

Tratamiento de las excretas de cerdo mediante un reactor anaeróbico SCFBR a nivel de banco

Treatment of pig excreta using an SCFBR anaerobic reactor

Kevin G. Molina T. *, Luis A. Caicedo, Carlos O. Duque **

RESUMEN

Un nuevo reactor anaeróbico denominado Sludge Central Fixed Bed Reactor (SCFBR) fue construido y evaluado para tratar los residuos líquidos de las granjas porcícolas. El SCFBR está constituido por tres zonas principales. Una zona inferior de lodos, seguida por un módulo empacado ubicado en forma concéntrica y, en la parte superior, una zona de separación sólido, líquido y gas. El reactor de 28,5 l de volumen de reacción fue evaluado durante 210 días para tres cargas orgánicas de 0,548, 0,421 y 1,239 g DQO/ 1 día. El SCFBR fue alimentado inicialmente en forma discontinua con tiempos de retención hidráulicos (TRH) de 10 y 10,7 días. Posteriormente el TRH fue disminuido a 3,87 días con una alimentación en continuo. Para las tres cargas orgánicas de 0,548, 0,421 y 1,239 g DQO/1 día se obtuvieron remociones en la demanda química de oxígeno (DQO) de 68%, 81% y 73% y en los sólidos volátiles (SV), de 53,5%, 55,8% y 50,1%, respectivamente. El SCFBR presentó un buen desempeño, representado en las eficiencias de remoción y en la estabilidad observada. Se presenta una microfotografía tomada de una muestra de lodo de la zona inferior del SCFBR, observándose una gran presencia de microorganismos del género *Methanosaeta* (*Methanothrix*).

Palabras clave: tratamiento anaeróbico, nuevo reactor anaeróbico, tratamiento de residuos porcícolas.

SUMMARY

A new anaerobic reactor called the Sludge Central Fixed Bed Reactor (SCFBR) was built and evaluated for the treatment of liquid residue from the pig farms. The SCFBR has three main parts. The lower area is for sludge, the middle part consists of a concentrically packed zone and an upper area for the separation of solids, liquids and gases. The 28.5l SCFBR reactor was evaluated over a period of 210 days, using three organic loads of 0.548, 0.421 and 1.239 g COD/1 day. Initially, the reactor was fed non-continuously using 10 and 10.7 days Hydraulic Retention Times (HRT). The HRT was later decreased to 3.87 days using continuous feeding. For the three 0.548, 0.421 and 1.239 g COD/1 day organic loads, Chemical Oxygen Demand (COD) removal was 68%, 81% and 73% respectively and Volatile Solids (VS) removal was 53.5%, 55.8% and 50.1% respectively. The SCFBR performed well, as shown by the removal efficiency and stability obtained. A microphotograph of sludge from the lower zone is presented, showing high *Methanosaeta* (*Methanothrix*) presence.

Key words: anaerobic treatment, new anaerobic reactor, liquid pig residue treatment

INTRODUCCIÓN

El tratamiento anaerobio de aguas residuales ha logrado un considerable desarrollo a nivel mundial a partir de la crisis energética de los años 70, gracias a las ventajas que éste presenta, como son:

- La alta producción de biogas con un contenido del 60 al 80% de metano, el cual puede ser utilizado como fuente alternativa de energía (Zapata, 1998).
- La baja producción de lodos debido a que sólo del 5 al 10% de la materia orgánica biodegradable es converti-

* Facultad de Ingeniería, Departamento de Ingeniería Química, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá.

lcaicedo@ingenieria.ingsala. Tel. 3165000, ext. 14303.

** Corpoica, Ciudad Universitaria, Bogotá. Tel. 3443000, ext. 1701.

da en biomasa en condiciones anaerobias (Hwang, Hansen, 1998).

- La disminución en la emisión de olores, reportándose reducciones del 91 % durante la digestión anaerobia de estiércol de cerdo (Powers *et al.*, 1997).

Buscando implementar sistemas de tratamiento anaeróbicos con bajos volúmenes, a los cuales se les apliquen altas cargas orgánicas de afluente (CO) con cortos tiempos de retención hidráulicos (TRH), se desarrollan sistemas de retención de biomasa para prevenir el lavado de las bacterias con lentas velocidades de crecimiento (bacterias metanogénicas). Según Defour D. *et al.* (1994) *la separación y la retención* son los mecanismos básicos de acumulación de biomasa. La separación externa mediante sedimentación se presenta en el reactor anaeróbico de contacto, y sistemas de ultrafiltración y flotación son utilizados en el Flotament^P (Defour D. *et al.*, 1994). La retención de biomasa en un material de soporte se emplea en los reactores de lecho fluidizado (soporte móvil) y en los filtros anaeróbicos (FA) (soporte estático). El reactor de flujo ascendente con manto de lodos (Upflow Anaerobio Sludge Blanket, UASB) incorpora en el mismo sistema la retención gracias a la formación de todo granular con alta sedimentabilidad, junto con la separación. Se han desarrollado otros sistemas que buscan la retención de biomasa, como son el reactor de compartimientos (Van Lier *et al.*, 1994) y el reactor anaeróbico horizontal de todo inmovilizado (HAIS) (Zaiat *et al.*, 1996). Los reactores híbridos combinan diferentes mecanismos de acumulación de biomasa y se presentan como la combinación de un UASB en serie con un FA utilizando diferentes materiales de empaque (piedra, polietileno, coque, etc.).

La industria porcícola genera un volumen de desechos que causa un impacto ambiental negativo, el cual recae principalmente en los cuerpos de agua, con incidencia también en el aire y el suelo. Estudios realizados en países con sistemas de alimentación porcina y climas similares a México, revelan que un cerdo de 100 kg excreta aproximadamente 6,17 kg de heces y orina por día (Pérez, 1997). Las excretas porcinas tienen un contenido de materia orgánica biodegradable del 55% y de elementos contaminantes como patógenos, nitrógeno, fósforo, y minerales como cobre, zinc y arsénico (Pérez, 1997). De otra parte, el volumen de agua utilizada en el lavado de granjas se ha estimado para países tropicales entre 10 y 20 litros de agua por cerdo (Velandia, 1997). Debido al alto contenido de materia orgánica de los residuos de la industria porcícola y los altos volúmenes generados, el sistema anaerobio es considerado como una atractiva alternativa de tratamiento.

Los reactores anaeróbicos convencionalmente usados para el tratamiento de residuos animales han sido el reactor de tanque continuamente agitado (CSTR) y el reactor de flujo

pistón (RFP), operando con tiempos de retención de sólidos (TRS) y tiempos de retención hidráulicos (TRH) en el rango de 15 a 30 días con temperaturas mesófilas (Zhang *et al.*, 1997); El CSTR y el RFP son apropiados para tratar residuos altamente concentrados, pero no son rentables para residuos diluidos (aguas de lavado) ya que se requiere un gran volumen de reactor. La posibilidad de mantener una alta concentración de biomasa dentro del reactor con bajos TRH de operación es la clave para mejorar económicamente el tratamiento de las aguas residuales diluidas.

Dentro de los sistemas desarrollados para el tratamiento de aguas residuales provenientes de la explotación porcina se encuentra el reactor anaeróbico de lotes secuenciales (Anaerobic Sequencing Batch Reactor, ASBR) (Zhang *et al.*, 1997; Jun, 1997), que opera de una manera análoga al reactor de contacto anaeróbico, sólo que la separación ocurre dentro del sistema, logrando de esta forma mantener altos TRS. Zhang *et al.* (1997) reportan un estudio a nivel de laboratorio donde se trabajan TRH de 2,3 y 6 días con velocidades de carga de 0,9-5,5 g SV/l día a 25°C; se obtienen reducciones de sólidos volátiles (SV) del 55% al 61% y en la demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅), del 81 % al 86%. El ASBR ha sido implementado a nivel industrial con un volumen de 37,5 m³ operado con un TRH de 3 días y una carga de 0,357 kg DBO/m³ día, obteniéndose remociones de la demanda química de oxígeno (DQO) y los SV del 88,7% y 93,4% (Jun, 1997). En estudios realizados con un UASB y un reactor anaeróbico de lecho empacado (Anaerobic Packed Bed, APB) para cargas orgánicas que oscilan entre 1,3 y 11 kg DQO/m³ día, se obtienen remociones de DQO del 65% al 85% en el APB y del 58% al 60% en el UASB (Sánchez *et al.*, 1995). Dos reactores híbridos UASB utilizando una rejilla como medio de película fija, fueron evaluados para velocidades moderadas de carga orgánica y sin realizar siembra durante el arranque, obteniendo remociones superiores al 57% de la DQO (Lo y Liao, 1994).

En Colombia nuestro grupo de investigación desarrolló y evaluó un nuevo reactor híbrido denominado reactor de lodos con lecho fijo central (Sludge Central Fixed Bed Reactor, SCFBR) con un volumen útil de 0,82 l, en el cual se evaluaron cargas orgánicas entre 0,67 y 2,5 g DQO/l día, alcanzando eficiencias de remoción de la DQO entre 73% y 81,9% (Burgos y Rodríguez, 1996). En el presente trabajo se presentan los resultados obtenidos de la evaluación y seguimiento de un SCFBR de 28,51 de volumen de reacción.

MATERIALES Y MÉTODOS

El desarrollo experimental se realizó en el laboratorio de análisis químico ambiental de la Corporación Colombiana de Investigación Agropecuaria, Corpoica-Ceisa y en el laboratorio de Ingeniería Química de la Universidad Nacional

Tabla 1. Parámetros geométricos del SCFBR de 0,82 l y 28,5 l

Parámetro	SCFBR 0,82 l	SCFBR 28,5 l
$(h/D)_{\text{reactor}}$	16,75	7,10
(dp/dze)	0,2	0,166
(dp/D)	0,1	0,105
Material de empaque	Coque	Coque
Vze/Vutilr	0,14	0,158

D =	Diámetro interno del reactor	h =	altura del reactor
dp =	Diámetro de partícula del lecho	Vze =	Volumen zona empacada
dze =	Diámetro zona empacada	Vutilr =	Volumen de líquido en el reactor

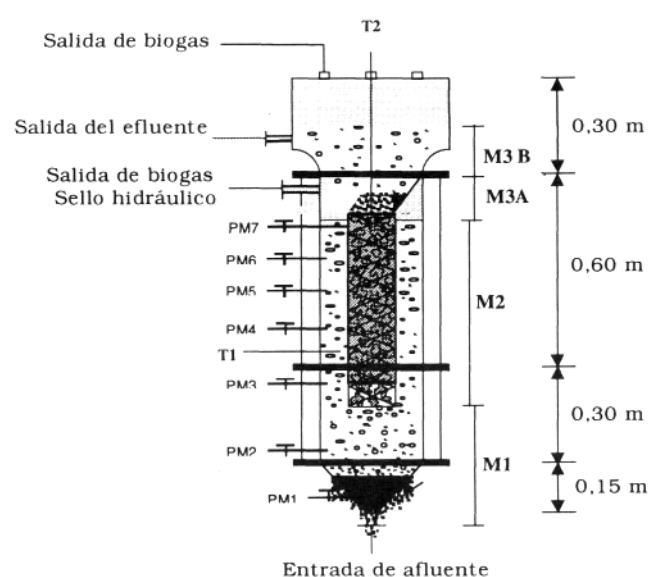
de Colombia. Se construyó un SCFBR en acrílico de 5 mm de espesor, con un volumen total de 45 l, y para este estudio se fija el volumen de reacción en 28,5 l. Se mantuvo un conjunto de relaciones geométricas empleadas en el reactor de 0,82 l, aunque se varió la relación altura /diámetro externo del reactor a 7,10. En la tabla 1 se presentan las principales características de diseño del SCFBR de 28,5 l de volumen total y las del reactor de 0,82 l.

El reactor SCFBR se divide en tres zonas principales, las cuales se presentan en la figura 1. La zona de lodos (M1) está en el cono inferior donde se realiza la alimentación de sustrato en flujo ascendente. Este módulo representa el 38,33% del volumen total de reacción.

La zona empacada (M2), se encuentra después de la zona M1 y su principal función es servir como soporte para la formación de biopelículas y retener los sólidos que no tienen características floculentas y que pueden ser arrastrados por la corriente ascendente. El sustrato recorre el lecho empacado, lo cual le confiere características de filtro anaeróbico. Se utiliza como material de empaque partículas de coque con diámetro promedio de 2 cm, colocadas al azar en un cilindro en malla de acero inoxidable con un enrejado de 4 mm. Se obtiene una porosidad del lecho de 0,55. El coque es un material ya empleado en este tipo de reactor para el agua residual en estudio (Burgos y Rodríguez, 1996). La altura de la zona empacada es de 57 cm y tiene un diámetro de 12 cm; se encuentra ubicada en forma concéntrica con respecto al diámetro interno del reactor y está recubierta por un cilindro en acrílico de 52 cm de alto.

El menor diámetro del lecho empacado provoca un incremento en la velocidad de ascenso del líquido que previene el taponamiento por acumulación de sólidos y reduce la resistencia a la transferencia de masa externa en la biopelícula formada en el soporte (coque). La zona de separación (M3), se encuentra a continuación de la zona em-

pacada; está compuesta de una cámara de altura variable según el sello hidráulico que se imponga (zona M3A); aquí se encuentra la salida del biogás que se genera en la zona de lodos y asciende por la región anular que rodea al lecho empacado. En la parte superior se encuentra la zona MSB que comprende la salida de efluente y del biogás que se produce en la zona empacada y el que no ha salido por la cámara intermedia (M3A). El SCFBR cuenta con siete puntos para toma de muestra (PM1, PM2, PM3, PM4, PM5, PM6, PM7); el punto PM7 se implemento para muestreo dentro de la zona empacada.


Figura 1. Configuración del reactor SCFBR.

Arranque y operación del SCFBR

El inoculo utilizado fue tomado del fondo de un canal facultativo de dos metros de profundidad, que funciona en un régimen de flujo pistón para el tratamiento de residuos porcinos en la granja de la cual se tomó el sustrato. El inoculo fue alimentado periódicamente con sustrato fresco hasta observar una pseudoestabilización en la producción de biogas. El sustrato proviene del pozo de recolección de aguas residuales de una granja de explotación porcícola intensiva de ciclo completo, con una población aproximada de 8.000 animales ubicada en Cundinamarca. La muestra original contiene: estiércol sólido, orina, agua de las operaciones de limpieza y residuos de alimento. La muestra de agua residual se almacena a una temperatura de 4°C durante 8 días máximo, permitiendo que sedimente por 24 horas. El líquido sobrenadante se utiliza como el sustrato para alimentar al SCFBR.

El arranque del SCFBR inicia con la carga de 8 l de inoculo previamente adaptado con una concentración de 75,6 g S.T./l y 51,5 g S.V./l, obteniéndose una relación de volumen de inoculo a volumen útil del reactor de 0,28, que se encuentra dentro del rango de valores reportados como adecuados (0,1 a 0,3) para el arranque de reactores UASB (Hickey *et al.*, 1991).

Durante la evaluación del SCFBR se estudiaron tres cargas orgánicas de afluente (COA). El TRH inicial fue de 10 días, valor mínimo estudiado en investigaciones previas en el SCFBR de 0,82 l (Forero y Osorio, 1997). Para los primeros TRH (10 y 10,7 días) y alimentación discontinua, se midió la producción de biogas y periódicamente se evaluaron la demanda química de oxígeno (DQO), los sólidos totales (ST), los sólidos volátiles (SV), los sólidos suspendidos volátiles (SSV), la alcalinidad (Alc), el nitrógeno total Kjeldahl (NTK), el nitrógeno amoniacal (N-NH₃) y el fósforo (P) siguiendo la metodología estandarizada del APHA (1992). La concentración de ácidos grasos volátiles (AGV) es medida por el método de digestión y posterior titulación hasta pH de 6,5 con NaOH propuesto por Field (1987).

Posteriormente, se disminuyó el TRH a 3,87 días y se realizó la alimentación al SCFBR en forma continua. Con el fin de observar la respuesta del sistema a este cambio de condiciones, diariamente se mide la producción de biogas, y se evalúan cada dos días la DQO, los ST, SV, SSV, la Alc, los AGV y semanalmente se miden NTK, N-NH₃ y P. Iguales parámetros son analizados para caracterizar el sustrato utilizado durante la evaluación del SCFBR. Los puntos experimentales evaluados se presentan en la tabla 2.

Con el fin de lograr una caracterización y obtener información acerca de la morfología del lodo presente en la zona M1 del SCFBR, se tomó una muestra al final de la experimentación, la cual se analizó mediante microscopía electrónica de barrido (SEM) en un microscopio Philips SEM 515.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Estudio del comportamiento del reactor SCFBR

La evaluación del SCFBR se realizó durante 210 días. Para los primeros 170, la alimentación se realizó en forma discontinua, trabajando los primeros 70 días con un TRH de 10 días y a partir del día 71 con un TRH de 10,7 días. El día 171 se incrementó la COA en un 290% y se alimentó el sustrato en forma continua con un TRH de 3,87 días. El seguimiento durante toda la fase experimental del SCFBR se realizó a través de la evaluación de la DQO, la producción de biogas, la concentración de AGV, la Alc y el pH. El comportamiento presentado por las anteriores variables se encuentra reportado en las figuras 2, 3, 4, 5 y 6, respectivamente.

En las figuras 2, 3 y 4 se observa la forma como el sistema responde adecuadamente a las variaciones presentadas. Para la primera COA, se presenta una estabilización del sistema a partir del día 50, manifestado en la tendencia a valores constantes en la DQO (figura 2) y los AGV (figura 4) del efluente y por una producción estable de biogas (fi-

Tabla 2. Puntos experimentales evaluados en el SCFBR

TRH [días]	COA promedio [g DQO / l día]	Alimentación
10,00	0,548 (0,065)	Discontinua
10,70	0,421 (0,025)	Discontinua
3,87	1,239 (0,109)	Continua

Nota: Los valores entre paréntesis de la COA promedio corresponden a la desviación estándar de los datos obtenidos.

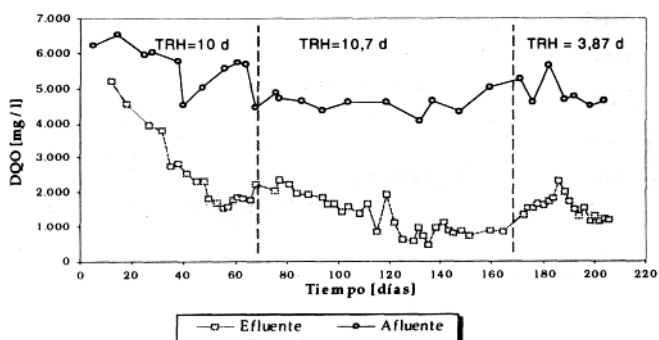


Figura 2. DQO del afluente y efluente durante la evaluación del SCFBR.

gura 3). La anterior estabilidad se mantiene hasta el día 68, momento en el cual se presenta una inestabilidad debido a una fuga en la zona M1 del SCFBR. El día 70 se aumenta el TRH a un valor de 10,7 días. La inestabilidad presentada se supera aproximadamente a partir del día 130 cuando se manifiesta una tendencia a valores estables de DQO y AGV. El tiempo de estabilización fue de aproximadamente 6TRH, mayor que el esperado desde el punto de vista hidráulico.

En la figura 3 se observa un aumento en la producción de biogas a partir del día 85, lo que confirma la recuperación de los microorganismos frente a la inestabilidad presentada. La producción de biogas tiende a estabilizarse a partir del día 135.

La alimentación en forma continua al reactor SCFBR se inicia el día 171, con un TRH de 3,87 días y una COA promedio de 1,20 g DQO/l día. En la figura 2 se observa un incremento gradual de DQO del efluente hasta el día 186; luego disminuye hasta alcanzar un valor estable a partir del día 196. En la figura 4 se advierte un incremento en la concentración de AGV a partir del día 177, con tendencia al decrecimiento desde el día 181, y acercándose a la estabilidad el día 196. En la figura 3 se observa mejor el efecto

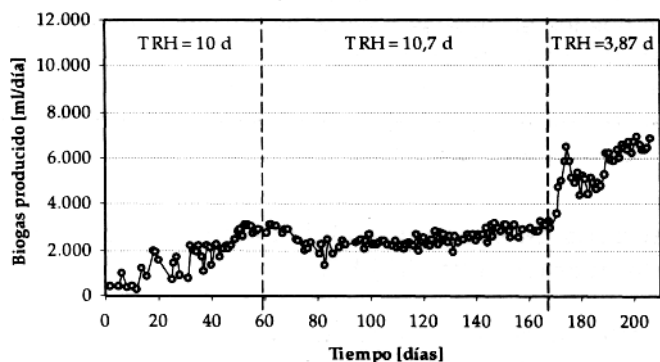


Figura 3. Producción de biogas durante la operación del SCFBR.

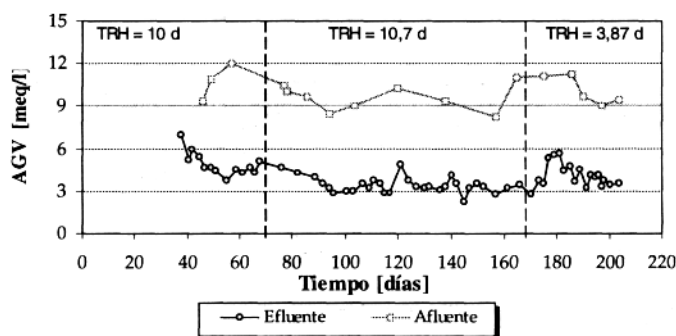


Figura 4. Concentraciones de AGV del afluente y efluente durante la evaluación del SCFBR.

generado por el aumento de la carga orgánica, la cual genera una gran inestabilidad en la producción de biogas, que se manifiesta desde el día 171, con un pico máximo el día 174. En el día 196 se observa una producción tendiente a la estabilidad. En general se presentó una buena producción de biogas y una alta remoción de carga orgánica reflejada en la concentración de la DQO en el efluente. Este comportamiento refleja un efecto inhibitorio de las altas cargas sobre las bacterias metanogénicas, pero también una alta capacidad amortiguadora del sistema que permite una rápida adecuación a las nuevas condiciones de operación.

En la figura 5 se observa un comportamiento estable en la alcalinidad del efluente con valores altos, que indican una alta concentración de N-NH_3 y una alta capacidad amortiguadora (bicarbonato-amoniaco) de este tipo de residuos. Según se reporta en otros estudios sobre digestión anaerobia de estiércol (Georgakakis citado por Angelidaki *et al.*, 1993), se ha encontrado que no se observan cambios violentos de pH o fallas repentinas del proceso por una acumulación de AGV, debido a la alta capacidad amortiguadora del sistema.

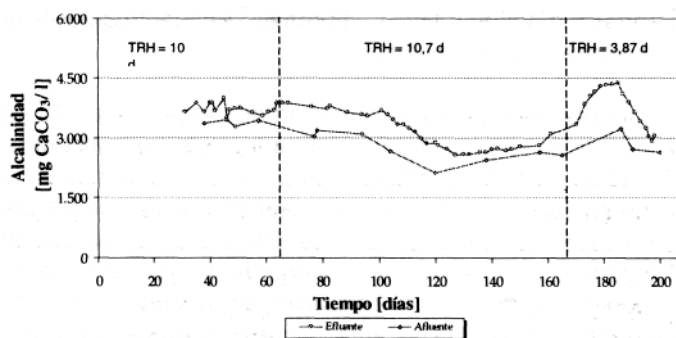


Figura 5. Alcalinidad en el afluente y efluente durante la evaluación del SCFBR.

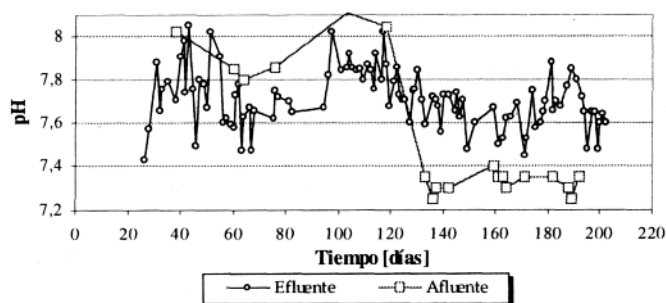


Figura 6. pH del afluente y efluente durante la operación del SCFBR.

En la figura 6 se presentan los valores de pH del efluente, los cuales oscilan en el rango de 7,4 a 7,9. A partir del día 115, el pH del sustrato fue ajustado alrededor de 7,35, con el fin de mantener el rango de operación de 6,5 a 7,5 recomendado como óptimo para el desarrollo de las bacterias metanogénicas (Visser *et al.*, 1996; Cruz y Troncoso, 1996).

La concentración en el efluente de $N-NH_3$ durante la operación del SCFBR presenta un incremento debido a la mineralización de proteínas cuyo producto final es el amonio (Roedel *et al.*, 1996; Bernet *et al.*, 1996), y que se corrobora por la disminución de la concentración en el efluente con respecto a la del afluente. Se obtiene que la diferencia entre el nitrógeno orgánico (N-Org) del afluente y el efluente es mayor comparada con la diferencia entre $N-NH_3$ en el efluente y el afluente, lo que indica que parte del N-Org es empleado como nutrimento para el crecimiento bacteriano como lo reporta Thaveesri *et al.* (1994). Se observa una pequeña disminución en la concentración de P en el efluente con respecto a la del afluente, debido a la utilización del fósforo como nutrimento.

En las figuras 7 y 8 se presentan los valores de concentración de los ST y SV para el afluente y el efluente, durante toda la evaluación del SCFBR. Tanto los ST como los SV presentan un comportamiento muy estable; no se observan grandes variaciones en los valores en el efluente durante la alimentación en discontinuo.

Cuando se produce el aumento de carga el día 170 se percibe en las figuras 7 y 8 un incremento en las concentraciones en el efluente, debido al inicio del flujo continuo en la alimentación que, junto con la mayor producción de biogas observada, causan el arrastre de lodo con poca capacidad floculenta y baja densidad. Posterior al día 180 se observa un decrecimiento en la concentración de ST y SV del efluente tendiente a un valor constante, lo que confirma el buen desempeño del sistema de concéntrico de retención de biomasa en condiciones de alimentación continua y mayor velocidad ascendente.

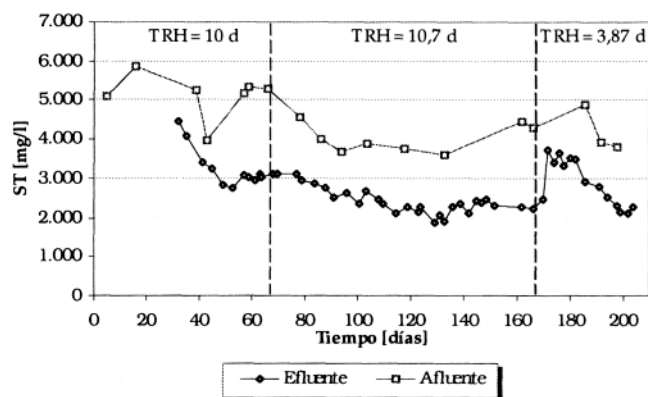


Figura 7. Concentración de ST en el afluente y efluente durante la evaluación del SCFBR.

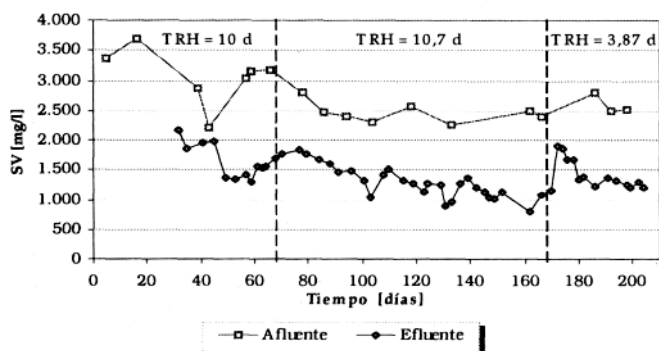


Figura 8. Concentración de SV en el afluente y efluente durante la evaluación del SCFBR.

De las gráficas anteriores se observa que el reactor alcanza valores estables en los diferentes parámetros de respuesta evaluados (volumen de biogas, DQO, SV, ST, AGV del efluente) en 6 a 8 TRH después de haber sufrido cambios en las condiciones de operación. Esta estabilidad se atribuye al efecto del lecho empacado que previene la salida de biomasa activa que hace que se logren altos TRS, que junto con las características de mezclado homogéneo que pueden alcanzarse en la zona de lodos -debido a la restricción que presenta el lecho fijo central al flujo-, hace que se presente un mejor contacto del sustrato con los microorganismos y de esta forma se favorezca la remoción de la DQO y los AGV.

Períodos de pseudoestabilidad alcanzados durante la operación del SCFBR

En este estudio se consideraron como criterio de estabilidad la producción de biogas expresada en función del volumen de reacción (B) (l biogas producidos a 25°C y 1 atm /1 reactor día) y la carga orgánica del efluente (COE). En la

tabla 3 se presentan los valores promedio de los parámetros y variables más representativas registradas en los períodos de pseudoestabilización alcanzados durante la evaluación del SCFBR. De los datos presentados, se observa que las mejores características de desempeño se logran para el TRH de 10,7 días, corroborado por un mayor valor en la productividad de biogas (l biogas / g DQO removido) comparado con las obtenidas para los otros TRH estudiados. La disminución en la eficiencia de remoción para los TRH de 10 días y 3,87 días, puede explicarse como debida a un cierto grado de inhibición en la capacidad degradativa de la población anaerobia causado por el nitrógeno amoniacal ($N-NH_3$) que, según se aprecia en la tabla 3, presenta las concentraciones más altas en el efluente para los TRH mencionados.

Efectos inhibitorios debidos al N-amoniacal durante la digestión de residuos de la crianza de animales como cerdos y aves han sido reportados, indicando además que el N-amoniacal puede alcanzar niveles tóxicos en el proceso de digestión anaerobia (Lopes y Campos, 1996). En el estudio realizado por Lopes y Campos (1996), se encuentra que concentraciones de N-amoniacal en el rango de 200 a 800 mg/l tienden a disminuir la actividad metanogénica específica, y para valores de 1.450 a 3.000 mg/l la actividad sufre un decrecimiento más acentuado. Lopes (1994) (citado por Lopes y Campos, 1996) reporta que la actividad metanogénica fue fuertemente reducida durante degradación de proteína (peptona), cuando las concentraciones de N-amoniacal fueron mantenidas en el rango de 800 a 2.700 mg/l.

Microscopía Electrónica de Barrido (SEM)

En la muestra tomada en la zona M1 se observó inicialmente una buena aglomeración del lodo, lo cual indica el inicio del proceso de granulación. Del análisis de SEM de la muestra se presenta una microfotografía en la figura 9, observándose una mayor presencia de microorganismos del género *Methanosaeta* (*Methanothrix*), los cuales poseen una forma alargada conformada por bacilos en cadena (Novaes, 1986). Estos microorganismos son bacterias metanogénicas acetoclásticas, las cuales presentan una velocidad de crecimiento baja pero con alta afinidad por el sustrato. Se presentan en ambientes donde la concentración de ácidos grasos volátiles es baja (Field, 1987). La presencia de *Methanosaeta* (*Methanothrix*) se ha reportado en un filtro anaerobio a nivel de planta piloto para el tratamiento de residuos porcícolas (Ibáñez, 1989) y también en la biopelícula analizada de un biofiltro anaeróbico tratando aguas residuales de la industria de alimentos (Chua *et al.*, 1996),

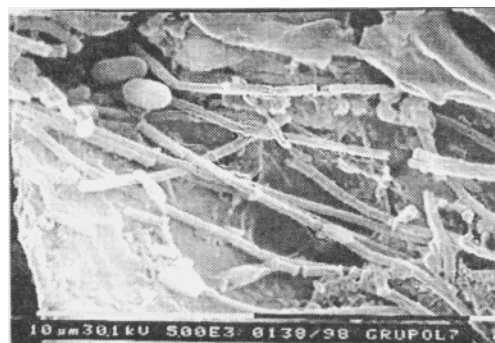


Figura 9. Microfotografía de una muestra de lodo de la zona inferior.

Tabla 3. Valores promedio de los parámetros y variables obtenidos durante los períodos de pseudoestabilización

TRH [días]	10	10,7	3,87
Duración del período estable [días]	18	28	12
COE [g DQO/l d]	0,173 (0,0104)	0,0824 (0,0098)	0,3287 (0,032)
COR [g DQO/l d]	0,377	0,3439	0,8697
DQO _E [mg DQO/l]	1.735,16 (101,83)	899,89 (108,62)	1.271,79 (125,22)
% Remoción de DQO	67,8 (0,0194)	81,06 (0,022)	73,3 (0,017)
SV _E [mg/l]	1.438,57 (105,07)	1.054,3 (118,06)	1.249 (48,62)
% Remoción SV	53,5	55,82	50,14
% Remoción ST	39,07	43,57	41,4
N-NH _{3E} [mg/l]	749,93 (21,46)	655,88 (21,77)	752,64 (58,06)
B [l biogas/l reactor d]	0,1031 (0,00512)	0,1016 (0,0083)	0,2276 (0,0087)
l biogas/g DQO removido	0,2740	0,295	0,277

Los valores entre paréntesis corresponden a la desviación estándar de los datos utilizados en el cálculo del promedio de las variables para cada punto estable.
 A = Afluente; E = Efluente; COR = carga orgánica removida.

CONCLUSIONES

Las remociones de la DQQ alcanzadas durante la operación del SCFBR (entre el 68% y el 82%), hacen de este sistema una buena alternativa para el tratamiento de las aguas residuales de la explotación porcina, comparado con otros sistemas existentes.

El SCFBR presentó una efectiva pseudoestabilización en 6 a 8TRH, después de ser sometido a cambios en las condiciones de operación, como fueron el aumento de la COA en un 290% y alimentación en continuo.

El SCFBR puede ser trabajado con TRH de 3,87 días, los cuales son menores a los TRH alcanzados en los reactores de flujo pistón y mezcla completa empleados para el tratamiento de aguas de lavado de las granjas porcícolas.

El lodo presente en la parte inferior del reactor (zona M1) según se pudo observar por la microfotografía tomada a una muestra, presenta en mayor proporción la presencia de microorganismos del género *Methanosaeta* (*Methanothrix*).

REFERENCIAS

- American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA) and Water Pollution Control Federation (WPCF). 1982. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 18 edición. Baltimore, Maryland.
- Angelidaki, I., Ellegaard, L and Ahring, B. K. 1993. A Mathematical Model for Dynamic Simulation of Anaerobic Digestion of Complex Substrates: Focusing on Ammonia Inhibition. *Biotechnology and Bioengineering*. 42:159*166.
- Bemet, N., Deigenes, N. and Mototta, R. 1996. Denitrification by Anaerobic Sludge in Piggery Wastewater. *Environmental Technology*. 17:293-300.
- Burgos, R. y Rodríguez, M. 1996. Efecto de la carga contaminante sobre la eficiencia de remoción en un reactor combinado para el tratamiento de residuos porcícolas a escala laboratorio. Tesis de grado (Ingeniería Química). Universidad Nacional de Colombia. Santafé de Bogotá.
- Chua, H. and Cheng, C. C. N. 1996. Operation of a Novel Anaerobic Biofilter for Trating Food - Processing Wastewater. *Applied Biochemistry and Biotechnology*. 57-58:837-843.
- Cruz, J. M. y Troncóse, D. 1996. Tratamiento anaerobio del estiércol de cerdo a nivel laboratorio empleando un reactor de mezcla total. Trabajo de grado (Ingeniería Química). Universidad Nacional de Colombia. Santafé de Bogotá.
- Defour, D., Derycke, D., Liessens, J. and Pipyn, P. 1994. Field Experience with Different Systems for Biomass Accumulation in Anaerobic Reactor Technology. *Water Science Technology*. 30.12. 181-191.
- Field, J. 1987. Medición de parámetros (Capítulo C). Manual del curso: arranque y operación de sistemas de flujo ascendente con manto de lodo - UASB. Santiago de Cali (Colombia).
- Forero, L E. y Osorio, C. 1997. Estudio de la respuesta dinámica de un reactor anaerobio híbrido SCFBR después de una parada. Tesis de Grado (Ingeniería Química). Universidad Nacional de Colombia. Santafé de Bogotá.
- Hickey, R. F, Wu, W. M., Veiga, M. C. and Jones, R. 1991. Start-Up, Operation, Monitoring and Control of High-Rate Anaerobic Treatment Systems. *Water Science Technology*. 24.8. 207-255.
- Hwang, S., Hansen, C. L. 1998. Formation of Organic acids and Ammonia during Acidogenesis of Trout-Processing Wastewater. *Transactions of ASAE*. 41.1.151-156.
- Ibáñez, E. 1989. Tractament de purins de porc mitjancant un filtra anaerott pilot Departament de Química. Unitat d' Enginyeria Química. Bellaterra (Barcelona), España. Tesis Doctoral. Universitat Autònoma de Barcelona.
- Jun Jeng, S. 1997. Utilization of Sequencing Batch Reactor for in Situ Piggery Wastewater Treatment. *Journal of Environmental Science and Health*. 32.2.391-405.
- Lo, K. V, Liao, P.H. and Gao, Y. C. 1994. Anaerobic Treatment of Swine Wastewater using Hybrid UASB Reactors. *Bioreotechnology*. 47.2.153-157.
- Lepes, A. y Campos, J. R. 1996. Efeito do N-Amoniacal na Atividade Metanogénica Específica Durante a Degradação de QliGose. *Memorias del IV Seminario-Taller latinoamericano sobre tratamiento anaerobio de aguas residuales*. Bucaramanga (Colombia). 61-69.
- Novaes, R. F. V. 1986. Microbiology of Anaerobic Digestion. *Water Science Technology*. 18.12.1-14.
- Pérez, R. E. 1997. Porcicultura y medio ambiente. Memorias del segundo seminario sobre manejo y reciclaje de residuales porcinos. Consejo Mexicano de Porcicultura e Instituto de Investigaciones Económicas; UNAM. Querétaro, México, p. 10.
- Poweis, W. J., Wilkie, A. C., Van Horn H. H. and Nordstedt R. A. 1997. Effects of Hydraulic Retention Time on Performance and Effluent Odor of Conventional and Fixed-Film Anaerobic Digesters fed Dairy Manure Wastewater. *Transactions of ASAE*. 40.5.1449-1455.
- Roeckel, M., Aspé, E., Martí, M. C. y Jara, A. 1996. Efecto del amonio sobre el Tratamiento Anaeróbico de Vertidos. Memorias del IV Seminario-Taller latinoamericano sobre tratamiento anaerobio de aguas residuales (Capítulo 1). Bucaramanga (Colombia). 45-59.
- Sánchez, E., Monroy, O., Cañizares, R., Travieso, L and Ramoé, A. A. 1995. Preliminary Study of Piggery Waste Treatment by an Upflow Sludge Anaerobic Reactor and a Packed Bed Anaerobic Reactor. *Journal of Agricultural Engineering Research*. 62.2.71-75.
- Thaveesri, J., Gemaey, K. and Kaonga, B. 1994. Organic and Ammonium Nitrogen and Oxygen in Relation to Granular Sludge Growth in Lab - Scale UASB Reactors. *Water Science Technology*. 30.12.43-53.
- Van Lier, J. B., Boersma, F., Debets, W. H. and Lettinga, G.

1994. High Rate Thermophilic Anaerobic Wastewater Treatment in Compartalized Upflow Reactors. *Water Science Technology*. 30. 12.251-261.

Velandia, R. H. 1997. Diagnóstico de la situación ambiental del sector porcícola en Colombia. Informe final/Ministerio del Medio Ambiente, Dirección Ambiental Sectorial. Santafé de Bogotá.

Visser, A., Hulshoff Pol, L. W. and Lettinga, G. 1996. Competition of Methanogenic and Sulfidogenic Bacteria. *Water Science Technology*. 33.3.99-110.

Zaiat, M., Vieira, L.G.T., Cabral, A. K. A., De Nardi, I. R., Vela, F. J. y Foresti, E. 1996. Rational Basis for Designing Horizontal Anaerobic Immobilized Sludge (HAIS) Reactor for Wastewater

Treatment. Memorias del IV Seminario-Taller latinoamericano sobre tratamiento anaerobio de aguas residuales (Capítulo 4). Bucamanga (Colombia) 357-363.

Zapata, C. A. 1996. Utilización del biogas para la generación de electricidad. Conferencia presentada durante el Taller internacional FAO-CIPAV "Análisis y Evaluación de tecnologías promisorias como estrategias que promuevan la integración y optimización del uso de recursos animales en sistemas agrosilvopecuarios". El Dovio, Valle del Cauca, Colombia.

Zhang, R. K, Yin, Y., Sung, S. and Dague, R. R. 1997. Anaerobic Treatment of Swine Waste by the Anaerobic Sequencing Batch Reactor. *Transactions of ASAE*. 40.3.761-767.