

Digestión anaerobia de efluentes de fosas sépticas

Anaerobic Digestion of Effluents from Septic Tanks

Méndez-Novelo R.I.

*Ingeniería Ambiental de la Facultad de Ingeniería
Universidad Autónoma de Yucatán
Correo: mnovelo@uady.mx*

Chan-Gutiérrez E.A.

*Ingeniería Ambiental de la Facultad de Ingeniería
Universidad Autónoma de Yucatán
Correo: enrique_gutierrez@hotmail.com*

Castillo-Borges E.R.

*Ingeniería Ambiental de la Facultad de Ingeniería
Universidad Autónoma de Yucatán
Correo: cborges@uady.mx*

Vázquez-Borges E.R.

*Facultad de Ingeniería
Universidad Autónoma de Yucatán
Correo: vborges@uady.mx*

Espadas-Solís A.E.

*Facultad de Ingeniería
Universidad Autónoma de Yucatán
Correo: esolis@uady.mx*

Información del artículo: recibido: septiembre de 2009, reevaluado: septiembre de 2010, aceptado: agosto de 2011

Resumen

En el presente trabajo se utilizó la digestión anaerobia por medio de un reactor UASB para el tratamiento de los efluentes de fosas sépticas de aguas residuales domésticas. Se diseñó el reactor con base en un tiempo de retención hidráulico (TRH) de 24 h y un volumen total de reactor de 24 L. Como una modificación al reactor UASB, se colocó un filtro de gravilla en la parte superior, antes de la salida del efluente. Se modificó la metodología de arranque, inoculando el reactor con un exceso de biomasa, en este caso, líquido ruminal y re-circulando desde la parte media del reactor hasta la parte baja de éste a un caudal de 4 L/h. Después de 19 días de iniciar la inoculación, empezó la producción de biogás. El reactor se alimentó de manera continua durante 71 días, a partir del día 21 con un TRH de 36 h hasta el día 53 y después con un TRH de 24 h hasta el día 92. Las eficiencias durante los primeros días de la alimentación continua fueron negativas, esto debido a la estrategia de arranque con exceso de inóculo. El sistema permaneció oscilante hasta el día 72, cuando se estimó que se había alcanzado la estabilidad en términos de la eficiencia de remoción de DQO total y soluble. Se obtuvieron remociones de DQO total de 56% y de DQO soluble de 72%, alcanzando concentraciones promedio en el efluente de 166 mg/L de DQO total y 62 mg/L de DQO soluble.

Descriptores

- UASB
- rumen
- fosas sépticas
- arranque
- tratamiento anaerobio
- aguas residuales

Abstract

In this work, anaerobic digestion was used to treat domestic septic tanks effluents using a UASB reactor. A hydraulic retention time (HRT) of 24 h and a total volume of 24 L were used to design the reactor. A gravel filter in the upper part of the UASB reactor, prior to the effluent discharge, was used as a design modification. Start up methodology was also modified; the reactor was inoculated with an excess of biomass, in this case ruminal liquid was used, and it was recycled from half height of the reactor to its lower part at a flow of 4 L/h. Biogas production started after 19 days of inoculation. The reactor was then fed continuously during 71 days, from day 21 to 53 at a HRT of 36 h and at a HRT of 24 h from day 54 up to the day 92. When the continuous feeding started, efficiencies were negative due to the start up strategy, with an excess of inoculums. The system stayed fluctuating up to the day 72, when it was estimated that stability was reached in terms of total and soluble COD efficiencies. Removal of 56% of total COD and 72% of soluble COD were obtained, reaching effluent average concentrations of 166 mg/L of total COD and 62 mg/L of soluble COD.

Keywords

- UASB
- rumen
- septic tanks
- start up
- anaerobic digestion
- wastewater

Introducción

La mayoría de las viviendas del estado de Yucatán, México, disponen sus aguas residuales en fosas sépticas individuales o colectivas y sus efluentes se vierten al subsuelo, por lo que impactan directamente al acuífero subyacente. En la ciudad de Mérida, capital del estado de Yucatán, la mayor parte del agua residual está siendo dispuesta directamente al subsuelo a través de tanques sépticos, sumideros, letrinas y en algunas colonias existen redes de alcantarillado sanitario conectadas a pozos profundos a través de los cuales se inyecta el agua residual al manto salino, que subyace al agua dulce. El Censo Nacional del 2000 registra que en la ciudad de Mérida, Yucatán, 138,269 viviendas disponen sus aguas residuales mediante fosas sépticas, esto representa 80.2% del total de 172,383 viviendas censadas (INEGI, 2000).

Como tratamiento biológico, las fosas sépticas únicamente remueven parte de los sólidos suspendidos y una fracción pequeña, generalmente menor que 50% de los sólidos disueltos (Stewart, 2005). Sus efluentes no cumplen con la normatividad nacional (NOM-067-ECOL-1994) y sí se considera que el subsuelo es altamente permeable y que el acuífero se encuentra a muy baja profundidad (de 1 a 40 m), se puede concluir que representa un importante aporte de contaminación al acuífero.

Por estos motivos, en la convocatoria 2005 de Fondos Mixtos Gobierno del Estado de Yucatán-CONACYT, se incluyó como una de las demandas específicas determinar una alternativa eficiente de tratamiento a los efluentes de fosas sépticas. Uno de los tratamientos ensayados debía ser anaerobio, por lo que se realizó el

estudio con los resultados que se presentan. Si bien, los procesos anaerobios, tienen como una de sus características que no pueden eliminar totalmente la materia orgánica y por lo tanto en muchos casos requieren un tratamiento posterior. Existen en la literatura científica experiencias exitosas de tratamientos anaerobios de aguas residuales domésticas a tiempos de retención hidráulica bajos –4 a 6 horas– (Hermes y Campos, 2003; Ghangrekar *et al.*, 2005; Foresti *et al.*, 2006; Collins *et al.*, 1998). Otra característica de los procesos anaerobios es el largo periodo requerido para su arranque. Para el caso de aguas residuales domésticas, si no se usan inóculos, puede tardar hasta 8 meses (Ali *et al.*, 2007; Florencio *et al.*, 2001).

El grupo de investigación de la Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma de Yucatán, ha ensayado con éxito el arranque de reactores anaerobios para diferentes sustratos, utilizando líquido ruminal como inóculo, por lo que se ensayó esta biomasa en el presente trabajo (Vázquez *et al.*, 1997; Méndez *et al.*, 2004). El rumen se puede considerar como un fermentador de temperatura constante que presenta condiciones anaerobias. Cada mililitro de contenido ruminal alberga alrededor de 10,000 a 50,000 millones de bacterias. Las bacterias se encuentran en una gran variedad de géneros y especies, por lo menos 28 especies funcionalmente importantes, las cuales se agrupan de acuerdo a su actividad. La mayoría de éstas son anaerobias estrictas, que no pueden sobrevivir en presencia de oxígeno; sin embargo, también se encuentran presentes organismos facultativos.

Aunque los sistemas anaerobios de tratamiento de aguas residuales se conocen desde el siglo pasado, se consideraron ineficientes y lentos para la necesidad del

tratamiento de los crecientes volúmenes de aguas residuales, especialmente en áreas industriales densamente pobladas. Sin embargo, recientes desarrollos han demostrado que los procesos anaerobios son una alternativa económicamente atractiva para el tratamiento de diferentes tipos de aguas residuales industriales y aguas residuales domésticas en zonas semi-tropicales y tropicales (Van-Haandel y Lettinga, 1994).

Los sistemas modernos de tratamiento anaerobio, también llamados sistemas de segunda generación, tienen un mecanismo de retención de lodo, que los distingue de los sistemas clásicos. La retención de lodo es tan importante que los sistemas modernos son generalmente clasificados según el mecanismo que permite la retención. Existen básicamente dos mecanismos para retención de lodos en los sistemas de tratamiento de alta tasa (Van Haandel y Lettinga, 1994):

Inmovilización de lodo a través de adherencia a un material inerte de soporte

En esta categoría están: el filtro anaerobio de flujo ascendente o el descendente, y el reactor de lecho fluidizado o expandido.

Separación sólido-líquido del afluente con retorno de los sólidos separados al reactor

En esta categoría están los procesos de contacto con un decantador externo o el reactor *Upflow anaerobic sludge blanket* (UASB) con un decantador interno. Casos especiales son:

- 1) cuando el reactor anaerobio también es decantador, es decir, cuando no hay un dispositivo especial de separación de las zonas de digestión y decantación y
- 2) cuando los *flocs* de los lodos también funcionan como los gránulos de un lecho expandido o llamado lecho de lodo granuloso expandido.

El reactor UASB (figura 1) es un dispositivo que consiste en un recipiente de flujo ascendente caracterizado por el separador *gas, sólido, líquido* (GSL). Este separador se coloca en el reactor y divide la parte inferior o zona de digestión, donde hay un lecho (manto) de lodos responsable de la digestión anaerobia y una parte superior o zona de sedimentación. El agua residual ingresa por el fondo del reactor y sigue una trayectoria ascendente, pasando por la zona de digestión, atravesando una zona de fluidificación, en la que parte de la materia sólida es suspendida por el flujo de agua o de

gases, posteriormente el agua residual entra a la zona de sedimentación. La materia orgánica del agua residual se mezcla con el lodo anaerobio en la zona de digestión, permitiendo la digestión anaerobia que resulta en la producción de gas y el aumento del volumen de lodo.

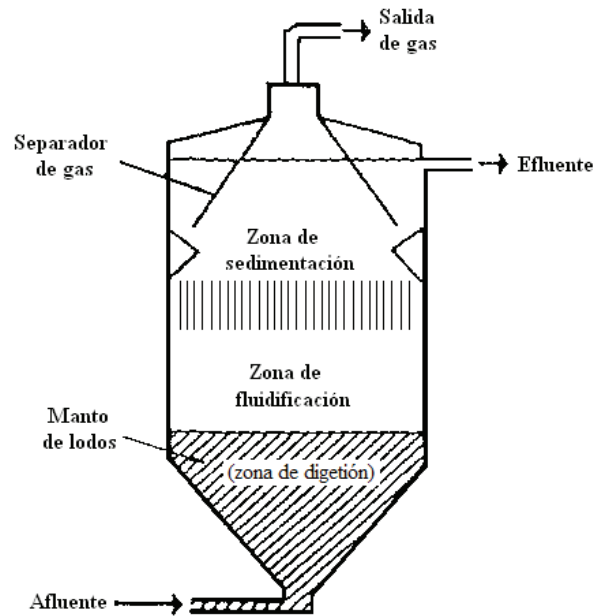


Figura 1. Esquema de un reactor UASB

En el decantador se procura retener los *flocs* de lodo evitando de esta manera la remoción de la biomasa activa. Cuando se acumula una cantidad suficientemente grande de sólidos en el decantador, su peso aparente se tornará mayor que la fuerza de adherencia, de modo que éstos se deslizarán entrando nuevamente a la zona de digestión en la parte inferior del reactor. De esta manera, la presencia de una zona de sedimentación en la parte superior del UASB brinda un doble beneficio, retiene los lodos, permitiendo la presencia de una gran masa en la zona de digestión, lo que a su vez permite un efluente libre de sólidos sedimentables.

Las burbujas de biogás que se forman en la zona de digestión, suben a la fase líquida donde encuentran una interfase líquido-gas, presente debajo del separador GSL. En esta interfase las burbujas se desprenden, formando una fase gaseosa. Los *flocs* de lodos eventualmente adheridos a las burbujas pueden ascender hasta la interfase, pero al desprenderse del gas caen para ser parte nuevamente del manto de lodos en la zona de digestión.

En general, los procesos anaerobios producen bajas concentraciones de biomasa (SSV) comparadas con los

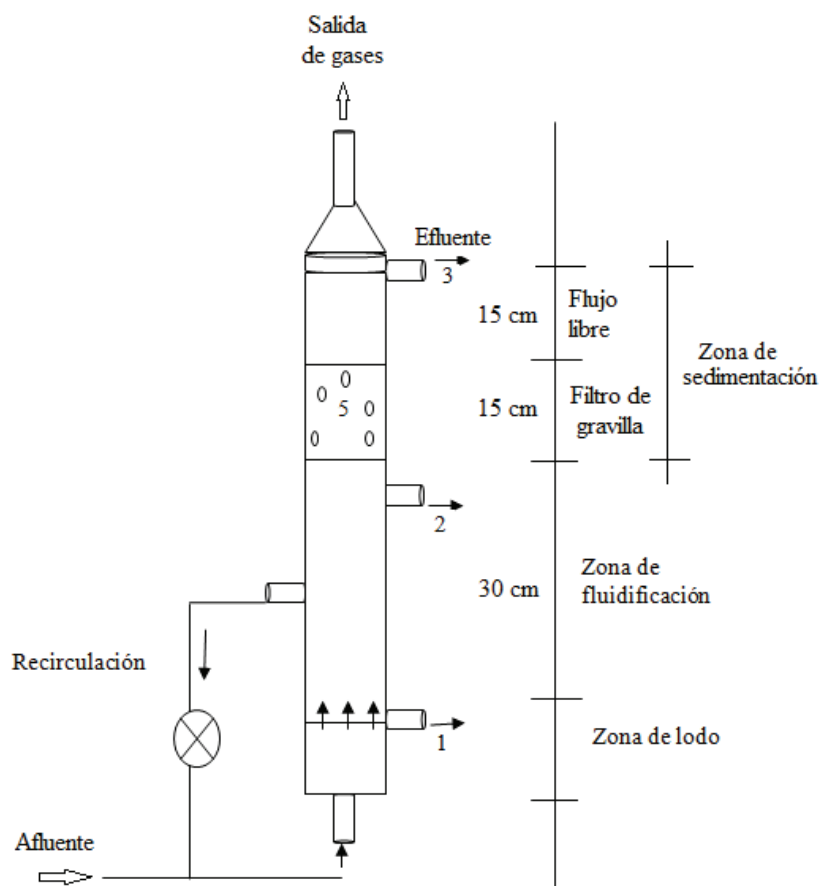


Figura 2. Esquema del reactor UASB

procesos aerobios, pero tratándose de aguas diluidas, la formación de biomasa se hace muy lenta. Por estos motivos, se ensayaron dos modificaciones: una hidráulica en el diseño del reactor y otra sobre la estrategia de arranque. La primera consiste en propiciar, mediante una recirculación y un filtro de gravilla, que la biomasa quede retenida en la parte baja del reactor y la segunda, utilizar líquido ruminal como inóculo para que una vez aclimatado el sustrato, se inicie la alimentación del agua a tratar con el TRH deseado.

Los objetivos de este estudio fueron determinar la eficiencia de remoción de materia orgánica de un proceso de digestión anaerobia de efluentes de fosa séptica, así como determinar el tiempo de arranque de un reactor UASB para el tratamiento de aguas residuales diluidas, usando líquido ruminal como inóculo.

Metodología

Se construyó un reactor UASB (figura 2) de forma cilíndrica de 15.2 L de capacidad (12.7 cm de diámetro y

1.20 m de altura). Se consideraron 30 cm para la zona de manto de lodos que es la zona en la que se realiza la recirculación, 30 cm para la zona de fluidificación y 30 cm para la zona de separación dividida en dos secciones de 15 cm cada una, la primera de un filtro de gravilla (0.25") y la segunda de flujo libre. En la parte superior se ensayó un cono invertido para colectar el biogás y conducirlo a una trampa de gas, para medir el volumen producido. Se instalaron válvulas a cada 30 cm para medir la dispersión de sólidos en el reactor. Los reactores anaerobios se arrancan haciéndolos funcionar con flujo continuo a valores altos de TRH y conforme se incrementa la eficiencia de remoción de materia orgánica se incrementa el gasto (Borzaconi, 2000; Kuan-Yeou *et al.*, 2004; Ali *et al.*, 2007; Zheng y Ho, 2002).

Tratándose de aguas diluidas, la producción de biomasa activa es muy lenta, por lo que el periodo de arranque se incrementa. Por este motivo, se probó una estrategia de arranque diferente para reducir el tiempo de estabilización. Se inoculó

el reactor con 8 litros de líquido ruminal y se completó con el agua residual. Posteriormente, se re-circuló la biomasa a una velocidad de flujo ascendente de 1 m/h, por lo que el flujo de la bomba se ajustó a un gasto de 2.12 L/min. Se mantuvo la recirculación hasta que se comenzó a generar biogás. Luego de tres días de producir biogás, se inició la alimentación del sustrato con un flujo tal que el TRH fue de 36 horas, mismo que se continuó hasta el día 53 en el que el flujo se incrementó hasta alcanzar un TRH de 24 horas, con el que se logró alcanzar un estado estable (figura 3).

Para el monitoreo del reactor se midieron a la entrada y salida cada dos o tres días, el pH, la temperatura, los SST, los SSV, la alcalinidad, la DQO total, la DQO soluble y la DBO₅, de acuerdo con el Standard Methods (2005).

Cuando se concluyó la fase experimental del reactor UASB, se midieron la velocidad de asentamiento de la interfase de lodos y la distribución de sólidos (ST, SST, SV y SSV), pH, alcalinidad y DQO total y soluble a lo largo del reactor. Para tal efecto, se removieron los lo-

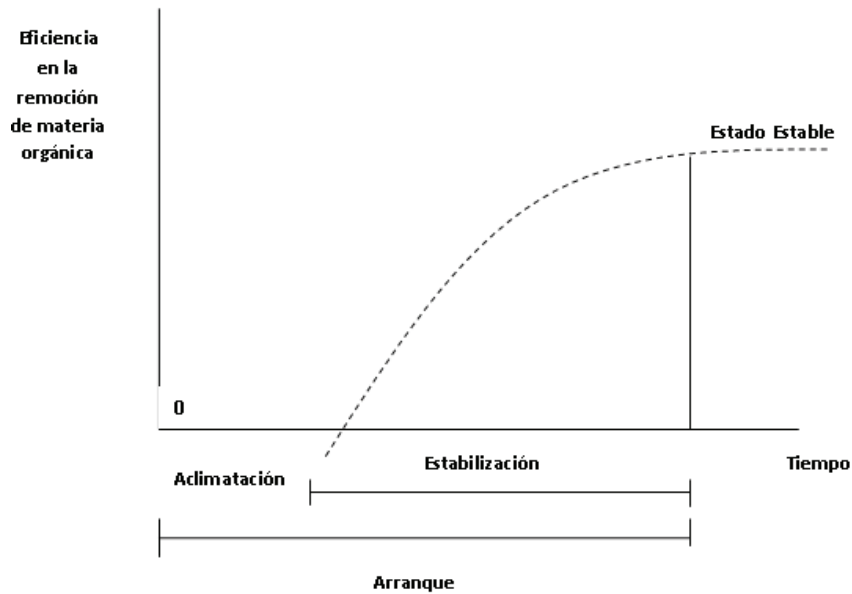


Figura 3. Estrategia de arranque del reactor UASB

dos del fondo del reactor y se vertió 1 litro de éste en una probeta graduada de 1000 ml, la cual cuenta con una altura de 34 cm. Posteriormente, se dejó sedimentar y se midió el volumen que ocupaba el lodo a diferentes tiempos, con lo que se determinó la velocidad de asentamiento del manto de lodos, dividiendo la variación de la altura de la interfase entre la variación del tiempo en que ésta se realizó.

Resultados y discusión

Al iniciar el proceso anaerobio, se caracterizó la mezcla rumen-agua residual, obteniéndose los valores que se presentan en la tabla 1.

A los 19 días de iniciada la recirculación, comenzó la producción de biogás, con lo que se consideró concluida la etapa de aclimatación (figura 3). Del día 21 al 53, se trabajó con el TRH de 36 horas y del día 55 al 92 con el TRH de 24 horas. En las tablas 2 y 3 se muestran los resultados de los análisis de DQO total y soluble, así como de los sólidos (ST, STV, SST y SSV).

Durante los primeros 11 días de alimentación continua del sustrato (del 21 al 32), los valores de la DQO (total y soluble) del efluente fueron superiores a los del

afluente, dado que se desplazaba parte de la biomasa del reactor, pero a partir del día 35 los valores de materia orgánica del efluente, medidos como DQO (total y soluble), comienzan a ser inferiores a los del afluente.

No obstante, la eficiencia de remoción es muy variable hasta el día 74, cuando se estabiliza el sistema y se obtiene a partir de ese tiempo una eficiencia de remoción promedio de 56% de DQO_t y de 72% de DQO_s. Las concentraciones promedio en el efluente fueron de 166 mg/L para a DQO_t y 62 mg/L para la DQO_s.

De manera semejante, durante los primeros 7 días de alimentación continua del sustrato (de los días 21 al 28) los valores de los SSV del efluente fueron superiores a los del

afluente, por lo que no se obtuvieron remociones, pero a partir del día 30, se obtuvieron remociones de SSV y de SST.

El valor promedio de las eficiencias de remoción de SSV y SST del día 74 al 92 fue 62% y 61%, respectivamente, obteniendo concentraciones en el efluente de 17 mg/L de SSV y de 31 mg/L de SST. La alta retención de SSV evidencia que el sistema hidráulico (filtro de grava) es adecuado para retener la biomasa activa. Los valores de remoción de SST obtenidos son semejantes al valor promedio de los obtenidos de varios estudios de tratamientos anaerobios a aguas residuales domésticas presentados en la tabla 4.

De acuerdo con Morgan *et al.* (1996), un reactor UASB alimentado con agua residual municipal típica con temperatura superior a los 20°C, entregará una calidad de agua tratada con DQO total entre 140 y 160 mg/L y SST entre 50 y 60 mg/L. En nuestro caso, el agua residual municipal no era "típica", dado que había estado sometida a un proceso de depuración (fosa séptica), por lo que se eliminaba parte de su carga orgánica, suspendida y disuelta. Por estos motivos, no se podían esperar altas remociones de materia orgánica en el proceso anaerobio, pero se debía determinar si los efluentes podían cumplir

con las concentraciones de descarga establecidas en la normatividad mexicana. No obstante, las concentraciones promedio en el efluente (166 mg/L de DQO_t y 95 mg/L de SST) son semejantes a las propuestas por Morgan *et al.* (1996).

Tabla 1. Caracterización de la mezcla rumen-agua residual

Parámetro	ST	STV	SF	SST	SSV	DQOt	pH	Temperatura
Unidad	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	---	°C
Valor	8916	3796	5120	1220	980	10000	6.96	24.4

Tiempo (días)	pH		DQO _t (mg/L)			DQO _s (mg/L)		
	A	E	A	E	% R	A	E	% R
21	7.61	7.45	138	2320	---	49	426	---
23	7.74	7.36	142	1740	---	53	382	---
25	7.31	7.43	129	1320	---	65	320	---
28	7.45	7.54	126	938	---	51	123	---
30	7.85	7.67	115	340	---	60	108	---
32	7.68	7.7	157	345	---	68	70	---
35	7.42	7.53	160	97	40	113	40	65
37	8.01	8.05	120	113	6	70	43	39
39	7.45	7.61	236	110	53	93	35	62
42	7.3	7.57	156	67	57	57	21	63
44	7.5	7.44	126	84	33	90	44	51
46	7.46	7.8	213	103	52	96	36	63
49	7.36	7.5	122	79	35	170	90	47
51	7.38	7.85	170	142	16	123	77	37
53	7.49	7.65	206	131	36	171	98	43
56	7.66	7.82	195	147	25	127	89	30
58	8.01	8.12	345	140	59	208	78	63
60	7.81	7.92	205	110	46	177	74	58
63	8.12	8.2	155	112	28	120	68	43
65	8.15	8.02	172	121	30	95	47	51
67	7.72	7.83	484	175	64	182	43	76
70	7.45	7.65	328	112	66	158	41	74
72	8.12	8.23	459	245	47	175	50	71
74	7.72	7.78	457	201	56	161	35	78
77	7.66	7.9	464	178	62	171	43	75
79	7.84	7.92	228	94	59	161	32	80
81	8.09	7.98	385	164	57	175	43	75
84	7.56	7.77	300	152	49	176	52	70
86	7.88	7.9	440	184	58	176	62	65
88	8.13	8.1	370	178	52	190	68	64
92	7.99	8.12	420	175	58	215	73	66

Tabla 2. Resultados de DQO_t y DQO_s del arranque del reactor UASB

A: afluente
E: efluente

Tiempo (días)	ST			STV			SST			SSV		
	A	E	% R	A	E	% R	A	E	% R	A	E	% R
21	720	3850	---	113	2978	---	84	1040	---	69	740	---
23	830	3216	---	120	2115	---	76	910	---	64	650	---
25	940	1736	---	104	1564	---	60	540	---	48	440	---
28	916	1458	---	76	560	---	168	510	---	142	490	---
30	750	697	7	135	76	44	190	134	29.5	112	82	27
32	640	580	9	176	70	60	120	80	33.3	84	42	50
35	595	556	7	148	58	61	127	56	55.9	78	36	54
37	1245	1114	11	115	49	57	200	144	28	164	112	32
39	1140	860	25	296	24	92	176	84	52	108	56	48
42	804	732	9	156	40	74	52	32	38	28	16	43
44	792	736	7	84	48	43	112	48	57	80	36	55
46	828	720	13	76	40	47	324	44	86	260	32	88
49	724	620	14	124	40	68	120	64	47	80	48	40
51	796	488	39	152	48	68	132	60	55	81	50	38
53	1196	1156	3	184	52	72	164	73	55	108	45	58
56	1264	1168	8	260	180	31	104	55	47	68	38	44
58	1116	1026	8	160	128	20	230	152	34	115	76	34
60	1232	1138	8	172	128	26	160	59	63	56	27	52
63	1276	1200	6	145	100	31	210	95	55	106	38	64
65	1300	1214	7	200	143	29	180	98	46	64	29	55
67	1268	1028	19	296	140	53	152	60	61	95	23	76
70	440	293	33	128	68	47	106	24	77	70	12	83
72	264	160	39	140	112	20	144	40	72	92	10	89
74	332	228	31	176	124	30	230	16	93	170	4	98
77	329	197	40	210	46	78	164	20	88	120	14	88
79	950	790	17	139	51	63	156	40	74	90	30	67
81	789	700	11	163	63	61	110	20	82	32	12	62
84	1120	1036	8	300	136	55	184	37	80	152	16	89
86	1115	1064	5	272	180	34	156	41	74	88	18	80
88	1038	944	9	178	80	55	190	37	81	84	25	70
92	785	685	13	121	78	36	127	35	72	79	18	77

Tabla 3. Resultados de ST, STV, SST y SSV del arranque del reactor UASB

A: afluente
E: efluente

Tabla 4. Comparación de resultados de tratamiento de aguas residuales domésticas con procesos anaerobios

Parámetro	Unidad	1	2	3*1	4	5	6	7		
DQO _{sa}	mg/L	248	---	---	---	107	168	360	94	178
DQO _{ta}	mg/L	467	---	712	467	146	567	1113	566	383
DQO _{se}	mg/L	98	---	---	---	15	84	110	53	51
DQO _{te}	mg/L	155	191	144	174	49	190	295	119	166
Remoción DQO _s	%	57	---	---	---	86	50	69	43	72
Remoción DQO _t	%	65	73	79	62	66	66	73	79	56
TRH	h	8	9	7.5	4 a 6	10	16*2	8*2	14	24
Arranque	d	200	213	---	---	80	60	60	120	74
Inóculo	---	Incubó 8 reactores con lodos diversos			Lodo anaerobio				Rumen	
SST _a	mg/L	180	---	386	310	---	---	---	560	165
SST _e	mg/L	80	50	32	109	---	---	---	402	31

DQO_{sa}: DQO soluble en el afluente; DQO_{ta}: DQO total en el afluente; DQO_{se}: DQO soluble en el efluente; DQO_{te}: DQO total en el efluente; SST_a: Sólidos suspendidos totales en el afluente; SST_e: Sólidos suspendidos totales en el efluente

1. Florencio *et al.* (2001); 2. Chernicharo y Cardoso (1999); 3. Morgan *et al.* (1996); 4. Collins *et al.* (1998); 5. Elmitwalli *et al.* (2003); 6. Ali *et al.* (2007); 7.

Resultados de esta investigación

*1 Valores promedio de 5 plantas de tratamiento

*2 Valores óptimos calculados con un modelo matemático

Los valores promedio de DQO_{ta} y DQO_{sa} presentados en la tabla 4 (577 mg/L y 195 mg/L, respectivamente) son superiores a los obtenidos en el presente estudio (383 mg/L y 178 mg/L), no obstante, las eficiencias de remoción de DQO_s se encuentran en el rango de las reportadas en la tabla 4, mientras que los valores de remoción de DQO_t obtenidos en el estudio son menores que los valores promedio de la tabla 4. Lo anterior indica, que existe una mejor degradación de materia orgánica disuelta que de materia orgánica suspendida.

Los valores de pH, tanto en el afluente como en el influente, se mantienen ligeramente alcalinos durante todo el proceso, lo que indica que se mantuvieron las condiciones adecuadas para el proceso anaerobio, toda vez que para que el proceso se desarrolle de forma satisfactoria, el pH debe estar en torno a la neutralidad, presentando problemas graves si el pH está por debajo de 6, o sube por encima de 8.3.

Florencio *et al.* (2001) obtuvieron un efluente de 155 mg/L de DQO total; sin embargo, la eficiencia de remoción que consiguió en su experimento fue 56% en promedio. Chernicharo y Cardoso (1999), obtuvieron un efluente de 144 mg/L de DQO total con una DQO de entrada de 712 mg/L y una eficiencia en la remoción de 79%. Existen en la literatura muchos reportes de experiencias del proceso UASB con aguas residuales domésticas en los que, en general, se reporta que se consiguen mejores eficiencias de remoción de materia orgánica cuando los valores de la DQO afluente son altos, es de-

cir, dado que los valores de la DQO efluente no varían mucho (no se encontraron en la literatura consultada valores menores de 100 mg/L), la eficiencia de remoción está directamente relacionada con la concentración del afluente.

En la tabla 5, se presentan los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores provenientes de los sistemas de alcantarillado o drenaje municipal en México. Los límites máximos permisibles (promedios diarios) que la NOM-067-ECOL1994 establece para la DQO, DBO₅ y SST, en el caso de ciudades menores de 80,000 habitantes, son 200 mg/L, 100 mg/L y 100 mg/L, respectivamente. Si se comparan estos valores con los de DQO, DBO₅ y SST, que se reportan en la tabla 2, se concluye que el reactor UASB es capaz de alcanzar estos valores, principalmente en lo que concierne a DQO y DBO₅, pero un proceso de postratamiento aseguraría definitivamente el cumplimiento de los límites de esta norma, inclusive para ciudades mayores de 80,000 habitantes. En el caso particular del presente estudio, se alcanzaron valores de sólidos y de DQO, que cumplen con lo estipulado para los límites máximos permisibles de descarga para poblaciones de menos de 80,000 habitantes, pero no para poblaciones mayores en el caso de la DQO.

El arranque de reactores anaerobios, especialmente de aguas diluidas, puede retardarse debido a que en este tipo de procesos se tiene una baja generación de

Tabla 5. Límites máximos permisibles de descarga de aguas residuales a cuerpos receptores para centros de poblaciones

Parámetros	Ciudades con menos de 80,000 habitantes		Ciudades con más de 80,000 habitantes	
	Promedio diario	Instantáneo	Promedio diario	Instantáneo
pH (unidades de pH)	6-9	6-9	6-9	6-9
Sólidos suspendidos totales (mg/L)	100	150	50	80
Grasas y aceites (mg/L)	20	30	10	20
Sólidos sedimentables (ml/L)	1	1.2	1	1.2
Demanda bioquímica de oxígeno (mg/L)	100	150	50	80
Demanda química de oxígeno (mg/L)	200	250	100	160
Substancias Activas al azul de metileno (mg/L)	5	8	5	8

Fuente: NOM-067-ECOL-1994

biomasa activa. Para realizar el arranque en menor tiempo deben utilizarse lodos anaerobios, que pueden ser difíciles de obtener. Por estos motivos, se ensayó la utilización de líquido ruminal como inóculo. Este líquido puede obtenerse en cualquier rastro de ganado bobino durante todo el año y ha mostrado excelentes cualidades como inóculo para procesos anaerobios de diferentes sustratos (Vázquez *et al.*, 1997, Méndez *et al.*, 2004).

Puede considerarse que el arranque en el reactor se concluyó a los 74 días de iniciado el proceso, lo cual resulta un tiempo corto tratándose de aguas diluidas. En la literatura consultada, en general, se requieren de tiempos mayores para alcanzar la estabilización. Collins *et al.* (1998) alcanzaron la estabilización a los 60 días de iniciado el proceso en aguas residuales domésticas a 20°C y a 80 días cuando la temperatura del agua fue de 30°C, Elmitwalli *et al.* (2003) trabajando con aguas residuales domésticas obtuvieron la estabilización a los 121 días de iniciado el proceso, Florencio *et al.* (2001) alcanzaron la estabilización a los 200 días trabajando con aguas residuales domésticas, mientras que Ali *et al.* (2007), con el mismo tipo de aguas, necesitó 50 días para seleccionar el mejor inóculo, 30 días para aclimatarlo y 40 días para alcanzar el estado estable, por lo que puede concluirse que la estrategia de arranque fue adecuada.

El diseño hidráulico, consistente en ensayar un filtro de gravilla en la parte superior del reactor, resultó eficaz al propiciar que la distribución de sólidos en el reactor fuera la deseada, con concentraciones de 18636 mg/L de ST (SSV = 10,100 mg/L) en el fondo del reactor y de 1234 mg/L de ST (SSV = 66 mg/L) en promedio, en el resto del reactor.

El día final de la experimentación se determinaron los parámetros internos del reactor a diferentes alturas (tabla 6). Los resultados son los siguientes:

La cantidad de sólidos dentro del reactor es mucho mayor en la altura cero que en cualquier otra zona del reactor, esto es, la zona en la que se encuentra la cama de lodos, que por los resultados se puede decir que tiene un espesor menor a 30 cm. Al igual que la cantidad de los sólidos totales, los sólidos volátiles, sólidos suspendidos totales y sólidos suspendidos volátiles son mayores a esa altura. De manera semejante, la cantidad de materia orgánica medida como DQO_i y la alcalinidad como CaCO₃ son mayores en el fondo del reactor. Se nota un perfil de sólidos decreciente desde el fondo del reactor hacia la parte superior. Estos resultados, indican que el diseño hidráulico fue apropiado porque permitió retener la mayor parte de los ST y SSV en el fondo del reactor (zona de manto de lodos), que es donde se efectúa la mayor remoción de materia orgánica.

Altura	ST	SV	SST	SSV	DQO t	DQO s	pH	Temperatura	Alcalinidad
130	1104	184	56	36	137	74	7.42	25.7	748
90	1308	220	100	68	223	165	7.48	25.6	768
60	1272	220	100	68	232	175	7.47	25.6	776
30	1332	224	132	92	235	168	7.48	25.5	812
0	18636	11660	17820	10100	515	130	7.28	25.6	1089

Tabla 6. Resultados de los parámetros internos

Altura en cm; sólidos en mg/L; DQO en mg/L; temperatura en °C; alcalinidad en mg CaCO₃/L

Tiempo (min)	0	15	30	45	60	75
Volumen (L)	1.000	0.830	0.730	0.670	0.610	0.580
Altura (cm)	34	28.22	24.82	22.78	20.74	19.72

Tabla 7. Resultados de prueba de sedimentabilidad de lodos

Los resultados de la prueba de sedimentabilidad se presentan en la tabla 7.

La velocidad de sedimentación del lodo anaerobio fue de 0.4 m/h, lo que indica que es un lodo de poca sedimentabilidad. Souza (1986), recomienda para el diseño de reactores UASB una velocidad de sedimentación de 5 m/h. Un alta tasa de sedimentación del manto de lodos, con una velocidad de flujo ascensional baja, propicia una alta eficiencia de retención de sólidos suspendidos (al tener una menor porosidad). Debido a que la velocidad de sedimentación del lodo anaerobio alcanzada (0.4 m/h) fue menor que la del flujo ascensional (1 m/h), se ocasionó que las remociones de sólidos totales no fueran del todo las ideales, ya que con un lodo de poca sedimentabilidad es fácil que pueda flotar por la acción de la velocidad ascensional y por los desprendimientos de gases de la cama de lodos. Borzacconi (2000), obtuvo una velocidad de sedimentación de 6.8 m/h, superior a la recomendada por Souza para el diseño de reactores UASB. Según Borzacconi, estos valores superiores a los recomendados estarían indicando que en la zona de sedimentación de lodos del reactor no habría problemas con lavados o escape de lodos

Conclusiones

El arranque del reactor para un TRH de 24 horas se alcanzó en 74 días, obteniéndose una eficiencia de remoción de materia orgánica de 72% para DQO_s y de 56% para DQO_t.

El líquido ruminal se aclimató al sustrato (afluente de fosa séptica) en 21 días.

El diseño hidráulico del reactor permitió retener la biomasa activa en la zona de lodos del reactor.

El reactor UASB puede ser capaz de alcanzar valores de remoción de materia orgánica y sólidos, que cumplan con uno o más de los incisos de las normas aplicables en México.

Referencias

- Ali M., Al-Sa'ed R., Mahmoud N. Start-Up Phase Assessment of a UASB-Septic Tank System Treating Domestic Septage. *The Arabian Journal for Science and Engineering*, volumen 32 (número 1-C), 2007.
- APHA, AWWA, WPCF. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, USA, 19a., 2005.
- Borzacconi L. Seguimiento de las características de la manta de lodos en un reactor UASB piloto, en: XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, Porto alegre, Brasil, 2000.
- Chernicharo C. y Cardoso M. Development and Evaluation of a Partitioned Upflow Anaerobic Sludge Blanket UASB Reactor for the Treatment of Sewage from Small Villages. *Water Science and Technology* (número 40), 1999: 107-113.
- Collins A.G., Theis T.L., Kilambi S., He L., Pavlostathis S.G. Anaerobic Treatment of Low-Strength Domestic Wastewater Using an Anaerobic Expanded Bed Reactor. *Environmental Engineering*, volumen 124 (número 7), 1998: 652-659.
- Elmitwalli T., Al-Sarawey A., Zeeman G., El-Sherbiny M., Lettinga G. Anaerobic Biodegradability and Treatment of Egyptian Domestic Sewage. *Environmental Science and Health (Part A, Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering)*, volumen 38 (número 10), 2003: 2043-2055.
- Florencio L., Takayuki K., Cardoso de Moraes J. Domestic Sewage Treatment in Full-Scale UASB Plant at Mangueira, Recife, Pernambuco. *Water Science and Technology* (número 44), 2001: 71-77.
- Foresti E., Zaiat M. y Vallero M. Anaerobic Processes as the Core Technology for Sustainable Domestic Wastewater Treatment: Consolidated Applications, New Trends, Perspectives and Challenges. *Environmental Science and Bio/Technology* (número 5), 2006: 3-19.
- Ghangrekar M.M., Asolekar S.R. y Joshi S.G. Characteristics of Sludge Developed Under Different Loading Conditions During UASB Reactor Start-up and Granulation. *Water Research*, volumen 39, 2005: 1123-1133.
- Hermes P.F. y Campos J.R. Reator anaeróbico híbrido para o tratamento de esgoto sanitário, en: XXIII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2003, pp. 1-10.
- INEGI. XII Censo General Nacional de Población y Vivienda 2000, México, 2000.
- Méndez R., Vázquez E. y Febles H. Selección de la mejor biomasa anaerobia para el tratamiento de lixiviados. *Tecnología del agua*, España, (número 245), 2004: 40-47.
- Morgan F., Morgan J., Noyola A. *Aplicabilidad de la digestión anaerobia para el tratamiento de aguas residuales municipales, Consolidación para el desarrollo*, México DF, AIDIS, 1996, pp. 1-8.
- Norma Oficial Mexicana NOM-067-ECOL-1994. Límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas resi-

duales a cuerpos receptores provenientes de los sistemas de alcantarillado o drenaje municipal, 1994.

Rodríguez J., Sosa G.J. y Garza Y. Bioconversión anaerobia como una alternativa para la remoción de DQO contenido en aguas residuales domésticas del rastro municipal de la ciudad de Saltillo, Coahuila, México. *Revista de la Sociedad Química de México, Zacatecas Zac.*, volumen 46 (número 2), noviembre 2002: 185-188.

Souza M.E. Criteria for the Utilization, Design and Operation of UASB Reactors. *Water Science Technology*, volumen 18 (número 12), 1986: 55-69.

Stewart. *Evaluation of Septic Tank and Subsurface Flow Wetland for Jamaican Public School Wastewater Treatment*, tesis (Master of Science in Environmental Engineering), Michigan, Technological University, 2005.

Van-Haandel A. y Lettinga G. Tratamiento Anaeróbico de Esgotos—Um Manual para Regioes de Clima Quente, EpGraf, Campina Grande—PB, Brasil, 1994.

Vázquez B., Magaña P. y Méndez N. Digestión anaerobia de aguas residuales porcícolas. Dinámica de los ácidos grasos

volátiles en una planta piloto. *Tecnología del agua*, España, volumen XVII (número 161), 1997.

Zheng P. y Ho-Bao L. Start-up of UASB Reactor for Treatment of Pharmaceutical Wastewater. *Environmental Sciences*, volumen 14 (número 2), 2004: 250-254.

Este artículo se cita:

Chicago citation

Méndez-Novelo, Roger Iván, Enrique Abraham Chan-Gutiérrez, Elba René Castillo-Borges, Elizabeth del Rosario Vázquez-Borges, Arturo Edgardo Espadas-Solís. Digestión anaerobia de efluentes de fosas sépticas. *Ingeniería Investigación y Tecnología*, XIII, 03 (2012): 339-349.

ISO 690 citation

Méndez-Novelo R.I., Chan-Gutiérrez E.A., Castillo-Borges E.R., Vázquez-Borges E.R., Espadas-Solís A.E. Digestión anaerobia de efluentes de fosas sépticas. *Ingeniería Investigación y Tecnología*, volumen XIII (número 3), julio-septiembre 2012: 339-349.

Semblanza de los autores

Roger Iván Méndez-Novelo. Profesor de carrera e ingeniero civil, cuenta con especializaciones en docencia y estadística. Maestro en ingeniería ambiental y doctorado en bioquímica. Actualmente es miembro del cuerpo académico de ingeniería ambiental. Ha laborado como docente e investigador durante 30 años, ha dirigido 36 tesis de licenciatura y 16 de maestría. Ha presentado 37 ponencias y publicado 46 artículos de investigación.

Enrique Abraham Chan-Gutiérrez. Ingeniero electromecánico y maestro en ingeniería ambiental.

Elba René Castillo-Borges. Profesora de carrera e ingeniera química industrial con especialización en estadística. Maestra en ingeniería ambiental. Actualmente es coordinadora del cuerpo académico de ingeniería ambiental y del programa de maestría en ingeniería opción ambiental. Lleva 30 años como docente e investigadora, ha dirigido 8 tesis de maestría y 1 de licenciatura, ha presentado 22 ponencias y publicado 21 artículos de investigación.

Elizabeth del Rosario Vázquez-Borges. Química bióloga bromatóloga con especialización en docencia. Maestra en ingeniería ambiental y doctora en ingeniería ambiental. Tiene 25 años de experiencia docente, así como de investigación. Ha dirigido 2 tesis de licenciatura y 4 de maestría, ha presentado 12 ponencias y publicado 15 artículos de investigación. Actualmente es profesora e investigadora.

Arturo Edgardo Espadas-Solís. Ingeniero civil y miembro del cuerpo académico de hidráulica e hidrología. Cuenta con 25 años en la docencia e investigación, ha dirigido 6 tesis, ha presentado cuatro ponencias y publicado 4 artículos de investigación. Actualmente es profesor de carrera.