

Eficiencia de un reactor anaeróbico de doble cámara (RADCA) para el tratamiento de glucosa

Efficiency of a Double Chamber Anaerobic Reactor (DCAR) for Treating Glucose

Nancy Rincón Lizardo¹, Andrés Galindo Montero²,
Julio Marín Leal¹, Elisabeth Behling Quintero¹,
Altamira Díaz Montiel¹ y Sedolfo Carrasquero Ferrer¹

¹Departamento de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Facultad de Ingeniería, Universidad del Zulia. Apartado Postal 526. Maracaibo 4001-A, Venezuela.

²Facultad de Ingeniería, Universidad de la Guajira. Grupo GISA.

Km 5 vía a Maicao. Riohacha, Colombia. nrincon1@gmail.com

Resumen

Se evaluó la eficiencia de un reactor anaeróbico de doble cámara (RADCA) a escala de laboratorio como innovación tecnológica del reactor de lecho de lodo con flujo ascendente UASB. El volumen útil del reactor fue 12 L, 7,5 L en la cámara 1 (R_1) y 4,5 L en la cámara 2 (R_2). Se utilizó lodo granular como inóculo (20% v/v), el sustrato utilizado fue agua residual sintética preparada con glucosa, a una concentración de 500 mg/L, simulando baja carga como las aguas residuales municipales. El RADCA fue evaluado a tiempos de retención hidráulicos (TRH) de 12; 10; 8; 6; 4; 3 y 2 h. La eficiencia de remoción de la demanda química de oxígeno (DQO) se mantuvo en el rango de 69 a 85% para todos los TRH. La producción de biogás aumento a medida que se disminuían los TRH, llegando a alcanzar 2,56 L/d, con un porcentaje de metano superior al 70%. El reactor RADCA es una tecnología viable para el tratamiento de aguas residuales de baja carga.

Palabras clave: biogás, glucosa, lodo granular, reactor RADCA, reactor UASB, tratamiento anaeróbico.

Abstract

The efficiency of a laboratory scale double chamber anaerobic reactor (DCAR) was evaluated as a technological innovation of the Upflow Anaerobic Sludge Blanket reactor (UASB). Useful volume of the reactor was 12 L, 7.5 L in chamber 1 (R1) and 4.5 L in chamber 2 (R2). Granular sludge was used as an inoculum (20% v/v); the substrate was prepared synthetic wastewater containing glucose at a concentration of 500 mg/L, simulating a low charge as in municipal residential wastewater. The DCAR was evaluated at hydraulic retention times (HRT) of 12, 10, 8, 6, 4, 3 and 2 h. The removal efficiency for chemical oxygen demand (COD) was maintained in the range of 69-85% for all HRTs. Biogas production increased as the HRT decreased, reaching 2.56 L/d, with a methane percentage over 70%. The DCAR reactor is a viable technology for treating low-load wastewater.

Keywords: anaerobic treatment, biogas, DCAR, glucose, granular sludge, UASB reactor.

Introducción

Debido a que las aguas residuales son la principal fuente de contaminación a escala mundial, es de gran importancia la búsqueda de nuevas alternativas para el tratamiento de las mismas, así como investigaciones que permitan mejorar los procesos de tratamientos ya aplicados (Gijzen 2002). La calidad de los recursos hídricos se ve cada vez más amenazada por el vertido no controlado de aguas residuales sin tratamiento. Se estima que más de 2.500 millones de personas en el mundo viven sin un sistema adecuado de saneamiento, por lo que cada día 2 millones de toneladas de aguas residuales municipales y otros efluentes son drenados hacia los cuerpos de agua receptores. El problema es más grave en los países en vías desarrollo, en los que más del 90% de los desechos líquidos sin procesar y el 70% de los desechos industriales sin tratar se vierten en aguas superficiales (Un Water 2010).

La depuración de aguas residuales requiere de soluciones eficientes y económicas, que respondan a las necesidades específicas de saneamiento de acuerdo a la disponibilidad de recursos de cada país. En este marco, el tratamiento anaeróbico de aguas residuales se perfila como una opción tecnológica compatible con los requerimientos y

restricciones de la problemática del manejo de las aguas residuales en Venezuela.

El tratamiento anaeróbico de las aguas residuales es un método de depuración de tecnología avanzada para la protección del medio ambiente y preservación de los recursos, y representa un sistema de tratamiento de aguas residuales sostenible, debido a la generación de energía. Dentro de los sistemas anaeróbicos, el reactor anaeróbico de manto de lodo de flujo ascendente (reactor UASB, por sus siglas en inglés) aparece hoy como una de las tecnologías más utilizadas, debido a que presenta ventajas que lo hacen un proceso competitivo, tanto tecnológica como económicamente, frente a otros procesos convencionales de tratamiento (Seghezzi 2004, Rincón 2011).

A pesar de que el reactor UASB ya ha demostrado, en varios países en desarrollo que es capaz de tratar eficientemente aguas residuales municipales (Da Silva *et al.* 2007, Cervantes *et al.* 2011, Rodríguez *et al.* 2011, Torres 2012), en Venezuela no ha sido aplicado para la depuración de los efluentes domésticos a gran escala.

El objetivo de esta investigación fue evaluar la eficiencia de un reactor anaeróbico de doble cámara (RADCA), como una innovación tecnológica del reactor UASB, tratando agua residual sintética con glucosa como sustrato, a diferentes tiempos de retención hidráulico.

Materiales y métodos

Descripción de la unidad experimental

Se construyó un reactor anaeróbico de doble cámara (RADCA), a escala de laboratorio, con un volumen útil de 12 L, construido en material de acrílico transparente de 5 mm de espesor para las paredes exteriores y 4 mm para los dispositivos de separación gas-sólido-líquido.

El volumen se distribuyó en dos cámaras (R_1 y R_2), la primera tuvo un volumen útil de 7,5 L y la segunda cámara de 4,5 L. Las dimensiones de la cámara R_1 son: 41,22 cm de altura útil; 22,7 cm de ancho y 50,7 cm de profundidad.

La forma de la cámara R_1 es un cono truncado en la base, y el resto de la estructura fue de forma rectangular, esta cámara se alimentó por el fondo a través de un sistema que distribuyó el efluente por 10

puntos diferente. En esta cámara se instalaron 4 puntos de muestreo distribuidos a través de su altura, separados 10 cm aproximadamente entre ellos (Figura 1).

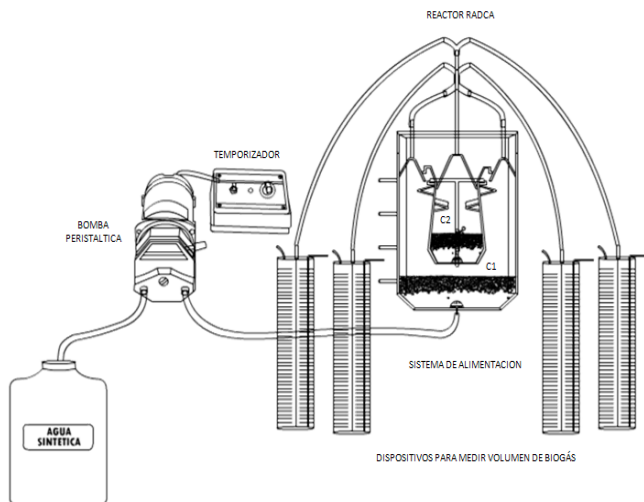


Figura 1. Esquema del sistema de tratamiento utilizado.

Las dimensiones de la cámara R_2 son: 30 cm de altura útil; 11 cm de ancho y 50,7 cm de profundidad. La forma del reactor es de cono truncado en la base y rectangular en la parte superior; esta cámara se alimentó por el fondo con el efluente proveniente de la cámara R_1 , a través de un sistema que distribuyó el efluente por 10 puntos diferentes. En esta cámara se instalaron 5 puntos de muestreo separados desde el fondo 4,5 cm aproximadamente.

El RADCA fue alimentado con una bomba peristáltica marca Cole-Parmer, modelo 77201-60, la cual permitió mantener un caudal constante en cada uno de los tiempos de retención hidráulicos (TRH) evaluados. Para la medición de biogás se construyó un sistema de recolección y medición por desplazamiento de agua. La temperatura de trabajo fue la que mantuvo el laboratorio del Departamento de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, donde se realizó la instalación, puesta en marcha y operación del reactor anaeróbico.

Sustrato utilizado

El sistema fue alimentado con agua residual sintética con glucosa como fuente de carbono. El sustrato fue elaborado diluyendo un vo-

lumen determinado de glucosa, equivalente a 500 mg/L, en agua destilada, adicionándole cantidades de nitrógeno (N) y fósforo (P), para proveer la cantidad de nutrientes necesarios, y así obtener una composición adecuada como requerimiento de los microorganismos (Tabla 1).

Tabla 1. Composición del agua residual sintética que se alimentó al RADCA

Nutrientes	Cantidad/L
Glucosa	0,500 g
NaHCO ₃	1,000 g
MgCl ₂ .6H ₂ O	0,085 g
NiSO ₄ .6H ₂ O	0,500 mg
CoCl ₂ .6H ₂ O	0,050 mg
FeCl ₃ .6H ₂ O	0,730 mg
H ₃ BO ₃	0,010 mg
CuSO ₄ .5H ₂ O	0,005 mg
CaCl ₂	0,040 µg
MnCl ₂ .4H ₂ O	0,500 mg
KH ₂ PO ₄	0,027-0,230 g
K ₂ HPO ₄	0,035-0,280 g
ZnSO ₄ .7H ₂ O	0,500 mg
NH ₄ Cl	0,280-2,260 g

A fin de completar dicha composición, fueron adicionadas a la solución usada como sustrato, trazas de elementos tales como Ni, Co, Mo, Fe, Zn y Cu. Se mantuvo todo el período de experimentación una relación C:N:P de 500:5:1.

A fin de garantizar que las bacterias metanogénicas trabajaran en condiciones óptimas, se adicionó bicarbonato de sodio (NaHCO₃), de acuerdo a lo sugerido por Chacín (1993).

Inoculación

Ambas cámaras se inocularon con lodo granular proveniente de un reactor anaeróbico de una industria cervecera local; el lodo agregado fue de un 20% del volumen útil de cada cámara; para la cámara R₁ 1,5

L y para la cámara R_2 0,9 L, aproximadamente. El lodo se lavó con agua destilada para eliminar las impurezas.

Arranque y operación

El arranque del reactor RADCA inició con un proceso de lavado del lodo aplicando altas velocidades ascensionales. Inicialmente se operó el RADCA por carga durante 12 días para aclimatar el lodo al nuevo sustrato, hasta que la producción de biogás permaneciera constante. Luego se alimentó el reactor a flujo continuo iniciando con el mayor tiempo de retención 12 h y posteriormente el tiempo fue cambiado progresivamente a 10; 8; 6; 4; 3 y 2 h. Los cambios de los TRH se realizaron cuando el reactor lograba la estabilidad, la cual se midió en términos de las eficiencias de remoción de DQO y producción de biogás (Cajigas et al. 2005).

Los parámetros fisicoquímicos medidos durante la operación del reactor RADCA fueron los siguientes: pH, temperatura, alcalinidad total, demanda química de oxígeno total (DQO), ácidos grasos volátiles (AGV) y contenido de metano (% CH_4), de acuerdo a los procedimientos establecidos en el método normalizado para el análisis de aguas y aguas residuales (APHA, AWWA-WEF, 1998). La tasa de producción de gas fue monitoreada por desplazamiento de agua. El gas fue colectado en un cilindro de plexiglás graduado conteniendo agua acidificada con H_2SO_4 (0,1 N) con la finalidad de reducir la solubilidad del dióxido de carbono. La lectura se expresó como L/día.

Resultados y discusión

Potencial de hidrógeno (pH)

En la Tabla 2 se presentan los valores promedios del pH en el RADCA obtenidos para el afluente y efluente a medida que se variaba los TRH. Los valores de pH a la salida de la cámara R_1 y la cámara R_2 presentaron poca variabilidad en los TRH evaluados, estos se encontraron entre 6,25 y 6,89 unidades para la cámara R_1 , y entre 6,33 y 6,92 unidades para la cámara R_2 . Resultados similares fueron reportados por otros investigadores en sistemas anaeróbicos (Van Haandel y Lettinga 1994, Romero 2001).

Tabla 2. Valores promedio de pH durante la operación del RADCA en el tratamiento de la glucosa

TRH (h)	Entrada	Cámara R ₁	Cámara R ₂
	Media ± σ	Media ± σ	Media ± σ
12	7,49 ± 0,57	6,49 ± 0,13	6,52 ± 0,13
10	7,17 ± 0,74	6,50 ± 0,12	6,63 ± 0,15
8	6,61 ± 0,11	6,61 ± 0,11	6,66 ± 0,11
6	7,82 ± 0,29	6,61 ± 0,12	6,69 ± 0,15
4	7,95 ± 0,21	6,54 ± 0,10	6,59 ± 0,16
3	7,94 ± 0,10	6,60 ± 0,08	6,60 ± 0,08
2	7,96 ± 0,15	6,45 ± 0,08	6,50 ± 0,11

n ≥ 8, n: número de muestras; σ : desviación estándar.

Se observa una disminución en los valores del pH a la salida de la cámara R₁, los cuales están por debajo de los del afluente, con una marcada tendencia a conservar su estabilidad dentro de los rangos de operación de los sistemas anaeróbicos, esto se debió probablemente al proceso de acidogénesis, que se da en esta etapa en la cual ocurre el rompimiento hidrolítico de las complejas moléculas orgánicas formando alcoholes y ácidos grasos de cadenas cortas. En la cámara R₂, se refleja un comportamiento similar al de R₁, no obstante, se evidencia un leve incremento del pH, situación similar fue reportada por Zhou *et al.* (2002), quienes encontraron que en un sistema UASB de dos etapas, el pH en el Reactor 1 presentaba un promedio menor al registrado en el Reactor 2, éste es el comportamiento esperado en los procesos de digestión anaeróbica desarrollados en serie en dos fases, dado que en la primera fase generalmente se daría la acidogénesis y en la segunda fase el proceso de metanogénesis.

Con los resultados obtenidos se puede indicar que los ácidos grasos volátiles producidos, no se generaron en concentraciones que pudieran generar una caída del pH, a valores en los cuales la actividad metanogénica hubiera sido seriamente inhibida, ya que los microorganismos metanogénicos son altamente vulnerables a los cambios de pH, comparados con otras poblaciones microbianas presentes en los sistemas de tratamiento de aguas residuales (Speece 1996).

Alcalinidad total

La alcalinidad total del efluente presentó cierta uniformidad en los TRH de 8; 6; 4; 3 y 2 h, reportando los siguientes valores promedios 624; 632; 618; 649 y 639 mgCO₃/L, respectivamente (Tabla 3).

Tabla 3. Valores promedios de alcalinidad total en mg CaCO₃/L en el tratamiento de la glucosa

TRH (h)	Entrada	Cámara R ₁	Cámara R ₂
	Media ± σ	Media ± σ	Media ± σ
12	308,27±38,55	339,18 ± 28,18	355,09±28,81
10	454,62±118,80	546,77±139,68	575,46±146,43
8	624,57±54,19	625,64±52,51	654,71±44,61
6	632,0±27,28	644,83±18,29	666,58±19,45
4	618,13±53,06	620,56±40,39	655,31±37,25
3	649,70±34,30	685,50±50,61	696,70±50,16
2	636,80±24,71	574,0±11,25	601,80±6,10

n ≥ 8, n: número de muestras; σ: desviación estándar.

Los valores de la alcalinidad total en el RADCA se mantuvieron mayores a los de la entrada para todos los TRH evaluados, exceptuando el tiempo de 2 h, período en el cual la alcalinidad de la entrada se mantuvo por encima de la generada en el RADCA, esta disminución podría deberse a una mayor generación de AGV, los cuales no alcanzaron a ser degradados completamente en esta cámara.

De igual manera, se podría indicar que el aumento de la alcalinidad en el RADCA se originó por la presencia de CO₂ producto del proceso de digestión anaeróbica, que al combinarse con el agua forma ácido carbónico (H₂CO₃), el cual se puede disociar en ión bicarbonato aumentando la alcalinidad (Masterton y Slowinski 1989, Campos 1999).

El pH y la alcalinidad registrados dentro del RADCA permitieron la conservación de la masa microbiana y el crecimiento de los microorga-

nismos que intervinieron en los procesos de degradación y estabilización de la materia orgánica en el tratamiento biológico (Grady *et al.* 1999).

Temperatura

En la Figura 2, se presentan las temperaturas registradas en el RADCA durante su operación en el tratamiento de la glucosa.

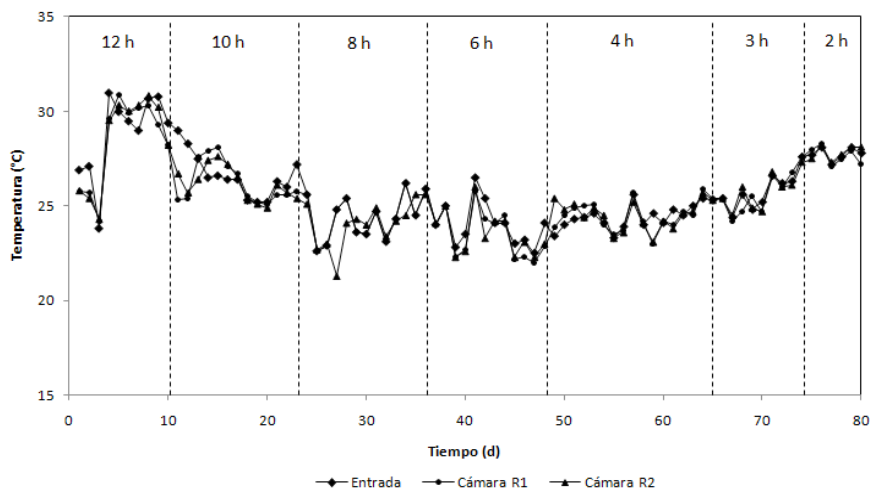


Figura 2. Temperatura durante la operación del RADCA en el tratamiento de la glucosa.

La temperatura del afluente se encontraba a la temperatura del laboratorio debido a que el reactor no estaba provisto de ningún sistema que permitiese mantener la temperatura constante en el desarrollo de la investigación. El tiempo evaluado que presentó mayor variabilidad en la temperatura del afluente, fue el de 12 h, para el cual la temperatura varió en un intervalo de 23,0 a 31,0°C, para el resto de los tiempos la temperatura se mantuvo entre 24,0 y 27,8°C.

La temperatura del agua a la salida de la cámara R_1 y R_2 se mantuvo relativamente constante y no hubo variación significativa en los valores promedios, los cuales fueron $25,53 \pm 2,04$ y $25,49 \pm 2,05$ °C, respectivamente. Se destaca que el RADCA en estudio se mantuvo en el rango mesofílico, el cual está dentro del rango óptimo (25 y 35°C) que se establece para esta condición (Penaud *et al.* 1997, Maharaj y Elefsinotis 2001).

Demanda química de oxígeno (DQO)

La alimentación del sistema se efectuó con agua residual sintética con una carga orgánica en términos de DQO de $482 \pm 34,5$ mg/L, esta concentración permite clasificarla como un agua residual débil. En la Tabla 4 se muestran los valores promedios de la DQO total a la entrada del sistema y salida de ambas cámaras, así como también las eficiencias que presentó el sistema en cuanto a la remoción de esta variable para cada uno de los tiempos de retención evaluados.

Tabla 4. Valores promedios de alcalinidad total en mg CaCO_3/L en el tratamiento de la glucosa

TRH (h)	DQO (mg/L)			% Remoción de DQO		
	Entrada	Cámara R ₁	Cámara R ₂	Cámara R ₁	Cámara R ₂	Total
	Media $\pm \sigma$	Media $\pm \sigma$	Media $\pm \sigma$	Media $\pm \sigma$	Media $\pm \sigma$	Media $\pm \sigma$
12	467 \pm 47	233 \pm 45	123 \pm 32	55 \pm 9	47 \pm 11	76 \pm 6
10	451 \pm 49	171 \pm 22	69 \pm 18	60 \pm 5	59 \pm 8	84 \pm 3
8	472 \pm 22	134 \pm 38	69 \pm 20	72 \pm 8	46 \pm 18	85 \pm 4
6	497 \pm 0	191 \pm 35	92 \pm 24	62 \pm 7	51 \pm 10	81 \pm 5
4	496 \pm 4	225 \pm 57	155 \pm 38	55 \pm 11	30 \pm 10	69 \pm 7
3	508 \pm 20	195 \pm 34	127 \pm 20	62 \pm 8	34 \pm 10	75 \pm 5
2	498 \pm 2	177 \pm 35	109 \pm 38	64 \pm 7	39 \pm 13	78 \pm 8

$n \geq 8$, n: número de muestras; σ : desviación estándar.

Se puede evidenciar que al inicio, la DQO de entrada presentó gran variabilidad, comportamiento que se atribuye a los distintos tipos de glucosa utilizada para preparar el agua sintética utilizada como sustrato; para el TRH de 12 h el promedio de la DQO_T de entrada fue 467 ± 47 mg/L y a la salida en las cámaras R₁ y R₂ fue de 233 ± 45 y 123 ± 32 mg/L respectivamente, presentando un promedio de remoción de $55 \pm 8,9\%$ para la cámara R₁ y $47 \pm 11\%$ para la cámara R₂, la eficiencia total del RADCA fue de $76 \pm 6\%$ para este tiempo de retención.

Los TRH de 10, 8 y 6 h, fueron los que presentaron una mayor eficiencia en cuanto a la remoción de DQO_T (Figura 3), reportando eficiencias promedios de 84 ± 3 ; 85 ± 4 y $81 \pm 5\%$, respectivamente. Se observaron elevados porcentajes de remoción a pesar de la variación de la

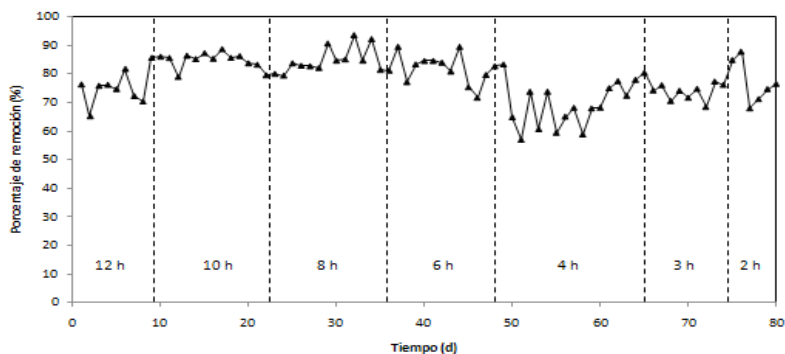


Figura 3. Porcentaje de remoción de DQO_T durante la operación del RADCA en el tratamiento de la glucosa.

temperatura impuesta al sistema de tratamiento, dando evidencia de la robustez en el proceso anaeróbico.

En cuanto al tiempo de retención de 4; 3 y 2 h, se obtuvo que la eficiencia de remoción de la DQO_T en el agua residual sintética fue relativamente estable, encontrándose eficiencias globales de remoción en promedio entre 69 ± 7 , 75 ± 5 y $78 \pm 8\%$, respectivamente.

Desde una perspectiva general se observó que el RADCA en la cámara R_1 presentó una mayor eficiencia en la remoción de DQO total con respecto a la cámara R_2 . El promedio de remoción de la cámara R_1 para todos los tiempos de remoción estuvo en el orden de $61,0 \pm 9,9\%$ y para la cámara R_2 en $44,0 \pm 9,9\%$,

En la Tabla 5, se efectúa una comparación en la eficiencia de remoción de DQO , en sistemas de tratamiento que involucran la participación de reactores anaeróbicos en dos etapas, de acuerdo a esta data se podría indicar que el reactor RADCA presenta los mayores niveles de eficiencias comparados con otros sistemas similares.

Ácidos grasos volátiles (AGV)

En la Tabla 6, se muestran los resultados de los AGV totales obtenidos durante la operación del RADCA en el tratamiento de las aguas residuales sintéticas.

Los valores obtenidos de los AGV en la cámara R_1 para todos los tiempos de TRH evaluados presentan mayores concentraciones que en la cámara R_2 en lo que respecta al promedio total, $39,19$ y $17,40$ mg/L

Tabla 5. Comparación de la eficiencia de remoción del RADCA con sistemas UASB en dos etapas

Sistema	T (°C)	TRH (h)	COV Kg DQO/m ³ d	DQO Influyente (mg/L)	% Remoción DQO	Referencia	
HUSB ^a +EGSB ^b	17,0	3,0+2,0	3,3	697,0	69,0	Wang (1994)	
	12,0	3,0+2,0	2,4	507,0	51,0		
UASB+UASB	18,0-20,0	8,0+2	1,1	450,0	76,0	Sayed y Fergala (1995)	
		6,0+2,0	1,4		74,0		
		4,0+2,0	1,8		82,0		
UASB+UASB	10,5	24,0+24,0	0,2	352,0	56,0	Barros y Soto (2004)	
HUSB+UASB	20,6	3,0+13,9	0,6	401,0	64,6	Álvarez et al. (2008)	
	18,5	2,8+6,5	0,7	281,0	63,5		
	17,0	5,0+9,3	0,3	201,0	49,3		
	14,0	5,7+11,6	0,2	118,0	53,3		
AF ^c + UASB	15,0-25,0	4,0+8,0	5,8-9,8	1349,0	58,0	Sawajneh et al. (2010)	
		28,8	7,26+4,74	0,9	467,0		76,0
		26,6	6,05+3,95	1,1	451,0		84,0
RADCA C. R ₁ + C. R ₂	24,4	4,84+3,16	1,4	472,0	85,0	Esta investigación	
	24,0	3,63+2,37	2,0	497,0	81,0		
	24,5	2,42+1,58	3,0	496,0	69,0		
	26,0	1,82+1,19	4,1	508,0	75,0		
	27,8	1,21+0,79	6,0	499,0	76,0		

a: Reactor de Manto de Lodo de Flujo Ascendente Hidrolítico.

b: Reactor de Manto de Lodo Granular Expandido.

c: Filtro Anaerobio.

Tabla 6. Concentraciones promedios de los AGV en mg/L durante la operación del RADCA en el tratamiento de la glucosa

TRH (h)	Cámara R ₁	Cámara R ₂
	Media ± σ	Media ± σ
12	42,46 ± 22,94	11,70 ± 8,40
10	38,65 ± 28,20	13,72 ± 15,40
8	30,64 ± 18,95	14,95 ± 7,90
6	11,92 ± 15,47	11,48 ± 14,85
4	37,20 ± 24,64	36,84 ± 16,84
3	61,99 ± 18,76	22,40 ± 19,36
2	-	-

n ≥ 8, n: número de muestras; σ : desviación estándar, - valor no medido.

respectivamente; estos resultados son similares a los reportados por Pérez (2010), en un reactor UASB tratando un sustrato similar.

La mayor concentración de ácidos grasos volátiles se encontró en el TRH de 3 h en la cámara R₁. Este incremento en la concentración de los AGV podría deberse a que a un corto TRH, la velocidad a la que se producen los ácidos orgánicos es mayor que la velocidad de consumo de éstos, lo que origina una acumulación de AGV no degradados (Monroy 1994).

La acumulación de AGV puede ser una respuesta del reactor a una sobrecarga en el reactor y a cambios repentinos en la carga hidráulica y tasas orgánicas. Bajo condiciones de estrés, puede haber un cambio en el metabolismo, vía a una ruta menos favorable, lo que resulta en una relación de cambio entre los productores de AGV (población de acidogénicas y acetogénicas) y los consumidores (bacterias metanogénicas, sulfatoredutoras y reductoras del nitrógeno NRB).

Esta situación es muy indeseable ya que puede conducir a la producción de cantidades significativas de dióxido de carbono y gas hidrógeno en el biogás. Con referencia a otros estudios realizados en sistemas anaeróbicos, la disminución de las concentraciones de AGV a medida que aumenta la carga orgánica aplicada, se debe a que las reacciones que se producen en este proceso se aceleran y la producción de metano que es el producto final aumenta, disminuyendo la producción de AGV en el proceso (Carrha et al. 2006).

El comportamiento de la concentración de los AGV en el RADCA fue parte fundamental en la estabilidad y buena operación de éste. Por esta razón la evaluación de los AGV representa una de las variables de mayor interés, debido a que los ácidos acumulados, podrían conllevar a la caída del pH y consecuentemente a la inhibición de la metanogénesis (Camargo et al. 2001; Pavlostathis y Giraldo, 1991).

Producción de biogás

En la Figura 4, se puede observar como la producción de biogás es proporcional a la cantidad de carga orgánica volumétrica (COV) aplicada, resultados similares obtuvo para un sistema de dos etapas Sawajneh et al. (2010).

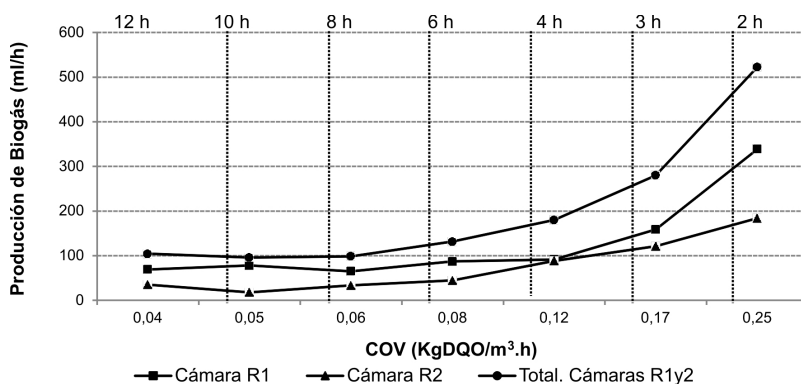


Figura 4. Producción de biogás vs. COV aplicada durante la operación del RADCA en el tratamiento de la glucosa.

En lo que respecta a la producción de metano (Tabla 7), se obtuvo que el porcentaje promedio de metano encontrado en el biogás en las cámaras R_1 y R_2 para los TRH de 12; 10; 8; 6; 4 y 3 h, fue de 75,8; 72,3; 67,6; 75,8; 68,2 y 66,6% y para la cámara R_2 fue de 78,5; 77,2; 72,6; 73,4; 70,9 y 71,7%, respectivamente.

Para ambas cámaras existió una disminución en el porcentaje de metano encontrado en el biogás a medida que se disminuyen los TRH, de igual manera se observó que el porcentaje promedio de metano para todos los TRH era mayor en la cámara R_2 . Este comportamiento podría atribuirse a la hidrólisis y acidificación parcial que ocurre en la cámara R_1 , que obliga a que necesariamente en la cámara R_2 se presen-

Tabla 7. Producción de Biogás y concentración de metano en el biogás durante la operación del RADCA en el tratamiento de glucosa

TRH (h)	Cámara R ₁		Cámara R ₂	
	Biogás, L/d	% Metano	Biogás, L/d	% Metano
	Media ± σ	Media ± σ	Media ± σ	Media ± σ
12	0,89 ± 0,44	75,8 ± 4,8	0,38 ± 0,28	78,5 ± 2,5
10	1,09 ± 0,41	72,3 ± 5,0	0,30 ± 0,15	77,2 ± 5,4
8	1,03 ± 0,33	67,6 ± 7,6	0,54 ± 0,19	72,6 ± 9,9
6	1,44 ± 0,16	75,8 ± 10,5	0,77 ± 0,18	73,4 ± 7,9
4	1,55 ± 0,19	68,2 ± 3,5	1,51 ± 0,32	70,9 ± 2,3
3	2,56 ± 0,27	66,6 ± 0,5	1,84 ± 0,31	71,7 ± 2,2

n ≥ 8, n: número de muestras; σ : desviación estándar.

te el desarrollo de la fase metanogénica, justificando que la fracción del metano sea mayor (Xu *et al.* 2002).

Los porcentajes de metano obtenidos en las cámaras del RADCA son similares a los reportados por Torres y Foresti (2001) y Bermúdez *et al.* (2003) quienes encontraron valores superiores al 70% en el biogás producido en reactor anaeróbicos de flujo ascendente.

Conclusiones

Los niveles de eficiencia de remoción de DQO para los TRH evaluados se mantuvieron entre 69,0 y 85,0%, en las cámaras R₁ y R₂, siendo de 10 a 6 h los TRH que presentaron mayor eficiencia, registrando promedios de remoción entre 81 y 85%.

La producción de biogás total generada en el RADCA para los distintos TRH evaluados se mantuvo entre 0,30-2,56 L/d, presentándose una mayor producción en el TRH de 2 h. El porcentaje de promedio de metano encontrado en el biogás producido en las cámaras R₁ y R₂ fue de 70,6 y 74,5%.

Los resultados indican que el RDCA es una tecnología viable para ser probada en el tratamiento de aguas residuales con baja carga orgánica como lo son las aguas residuales municipales.

Literatura citada

- ÁLVAREZ, J., E. ARMSTRONG, M. GOMEZ Y M. SOTO. 2008. Anaerobic treatment of low-strength municipal wastewater by a two-stage pilot plant under psychrophilic conditions. *Bioresource Technology*, 99:2-10.
- APHA-AWWA-WEF. 1998. *Standard Methods of Examination of Water and Wasterwater*. 20th Edition.
- BARROS, P. Y M. SOTO. 2004. Depuración natural avanzada en núcleos rurales. *Memorias del II Congreso Internacional de Ingeniería Civil, Territorio y Medio Ambiente*. Santiago de Compostela, Brasil. 1611-1622 p.
- BERMÚDEZ, R., S. RODRÍGUEZ Y M. MARTÍNEZ, I. ADIS, T. BROWN. 2003. Ventajas del empleo de reactores UASB en el tratamiento de residuales líquidos para la obtención de biogás. *Tecnología Química*, 23 (2):37-44.
- CAJIGAS, C., A. ALVARO, V. PÉREZ Y P. TORRES. 2005. Importancia del pH y la alcalinidad en el tratamiento anaerobio de las aguas residuales del proceso de extracción del almidón de yuca. *Scientia et Technica*, 27(1): 243-248.
- CAMARGO R., A. NOUR, B. CARAUCCI Y T. BROLLEZE T. 2001. Desempenho de um filtro anaerobio com enchimento de Bambu para tratamento de esgoto sanitarios a diferentes tempos de detecao hidráulico. *Memorias del 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. Paraiba. Brasil. 1-8p.
- CAMPOS, J. 1999. Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbico e disposição controlada no solo. RECOPE-Rede de Cooperativa de Pesquisa. Projeto PROSAB. Rio de Janeiro. 464 p.
- CARRHA, L., A. VAN HAANDEL, G. ZEEMAN, G. Y LETTINGA G. 2006. The effects of operational and environmental variations on anaerobic wastewater treatment systems: A review. *Bioresource Technology*, 97 (9):1105-1118.
- CERVANTES, A., M. CRUZ, R. Aguilar, P. CASTILLA Y M MERAZ. 2011. Caracterización fisicoquímica y microbiológica del agua tratada en un reactor en un reactor UASB a escala piloto. *Revista Mexicana de Ingeniería Química*, 10(1):66-77.
- CHACÍN, E. (1993). Treatment of two Phase Anaerobic System using an UASB Reactor. PhD Tesis. University of Birmingham.
- DA SILVA, L., C. CHERNICHARO, J. DE OLIVEIRA, O. DE SOUZA Y J. RODRIGUEZ. 2007. Avaliação de desempenho da pré-operação dos reatores UASB da ETE Onca: Capacidade instalada 2,05 m³/s. *Memória de 24º Congresso Brasileiro da Engenharia Sanitária Ambiental*, Belo Horizonte, Brasil, 2007.
- GIJZEN, H. 2002. Anaerobic digestion for sustainable development: a natural approach. *Water Science and Technology*, 45 (10): 321-328.

- GRADY, P., G. DAIGGER Y H. LIM. 1999. *Biological Wastewater Treatment*. Segunda Edición. Nueva York. Estados Unidos. Editorial Marcel Dekker. 632-647 p.
- MAHARAJ I. Y P. ELEFSINIOTIS. (2001). The role of HRT and low temperature on the acidphase anaerobic digestion of municipal and industrial wastewaters. *Bioresource Technology*. 76 (3), 191-197.
- MASTERTON, L. Y E. SLOWINSKI. 1989. "Química general superior". Editorial McGraw-Hill, p.702.
- MONROY, O. 1994. Control de la digestión anaerobia. Memorias del III Taller y Seminario Latinoamericano sobre Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales. Montevideo, Uruguay. 185-194 pp.
- PAVLOSTATHIS, S. Y E. GIRALDO. 1991. Kinetics of anaerobic treatment: A critical review. *Environmental Science and Technology*, 21(8), 411-490.
- PENAUD, V., J. DELGENES, M. TORRIJOS, R. MOLETTA, B. VANHOUTTE Y P. CANS. 1997. Definition of optimal conditions for the hidrolisis and acidogenesis of a pharmaceutical microbial biomass. *Process Biochemistry*, 32 (6):515-521.
- PÉREZ, J. 2010. Dispersión axial de un reactor anaerobio de flujo ascendente (RAFA) utilizando aguas residuales municipales. Tesis Doctoral. Universidad del Zulia.
- RINCÓN, N., A. GALINDO Y J. PÉREZ. 2011. Evaluación del comportamiento hidráulico en un reactor anaerobio de doble cámara (RADCA). *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia*, 61: 53-63
- RODRÍGUEZ J., P. TORRES Y A. DUQUE. 2011. Evaluation of UASB reactor followed by trickling filter for domestic wastewater treatment in Valle del Cauca, Colombia. Memorias del X Taller y Simposio Lationamericano de Digestion Anaraerobia. Ouro Preto, Brasil. 8p.
- ROMERO, J. (2001). *Tratamiento de aguas residuales*. Primera Edición. Bogotá. Colombia. Editorial Escuela Colombiana de Ingeniería. 17-233 p.
- SAWAJNEH, Z., A. AL-OMARI Y M. HALALSHEH. 2010. Anaerobic treatment of strong sewage by a two stage system of AF and UASB reactors. *Water Science and Technology*, 61 (9): 2399-2405.
- SAYED, K. Y A. FERGALA. 1995. Two-stage UASB concept for treatment of domestic sewage including sludge stabilization process. *Water Science and Technology*, 32 (11):55-63.
- SEGHEZZO, L. 2004. Anaerobic treatment of domestic wastewater in subtropical regions. Ph.D. thesis, Wageningen University, Wageningen, the Netherlands.
- SPEECE, R. 1996. *Anaerobic Biotechnology for Industrial Wastewaters*. Primera edición. Nashville, Tennessee. Estados Unidos. Editorial Archae Press. 240.

- TORRES, P. 2012. Perspectivas del tratamiento anaerobio de aguas residuales domésticas en países en desarrollo. *Revista EIA*. 18:115,129.
- TORRES, P. Y E. FORESTI, 2001. Domestic sewage treatment in a pilot system composed of UASB and SBR reactors, *Water Science and Technology*. 44(4):247-253.
- UN WATER. 2010. Agua limpia para un mundo sano. Día Mundial del Agua. Disponible http://www.unwater.org/wwd10/downloads/WWD2010_LOWRES_BROCHURE_ES.pdf
- VAN HAANDEL A. Y G. LETTINGA. 1994. *Anaerobic sewage treatment. A practical guide for regions with a hot climate*. John Wiley & Sons Ltd., Chichester, UK.
- WANG, K. (1994). *Integrated anaerobic and aerobic treatment of sewage*. Ph.D. thesis, Wageningen Agricultural University, Wageningen, The Netherlands.
- XU H., J. WANG Y H. ZHANG, I. TAY. (2002). Feasibility Study on the Operation of UASB Reactor Treating Acidified Food Waste. *Journal Of Environmental Science And Health, Part A Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering*. 37 (9): 1757-1764.
- ZHOU X. Y N. REN. 2002. Acid resistance of methanogenic bacteria in a two-stage anaerobic process treating high concentration methanol wastewater. *Environ. Sci. Engin. China*: 1(1): 53-56.