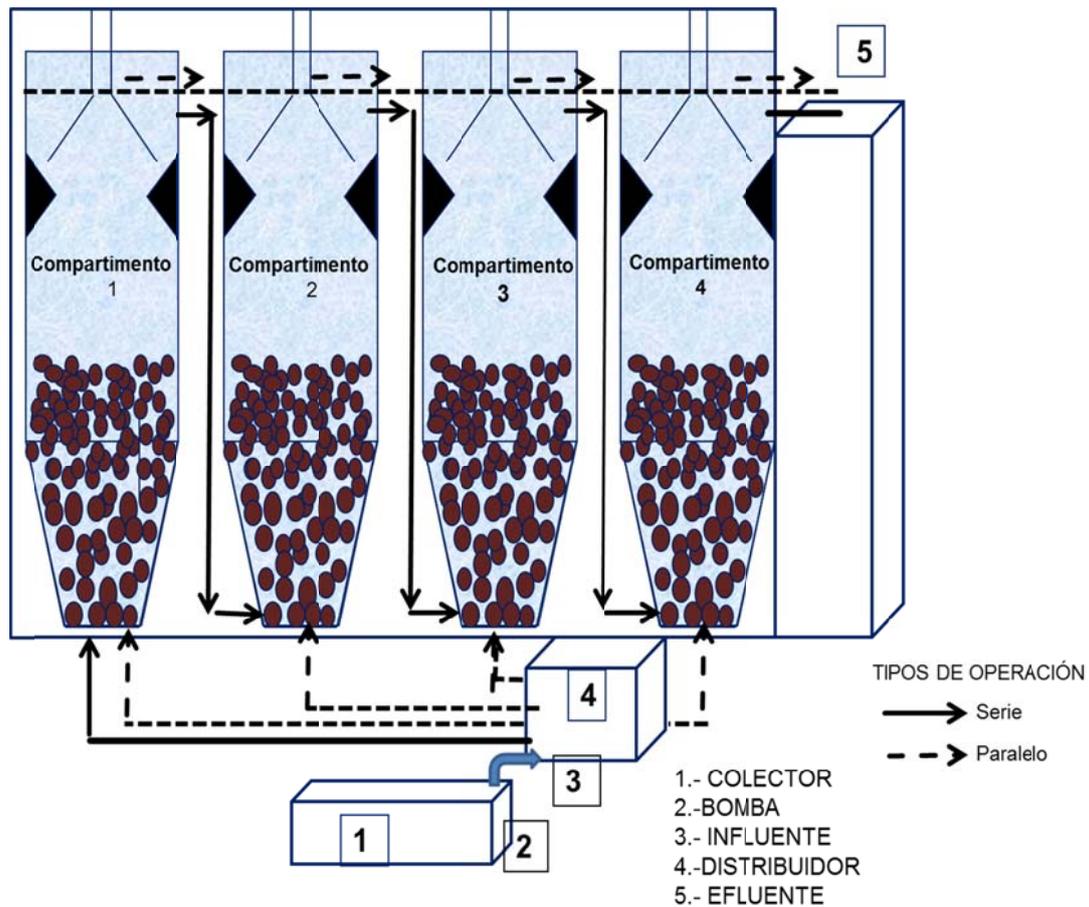


Fig. 1. Esquema del reactor anaerobio compartimentado.

El reactor fue inoculado con lodo proveniente de una planta municipal de tratamiento de aguas residuales. El volumen de lodo agregado a cada compartimento fue el siguiente: 0.33 m^3 en el primero, 1.84 m^3 en el segundo, 1.24 m^3 en el tercero y 0.33 m^3 en el cuarto. La concentración promedio de sólidos volátiles totales (SVT) de los lodos fue de $39.64 \pm 3.96 \text{ g/l}$.

El agua residual provino de sanitarios, regaderas, cocinas y laboratorios, y fue pre-tratada por medio de una criba (3 cm de claro) y un canal de desarenado. Enseguida, el agua residual se recibió en un tanque colector provisto con una bomba sumergible y un

electro nivel, desde el cual fue alimentada al reactor anaerobio de manera intermitente, en lotes de 0.3 m³. El tiempo teórico de retención hidráulica en el reactor fue de 36 horas.

3.2 Evaluación del desempeño del reactor

El estudio contempló dos etapas experimentales. En la primera, el reactor fue operado con los compartimentos alimentados de manera secuencial (AS). En la segunda, se simuló la operación de un reactor UASB convencional mediante la alimentación de los compartimentos en forma paralela (AP).

En cada etapa experimental, se le dio seguimiento al desempeño del reactor por un periodo de tiempo no menor a 60 días consecutivos. Para ello, se colectaron muestras (500 ml) de agua residual a la entrada y salida del reactor y se les determinó sus características fisicoquímicas. Este procedimiento se realizó tres veces por semana. Además, al final de cada etapa experimental se colectaron y analizaron muestras de agua de la superficie de cada uno de los cuatro compartimentos y se realizó una caracterización fisicoquímica más completa del influente y efluente del reactor. Estos análisis se realizaron por triplicado en muestras colectadas en diferentes fechas.

La eficiencia de tratamiento se evaluó mediante la comparación de las características fisicoquímicas del agua residual antes y después de pasar a través del reactor (o compartimento), de acuerdo a la ecuación 1.

$$\% \eta = 100 * (C_{ent} - C_{sal}) / C_{ent} \quad (1)$$

En donde % η es la eficiencia de tratamiento, y C_{ent} y C_{sal} son concentraciones a la entrada y salida del reactor (o compartimento), respectivamente.

3.3 Análisis fisicoquímicos

Para la caracterización fisicoquímica del agua residual, se practicaron los siguientes análisis. El pH y la temperatura se midieron con un potenciómetro (Oakton, modelo pH 1100) y la turbidez con un turbidímetro (VWR Científica, modelo 800 sene turbo 2080). La demanda química de oxígeno total (DQOt) y soluble (DQOs), demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅), amonio (NH₄⁺), nitratos (N-NO₃⁻), sulfatos (SO₄⁻), fósforo total (P total), sólidos totales (ST), sólidos volátiles totales (SVT), sólidos suspendidos totales (SST) y sólidos suspendidos volátiles (SSV), se determinaron siguiendo los métodos estandarizados por APHA, (1995). Para la medición de la DQOs, la muestra fue previamente centrifugada a 3000 rpm durante 3 minutos. Los ácidos grasos volátiles totales (AGVs) y la alcalinidad se determinaron por titulación de acuerdo a la metodología descrita por Pérez y Torres (2008). La concentración de carbono orgánico total (COT) se midió utilizando un analizador de carbono total (Shimadzu, modelo TOC-V_{CSH}) siguiendo las instrucciones del fabricante.

3.4 Composición de los ácidos grasos volátiles (AGVs)

La identificación y cuantificación de AGVs (ácido acético, propiónico y butírico), se realizó por medio de un equipo de cromatografía de gases equipado con un detector de flama ionizante (GC-FID) (Perkin Elmer, modelo Clarus 500) y provisto con una columna capilar NUKOLTM (Supelco, EE.UU.) de 15 m x 0.53 mm x 0.5 μm. La temperatura del inyector y del detector fue de 250 °C. La temperatura del horno inició en 100 °C y aumentó a 140 °C con una rampa de 10 °C por minuto. Enseguida aumentó, con una rampa de 30 °C por minuto, hasta alcanzar 170 °C. Se utilizó H₂ como gas acarreador con un flujo de 1.5 ml/min. Para el análisis se usó 1 ml de agua residual acidificada con

10 μ l de HCl al 50 % y centrifugada a 5000 rpm durante 15 minutos. Se inyectó 1 μ l de muestra de manera automática, usando una jeringa de 10 μ l de capacidad. Para el cálculo de la concentración se prepararon curvas de calibración inyectando soluciones estándar de una mezcla de AGVs (ácidos acético, propiónico y butírico), a diferentes concentraciones (1, 3, 5, 8, 10 mM) y registrando el área de cada uno de los picos en el cromatograma. Cada una de estas mediciones se realizó por triplicado. Con los datos obtenidos se hizo una regresión lineal cuyo coeficiente de correlación (R^2) fue de 0.99 para cada ácido.

4.- RESULTADOS

4.1 Eficiencia del reactor

El índice α , el cual denota la capacidad tampón de una muestra de agua residual (Pérez y Torres, 2008), presentó valores superiores a 0.70 en ambas etapas experimentales (**Fig. 2**), lo cual indica que no se presentaron problemas de acidificación en el reactor y que este operó de manera estable a lo largo del estudio.

La eficiencia del reactor para remover materia orgánica (DQO), fue mayor al ser operado en serie que al ser operado en paralelo (**Fig. 3**). La concentración de DQOt del efluente al ser operado en serie varió entre 77 y 169 mg/l (**Fig. 3a**) en tanto que la DQOs osciló entre 65 y 146 mg/l (**Fig. 3b**). Por otra parte, al ser alimentados los compartimentos en paralelo, la DQOt en el efluente varió entre 106 y 184 mg/l y la DQOs entre 84 y 161 mg/l. La eficiencia promedio de remoción de DQOt y DQOs se puede apreciar en el **cuadro I**.

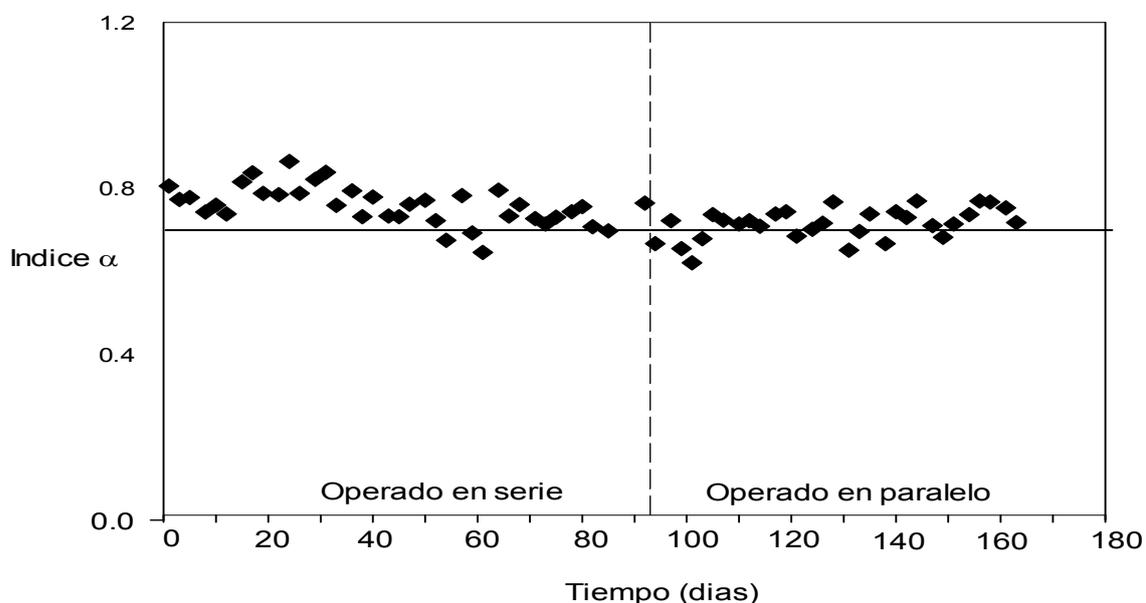


Fig. 2. Variación del Índice Alfa (α) durante la operación del reactor con los compartimentos alimentados en serie y en paralelo.

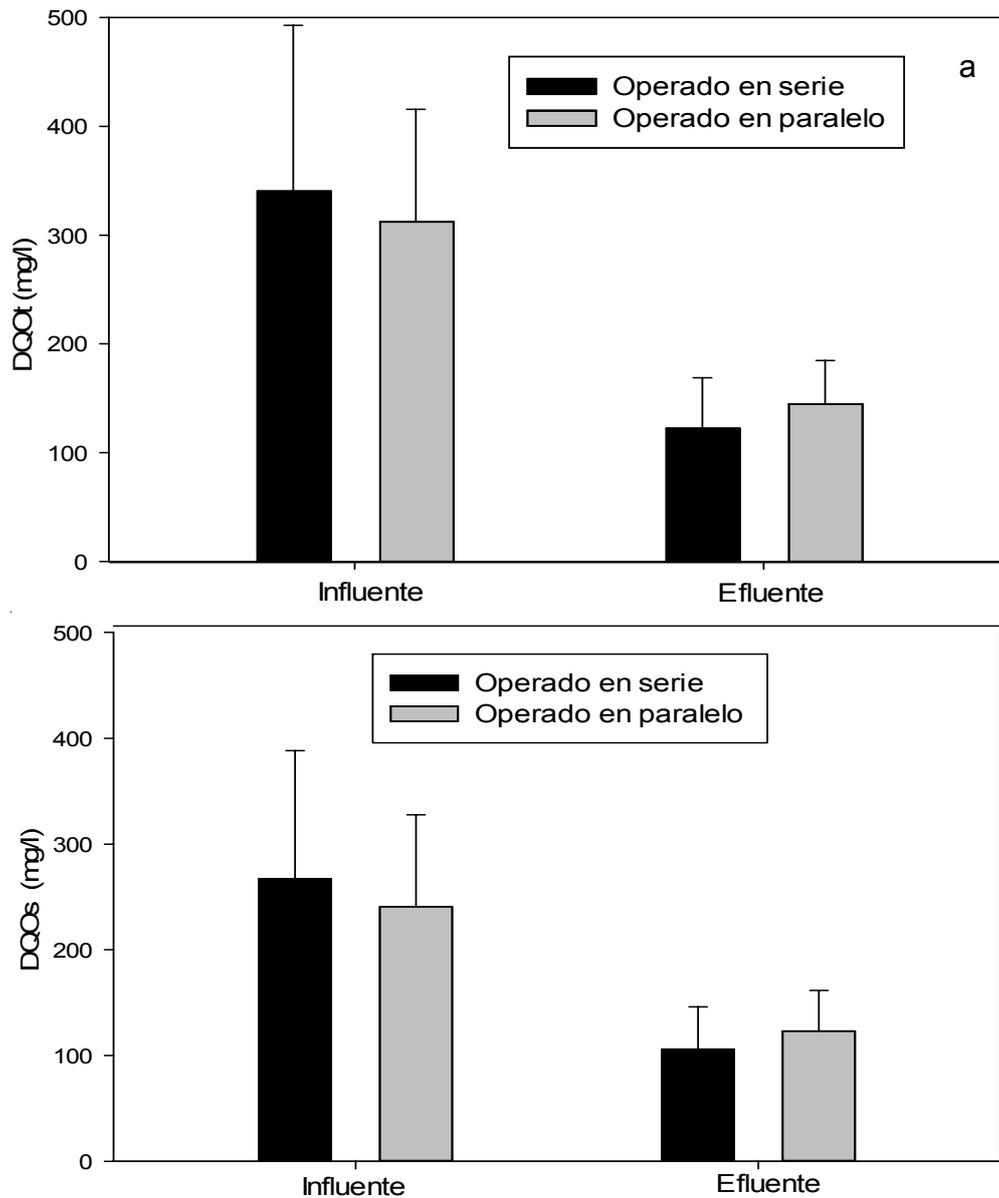


Fig. 3. Demanda Química de Oxígeno (DQO) total (a) y soluble (b) del agua residual. Las barras denotan valor promedio y los acotamientos el límite superior de la desviación estándar (n= 37 al ser operado en serie y 32 al ser operado en paralelo).

Cuadro I: Eficiencia de remoción de materia orgánica en las dos etapas experimentales

Parámetro	Alimentación en serie	Alimentación en paralelo
DQO total	64 %	54 %
DQO soluble	60 %	49 %

Pese a que la concentración de los AGVs en el influente fue muy similar en ambas etapas experimentales (76.86 ± 19.60 mg/l en serie y 77.27 ± 22.46 mg/l en paralelo), la concentración promedio en el efluente fue más alta con el modo de alimentación en paralelo (100.05 ± 27.14 mg/l) que con los compartimentos alimentados en serie (82.82 ± 25.11 mg/l) (**Fig. 4**).

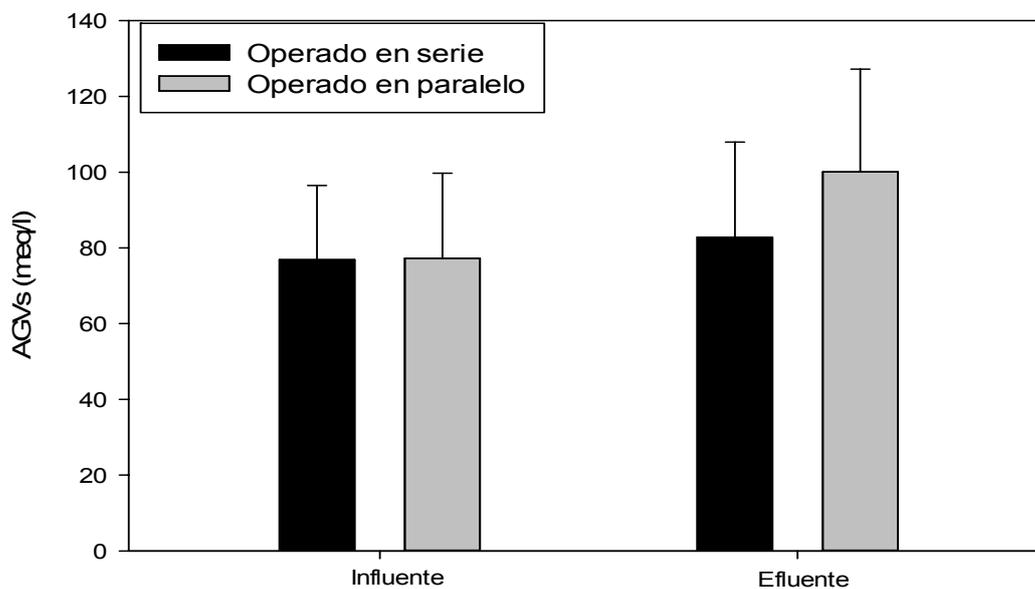


Fig. 4. Concentración promedio de ácidos grasos volátiles totales (AGVs)

Al evaluar el desempeño de los compartimentos de manera individual, se observó que con la alimentación en serie, la concentración de la DQO total (**Fig. 5**) y soluble (**Fig. 6**) disminuyó en mayor medida en el primer compartimento, pero continuó decayendo de manera gradual hasta la tercera etapa. Con la alimentación en paralelo, los cuatro compartimentos contribuyeron en similar medida a reducir la concentración de materia orgánica en el agua residual (**Fig. 5** y **Fig. 6**). En este modo de operación, la concentración de DQO fue ligeramente más alta en el efluente del primer compartimento, probablemente debido a que el caudal alimentado fue mayor que en los otros tres compartimentos ya en el primer compartimento existen dos tubos para la alimentación.

La tendencia mostrada por el COT al pasar el agua residual a través de los compartimentos (**Fig. 7**), fue similar a la observada con la DQO, excepto que en este caso la menor concentración promedio se observó en el segundo compartimento con la alimentación en serie. Esto sugiere que la compartimentación en el reactor UASB efectivamente promueve una mejor remoción de la materia orgánica.

En el caso de la turbidez, se observó también una disminución importante en el primer compartimento, cuando el reactor se operó en serie (**Fig. 8**). La turbidez no disminuyó de manera notable en los dos compartimentos siguientes aunque el efluente de la cuarta y última etapa presentó el nivel más bajo de turbidez. Con el modo de operación en paralelo, se observó una tendencia similar a la mostrada por los parámetros anteriormente descritos (**Fig. 8**). Considerando las diferencias iniciales de turbidez en los caudales de entrada, la remoción de turbidez fue similar en ambos modos de alimentación.

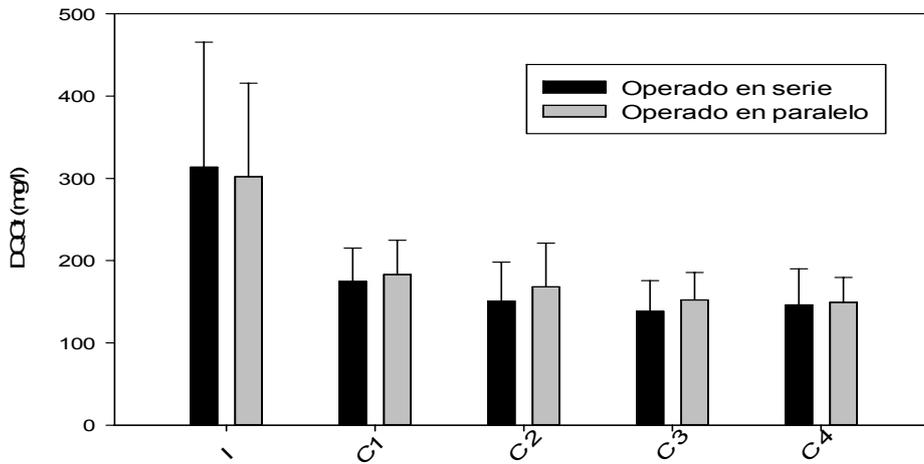


Fig. 5. Demanda Química de Oxígeno (DQO) total del agua residual en el influente (I) y a la salida de los compartimentos (C) en ambos modos de operación.

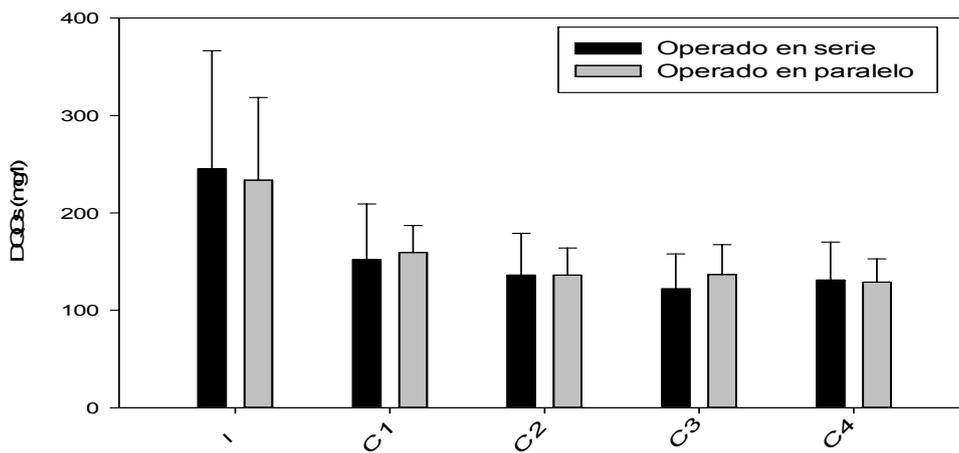


Fig.6. Demanda Química de oxígeno (DQO) soluble del agua residual en el influente (I) y a la salida de los compartimentos (C) en ambos modos de operación.

La concentración de AGVs totales en la superficie de los compartimentos fue ligeramente mayor cuando el reactor se operó en paralelo que cuando la alimentación fue en serie (**Fig. 9**). No se observó una tendencia de cambio clara en el perfil de los AGVs totales a lo largo de los compartimentos en ninguno de los dos modos de alimentación.

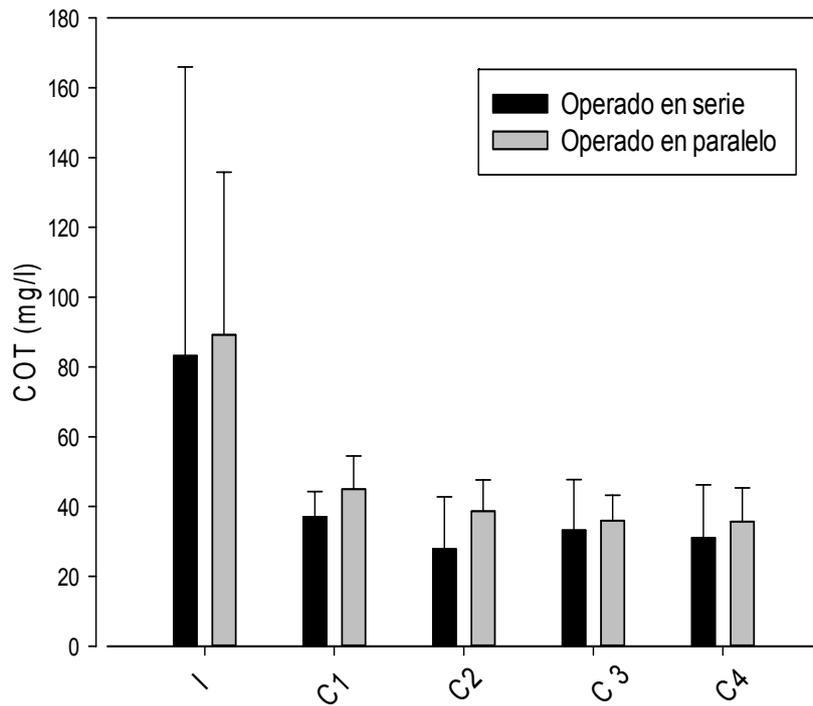


Fig. 7. Carbono Orgánico Total (COT) del agua residual en el influente (I) y a la salida de los compartimentos (C) en ambos modos de operación.

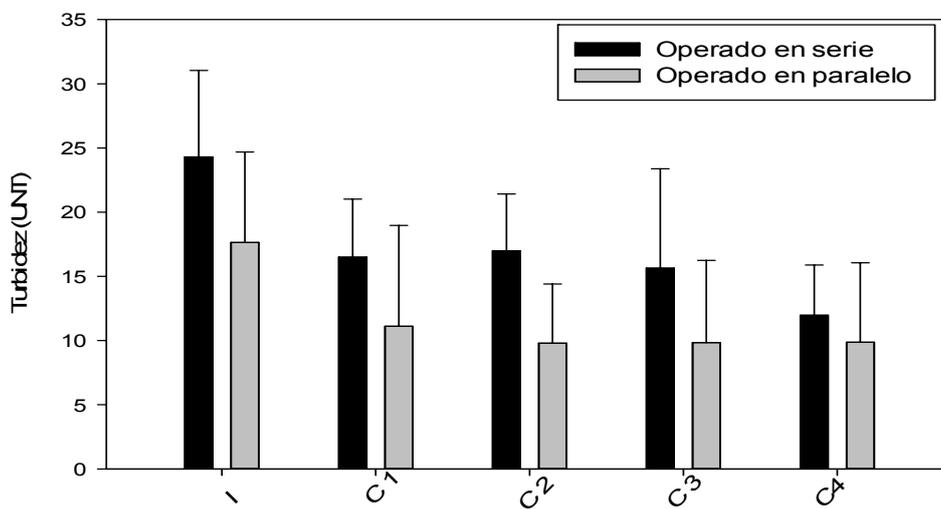


Fig. 8. Turbidez del agua residual en el influente (I) y a la salida de los compartimentos (C) en ambos modos de operación.

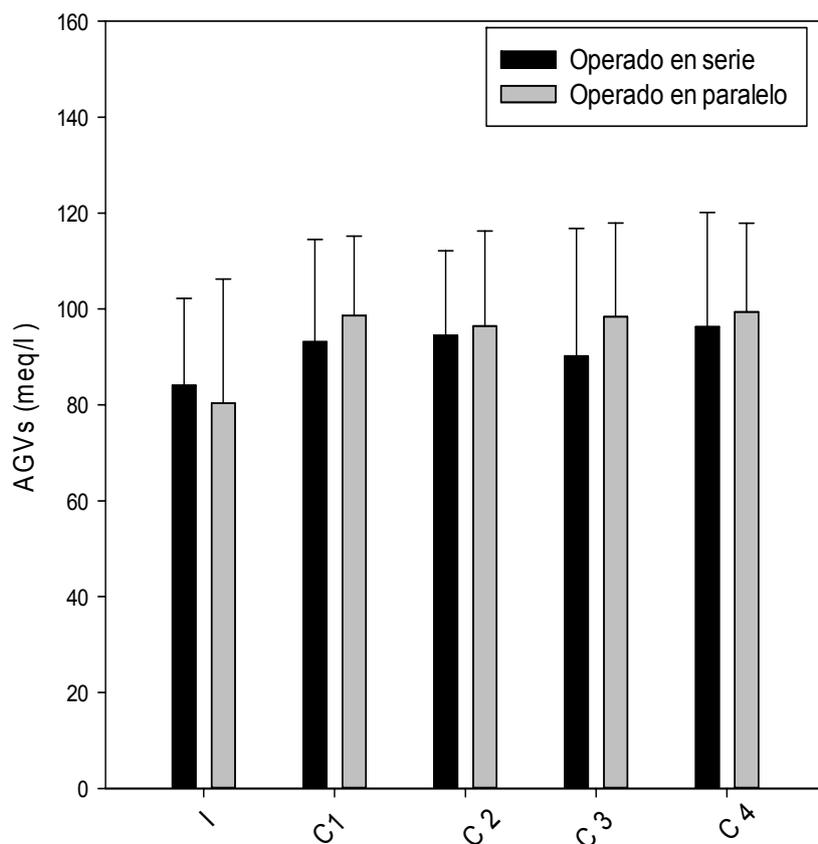


Fig. 9. Ácidos grasos volátiles en el influente (I) y a la salida de los compartimentos (C) en ambos modos de operación.

El análisis cromatográfico de los ácidos grasos volátiles permitió identificar y cuantificar las concentraciones de ácido acético y de ácido propiónico en las diferentes etapas dentro del reactor (**Fig. 10**). El ácido butírico posiblemente estuvo presente en concentraciones inferiores al límite de detección del método (0.044 mM). Este análisis arrojó resultados distintos a los obtenidos mediante la cuantificación volumétrica de los AGVs (**Fig. 9**). En este caso, se observaron diferencias notables en el perfil de AGVs a lo largo del reactor en función al modo de alimentación. Cuando los compartimentos se alimentaron en serie, se observó un pico en la concentración de ácido acético en la superficie del primer compartimento. La concentración del ácido acético disminuyó

notablemente en el segundo compartimento pero aumentó nuevamente, aunque de manera muy ligera, en la tercera y cuarta etapas. En el efluente la concentración del ácido acético fue menor a la encontrada en la superficie del último compartimento, posiblemente debido a pérdidas por volatilización. El ácido propiónico, por otra parte, mostró un pico de concentración en la tercera etapa. Con la alimentación en paralelo, la concentración de ambos ácidos en los cuatro compartimentos del reactor fue bastante más homogénea. La diferencia observada entre las concentraciones de AGVs en las dos etapas del estudio pudiera deberse a diferencias en la concentración y, posiblemente, en la composición del agua residual alimentada al reactor durante el periodo en el que se colectaron las muestras para este análisis.

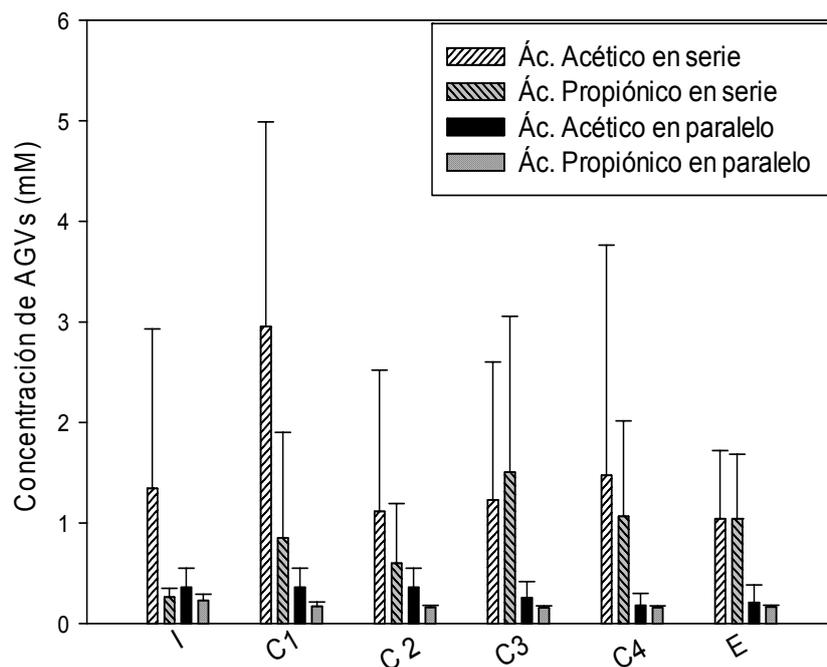


Fig. 10. Concentración de ácido acético y ácido propiónico en diferentes puntos del reactor y bajo dos modos de alimentación (en serie y en paralelo). I= influente, C= compartimentos y E= efluente.

Cuadro II: Características fisicoquímicas del influente y efluente del reactor anaerobio en los dos modos de operación (n=3)

Parámetro	Alimentación en serie			Alimentación en paralelo		
	Influente	Efluente	Remoción (%)	Influente	Efluente	Remoción (%)
T (°C)	29.0 ±0.0	30.0 ±0.0	-	27.7 ±0.6	28.3 ±0.3	-
pH	7.31 ±0.31	6.85 ±0.03	-	7.67 ±0.22	7.23 ±0.04	-
Turbidez (UNT)	27.57 ±4.9	6.98 ±0.4	74.7	11.71 ±3.8	5.96 ±1.0	49.1
DQOt (mg/l)	427 ±95	152 ±55	64.3	244 ±57	127 ±12	48.1
DQOs (mg/l)	319 ±99	123 ±30	61.5	209 ±37	107 ±14	48.8
DBO ₅ (mg/l)	70 ±10	44 ±10	36.7	90 ±10	72 ±6.5	19.2
COT (mg/l)	95.2 ±28.0	37.8 ±6.0	60.3	72.7 ±28.9	32.6 ±14.7	55.2
ST (mg/l)	565.5 ±108	398.5 ±36	29.5	477.5±114.8	398 ±91.9	16.7
SVT (mg/l)	12 ±9.9	6.4 ±3.7	46.7	144.2±84.9	100.2±19.1	29.1
SST (mg/l)	261.7±64.1	119.7 37.5	54.3	57.4 ±19.5	22.0 ±7.2	58.0
SSV (mg/l)	11.0 ±8.5	5.5 ±5	50.0	49.1 ±18.8	23.3 ±4.5	52.7
Alcal. (mg/l)	171 ±31.2	222 ±26.0	-	199.7 ±54.8	218.1±45.5	-
AGVs (meq/l)	93 ±10.39	102 ±10.4	-	69.8 ±10.1	85.8 ±8.5	-
NH ₄ ⁺ (mg/l)	34 ±1.7	26.1 ±3.2	23.1	40.5 ±16.9	34.9 ±16.6	13.8
N-NO ₃ ⁻ (mg/l)	7.6 ±0.3	4.7 ±1.1	38.9	5.8 ±2.8	3.8 ±1.7	34.3
SO ₄ ⁻² (mg/l)	36.5 ±7.4	8.1 ±7.1	77.7	69.3 ±4.2	29.5 ±6.2	57.5
P total (mg/l)	16.9 ±4.3	13.5 ±4.8	20.2	25.3 ±3.7	16.7 ±4.8	34.1

El **cuadro II** presenta las características fisicoquímicas del influente y efluente del reactor al finalizar cada una de las dos etapas experimentales. En general, la operación del reactor con los compartimentos alimentados en serie permitió una mayor remoción de materia orgánica (DQO, DBO₅ y COT), turbidez y sólidos totales. La eficiencia de remoción de sólidos suspendidos fue superior a 50 %, sin que se observara una diferencia importante entre ambos modos de alimentación. La remoción de nutrientes (NH₄⁺, N-NO₃⁻ y P total) fue baja, con excepción de los sulfatos, los cuales fueron removidos hasta en un 77.7 % con la alimentación en serie.

5.- DISCUSIÓN

El reactor UASB compartimentado mostró una buena eficiencia (64 % DQOt) para remover materia orgánica de las aguas residuales de baja carga con que fue alimentado. Estudios con reactores a escala de laboratorio han mostrado mejores eficiencias. Por ejemplo, Uemura y Harada, (2000) reportaron una eficiencia promedio de 70 % de remoción de DQO total, al evaluar un reactor UASB (21.5 l, 4.7 h HRT, 25-13 °C) alimentado con aguas residuales generadas en la Universidad Tecnológica de Nagaoka, Japón. Por su parte, Lew et al., (2003) reportaron 82 % de remoción de DQOt con un reactor UASB de 5.3 litros operado a 28 °C y alimentado con agua residual doméstica. Sin embargo, estudios realizados con reactores a escala completa generalmente han mostrado eficiencias menores a las obtenidas con reactores de laboratorio. Recientemente, van der Lubbe et al., (2010) reportaron resultados obtenidos al realizar una encuesta sobre el desempeño de varios reactores UASB a escala completa usados para el tratamiento de aguas residuales municipales. Las eficiencias de remoción de DQO reportadas fueron de 46 % (India), 52 % (Medio Oriente) y 62 % (Brasil). Estas menores eficiencias podrían explicarse por efectos de escala, que alteran el comportamiento hidráulico dentro del reactor, así como por las amplias variaciones de carga hidráulica y orgánica a las que los reactores son sometidos en situaciones reales. Problemas de diseño y operación también podrían explicar el más bajo desempeño de reactores a escala real (van der Lubbe et al., 2010). Los resultados obtenidos en este estudio se comparan favorablemente con algunos reportes previos. Tandukar et al., (2005) reportaron una eficiencia de 63 % de remoción de DQOt con un reactor UASB (1148 l, 8 h TRH), al tratar agua residual doméstica de baja carga (DQOt promedio de 532 mg/l). Con un reactor UASB de laboratorio (12.5 l),

alimentado con agua residual de baja carga (336-689 mg DQOt/l), se obtuvo una eficiencia de remoción de DQOt de 60 % (Abdel-Halim et al., 2009). Por su parte, Aiyuk et al., (2010) observaron un desempeño de 65 % de remoción de DQO, al tratar agua residual doméstica (DQOt de 522±300 mg/l). Sumino et al., (2007) reportaron 68.2 % (en verano, 27.1 °C) y 66.1 % (en otoño, 21.4 °C) de remoción de DQO al utilizar un reactor UASB de 8.4 m³ alimentado con agua residual de baja concentración (DQOt de 320 mg/l) bajo un TRH de 1 día.

Las diferencias de escala, diseño y condiciones de operación hacen difícil cualquier comparación entre sistemas de tratamiento. Lo mejor es comparar los sistemas bajo condiciones lo más similares posibles. Eso fue lo que se hizo en este estudio al operar el reactor con los compartimentos alimentados en serie y en paralelo. Esto último para simular la operación de un reactor UASB convencional. Se encontró que la compartimentación, con alimentación en serie, permitió mejores niveles de remoción de materia orgánica. Esto podría explicarse por el mayor contacto entre el agua residual y los lodos anaerobios y por una mayor uniformidad en el tiempo de retención promedio del agua dentro del reactor. En este reactor, toda el agua residual es forzada a pasar a través del lecho de lodos de cada uno de los compartimentos de manera sucesiva lo que incrementa el contacto entre la biomasa activa y la materia orgánica contenida del agua residual. Además, la alimentación intermitente del reactor, con lotes de agua residual alimentados en cortos periodos de tiempo, y la menor área seccional de los compartimentos, conduce a mejores niveles de agitación. Un buen nivel de agitación favorece el contacto entre la biomasa activa y los sustratos y mejora la degradación. Por otra parte, la compartimentación del reactor puede conducir a una distribución de tiempos de retención más estrecha. Esto es, a tiempos de retención más uniformes, lo

que en general mejora las eficiencias de conversión en reactores biológicos. Por el contrario, en reactores de una sola cámara con buenos niveles de agitación, porciones de líquido pueden permanecer dentro del reactor por periodos de tiempo muy largos, en tanto que otras porciones de líquido pueden alcanzar la salida del reactor muy rápidamente. Esto lleva a una disminución en las eficiencias promedio de conversión (Levenspiel, 1962). Se intentó caracterizar la distribución de TRH en el reactor por medio de pruebas con trazadores pero la alimentación discontinua del reactor dificultó la obtención de datos consistentes por lo que este aspecto aún requiere de mayor investigación. No obstante, estudios con reactores anaerobios con baffles (ABR por sus siglas en inglés), han demostrado que este tipo de reactores presentan características hidrodinámicas más cercanas a las de un reactor pistón que a un reactor completamente mezclado (Grobicki y Stuckey, 1992; Langenhoff et al., 2000), lo que apoya este punto de vista.

Otra explicación para el mejor desempeño del reactor compartimentado puede ser la separación de fases en los diferentes compartimentos del reactor. Esto puede llevar a condiciones favorables para la actividad acidogénica en los primeros compartimentos y a una mayor actividad metanogénica en los compartimentos posteriores, lo que en general puede conducir a mejores niveles de degradación. Este comportamiento ha sido reportado en reactores con baffles horizontales y verticales (Langenhoff et al., 2000; Sevilla-Espinosa et al., 2010). En este estudio, se observaron picos en la concentración de ácido acético en el primer compartimento y de ácido propiónico en el tercero. Esto sugiere una rápida acidificación de sustratos fácilmente fermentables en el primer compartimento con bajos niveles de ácidos grasos volátiles en el efluente debido a la

actividad metanogénica. No obstante, la separación de fases no fue tan clara como la reportada en otros sistemas (Sevilla-Espinosa et al., 2010).

Los resultados obtenidos son consistentes con los reportes de otros autores sobre las ventajas de los sistemas compartimentados. Varios estudios han demostrado el buen desempeño de los reactores ABR para tratar aguas residuales complejas y de baja carga, alcanzando niveles de remoción de DQO por arriba de 80 % bajo diferentes temperaturas y TRH (Langenhoff et al., 2000; Langenhoff y Stuckey, 2000; Gopala Krishna et al., 2009). Por su parte, el reactor UASB con compartimentos ha mostrado eficiencias de remoción de DQO de hasta 79 % al tratar agua residual doméstica (Chernicharo y Cardoso, 1999). Sin embargo, en estos estudios no se ha comparado el desempeño de los reactores compartimentados con el mostrado por reactores de una sola cámara. Son muy escasos los reportes sobre este aspecto. Diamantis y Aivasidis, (2007) compararon el desempeño de un reactor UASB con el de un sistema formado por dos reactores UASB en serie, al tratar agua residual sintética similar a la generada durante el enlatado de frutas. Los resultados mostraron que el segundo proceso fue claramente superior, permitiendo altos niveles de remoción de DQO (90 %) con TRH cortos (4-5 h).

Pese a que la compartimentación del reactor permitió una mayor eficiencia de remoción de materia orgánica (64 %), los resultados obtenidos son modestos. Es decir, el grado de mejoría no es muy alto. Esto podría deberse a que la concentración del agua residual cruda fue muy baja (209-319 mg DQOs/l), lo que limitó de manera importante la actividad microbiana. Considerando la concentración del influente, el volumen útil del reactor y el tiempo de retención hidráulica, se estima que la tasa de carga orgánica fue tan baja como 0.139 kg DQOs/m³/d. Lew et al., (2003) ha

demostrado que a mayor tasa de carga orgánica, mayor es la eficiencia de remoción de DQO, particularmente en el rango de >0 a $10 \text{ kg DQO/m}^3/\text{d}$. Esto sugiere que el reactor estudiado podría alcanzar aún mayores eficiencias de remoción de DQO si la tasa de carga fuera mayor, lo que podría obtenerse con tiempos de retención hidráulica más cortos.

Por otra parte, la estimación de la capacidad de remoción de materia orgánica podría no reflejar la realidad, ya que la presencia de productos microbianos solubles (PMS) y de especies químicas en estado reducido pueden aumentar la DQO del efluente y ubicar el valor estimado de eficiencia de remoción por debajo del nivel real. Los PMS pueden ser definidos como compuestos de origen microbiano que resultan del metabolismo de sustratos y del decaimiento de la biomasa (Langenhoff et al., 2000). Se han reportado cantidades importantes de PMS en efluentes de reactores anaerobios ABR alimentados con desechos líquidos con materia orgánica coloidal. Esto implica que, en el caso de desechos de baja concentración, la contribución de los PMS a la DQO del efluente puede ser importante (Langenhoff et al., 2000). La DQO inorgánica puede también, en algunos casos, contribuir de manera notable a la DQO total del efluente. Por ejemplo, van der Lubbe et al., (2010) estimaron que la presencia de H_2S disuelto en el efluente de reactores anaerobios puede representar una porción importante de la DQO total. En el caso de influentes con concentraciones de SO_4 de 41-130 mg/l, la eficiencia de remoción corregida fue 4-14 % superior a la originalmente estimada sin considerar la concentración de H_2S en el efluente. En este estudio, dadas las concentraciones de sulfatos encontradas en el influente (**Cuadro II**), cabría esperarse un efecto de este tipo aunque no muy importante. La presencia de sulfatos en el influente pudo también haber fomentado actividad sulfato reductora en detrimento

de la metanogénesis, principal ruta de remoción de la materia orgánica, ya que los dos grupos microbianos compiten por materia orgánica.

Los resultados sugieren que 2 o 3 compartimentos pueden ser suficientes para un tratamiento eficiente del agua residual. Esto podría estar relacionado con la muy baja concentración del influente lo que hace que el tercero y cuarto compartimento del reactor reciban una baja carga orgánica debido a la disminución de la concentración de materia orgánica al pasar el agua residual a través de los primeros dos compartimentos. La reducción del volumen del reactor, al eliminarse una o dos etapas, podría resultar en tasas de carga un poco más altas y mejorar el desempeño del reactor, tal como se ha discutido anteriormente.

El metabolismo anaerobio no es eficiente para remover nutrientes por lo que los resultados acá obtenidos son consistentes con reportes previos (Aiyuk et al., 2010; Foresti et al., 2006). Por ejemplo, Elmitwalli et al., (2003) observaron un 23 % de remoción de fósforo total en un filtro anaerobio alimentado con agua residual de baja carga.

La alta remoción de sulfatos observada probablemente se debió al crecimiento de bacterias sulfato reductoras (BSR), lo que, como ya se señaló anteriormente, puede causar la oxidación incompleta del sustrato hasta acetato (Madigan et al., 2006), provocando posiblemente una disminución en el desempeño del reactor por la competencia de electrones disponibles con otros anaerobios, incluyendo las bacterias fermentativas, las bacterias acetogénicas productoras de hidrógeno obligadas y las arqueas metanogénicas (Almeida et al., 2011).

Los sulfatos posiblemente provinieron de detergentes o de residuos orgánicos. La presencia de sulfuro disuelto que le da un olor característico al efluente (Cervantes-

Zepeda et al., 2011), puede acarrear problemas de corrosión o causar la inhibición de la actividad metanogénica (Lens *et al.*1998; Livera et al., 2011).

Las características de los efluentes obtenidos en las dos etapas experimentales (sólidos sedimentables, materia flotante, temperatura, pH, DBO₅ y SST) cumplen la NOM-002-SEMARNAT-1996 (SEMARNAT 1996), la cual establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano y municipal.

6.- CONCLUSIONES

El reactor anaerobio de lecho de lodos compartimentado presentó un 64 % de eficiencia de remoción de la DQO total. Esta eficiencia fue más alta que la mostrada por el mismo reactor al ser operado de manera parecida a un reactor UASB convencional.

Las características del efluente (sólidos sedimentables, materia flotante, temperatura, pH, DBO₅ y SST) cumplen con la NOM-002-SEMARNAT-1996 que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano y municipal. Es necesario considerar un postratamiento si se desea reducir aún más la concentración de materia orgánica, remover nutrientes y elevar la concentración de oxígeno disuelto.

La baja concentración del agua residual representó una limitante para el desempeño del reactor anaerobio.

La compartimentación del lecho de lodos puede ser una alternativa para el tratamiento anaerobio de aguas residuales de baja carga orgánica.

7.- REFERENCIAS

- Abdel-Halim, W. W., El-Sayed, S., Hisham, A., Halim, K.H.R., 2009. Municipal wastewater treatment in developing countries comparable alternative anaerobic cost-effective systems. Memorias. *Thirteenth International Water Technology Conference, IWTC 13*, Hurghada, Egipto. pp. 275-292.
- Aiyuk, S., Odonkor, P., Theko, N., van Haandel, A., Verstraete, W., 2010. Technical problems ensuing from UASB reactor application in domestic wastewater Treatment without pre-treatment. *International Journal of Environmental Science and Development*. 1 (5), pp. 392-398.
- Almeida, A., Nafarrate-Rivera, E., Alvarado, A., Cervantes-Ovalle, A., Luevanos M.P., Oropeza, R., Balagurusamy, N., 2011. Expresión genética en la digestión anaerobia: un paso adelante en la comprensión de las interacciones tróficas de esta biotecnología. *Revista Científica de la Universidad Autónoma de Coahuila*. 3 (6),pp.14-34.
- Antoni, D., Zverlov, V.V., Schwarz, W.H., 2007. Biofuels from microbes. *Applied Microbiology and Biotechnology*. 77(1), pp. 23-35.
- APHA.,1995. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 19^a Edición . *American Public Health Association*. Washington, EUA.1325 p.
- Bdour, A., Hamdi, M., Tarawneh, Z., 2009. Perspectives on sustainable wastewater treatment technologies and reuse options in the urban areas of the Mediterranean region. *Desalination*. 237. pp. 162-174.
- Cervantes-Zepeda, A.I., Cruz-Collín, M.R., Aguilar-Corona, R., Castilla-Hernández, P., Meraz-Rodríguez, M., 2011. Caracterización fisicoquímica y microbiológica del agua

tratada en un reactor UASB escala piloto. *Revista Mexicana de Ingeniería Química*.10 (1), pp. 67-77.

Chernicharo, C.A.L., Cardoso, M.R., 1999. Developmen and evaluation of a Partitioned Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) reactor for the treatment of domestic sewage from small villages. *Water Science and Technology*. 40(8), pp. 107-113.

Chernicharo,C.A., 2007. Principios Do Tratamiento Biológico de Águas Residuárias, Reatores Anaeróbios. 5: (ed.) UFMG Brasil.379 p.

CONAGUA. 2010. Situación del Subsector Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento. Anuario, Ciudad de México, A-176 pp.

Diamantis, V. I., Aivasidis, A.,2007. Comparison of single- and two-stage UASB reactors used for anaerobic treatment of synthetic fruit wastewater. *Enzyme and Microbial Technology*. 42. Pp. 6–10.

Elmitwalli, T. A., van Lier, J., Zeeman, G., Lettinga, G., 2003. Treatment of domestic sewage at low temperature in a two- anaerobic step system followed by a trickling Filter. Memorias. Seventh International Water Technology Conference Egipto. 28-30 March 2003.

Foresti, E., 2001. Perspectives on anaerobic treatment in developing countries. *Water Science and Technology*. 44. pp.141–148.

Foresti, E., Zaiat, M., Vallero, M., 2006. Anaerobic processes as the core technology for sustainable domestic wastewater treatment: Consolidated applications, new trends, perspectives, and challenge. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*. 5. pp. 3–19.

- Gopala Krishna, G.V.T., Kumar, P., Kumar, P., 2009. Treatment of low strength complex wastewater using an anaerobic baffled reactor (ABR). *Bioresour Technology*. 99. pp. 8193–8200.
- Grobicki, A., Stuckey, D. C. 1992. Hydrodynamic characteristics of the anaerobic baffled reactor. *Water Research*. 26. pp. 371- 378.
- Kalogo y Verstraete, W., 1999. Development of anaerobic sludge bed (ASB) reactor technologies for domestic wastewater treatment: motives and perspectives. *World Journal Microbiology Biotechnology*. 15. pp. 523–534.
- Langenhoff, A. A. M., Stuckey, D.C., 2000. Treatment of dilute wastewater using an anaerobic baffled reactor: effect of low temperature. *Water Research*. 34. pp. 3867–3875.
- Langenhoff, A.A.M., Intrachandra, N., Stuckey, D.C., 2000. Treatment of dilute soluble and colloidal wastewater using an anaerobic baffled reactor: influence of hydraulic retention time. *Water Research*. 34(4), pp.1307–1317.
- Lettinga, G. y Hulshoff, P., 1998. Advanced reactor design, operation and economy. *Water Science and Technology*. 18. pp. 99-108.
- Lens, P. N. L., Visser, A., Janssen, A. J. H., Hulshoff Pol, L.W., Lettinga, G., 1998. Biotechnological treatment of sulfat-rich wastewaters. *Critical Reviews in Enviromental Science and Technology*. 28(1), pp. 41-88.
- Levenspiel, O., 1962. *Chemical Reaction Engineering*. 1^a edición. New York: John Wiley and Sons, 1962.pp 365-368.
- Lew, B., Belavski, M., Admon, S., Tarre, S., Green, M., 2003. Temperature effects on UASB reactor operation for domestic wastewater treatment in temperate climate regions. *Water Science and Technology*. 48. pp. 25-30

- Livera, J., McLaughlin, M.J., Hettiarachchi, Kirby, J.K., Beak, D. 2011. Cadmium solubility in paddy soils: effects of soil oxidation, metal sulfides and competitive ions. *Science of the Total Environmental*. 409. pp.1489-1497.
- Madigan, M.T. Martinko J.M. Dunlap P. y Clark, D. P. 2006. Brock Biology of Microorganisms. 11^a. Edición, Pearson Prentice Hall. New Jersey. pp. 631-635.
- Pérez, A., Torres, P., 2008. Índices de alcalinidad para el control del tratamiento anaerobio de aguas residuales fácilmente acidificables. *Ingeniería y Competitividad*. 10(2), pp. 41 – 52
- Ramírez, I., Volcke, E.I., Rajinikanth, R., Steyer,J.P., 2009. Modeling microbial diversity in anaerobic digestion through an extended ADM1 model. *Water Research*. 43(11), pp. 2787-800.
- Seghezzi, L., Zeeman, G., Van Lier, J.B., Hamelers, H.V.M., Lettinga, G., 1998. A review: the anaerobic treatment of sewage in UASB and EGSB reactors. *Bioresour Technology*. 65.pp. 175–190.
- SEMARNAT, (1996). Norma Oficial Mexicana NOM-002- SEMARNAT 1996. Límites máximos permisibles de contaminantes, en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano y municipal. Secretaria del Medio Ambiente, Recursos Naturales . *Diario Oficial de la Federación*. 3 de Junio 1998.
- Sevilla-Espinosa, S., Solórzano-Campo, M., Bello-Mendoza, R., 2010. Performance of staged and non-staged up-flow anaerobic sludge bed (USSB and UASB) reactors treating low strength complex wastewater. *Biodegradation*. 21. pp. 737–751.
- Sumino, H., Takahashi, M., Yamaguchi, T., Abe, K., Araki, N., Yamazaki, S., Shimosaki, S., Nagano, A., Nishio, N., 2007. Feasibility study of a pilot-scale sewage treatment

system combining an up-flow anaerobic sludge blanket (UASB) and an aerated fixed bed (AFB) reactor at ambient temperature. *Bioresour Technology*. 98, pp. 177-182.

Tandukar, M., Uemura, S., Machdar, I., Ohashi, A., Harada, H., 2005. A low-cost municipal sewage treatment system with a combination of UASB and the fourth-generation downflow hanging sponge reactors. *Water Science and Technology*. 52:1(2), pp. 323–329.

Uemura, S., Harada, H., 2000. Treatment of sewage by a UASB reactor under moderate to low temperature conditions. *Bioresour Technology*. 72. pp. 275 – 282.

Van der Lubbe, J., Heffernan, B., Van Lier, J. B., 2010. Engineering and Operational Issues in UASB Reactors Treating Municipal Sewage. Anaerobic digestion conference (AD 12). Guadalajara México.1- 10 pp.

Wiegant, W.M., 2001. Experiences and Potential of Anaerobic Wastewater Treatment in Tropical Regions. *Water Science and Technology*. 44(8), pp. 107-113.

ANEXOS



INICIO ACERCA DE... ÁREA PERSONAL BUSCAR ACTUAL ARCHIVOS ANUNCIOS OJS: GUÍA EN ESPAÑOL FACTOR DE IMPACTO

Inicio > Usuario/a > Autor/a > Envíos > #40281 > Resumen

RESUMEN REVISIÓN EDITAR

Envío

Autores	Marco Antonio Chayes Agustin, David Herrera López, Gamaliel Mejia González, Griselda Karina Guillén Navarro, Ricardo Bello Mendoza
Título	DESEMPEÑO DE UN REACTOR UASB COMPARTIMENTADO AL TRATAR AGUA RESIDUAL DE BAJA CARGA
Fichero original	40281-100229-1-SM.DOCX 2013-06-24
Archivo ad.	Ninguno AÑADIR ARCHIVO ADICIONAL
Remitente	David Herrera López
Fecha de envío	June 24, 2013 - 05:03 PM
Sección	ARTÍCULOS
Editor/a	Ninguno asignado
Comentarios autor/a	Buen día. Para la revisión del artículo que queremos someter a su revista, sugerimos los siguientes revisores: Revisor: Dra. Deisy Escobar; Institución: Universidad Autónoma de Chiapas. Correo-e: daisyec@hotmail.com Revisor: Dr. Hugo Guillén; Institución: Universidad Autónoma de Chiapas; Correo-e guillenhugo@hotmail.com Revisor: M.I.A. Laura Cecilia Jiménez Albores; Institución: Universidad Politécnica de Chiapas; Correo-e: jimenezalbores@hotmail.com

Artículo sometido a la revista internacional de contaminación ambiental.

DESEMPEÑO DE UN REACTOR UASB COMPARTIMENTADO AL TRATAR AGUA

RESIDUAL DE BAJA CARGA

RESUMEN

El uso de reactores anaerobios UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*) en el tratamiento de aguas residuales ha aumentado en los últimos años, particularmente en países en desarrollo, debido a su eficacia y bajos costos. La baja concentración de materia orgánica de algunos desechos líquidos representa un desafío para los reactores UASB, lo que ha derivado en eficiencias de tratamiento generalmente modestas. Es necesario adecuar esta tecnología para el tratamiento eficiente de los efluentes de baja carga. En este estudio se evaluó el desempeño de un reactor UASB compartimentado (4 etapas) a escala completa (17.3 m³), al tratar las descargas de la Unidad Tapachula de El Colegio de la Frontera Sur. Se diseñó y operó el reactor con los compartimentos alimentados en serie bajo el supuesto de que esto mejoraría la eficiencia de remoción de materia orgánica debido a la separación de fases y por el mayor contacto con el lecho de lodos. El desempeño mostrado por el reactor bajo estas condiciones, se comparó con el observado cuando los compartimentos fueron alimentados en paralelo, simulando la operación de un reactor UASB convencional. Los resultados mostraron que la eficiencia de remoción de la demanda química de oxígeno total (DQOt) fue mayor cuando los compartimentos fueron alimentados en serie (64 %) que cuando estos fueron alimentados en paralelo (54 %). Con la alimentación en serie, la concentración de la materia orgánica disminuyó en mayor medida en el primer compartimento, pero continuó decayendo de manera gradual hasta la tercera etapa. Se observó también una ligera separación de fases, denotada por picos de concentración

de ácido acético y propiónico en la primera y tercera etapa, respectivamente. La eficiencia del reactor aún se vio limitada por la baja actividad microbiana debida a la muy baja concentración de sustrato (DQO soluble alrededor de 250 mg/l), así como por el desarrollo de actividad sulfato-reductora (78 % de remoción de sulfatos) en detrimento de la metanogénesis, principal ruta de eliminación de la materia orgánica.

Palabra claves: digestión anaerobia, metanogénesis, separación de fases, sulfato reducción.

ABSTRACT

The use of UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) reactors for treating wastewater has increased in recent years, particularly in developing countries, due to their efficacy and low costs. The low concentration of organic matter in some liquid wastes still pose a challenge to the UASB reactor and that has led to generally modest treatment efficiencies. It is necessary to adapt this technology for a more efficient treatment of low-strength effluents. In this study, we evaluated the performance of a full-scale (17.3 m³) compartmentalized (4 stages) UASB reactor treating the wastewater discharges of the Tapachula Campus of El Colegio de la Frontera Sur. It was assumed that the use of compartments fed in series would result in improved organic matter removal due to phase separation and better contact in the sludge blanket. The performance of the reactor under this condition was compared to that of the reactor with the compartments fed in parallel, thus resembling the operation of a conventional UASB. Results showed that the removal of total chemical oxygen demand (TCOD) was higher when the compartments were fed in series (64 %) than when these were fed in parallel (54 %).

When the compartments were fed in sequence, the concentration of organic matter decreased to the largest extent in the first stage, but continued to gradually decrease up to the third compartment. Slight phase separation was observed in this case, as denoted by peaks in the concentration of acetic and propionic acid in the first and third stages, respectively. Overall, reactor efficiency was still hindered by low microbial activity due to the very low availability of substrates (influent soluble COD was around 250 mg/l), as well as by sulphate-reduction activity (78 % sulphate removal) in detriment to methanogenesis, the main route for organic matter elimination.

Key words: anaerobic digestion, methanogenesis, phase separation, sulphate-reduction.

INTRODUCCIÓN

México genera alrededor de 237.46 m³/s de agua residual municipal, de los cuales Chiapas contribuye con alrededor de 6.14 m³/s. El manejo inadecuado de este flujo considerable de aguas residuales puede contaminar el suelo y las aguas superficiales y subterráneas, tanto en zonas urbanas como rurales, creando un riesgo para el ambiente (CONAGUA 2010). Aún las aguas residuales de baja carga (ARBC) provocan serios problemas de contaminación cuando son vertidas en acuíferos, ríos y lagos, por lo que su tratamiento ha ganado mayor atención, especialmente en regiones con problemas de escasez de recursos hídricos (Bdour et al. 2009).

Se ha demostrado que la digestión anaerobia es una alternativa viable para tratar las aguas residuales, transformando la materia orgánica biodegradable a dióxido de carbono y metano (Chernicharo 2007). Entre las ventajas de la digestión anaerobia, se puede mencionar su capacidad para tratar sustratos de lenta degradación a altas concentraciones, su bajo requerimiento energético y la posibilidad de recuperar energía ya que el metano que genera constituye un recurso energético sustentable (Antoni et al. 2007, Ramírez et al. 2009).

El reactor anaerobio más ampliamente usado en el mundo para tratar aguas residuales es el de lecho de lodo granular y flujo ascendente (UASB, del inglés Upflow Anaerobic Sludge Blanket). El UASB es un biorreactor que opera en régimen continuo y en flujo ascendente; es decir, el afluente entra por la parte inferior del reactor, atraviesa todo el perfil longitudinal, y sale por la parte superior. Además, es un sistema donde los microorganismos se agrupan formando biogránulos que producen biogás, el cual puede ser atrapado y empleado para obtener otros beneficios adicionales. El reactor UASB

consta de un sistema de distribución de agua residual ubicado en el fondo del reactor. En la parte superior del equipo, se instala un sistema de captación del biogás y de sedimentación de sólidos suspendidos (Lettinga y Hulshoff 1998).

La aplicación de reactores UASB a escala completa para el tratamiento de aguas residuales de baja carga y municipales, se ha ensayado principalmente en países en desarrollo, en donde sus costos de instalación y operación relativamente bajos, lo hacen una alternativa atractiva (Foresti 2001, Wiegant 2001). Sin embargo, estos desechos se caracterizan por su baja concentración de materia orgánica y alta variabilidad de flujos, planteando una serie de retos a las tecnologías anaerobias como ha sido ampliamente revisado (Seghezzi et al. 1998, Kalogo y Verstraete 1999, Wiegant 2001). Esto podría explicar por qué, pese a sus ventajas, los reactores UASB han presentado eficiencias de remoción de materia orgánica modestas (60-80 %) al tratar aguas residuales de baja carga (Lew et al. 2003).

Las limitaciones observadas en los reactores UASB, han llevado al estudio de la compartimentación del reactor como una alternativa para mejorar las tasas de remoción de materia orgánica. Este tipo de diseño puede promover la separación de las diferentes fases de degradación anaerobia, lo cual proporciona condiciones óptimas para la hidrólisis, acidificación y metanización de la materia orgánica a su paso por el sistema (Sevilla-Espinosa et al. 2010). Se ha investigado el efecto de diferentes factores, tales como la temperatura, el tiempo de retención, la tasa de carga y el número de compartimentos, sobre el desempeño del sistema (Langenhoff y Stuckey 2000, Langenhoff et al. 2000, Gopala-Krishna et al. 2009). Sin embargo, la gran mayoría de los estudios hasta ahora reportados sobre la aplicación de reactores anaerobios compartimentados para tratar ARBC se han desarrollado a escala de

laboratorio (Langenhoff y Stuckey 2000, Langenhoff et al. 2000, Gopala-Krishna et al. 2009). Por lo tanto, estos estudios no han tomado en cuenta las amplias variaciones de caudal y concentración, además de efectos de escala que se presentan en situaciones reales.

Este estudio tuvo como objetivo evaluar la eficiencia de remoción de materia orgánica de un reactor UASB compartimentado (4 etapas), a escala completa, al ser alimentado con agua residual de baja carga orgánica bajo dos modos de alimentación (serie y paralelo).

MATERIALES Y MÉTODOS

Aparato experimental

Se estudió el desempeño de un reactor anaerobio tipo UASB compartimentado, con cuatro etapas y un volumen útil de 17.3 m^3 (**Fig. 1**), el cual trata las aguas residuales que se generan en la unidad Tapachula de El Colegio de la Frontera Sur. En este reactor, el agua residual es introducida por la parte inferior del primer compartimento, asciende y se colecta en la superficie del mismo compartimento. Desde este punto, el agua es introducida en el fondo del segundo compartimento en donde asciende y es colectada en la parte superior del mismo compartimento. Esta operación se repite en los compartimentos sucesivos hasta que el agua alcanza la parte superior del cuarto y último compartimento, en donde se encuentra la salida del efluente del reactor. Este diseño y modo de operación busca promover la separación de las fases acidogénica y metanogénica de la digestión anaerobia en los diferentes compartimentos, al tiempo de optimizar el contacto entre el agua residual y el lecho de lodos. Lo anterior tiene la

intención de mejorar la eficiencia del reactor para remover materia orgánica del agua residual.

Alternativamente, los compartimentos del reactor pueden ser alimentados en paralelo; esto es, el agua residual puede ser introducida por el fondo de los cuatro compartimentos de manera simultánea, con lo que se simula la operación de un reactor UASB convencional (**Fig. 1**).

El reactor fue inoculado con lodo proveniente de una planta municipal de tratamiento de aguas residuales. El volumen de lodo agregado a cada compartimento fue el siguiente: 0.33 m^3 en el primero, 1.84 m^3 en el segundo, 1.24 m^3 en el tercero y 0.33 m^3 en el cuarto. La concentración promedio de sólidos volátiles totales (SVT) de los lodos fue de 39.64 g/l .

El agua residual provino de sanitarios, regaderas, cocinas y laboratorios; y fue pre-tratada por medio de una criba (3 cm de claro) y un canal de desarenado. Enseguida, el agua residual se recibió en un tanque colector provisto con una bomba sumergible y un electro nivel, desde el cual fue alimentada al reactor anaerobio de manera intermitente, en lotes de 0.3 m^3 . El tiempo teórico de retención hidráulica en el reactor fue de 36 horas.

Evaluación del desempeño del reactor

El estudio contempló dos etapas experimentales. En la primera, el reactor fue operado con los compartimentos alimentados de manera secuencial (AS). En la segunda, se simuló la operación de un reactor UASB convencional mediante la alimentación de los compartimentos en forma paralela (AP).

En cada etapa experimental, se le dio seguimiento al desempeño del reactor por un periodo de tiempo no menor a 60 días consecutivos. Para ello, se colectaron muestras

(500 ml) de agua residual a la entrada y salida del reactor y se les determinó sus características fisicoquímicas. Este procedimiento se realizó tres veces por semana. Además, al final de cada etapa experimental se colectaron y analizaron muestras de agua de la superficie de cada uno de los cuatro compartimentos y se realizó una caracterización fisicoquímica más completa del influente y efluente del reactor. Estos análisis se hicieron en al menos tres muestras (repeticiones) colectadas en diferentes fechas.

La eficiencia de tratamiento se evaluó mediante la comparación de las características fisicoquímicas del agua residual antes y después de pasar a través del reactor (o compartimento), de acuerdo a la ecuación 1.

$$\% \eta = 100 * (C_{ent} - C_{sal}) / C_{ent} \quad (1)$$

En donde $\% \eta$ es la eficiencia de tratamiento, y C_{ent} y C_{sal} son concentraciones a la entrada y salida del reactor (o compartimento), respectivamente.

Análisis fisicoquímicos

Para la caracterización fisicoquímica del agua residual, se practicaron los siguientes análisis. El pH y la temperatura se midieron con un potenciómetro (Oakton, modelo pH 1100) y la turbidez con un turbidímetro (VWR Científica, modelo 800 sene turbo 2080). La demanda química de oxígeno total (DQOt) y soluble (DQOs), demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5), amonio (NH_4^+), nitratos ($N-NO_3^-$), sulfatos (SO_4^-), fósforo total (P total), sólidos totales (ST), sólidos volátiles totales (SVT), sólidos suspendidos totales (SST) y sólidos suspendidos volátiles (SSV), se determinaron siguiendo los métodos estandarizados por APHA (1995). Para la medición de la DQOs, la muestra fue previamente centrifugada a 3000 rpm durante 3 minutos. Los ácidos grasos volátiles

totales (AGVs) y la alcalinidad se determinaron por titulación de acuerdo a la metodología descrita por Pérez y Torres (2008). La concentración de carbono orgánico total (COT) se midió utilizando un analizador de carbono total (Shimadzu, modelo TOC-V_{CSH}) siguiendo las instrucciones del fabricante.

Composición de los ácidos grasos volátiles (AGVs)

La identificación y cuantificación de AGVs (ácido acético, propiónico y butírico), se realizó por medio de un equipo de cromatografía de gases equipado con un detector de flama ionizante (GC-FID) (Perkin Elmer, modelo Clarus 500) y provisto con una columna capilar NUKOL™ (Supelco, EE.UU.) de 15 m x 0.53 mm x 0.5 µm. La temperatura del inyector y del detector fue de 250 °C. La temperatura del horno inició en 100 °C y aumentó a 140 °C con una rampa de 10 °C por minuto. Enseguida aumentó, con una rampa de 30 °C por minuto, hasta alcanzar 170 °C. Se utilizó H₂ como gas acarreador con un flujo de 1.5 ml/min. Para el análisis se usó 1 ml de agua residual acidificada con 10 µl de HCl al 50 % y centrifugada a 5000 rpm por 15 minutos. Se inyectó 1 µl de muestra de manera automática, usando una jeringa de 10 µl de capacidad. Para el cálculo de la concentración se prepararon curvas de calibración inyectando soluciones estándar de una mezcla de AGVs (ácidos acético, propiónico y butírico), a diferentes concentraciones (1, 3, 5, 8, 10 mM) y registrando el área de cada uno de los picos en el cromatograma. Cada una de estas mediciones se realizó por triplicado. Con los datos obtenidos se hizo una regresión lineal cuyo coeficiente de correlación (R^2) fue de 0.99 para cada ácido.

RESULTADOS

Eficiencia del reactor

El índice α , el cual denota la capacidad tampón de una muestra de agua residual (Pérez y Torres 2008), presentó valores superiores a 0.70 en ambas etapas experimentales (**Fig. 2**), lo cual indica que no se presentaron problemas de acidificación en el reactor y que este operó de manera estable a lo largo del estudio.

La eficiencia del reactor para remover materia orgánica (DQO), fue mayor al ser operado en serie que al ser operado en paralelo (**Fig. 3**). La concentración de DQOt del efluente al ser operado en serie varió entre 77 y 169 mg/l (**Fig. 3a**) en tanto que la DQOs osciló entre 65 y 146 mg/l (**Fig. 3b**). Por otra parte, al ser alimentados los compartimentos en paralelo, la DQOt en el efluente varió entre 106 y 184 mg/l y la DQOs entre 84 y 161 mg/l. La eficiencia promedio de remoción de DQOt y DQOs se puede apreciar en el **cuadro I**.

Pese a que la concentración de los AGVs en el influente fue muy similar en ambas etapas experimentales (76.86 ± 19.60 mg/l en serie y 77.27 ± 22.46 mg/l en paralelo), la concentración promedio en el efluente fue más alta con el modo de alimentación en paralelo (100.05 ± 27.14 mg/l) que con los compartimentos alimentados en serie (82.82 ± 25.11 mg/l) (**Fig. 4**).

Al evaluar el desempeño de los compartimentos de manera individual, se observó que con la alimentación en serie, la concentración de la DQO total (**Fig. 5**) y soluble (**Fig. 6**) disminuyó en mayor medida en el primer compartimento, pero continuó decayendo de manera gradual hasta la tercera etapa. Con la alimentación en paralelo, los cuatro compartimentos contribuyeron en similar medida a reducir la concentración de materia orgánica en el agua residual (**Fig. 5** y **Fig. 6**). En este modo de operación, la

concentración de DQO fue ligeramente más alta en el efluente del primer compartimento, probablemente debido a que el caudal alimentado fue mayor que en los otros tres compartimentos ya en el primer compartimento existen dos tubos para la alimentación.

La tendencia mostrada por el COT al pasar el agua residual a través de los compartimentos (**Fig. 7**), fue similar a la observada con la DQO, excepto que en este caso la menor concentración promedio se observó en el segundo compartimento con la alimentación en serie. Esto sugiere que la compartimentación en el reactor UASB efectivamente promueve una mejor remoción de la materia orgánica.

En el caso de la turbidez, se observó también una disminución importante en el primer compartimento, cuando el reactor se operó en serie (**Fig. 8**). La turbidez no disminuyó de manera notable en los dos compartimentos siguientes aunque el efluente de la cuarta y última etapa presentó el nivel más bajo de turbidez. Con el modo de operación en paralelo, se observó una tendencia similar a la mostrada por los parámetros anteriormente descritos (**Fig. 8**). Considerando las diferencias iniciales de turbidez en los caudales de entrada, la remoción de turbidez fue similar en ambos modos de alimentación.

La concentración de AGVs totales en la superficie de los compartimentos fue ligeramente mayor cuando el reactor se operó en paralelo que cuando la alimentación fue en serie (**Fig. 9**). No se observó una tendencia de cambio clara en el perfil de los AGVs totales a lo largo de los compartimentos en ninguno de los dos modos de alimentación.

El análisis cromatográfico de los ácidos grasos volátiles permitió identificar y cuantificar las concentraciones de ácido acético y de ácido propiónico en las diferentes

etapas dentro del reactor (**Fig. 10**). El ácido butírico posiblemente estuvo presente en concentraciones inferiores al límite de detección del método (0.044 mM). Este análisis arrojó resultados distintos a los obtenidos mediante la cuantificación volumétrica de los AGVs (**Fig. 9**). En este caso, se observaron diferencias notables en el perfil de AGVs a lo largo del reactor en función al modo de alimentación. Cuando los compartimentos se alimentaron en serie, se observó un pico en la concentración de ácido acético en la superficie del primer compartimento. La concentración del ácido acético disminuyó notablemente en el segundo compartimento pero aumentó nuevamente, aunque de manera muy ligera, en la tercera y cuarta etapas. En el efluente la concentración del ácido acético fue menor a la encontrada en la superficie del último compartimento, posiblemente debido a pérdidas por volatilización. El ácido propiónico, por otra parte, mostró un pico de concentración en la tercera etapa. Con la alimentación en paralelo, la concentración de ambos ácidos en los cuatro compartimentos del reactor fue bastante más homogénea. La diferencia observada entre las concentraciones de AGVs en las dos etapas del estudio pudiera deberse a diferencias en la concentración y, posiblemente, en la composición del agua residual alimentada al reactor durante el periodo en el que se colectaron las muestras para este análisis.

El **cuadro II** presenta las características fisicoquímicas del influente y efluente del reactor al finalizar cada una de las dos etapas experimentales. En general, la operación del reactor con los compartimentos alimentados en serie permitió una mayor remoción de materia orgánica (DQO, DBO₅ y COT), turbidez y sólidos totales. La eficiencia de remoción de sólidos suspendidos fue superior a 50 %, sin que se observara una diferencia importante entre ambos modos de alimentación. La remoción de nutrientes

(NH_4^+ , N-NO_3^- y P total) fue baja, con excepción de los sulfatos, los cuales fueron removidos hasta en un 77.7 % con la alimentación en serie.

DISCUSIÓN

El reactor UASB compartimentado mostró una buena eficiencia (64 % DQOt) para remover materia orgánica de las aguas residuales de baja carga con que fue alimentado. Estudios con reactores a escala de laboratorio han mostrado mejores eficiencias. Por ejemplo, Uemura y Harada (2000) reportaron una eficiencia promedio de 70 % de remoción de DQO total, al evaluar un reactor UASB (21.5 l, 4.7 h HRT, 25-13 °C) alimentado con aguas residuales generadas en la Universidad Tecnológica de Nagaoka, Japón. Por su parte, Lew et al. (2003) reportaron 82 % de remoción de DQOt con un reactor UASB de 5.3 litros operado a 28 °C y alimentado con agua residual doméstica. Sin embargo, estudios realizados con reactores a escala completa generalmente han mostrado eficiencias menores a las obtenidas con reactores de laboratorio. Recientemente, van der Lubbe et al. (2010) reportaron resultados obtenidos al realizar una encuesta sobre el desempeño de varios reactores UASB a escala completa usados para el tratamiento de aguas residuales municipales. Las eficiencias de remoción de DQO reportadas fueron de 46 % (India), 52 % (Medio Oriente) y 62 % (Brasil). Estas menores eficiencias podrían explicarse por efectos de escala, que alteran el comportamiento hidráulico dentro del reactor, así como por las amplias variaciones de carga hidráulica y orgánica a las que los reactores son sometidos en situaciones reales. Problemas de diseño y operación también podrían explicar el más bajo desempeño de reactores a escala real (van der Lubbe et al. 2010).

Los resultados obtenidos en este estudio se comparan favorablemente con algunos reportes previos. Tandukar et al. (2005) reportaron una eficiencia de 63 % de remoción de DQOt con un reactor UASB (1148 l, 8 h TRH), al tratar agua residual doméstica de baja carga (DQOt promedio de 532 mg/l). Con un reactor UASB de laboratorio (12.5 l), alimentado con agua residual de baja carga (336-689 mg DQOt/l), se obtuvo una eficiencia de remoción de DQOt de 60 % (Abdel-Halim et al. 2009). Por su parte, Aiyuk et al. (2010) observaron un desempeño de 65 % de remoción de DQO, al tratar agua residual doméstica (DQOt de 522±300 mg/l). Sumino et al. (2007) reportaron 68.2 % (en verano, 27.1 °C) y 66.1 % (en otoño, 21.4 °C) de remoción de DQO al utilizar un reactor UASB de 8.4 m³ alimentado con agua residual de baja concentración (DQOt de 320 mg/l) bajo un TRH de 1 día.

Las diferencias de escala, diseño y condiciones de operación hacen difícil cualquier comparación entre sistemas de tratamiento. Lo mejor es comparar los sistemas bajo condiciones lo más similares posibles. Eso fue lo que se hizo en este estudio al operar el reactor con los compartimentos alimentados en serie y en paralelo. Esto último para simular la operación de un reactor UASB convencional. Se encontró que la compartimentación, con alimentación en serie, permitió mejores niveles de remoción de materia orgánica. Esto podría explicarse por el mayor contacto entre el agua residual y los lodos anaerobios y por una mayor uniformidad en el tiempo de retención promedio del agua dentro del reactor. En este reactor, toda el agua residual es forzada a pasar a través del lecho de lodos de cada uno de los compartimentos de manera sucesiva lo que incrementa el contacto entre la biomasa activa y la materia orgánica contenida del agua residual. Además, la alimentación intermitente del reactor, con lotes de agua residual alimentados en cortos periodos de tiempo, y la menor área seccional de los

compartimentos, conduce a mejores niveles de agitación. Un buen nivel de agitación favorece el contacto entre la biomasa activa y los sustratos y mejora la degradación. Por otra parte, la compartimentación del reactor puede conducir a una distribución de tiempos de retención más estrecha. Esto es, a tiempos de retención más uniformes, lo que en general mejora las eficiencias de conversión en reactores biológicos. Por el contrario, en reactores de una sola cámara con buenos niveles de agitación, porciones de líquido pueden permanecer dentro del reactor por periodos de tiempo muy largos, en tanto que otras porciones de líquido pueden alcanzar la salida del reactor muy rápidamente. Esto lleva a una disminución en las eficiencias promedio de conversión (Levenspiel 1962). Se intentó caracterizar la distribución de TRH en el reactor por medio de pruebas con trazadores pero la alimentación discontinua del reactor dificultó la obtención de datos consistentes por lo que este aspecto aún requiere de mayor investigación. No obstante, estudios con reactores anaerobios con baffles (ABR por sus siglas en inglés), han demostrado que este tipo de reactores presentan características hidrodinámicas más cercanas a las de un reactor pistón que a un reactor completamente mezclado (Grobicki y Stuckey 1992, Langenhoff et al. 2000), lo que apoya este punto de vista.

Otra explicación para el mejor desempeño del reactor compartimentado puede ser la separación de fases en los diferentes compartimentos del reactor. Esto puede llevar a condiciones favorables para la actividad acidogénica en los primeros compartimentos y a una mayor actividad metanogénica en los compartimentos posteriores, lo que en general puede conducir a mejores niveles de degradación. Este comportamiento ha sido reportado en reactores con baffles horizontales y verticales (Langenhoff et al. 2000; Sevilla-Espinosa et al. 2010). En este estudio, se observaron picos en la concentración

de ácido acético en el primer compartimento y de ácido propiónico en el tercero. Esto sugiere una rápida acidificación de sustratos fácilmente fermentables en el primer compartimento con bajos niveles de ácidos grasos volátiles en el efluente debido a la actividad metanogénica. No obstante, la separación de fases no fue tan clara como la reportada en otros sistemas (Sevilla-Espinosa et al. 2010).

Los resultados obtenidos son consistentes con los reportes de otros autores sobre las ventajas de los sistemas compartimentados. Varios estudios han demostrado el buen desempeño de los reactores ABR para tratar aguas residuales complejas y de baja carga, alcanzando niveles de remoción de DQO por arriba de 80 % bajo diferentes temperaturas y TRH (Langenhoff et al. 2000, Langenhoff y Stuckey 2000, Gopala Krishna et al. 2009). Por su parte, el reactor UASB con compartimentos ha mostrado eficiencias de remoción de DQO de hasta 79 % al tratar agua residual doméstica (Chernicharo y Cardoso 1999). Sin embargo, en estos estudios no se ha comparado el desempeño de los reactores compartimentados con el mostrado por reactores de una sola cámara. Son muy escasos los reportes sobre este aspecto. Diamantis y Aivasidis (2007) compararon el desempeño de un reactor UASB con el de un sistema formado por dos reactores UASB en serie, al tratar agua residual sintética similar a la generada durante el enlatado de frutas. Los resultados mostraron que el segundo proceso fue claramente superior, permitiendo altos niveles de remoción de DQO (90 %) con TRH cortos (4-5 h).

Pese a que la compartimentación del reactor permitió una mayor eficiencia de remoción de materia orgánica, los resultados obtenidos son modestos. Es decir, el grado de mejoría no es muy alto. Esto podría deberse a que la concentración del agua residual cruda fue muy baja (209-319 mg DQOs/l), lo que limitó de manera importante la

actividad microbiana. Considerando la concentración del influente, el volumen útil del reactor y el tiempo de retención hidráulica, se estima que la tasa de carga orgánica fue tan baja como 0.139 kg DQOs/m³/d. Lew et al. (2003) ha demostrado que a mayor tasa de carga orgánica, mayor es la eficiencia de remoción de DQO, particularmente en el rango de >0 a 10 kg DQO/m³/d. Esto sugiere que el reactor estudiado podría alcanzar aún mayores eficiencias de remoción de DQO si la tasa de carga fuera mayor, lo que podría obtenerse con tiempos de retención hidráulica más cortos.

Por otra parte, la estimación de la capacidad de remoción de materia orgánica podría no reflejar la realidad, ya que la presencia de productos microbianos solubles (PMS) y de especies químicas en estado reducido pueden aumentar la DQO del efluente y ubicar el valor estimado de eficiencia de remoción por debajo del nivel real. Los PMS pueden ser definidos como compuestos de origen microbiano que resultan del metabolismo de sustratos y del decaimiento de la biomasa (Langenhoff et al. 2000). Se han reportado cantidades importantes de PMS en efluentes de reactores anaerobios ABR alimentados con desechos líquidos con materia orgánica coloidal. Esto implica que, en el caso de desechos de baja concentración, la contribución de los PMS a la DQO del efluente puede ser importante (Langenhoff et al. 2000). La DQO inorgánica puede también, en algunos casos, contribuir de manera notable a la DQO total del efluente. Por ejemplo, van der Lubbe et al. (2010) estimaron que la presencia de H₂S disuelto en el efluente de reactores anaerobios puede representar una porción importante de la DQO total. En el caso de influentes con concentraciones de SO₄⁻² de 41-130 mg/l, la eficiencia de remoción corregida fue 4-14 % superior a la originalmente estimada sin considerar la concentración de H₂S en el efluente. En este estudio, dadas las concentraciones de sulfatos encontradas en el influente (**Cuadro II**), cabría

esperarse un efecto de este tipo aunque no muy importante. La presencia de sulfatos en el influente pudo también haber fomentado actividad sulfato reductora en detrimento de la metanogénesis, principal ruta de remoción de la materia orgánica, ya que los dos grupos microbianos compiten por materia orgánica.

Los resultados sugieren que 2 o 3 compartimentos pueden ser suficientes para un tratamiento eficiente del agua residual. Esto podría estar relacionado con la muy baja concentración del influente lo que hace que el tercero y cuarto compartimento del reactor reciban una muy baja carga orgánica debido a la disminución de la concentración de materia orgánica al pasar el agua residual a través de los primeros dos compartimentos. La reducción del volumen del reactor, al eliminarse una o dos etapas, podría resultar en tasas de carga un poco más altas y mejorar el desempeño del reactor, tal como se ha discutido anteriormente.

El metabolismo anaerobio no es eficiente para remover nutrientes por lo que los resultados acá obtenidos son consistentes con reportes previos (Aiyuk et al. 2010; Foresti et al. 2006). Por ejemplo, Elmitwalli et al. (2003) observaron un 23 % de remoción de fósforo total en un filtro anaerobio alimentado con agua residual de baja carga.

La alta remoción de sulfatos observada probablemente se debió al crecimiento de bacterias sulfato reductoras (BSR), lo que, como ya se señaló anteriormente, puede causar la oxidación incompleta del sustrato hasta acetato (Madigan et al. 2006), provocando posiblemente una disminución en el desempeño del reactor por la competencia de electrones disponibles con otros anaerobios, incluyendo las bacterias fermentativas, las bacterias acetogénicas productoras de hidrógeno obligadas y las arqueas metanogénicas (Almeida et al. 2011).

Los sulfatos posiblemente provinieron de detergentes o de residuos orgánicos. La presencia de sulfuro disuelto que le da un olor característico al efluente (Cervantes-Zepeda et al. 2011), puede acarrear problemas de corrosión o causar la inhibición de la actividad metanogénica (Lens et al.1998, Livera et al. 2011).

Las características de los efluentes obtenidos en las dos etapas experimentales (sólidos sedimentables, materia flotante, temperatura, pH, DBO₅ y SST) cumplen la NOM-002-SEMARNAT-1996 (SEMARNAT 1996), la cual establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano y municipal.

CONCLUSIONES

El reactor anaerobio de lecho de lodos compartimentado presentó un 64 % de eficiencia de remoción de la DQO total. Esta eficiencia fue más alta que la mostrada por el mismo reactor al ser operado de manera parecida a un reactor UASB convencional.

Las características del efluente (sólidos sedimentables, materia flotante, temperatura, pH, DBO₅ y SST) cumplen con la NOM-002-SEMARNAT-1996 que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano y municipal. Es necesario considerar un postratamiento si se desea reducir aún más la concentración de materia orgánica, remover nutrientes y elevar la concentración de oxígeno disuelto.

La baja concentración del agua residual representó una limitante para el desempeño del reactor anaerobio.

La compartimentación del lecho de lodos puede ser una alternativa para el tratamiento anaerobio de aguas residuales de baja carga orgánica.

AGRADECIMIENTOS

Uno de los autores agradece la beca (número 254363) otorgada por CONACYT para estudios de maestría.

REFERENCIAS

Abdel-Halim W. W., El-Sayed S., Hisham A. y Halim K.H.R. (2009). Municipal wastewater treatment in developing countries comparable alternative anaerobic cost-effective systems. Memorias. Thirteenth International Water Technology Conference, IWTC 13, Hurghada, Egipto. 275-292.

Aiyuk S., Odonkor P., Theko N., van Haandel A. y Verstraete W. (2010). Technical problems ensuing from UASB reactor application in domestic wastewater Treatment without pre-treatment. Inter. J. Environ. Sci. Devel. 1(5), 392-398.

Almeida A., Nafarrate-Rivera E., Alvarado A., Cervantes-Ovalle A., Luevanos M.P. Oropeza R. y Balagurusamy N. (2011). Expresión genética en la digestión anaerobia: un paso adelante en la comprensión de las interacciones tróficas de esta biotecnología. Rev. Cient. de la Univ. Aut. de Coah. 3(6), 14-34.

Antoni D., Zverlov V.V. y Schwarz W.H. (2007). Biofuels from microbes. Appl. Microb. Biotechnol. 77, 23-35.

APHA (1995). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 19 ed. American Public Health Association. Washington, EUA. 1325 pp.

Bdour A., Hamdi M. y Tarawneh Z. (2009). Perspectives on sustainable wastewater treatment technologies and reuse options in the urban areas of the Mediterranean region. *Desal.* 237,162-174.

Cervantes-Zepeda A.I., Cruz-Collín M.R., Aguilar-Corona R., Castilla-Hernández P. y Meraz-Rodríguez M. (2011). Caracterización fisicoquímica y microbiológica del agua tratada en un reactor UASB escala piloto. *Rev. Mex. Ing. Qca.* 10, 67-77.

Chernicharo C.A.L. y Cardoso M.R. (1999). Development and evaluation of a Partitioned Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) reactor for the treatment of domestic sewage from small villages. *Wat. Sci. Tech.* 40, 107-113.

Chernicharo C.A. (2007). *Princípios Do Tratamiento Biológico de Águas Residuárias, Reatores Anaeróbios.* 5: UFMG (ed.), Brasil. 379 pp.

CONAGUA (2010). *Situación del Subsector Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento.* Anuario, Ciudad de México, A-176 pp.

Diamantis V. I. y Aivasidis A. (2007). Comparison of single- and two-stage UASB reactors used for anaerobic treatment of synthetic fruit wastewater. *Enz. and Microb. Tech.* 42, 6–10.

Elmitwalli T. A., van Lier J., Zeeman G. y Lettinga G. (2003). Treatment of domestic sewage at low temperature in a two- anaerobic step system followed by a trickling Filter. *Memorias. Seventh International Water Technology Conference.* Egipto. 28-30 Marzo del 2003.

Foresti E. (2001). Perspectives on anaerobic treatment in developing countries. *Wat. Sci. Technol.* 44,141–148.

Foresti E., Zaiat M. y Vallero M. (2006). Anaerobic processes as the core technology for sustainable domestic wastewater treatment: Consolidated applications, new trends, perspectives, and challenge. *Reviews in Environ. Sci. BioTechnol.* 5, 3–19.

Gopala Krishna G.V.T., Kumar P. y Kumar P. (2009). Treatment of low strength complex wastewater using an anaerobic baffled reactor (ABR). *Biores. Techn.* 99, 8193–8200.

Grobicki A. y Stuckey D. C. (1992). Hydrodynamic characteristics of the anaerobic baffled reactor. *Wat. Res.* 26, 371- 378.

Kalogo y Verstraete W. (1999). Development of anaerobic sludge bed (ASB) reactor technologies for domestic wastewater treatment: motives and perspectives. *W. J. Microbi. Biotechnol.* 15, 523–534.

Langenhoff A. A. M y Stuckey D.C. (2000). Treatment of dilute wastewater using an anaerobic baffled reactor: effect of low temperature. *Wat. Res.* 34, 3867–3875.

Langenhoff A.A.M., Intrachandra N. y Stuckey D.C. (2000). Treatment of dilute soluble and colloidal wastewater using an anaerobic baffled reactor: influence of hydraulic retention time. *Wat. Res.* 34(4), 1307–1317.

Lettinga G. y Hulshoff P. (1998). Advanced reactor design, operation and economy. *Wat. Sci. Technol.* 18, 99-108.

Lens P. N. L., Visser A., Janssen A. J. H., Hulshoff Pol L.W. y Lettinga, G. (1998). Biotechnological treatment of sulfat-rich wastewaters. *Critical Reviews in Environ. Sci. and Technol.* 28(1), 41-88.

Levenspiel O. (1962). *Chemical Reaction Engineering*. 1ª Edición. New York: John Wiley and Sons, 1962. 365-368.

Lew B., Belavski M., Admon S., Tarre S. y Green M. (2003). Temperature effects on UASB reactor operation for domestic wastewater treatment in temperate climate regions. *Wat. Sci. Technol.* 48, 25-30.

Livera J., McLaughlin M.J., Hettiarachchi Kirby J.K. y Beak D. (2011). Cadmium solubility in paddy soils: effects of soil oxidation, metal sulfides and competitive ions. *Sci. of the Tot. Environ.* 409, 1489-1497.

Madigan M.T. y Martinko J.M. Dunlap P. y Clark, D. P. (2006). *Brock Biology of Microorganisms*. 11^a. Edición, Pearson Prentice Hall. New Jersey. 631-635 pp.

Pérez A. y Torres P. (2008). Índices de alcalinidad para el control del tratamiento anaerobio de aguas residuales fácilmente acidificables. *Ing. Comp.* 10 (2), 41 – 52.

Ramírez I., Volcke E.I., Rajinikanth R. y Steyer J.P. (2009). Modeling microbial diversity in anaerobic digestion through an extended ADM1 model. *Wat. Res.* 43 (11), 2787-2800.

Seghezzo L., Zeeman G., Van Lier J.B., Hamelers H.V.M. y Lettinga G. (1998). A review: the anaerobic treatment of sewage in UASB and EGSB reactors. *Biores. Technol.* 65, 175–190.

SEMARNAT (1996). Norma Oficial Mexicana NOM-002- SEMARNAT-1996. Límites máximos permisibles de contaminantes, en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano y municipal. Secretaria del Medio Ambiente, Recursos Naturales . Diario Oficial de la Federación. 3 de Junio 1998.

Sevilla-Espinosa S., Solórzano-Campo M. y Bello-Mendoza R. (2010). Performance of staged and non-staged up-flow anaerobic sludge bed (USSB and UASB) reactors treating low strength complex wastewater. *Biodeg.* 21, 737–751.

Sumino H., Takahashi M., Yamaguchi T., Abe K., Araki N., Yamazaki S., Shimosaki S., Nagano A. y Nishio N. (2007). Feasibility study of a pilot-scale sewage treatment system combining an up-flow anaerobic sludge blanket (UASB) and an aerated fixed bed (AFB) reactor at ambient temperature. *Bior. Technol.* 98, 177-182.

Tandukar M., Uemura S., Machdar I., Ohashi A. y Harada H. (2005). A low-cost municipal sewage treatment system with a combination of UASB and the fourth-generation downflow hanging sponge reactors. *Wat. Sci. Technol.* 52, 323–329.

Uemura S. y Harada H. (2000). Treatment of sewage by a UASB reactor under moderate to low temperature conditions. *Biores. Techn.* 72, 275 – 282.

van der Lubbe J., Heffernan B. y Van Lier J. B. (2010). Engineering and Operational Issues in UASB Reactors Treating Municipal Sewage. *Memorias. Anaerobic digestion conference (AD 12)*. Guadalajara México. 1- 10 pp.

Wiegant W.M. (2001). Experiences and Potential of Anaerobic Wastewater Treatment in Tropical Regions. *Wat. Sci. Technol.* 44(8), 107-113.

FIGURAS

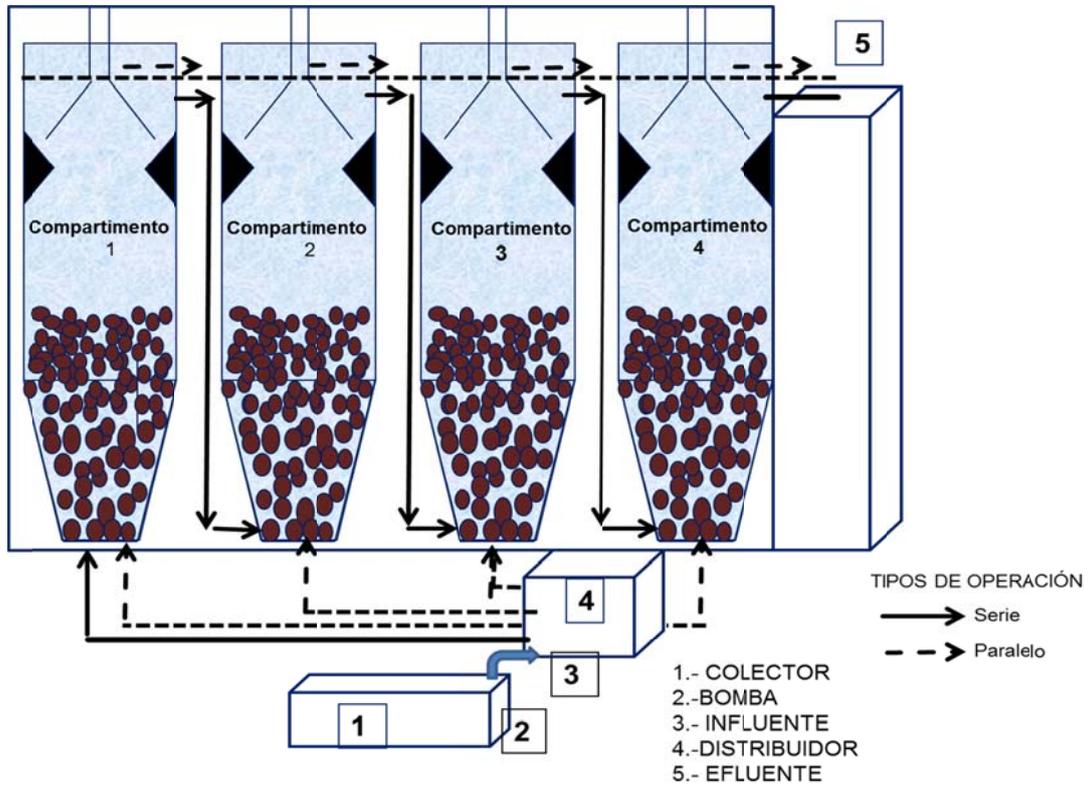


Fig. 1 Esquema del reactor anaeróbico compartimentado

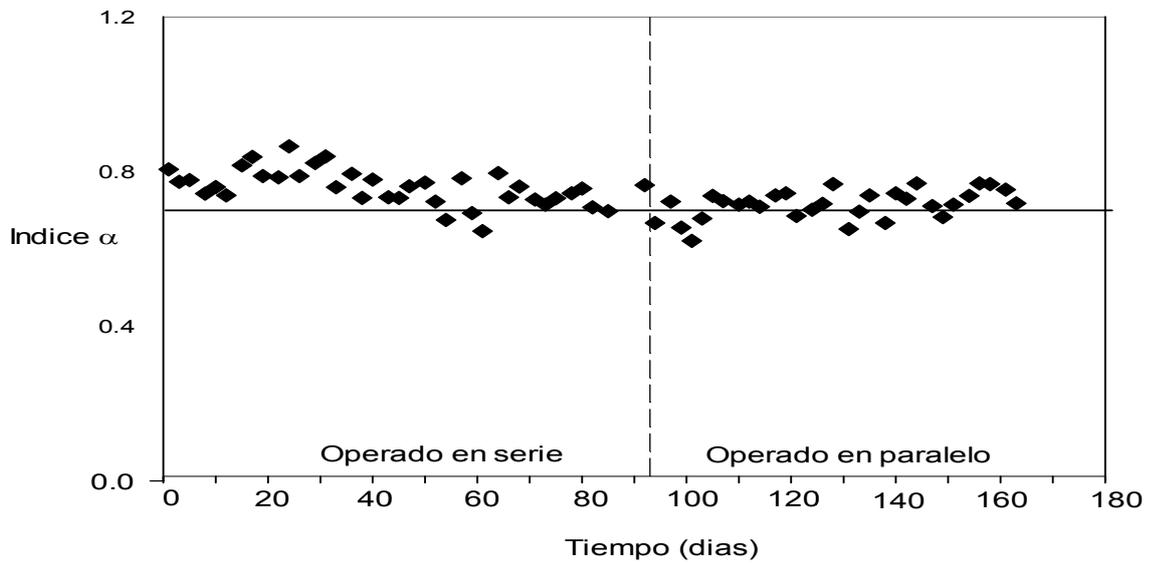


Fig. 2. Variación del Índice Alfa (α) durante la operación del reactor con los compartimentos alimentados en serie y en paralelo.

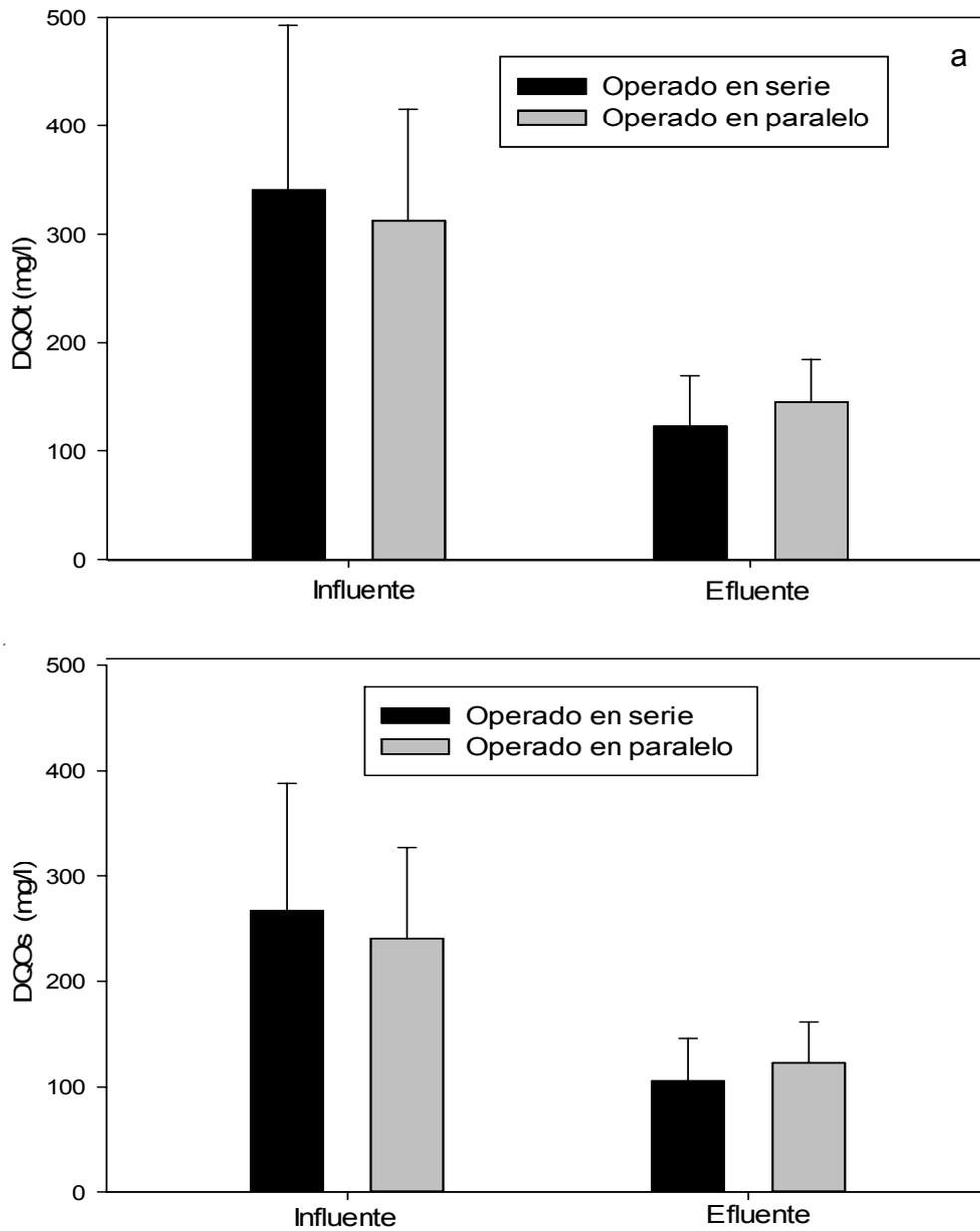


Fig. 3. DQO total (a) y soluble (b) del agua residual. Las barras denotan valor promedio y los acotamientos el límite superior de la desviación estándar (n= 37 al ser operado en serie y 32 al ser operado en paralelo).

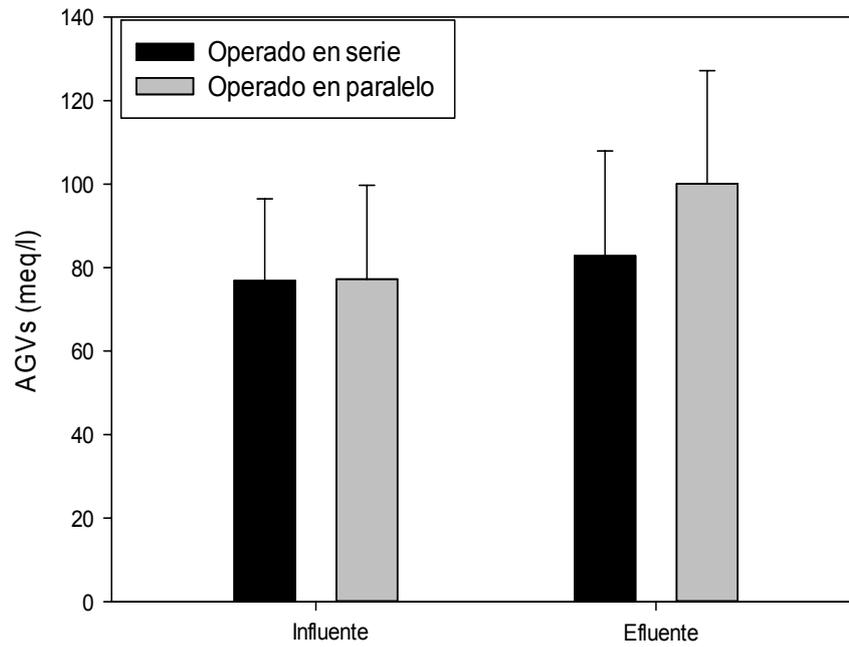


Fig. 4. Concentración promedio de ácidos grasos volátiles totales (AGVs).

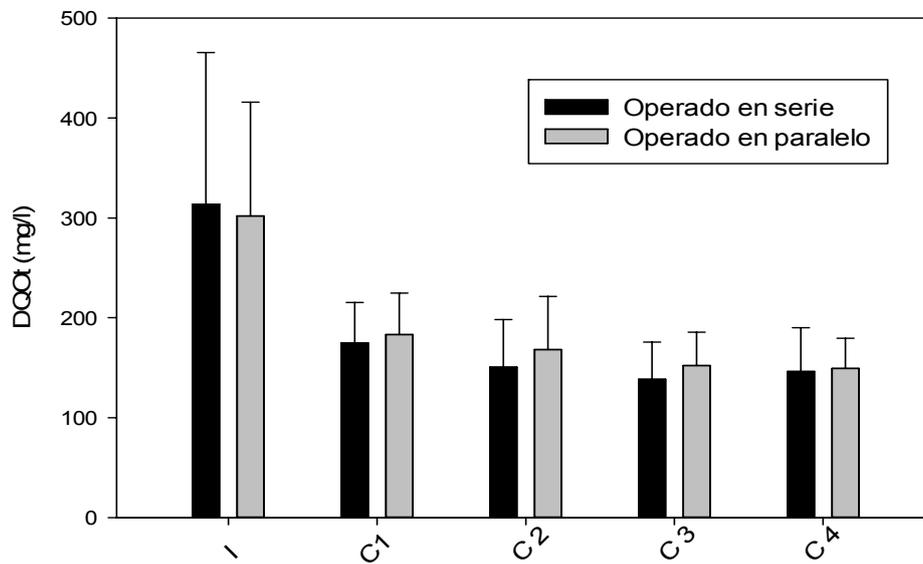


Fig. 5. DQO total del agua residual en el influente (I) y a la salida de los compartimentos (C) en ambos modos de operación.

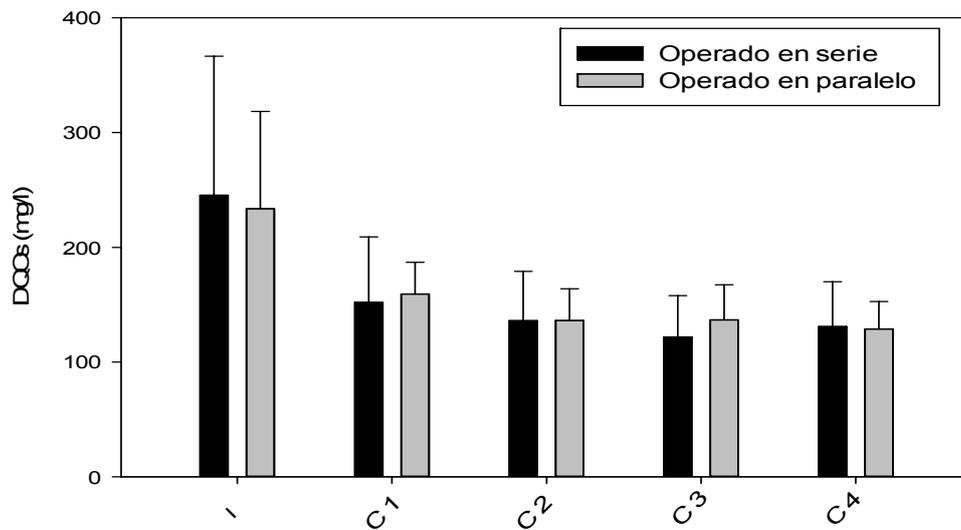


Fig.6. DQO soluble del agua residual en el influente (I) y a la salida de los compartimentos (C) en ambos modos de operación.

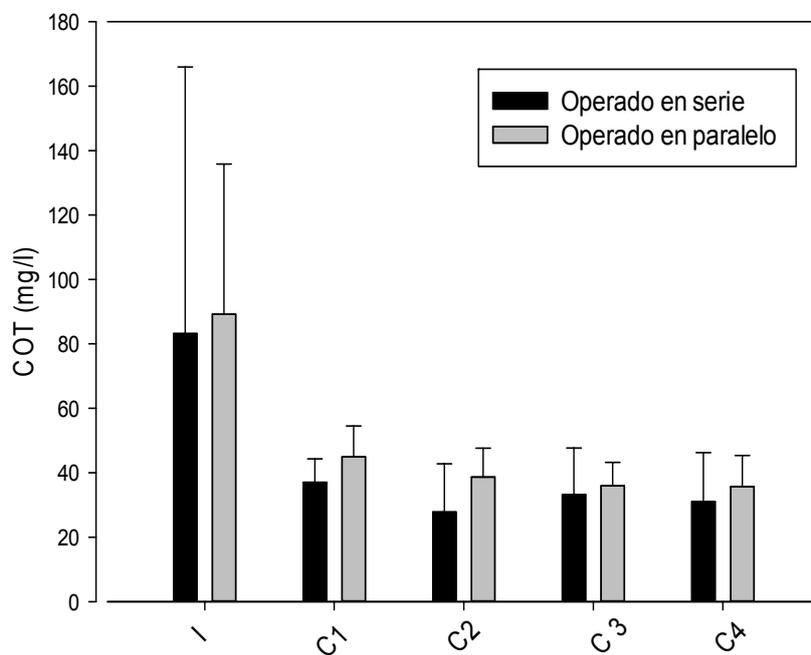


Fig. 7. COT del agua residual en el influente (I) y a la salida de los compartimentos (C) en ambos modos de operación.

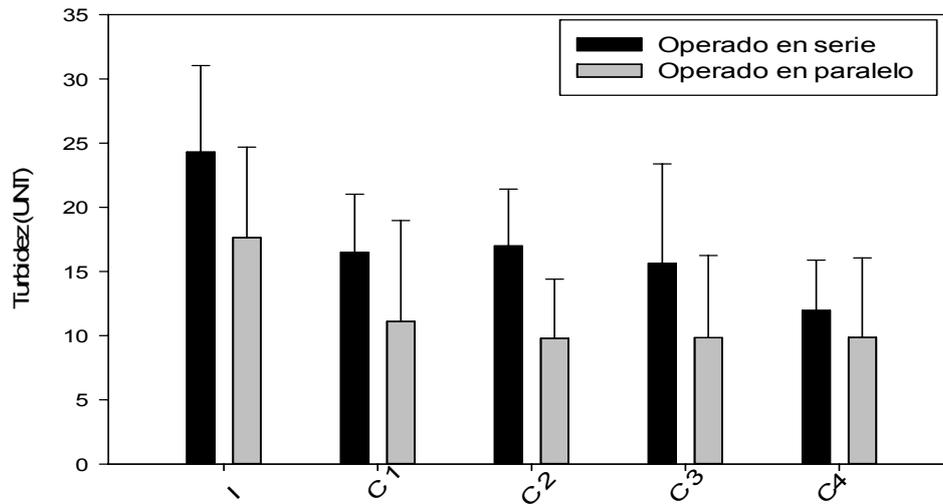


Fig. 8. Turbidez del agua residual en el influente (I) y a la salida de los compartimentos (C) en ambos modos de operación.

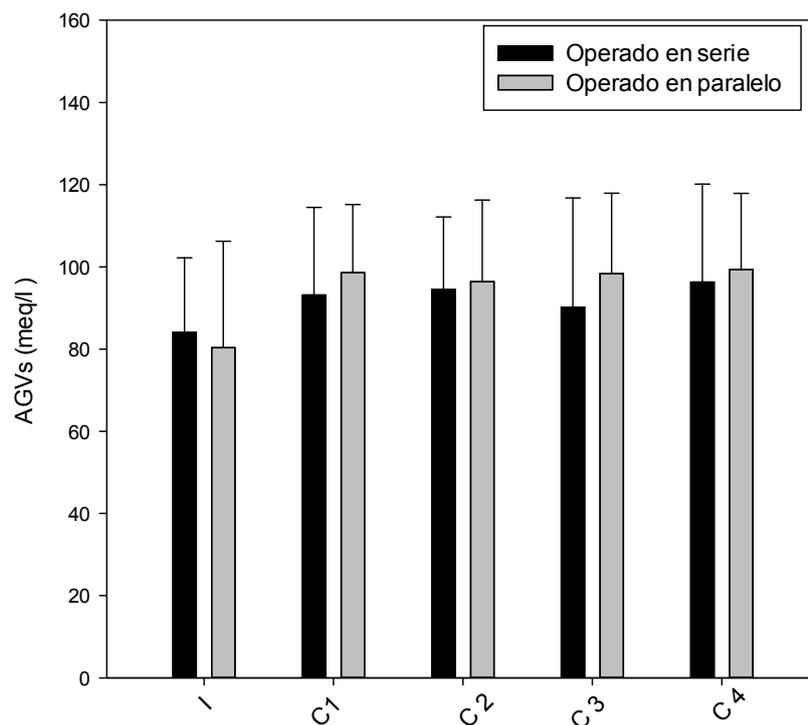


Fig. 9. Ácidos grasos volátiles en el influente (I) y a la salida de los compartimentos (C) en ambos modos de operación.

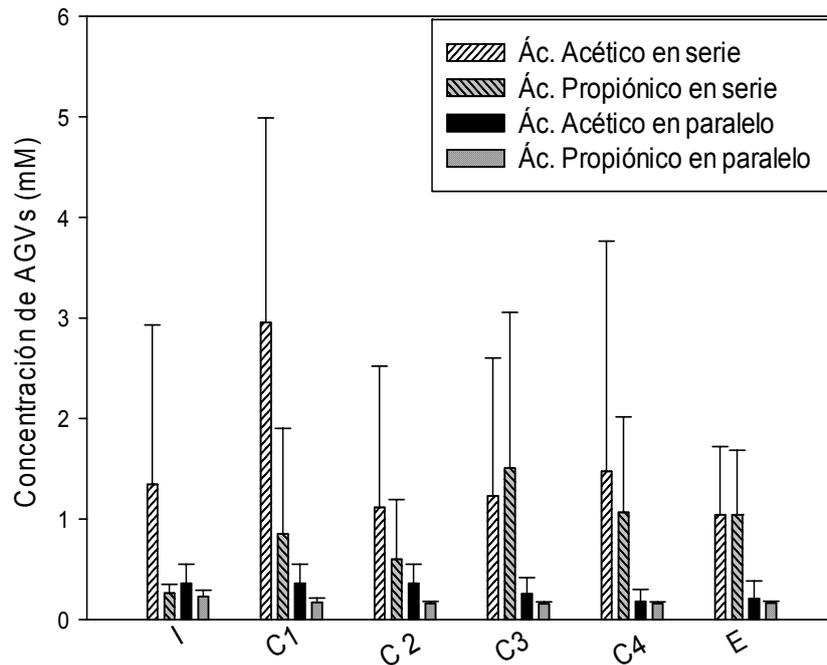


Fig. 10. Concentración de ácido acético y ácido propiónico en diferentes puntos del reactor y bajo dos modos de alimentación (en serie y en paralelo). I= influente, C= compartimentos y E= efluente

CUADROS

CUADRO I: EFICIENCIA DE REMOCIÓN DE MATERIA ORGÁNICA EN LAS DOS ETAPAS EXPERIMENTALES.

Parámetro	Alimentación en serie	Alimentación en paralelo
DQO total	64 %	54 %
DQO soluble	60 %	49 %

CUADRO II: CARACTERÍSTICAS FÍSICOQUÍMICAS DEL INFLUENTE Y EFLUENTE DEL REACTOR ANAEROBIO EN LOS DOS MODOS DE OPERACIÓN (N=3).

Parámetro	Alimentación en serie			Alimentación en paralelo		
	Influyente	Efluente	Remoción (%)	Influyente	Efluente	Remoción (%)
T (°C)	29.0 ±0.0	30.0 ±0.0	-	27.7 ±0.6	28.3 ±0.3	-
pH	7.31 ±0.31	6.85 ±0.03	-	7.67 ±0.22	7.23 ±0.04	-
Turbidez (UNT)	27.57 ±4.9	6.98 ±0.4	74.7	11.71 ±3.8	5.96 ±1.0	49.1
DQOt (mg/l)	427 ±95	152 ±55	64.3	244 ±57	127 ±12	48.1
DQOs (mg/l)	319 ±99	123 ±30	61.5	209 ±37	107 ±14	48.8
DBO ₅ (mg/l)	70 ±10	44 ±10	36.7	90 ±10	72 ±6.5	19.2
COT (mg/l)	95.2 ±28.0	37.8 ±6.0	60.3	72.7 ±28.9	32.6 ±14.7	55.2
ST (mg/l)	565.5 ±108	398.5 ±36	29.5	477.5±114.8	398 ±91.9	16.7
SVT (mg/l)	12 ±9.9	6.4 ±3.7	46.7	144.2±84.9	100.2±19.1	29.1
SST (mg/l)	261.7±64.1	119.7 37.5	54.3	57.4 ±19.5	22.0 ±7.2	58.0
SSV (mg/l)	11.0 ±8.5	5.5 ±5	50.0	49.1 ±18.8	23.3 ±4.5	52.7
Alcal. (mg/l)	171 ±31.2	222 ±26.0	-	199.7 ±54.8	218.1±45.5	-
AGVs (meq/l)	93 ±10.39	102 ±10.4	-	69.8 ±10.1	85.8 ±8.5	-
NH ₄ ⁺ (mg/l)	34 ±1.7	26.1 ±3.2	23.1	40.5 ±16.9	34.9 ±16.6	13.8
N-NO ₃ ⁻ (mg/l)	7.6 ±0.3	4.7 ±1.1	38.9	5.8 ±2.8	3.8 ±1.7	34.3
SO ₄ ⁻ (mg/l)	36.5 ±7.4	8.1 ±7.1	77.7	69.3 ±4.2	29.5 ±6.2	57.5
P total (mg/l)	16.9 ±4.3	13.5 ±4.8	20.2	25.3 ±3.7	16.7 ±4.8	34.1