

Tratamiento de efluentes de fosas sépticas por el proceso de lodos activados

Castillo Borges E. R.¹, Lizama Solís C. E.², Méndez Novelo R. I.¹, García Sosa J.³, Espadas Solís A.³, Pat Canul R.⁴

Fecha de recepción: 4 de abril de 2011 – fecha de aprobación: 21 de diciembre de 2011

RESUMEN

La mayor parte de las aguas residuales domésticas producidas en el estado de Yucatán se disponen en el mismo sitio en el que se generan, a través de tanques sépticos que descargan a pozos de absorción conectados directa o indirectamente al acuífero subterráneo. Dado que el acuífero constituye la única fuente de abastecimiento de agua del Estado, el cuidado de su calidad es un requisito indispensable para el desarrollo sustentable de todos los centros poblacionales. Esta situación hace necesaria la implementación de un sistema de tratamiento secundario para las aguas residuales provenientes de los tanques sépticos, a fin de garantizar que la calidad del efluente tratado cumpla con las condiciones de descarga permitidas.

Se realizó la caracterización fisicoquímica y bacteriológica de las aguas residuales domésticas provenientes de los tanques sépticos. El contenido de materia orgánica resultó, en promedio, de 109 mg/L como Demanda Bioquímica de Oxígeno y de 219 mg/L como Demanda Química de Oxígeno.

Se evaluó un reactor de lodos activados a nivel laboratorio para las aguas en estudio. Para tiempos de retención hidráulicos de 4.5, 6 y 9 horas se obtuvieron remociones de la Demanda Bioquímica de Oxígeno de 89,3%, 93,1% y 94,2% respectivamente; las eficiencias de Demanda Química de Oxígeno fueron 74,1%, 84,7% y 82,3% para los mismos tiempos. Por tal motivo se concluyó que el proceso de lodos activados es apropiado para el tratamiento de aguas residuales, efluentes de fosas sépticas.

Palabras clave: aguas residuales domésticas, tanques sépticos, demanda química de oxígeno, demanda bioquímica de oxígeno, lodos activados.

Treatment of septic effluent by activated sludge process

ABSTRACT

In the state of Yucatan, most of the sewage is disposed *in situ*, by means of septic tanks which discharge to absorption wells, which are directly or indirectly connected to the aquifer. Groundwater is the only source of drinking water in the State, so that, its quality care is essential for the sustainable development of all the population centers. Taking into account this situation, a secondary treatment must be used to treat septic tank effluents in order to ensure that the quality of the treated effluent meets the official discharge conditions in the state of Yucatan.

A physicochemical and bacteriological characterization of domestic sewage effluents from septic tanks was made. Organic matter content, measured as BOD₅ reported an average of 109 mg/L and 219 mg/L as COD.

An activated sludge reactor to treat these types of wastewaters, at laboratory scale, was evaluated. For hydraulic retention times of 4.5, 6.0 and 9.0, BOD₅removal of 89,3%, 93,1% and 94,2%, and COD removal of 74,1%, 84,7% y 82,3%, were obtained, respectively. Therefore, it was concluded that the activated sludge process is suitable for treating wastewater effluent from septic tanks.

Keywords: domestic wastewater, septic tanks, chemical oxygen demand, biochemical oxygen demand, activated sludge.

¹ Profesor de Carrera, Facultad de Ingeniería de la UADY, C.A de Ingeniería Ambiental, e-mail: cborges@uady.mx

² Alumno de la Maestría en Ingeniería, Opción Ambiental de la Facultad de Ingeniería de la UADY.

³ Profesor de Carrera, Facultad de Ingeniería de la UADY, C.A de Hidráulica e Hidrología.

⁴ Técnico Académico, Facultad de Ingeniería de la UADY.

INTRODUCCIÓN

El acuífero de la península de Yucatán es altamente vulnerable a la contaminación, debido a la gran densidad de fisuras y conductos de disolución que se encuentran en el subsuelo y que permiten la infiltración de todo tipo de aguas con mucha facilidad. Esta situación permite que se obtenga agua en cantidades considerables de él, pero a la vez ésta puede resultar de mala calidad. Por otra parte, la permeabilidad de los estratos de las rocas sedimentarias carbonatadas tiene una variedad muy amplia y depende exclusivamente de la fracturación y/o disolución, lo que repercute en una rápida infiltración y por consiguiente en una elevada vulnerabilidad del acuífero.

En la península de Yucatán existe la problemática de la disposición de las aguas residuales, pues en sus centros de población y de servicios se carece del sistema de drenaje municipal. La forma de disposición más generalizada que se utiliza es la fosa séptica, la cual por lo general no reúne las características adecuadas para su remoción eficiente; esto ha causado que los efluentes de estos dispositivos sean altamente contaminantes y que el acuífero, receptor de estas aguas residuales, esté completamente contaminado, siendo éste la única fuente de agua en la península de Yucatán (Ávila 1999).

En el estado de Yucatán, existían 281 762 fosas sépticas, las cuales servían a un 76,2% de la población como medio de disposición de sus desechos líquidos (INEGI 2000). La fosa séptica proporciona un tratamiento primario de las aguas residuales el cual debe completarse con otras unidades según las circunstancias y condiciones locales (Opazo 2000). El efluente de las fosas sépticas aún contiene gran cantidad de materia orgánica que ha causado un elevado grado de contaminación de las aguas subterráneas ubicadas en los primeros niveles del acuífero y se ha convertido en un grave peligro para la salud pública y un serio obstáculo al desarrollo sustentable de todos los centros poblacionales, que tienen como única fuente de abastecimiento de agua para consumo humano el propio acuífero. Esta situación hace necesaria la utilización de un sistema de tratamiento secundario para las aguas colectadas en los tanques sépticos, a fin de garantizar que la calidad del efluente tratado cumpla con las condiciones de descarga permitidas al acuífero del estado.

Como una propuesta de solución al problema anteriormente mencionado, se realizó el estudio “Sistema para el manejo integral de aguas residuales

en fraccionamientos del estado de Yucatán”, proyecto financiado por los Fondos Mixtos CONACYT - Gobierno del Estado de Yucatán, que consideró diversas etapas del sistema entre los que se incluyen la caracterización de los efluentes de los tanques sépticos, la evaluación de tres procesos de tratamiento biológico, los criterios de diseño para un sistema de recolección de aguas residuales sin arrastre de sólidos, así como de las unidades de la planta de tratamiento; este artículo forma parte del estudio mencionado y únicamente aborda la caracterización de los efluentes de tanques sépticos y la evaluación de uno de los procesos empleados para su tratamiento.

Uno de los procesos más utilizados para el tratamiento de aguas residuales es el de lodos activados. La ingeniería y la tecnología del sistema de lodos activados están razonablemente bien establecidos, como sistemas ampliamente implementados para la remoción biológica de carbono, nitrógeno y/o fósforo. Paralelamente a este desarrollo hay avances significativos en las áreas microbiológicas y bioquímicas de los lodos activados. Estos avances son debidos al desarrollo de nuevas técnicas analíticas que permiten estudiar a los microorganismos *in situ*, en el medio ambiente del lodo activado (Cronje *et al.* 2002).

En el proceso de lodos activados, una suspensión de biomasa bacteriana (el lodo activado) es responsable de la remoción de los contaminantes. Dependiendo del diseño y la aplicación específica, una planta de tratamiento de aguas residuales de lodos activados puede lograr la remoción biológica de nitrógeno y fósforo, además de la remoción de sustancias carbonáceas orgánicas (Gernaey *et al.* 2004).

En el presente trabajo se evaluó un sistema de tratamiento secundario aerobio (lodos activados), a nivel laboratorio, para tratar las aguas residuales domésticas provenientes de tanques sépticos de la ciudad de Mérida, con el propósito de determinar los valores del tiempo de retención hidráulico (TRH) más apropiados. Específicamente se consideró la remoción de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO_5) y de la Demanda Química de Oxígeno (DQO) solubles como principales parámetros, a fin de verificar la eficiencia del proceso propuesto. Asimismo, se estimaron los principales parámetros biocinéticos de diseño para una planta de lodos activados: constante de remoción de sustrato (k), tasa de crecimiento de biomasa (Y), tasa de decaimiento endógeno (k_d), constante de utilización de oxígeno para la oxidación del sustrato (a) y constante para la utilización de oxígeno durante el catabolismo endógeno (b).

METODOLOGIA

Caracterización de las aguas residuales. Se tomaron muestras de efluentes de fosas sépticas en cinco zonas de la ciudad de Mérida, dos de fosas comunitarias (Graciano Ricalde y Fidel Velázquez) y tres de fosas domiciliarias (Francisco de Montejo, Juan B. Sosa y Vista Alegre). En las fosas comunitarias se realizaron 5 muestreos con muestras simples y en las domiciliarias tres con muestras compuestas durante los meses de junio a septiembre del 2007.

A cada muestra se le determinaron los siguientes parámetros físicos, químicos y biológicos: pH, Temperatura (T), alcalinidad, cloruros, DQO, DBO₅, nitrógeno total, amoniacal y orgánico, nitratos, nitritos, oxígeno disuelto, sólidos, coliformes totales y coliformes fecales, fósforo total, grasas y aceites,

detergentes y metales traza, de acuerdo con los Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, AWWA, WEF 2005).

Evaluación del proceso de lodos activados

Modelo experimental. Para el estudio de tratabilidad bajo condiciones aerobias se diseñó un reactor con agitación continua a escala laboratorio (reactor de mezcla completa), con una capacidad en la cámara de aeración de 18 L. El reactor contó con un baffle deslizante de acrílico transparente de 3 mm de espesor, con el objeto de separar la cámara de oxidación de la de sedimentación; la altura del baffle por encima del fondo del tanque fue ajustada a fin de que se pudiera tener una separación adecuada de sólidos (Figura 1).

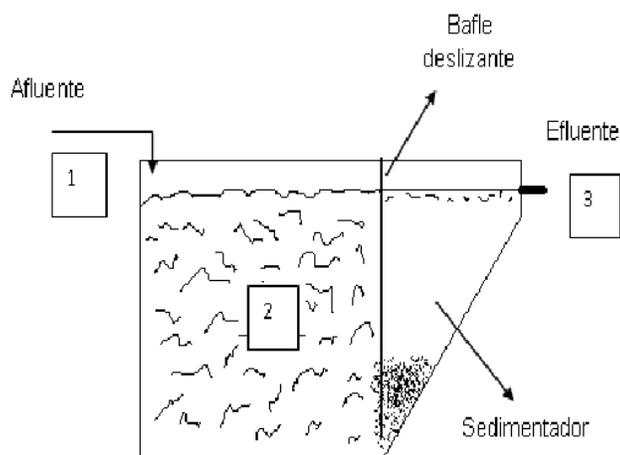


Figura 1. Reactor aerobio continuo a escala laboratorio

El aire fue suministrado en forma continua por medio de tres difusores porosos de capa fina de 15 cm de longitud y ubicados en el interior del reactor. La aeración permitió, además, el establecimiento de condiciones de mezcla completa en el reactor.

Para el suministro continuo del agua residual se empleó una bomba peristáltica. La entrada del afluente fue a través de una manguera de 6 mm de diámetro localizada en la parte superior del reactor. En la parte superior de la cámara de sedimentación se ubicó un tubo de 6 mm de diámetro para el efluente (Figura 1).

Arranque del sistema. El agua residual para la alimentación del reactor se obtuvo de la fosa séptica comunitaria de Graciano Ricalde. Se utilizó un

volumen de inóculo de lodos proveniente de una planta de lodos activados y se realizó una dilución con el agua residual a tratar a fin de obtener una concentración adecuada de Sólidos Suspendedos Volátiles en el Licor Mezclado (SSVLM) de 2 000 a 3 000 mg/L en la cámara de aeración (Ramalho 2003). Posteriormente, se conectó el sistema de aeración para mezclar completamente el contenido del reactor. Seguidamente se puso en marcha la bomba peristáltica de alimentación y se ajustó el caudal necesario para obtener el TRH deseado en la cámara de aeración.

Estabilización del sistema. Se operó el reactor a un flujo de entrada determinado hasta que se alcanzaron las condiciones de equilibrio, es decir, cuando la Velocidad de Consumo de Oxígeno (VUO) en el

reactor y la DBO₅ o DQO del efluente se hacen estables (Ramalho 2003).

En la Tabla 1 se presentan los diferentes flujos de entrada manejados en el reactor aerobio durante el experimento.

Tabla 1. Gastos y tiempos de retención hidráulicos para el proceso de lodos activados

Q (L/h)	Q (L/d)	TRH (h)
4	96	4,5
3	72	6,0
2	48	9,0

Para controlar la cantidad de microorganismos dentro del reactor para cada flujo manejado durante el experimento se utilizó la relación A/M (kg DBO/kg SSLM/d). Dicha relación indica que al ser mayor, al valor óptimo seleccionado, se requiere mayor número de microorganismos en el reactor; por otro lado, si el valor de la relación es menor al valor óptimo se requiere retirar microorganismos del reactor. El valor óptimo de la relación A/M manejada durante el experimento con los diferentes flujos de entrada fue de 0.45.

que se tomaron las muestras para su análisis, y en la Tabla 2 se presentan los parámetros que se analizaron y la frecuencia de medición.

Para determinar el aumento neto de SSVLM, se taponó el vertedero de descarga, se elevó la pantalla deslizante, se agitó vigorosamente y se extrajo una muestra del tanque. Si V_t es el volumen total (cámara de aeración más cámara de sedimentación) y se realizan dos determinaciones de SSVLM cada período de tiempo X₁ y X₂, entonces el aumento de SSVLM en cada período de tiempo es:

En la Figura 1 se indican los puntos (1, 2 y 3) en los

$$\Delta X = V_t X_2 - V_t X_1 = V_t (X_2 - X_1)$$

Tabla 2. Parámetros analizados y frecuencia de medición

Parámetro	1 (afluente)	2 (reactor)	3 (efluente)
pH	Diario	Diario	
Temperatura	Diario	Diario	
OD	Diario	Diario	
IVL		3 /semana	
DBO ₅ Soluble	1 / semana		1 /semana
DQO Soluble	3 / semana		3 /semana
SST	3 / semana	3 /semana	3 /semana
SSF	3 /semana	3 /semana	3 /semana
SSV	3 /semana	3 /semana	3 /semana
VUO		3 /semana	

La concentración de SSVLM se ajustó a un valor casi constante para cada flujo de entrada manejado durante el experimento, mediante extracción de los excedentes para controlar su crecimiento en el reactor.

La porción a retirar fue de acuerdo a la relación A/M definida anteriormente y se retiraba siguiendo el procedimiento para la determinación de los SSVLM.

Tabla 3. Resultados promedio de la caracterización de los efluentes de fosas sépticas en Mérida, Yucatán

Parámetro (unidad)	Graciano Ricalde	Fidel Velázquez	Vista Alegre	Juan B. Sosa	Francisco de Montejó	Valor máximo	Valor mínimo	Promedio	Desviación estándar
Temperatura (°C)	31,7	30,1	29,5	28,9	30,7	31,7	28,9	30,2	1,1
pH	6,8	7,0	6,9	7,9	7,3	7,9	6,8	7,2	0,5
Oxígeno disuelto (mg/L)	1,4	0,6	0,4	1,2	0,2	1,4	0,2	0,8	0,5
Alcalinidad (mg CaCO ₃ /L)	583	522	223	777	587	777	223	538	201
Dureza total (mg CaCO ₃ /L)	466	450	433	391	455	466	391	439	29
Fósforo total (mg/L)	4	4	6	8	8	8	4	6	2
Cloruros (mg/L)	243	167	223	169	305	305	167	221	57
Sulfatos (mg/L)	189	139	184	176	53	189	53	148	57
DBO ₅ (mg/L)	100	75	143	104	125	143	75	109	26
DQO (mg/L)	190	148	232	267	258	267	148	219	50
NKT (mg/L)	47	40	102	163	43	163	40	79	53
N-NH ₃ (mg/L)	37	23	89	121	34	121	23	61	42
N-Org. (mg/L)	10	16	13	42	9	42	9	18	14
N-NO ₃ (mg/L)	0	0	1	3	0	3	0	1	1
N-NO ₂ (mg/L)	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Grasas y aceites (mg/L)	24	20	31	47	24	47	20	29	11
Detergentes (mg/L)	7	6	10	---	---	10	6	8	2
ST (mg/L)	901	631	842	787	1216	1216	631	875	215
STV (mg/L)	93	72	174	97	108	174	72	109	38
STF (mg/L)	808	559	669	689	1108	1108	559	767	210
SST (mg/L)	39	33	65	88	317	317	33	108	119
SSV (mg/L)	29	27	51	72	260	260	27	88	98
SSF (mg/L)	10	6	14	16	57	57	6	21	21
Coliformes totales (UFC/100 mL)	7,0 E+05	4,3 E+05	9,5 E+04	---	---	7,0 E+05	9,5 E+04	4,1 E+05	3,0 E+05
Coliformes fecales (UFC/100 mL)	5,3 E+05	2,9 E+05	7,0 E+04	---	---	5,3 E+05	7,0 E+04	3,0 E+05	2,3 E+05
Na (mg/L)	156	89	158	---	---	158	89	134	39
K (mg/L)	15	8	26	---	---	26	8	16	9
Cu (mg/L)	0,017	0,010	0,015	---	---	0,017	0,010	0,014	0,003
Fe (mg/L)	0,626	0,247	0,401	---	---	0,626	0,247	0,424	0,191
Cd (mg/L)	0,000	0,000	0,000	---	---	0,000	0,000	0,000	0,000
Ni (mg/L)	0,013	0,006	0,019	---	---	0,019	0,006	0,013	0,007
Cr (mg/L)	0,024	0,017	0,042	---	---	0,042	0,017	0,027	0,013
Zn (mg/L)	0,075	0,070	0,091	---	---	0,091	0,070	0,079	0,011
Pb (mg/L)	0,030	0,022	0,013	---	---	0,030	0,013	0,022	0,009
Mn (mg/L)	0,034	0,011	0,026	---	---	0,034	0,011	0,023	0,011

La técnica utilizada para la medición de la VUO fue mediante medidas de oxígeno con celda galvánica descrita por Ramalho (2003).

La eficiencia de remoción de materia orgánica (DBO₅ y DQO solubles) para cada flujo de entrada utilizado en el reactor se determinó con las siguientes fórmulas:

$$\% \text{ Eficiencia (DBO}_5) = \frac{DBO_{5\text{ afluyente}} - DBO_{5\text{ efluente}}}{DBO_{5\text{ afluyente}}} \times 100$$

$$\% \text{ Eficiencia (DQO)} = \frac{DQO_{\text{afluyente}} - DQO_{\text{efluente}}}{DQO_{\text{afluyente}}} \times 100$$

Determinación de los parámetros biocinéticos. El cálculo de los parámetros biocinéticos se realizó considerando al reactor con regímenes de flujo completamente mezclados y con cinéticas de reacción de primer orden; la metodología para el cálculo se realizó según los métodos descritos por Ramalho (2003) y Eckenfelder & Ford (1970). Los parámetros determinados fueron: constante de remoción de sustrato (k), tasa de crecimiento de biomasa (Y), tasa de decaimiento endógeno (k_d), constante de utilización de oxígeno para la oxidación del sustrato (a) y constante para la utilización de oxígeno durante el catabolismo endógeno (b).

muestreo, así como los valores máximo, mínimo y promedio de los 19 datos.

Puede observarse que los valores de los SST son bajos (108 mg/L) comparados con las aguas residuales domésticas crudas (200 mg/L, Metcalf & Eddy 1994), es decir no sometidas a ningún tratamiento previo. Considerando que las aguas estudiadas provienen de fosas sépticas, se explica que posean bajas concentraciones de SST debido a que han sido sometidas al menos al proceso de sedimentación. No obstante, el propósito del estudio es determinar la eficiencia del proceso de lodos activados (como el de todos los procesos biológicos) para remover principalmente la materia disuelta, puesto que por medios físicos puede removerse la materia suspendida.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Caracterización

Los resultados obtenidos en campo y en laboratorio de los diferentes parámetros analizados durante la caracterización de las aguas residuales domésticas provenientes de los distintos tanques sépticos, se presentan en la Tabla 3. En ésta, se muestran los resultados promedio (de cinco datos para las fosas comunitarias y de tres datos para las fosas domiciliarias) de cada parámetro en cada punto de

En la Tabla 4 se presenta la comparación de algunos de los principales parámetros obtenidos en la caracterización y en trabajos similares sobre efluentes de tanques sépticos. Los valores obtenidos son similares a los reportados por Canter & Knox (1985) y por Jensen & Weeks (1977).

Tabla 4. Comparación del efluente con otros estudios

Parámetro	Unidades	Valores obtenidos	Canter & Knox (1985)	Jensen & Weeks (1977)
DBO ₅	mg/L	109	129 - 147	110
DQO	mg/L	219	310 - 344	
Nitrógeno Total	mg/L	79	41 - 49	
Coliformes Fecales	UFC/100 mL	3,0E+05		4,2E+05
Coliformes Totales	UFC/100 mL	4,1E+05		4,5E+07
Fósforo Total	mg/L	6	12	

En la Tabla 4 puede observarse que la relación media de nutrientes obtenida en el estudio fue de 109:79:6 (DBO₅:N:P), siendo ésta mayor a la recomendada por otros autores para el proceso aerobio.

Evaluación del proceso de lodos activados

Para la estabilización del sistema se tomó a la DQO

como indicador, debido a que los resultados presentan un tiempo de respuesta más corto en comparación con la DBO₅. El proceso se estabilizó a los nueve, dos y siete días después de su inicio para los caudales de 4, 3 y 2 L/h, respectivamente. El tiempo de estabilización del sistema fue mayor con el flujo de 4 L/h, debido a que aún no existía la cantidad requerida

de microorganismos, por lo que fue necesaria su generación.

flujos manejados, se determinaron los valores medios de la DBO₅ y DQO solubles en la entrada y salida del reactor, dichos valores se presentan en la Tabla 5.

Una vez estabilizado el sistema con los diferentes

Tabla 5. Valores medios obtenidos de DBO₅ y DQO solubles

Caudal (L/h)	TRH (h)	Concentración media de DBO ₅ del afluente (mg/L)	Concentración media de DBO ₅ del efluente (mg/L)	Concentración media de DQO del afluente (mg/L)	Concentración media de DQO del efluente (mg/L)
4	4,5	100	11	180	47
3	6,0	134	9	274	42
2	9,0	146	9	316	56

Los valores de la DBO₅ y DQO en el efluente, presentados en la Tabla 5, son menores que los establecidos en la NOM-001-SEMARNAT-1996 (límite máximo de DBO₅ = 30 mg/L) y en la Ley Federal de Derechos 2008 (límite máximo de DQO = 100 mg/L) para cuerpos receptores tipo C para descarga en acuíferos. No obstante, los valores de DBO₅ y DQO mencionados son solubles, mientras que los normados son totales. Por lo que se concluye

que aún con un valor de TRH de 4,5 h, se obtienen efluentes con bajos valores de materia orgánica soluble.

Con los valores de la Tabla 5 se determinaron las eficiencias promedio de remoción de materia orgánica para los diferentes caudales, los resultados se presentan en la Tabla 6.

Tabla 6. Eficiencia de remoción de materia orgánica para los diferentes caudales de trabajo

Caudal (L/h)	TRH (h)	% Eficiencia	
		DBO ₅	DQO
4	4,5	89,3	74,1
3	6,0	93,1	84,7
2	9,0	94,2	82,3

Las eficiencias de remoción de materia orgánica se encuentran en el rango establecido en la literatura para aguas residuales domésticas (85% - 95% de la DBO₅). Comparando las eficiencias del proceso aerobio a distintos caudales se aprecia que a mayor tiempo de retención hidráulico mayor remoción de

materia orgánica medida como DBO₅ y como DQO.

Los parámetros y constantes biocinéticos para el diseño de una planta de lodos activados para el tratamiento de las aguas residuales provenientes de tanques sépticos se presentan en la Tabla 7.

Tabla 7. Valores medios de los análisis realizados en el laboratorio con los distintos valores de TRH manejados

TRH (h)	Concentración media de DBO ₅ del afluente (mg/L)	Concentración media de DBO ₅ del efluente (mg/L)	Concentración media de SSVLM (mg/L)	VUO (mg/L*min)	Producción de lodos (g/d)	IVL (mL/g)
4,5	100	11	1289	0,389	1,1	51
6,0	134	9	1564	0,447	2,8	63
9,0	146	9	1302	0,343	1,9	36

En la Tabla 8 se presentan los parámetros o constantes biocinéticas obtenidas en este estudio, así como la comparación con los valores característicos reportados en la literatura para aguas residuales

domésticas. En esta Tabla puede notarse que los parámetros y constantes biocinéticos obtenidos en el sistema de tratamiento en estudio fueron muy similares a los reportados en la literatura para las

aguas residuales domésticas.

obtenidos, puede concluirse que el proceso de lodos activados es apropiado para el tratamiento aguas residuales, efluentes de fosa sépticas.

Por las bajas concentraciones de materia orgánica y por los parámetros o constantes biocinéticas

Tabla 8. Comparación de los parámetros y constantes biocinéticos obtenidos

Parámetro o constante	Unidades	Valor Obtenido	Ramalho 2003	Metcalf & Eddy 1994
Constante de remoción de sustrato, k	$\frac{l}{mg\ d}$	0,038	0,017 - 0,03	
Tasa de crecimiento de biomasa, Y	$\frac{mg\ SSVLM\ producido}{mg\ DBO_5\ removido}$	0,54	0,73	0,5
Tasa de decaimiento endógeno, kd	d ⁻¹	0,072	0,075	0,055
Constante de utilización de oxígeno para la oxidación del sustrato, a	$\frac{mg\ O_2}{mg\ DBO_5\ removido}$	0,63	0,52	
Constante para la utilización de oxígeno durante el catabolismo endógeno, b	d ⁻¹	0,21		

CONCLUSIONES

1. La cantidad de materia orgánica promedio, medida como DBO₅ y DQO, que presentan las aguas residuales domésticas provenientes de tanques sépticos fue de 109 mg/L y 219 mg/L respectivamente. Estos valores no cumplen con los límites de descarga que marca la NOM-001-SEMARNAT-1996 para nuestro tipo de suelo de acuerdo a la LFD 2008 (límites máximos de DBO₅ = 30 mg/L y de DQO = 100 mg/L). Por otro lado, las características que presentan estas aguas residuales permiten un tratamiento biológico.
2. Con el tratamiento biológico por medio de lodos activados propuesto, manejando diferentes caudales, se logró reducir el valor de la DBO₅ y de la DQO solubles. Las eficiencias de remoción con respecto a la DBO₅ fueron 89,3%, 93,1% y 94,2% para los caudales de 4, 3 y 2 L/h respectivamente. Con respecto a la DQO, las eficiencias fueron 74,1%, 84,7% y 82,3% para los mismos caudales manejados.
3. Con un TRH de 4.5 horas se alcanzan

concentraciones de DBO₅ y DQO en el efluente que cumplen con la normatividad vigente. Este TRH es menor al recomendado en otros estudios para este tipo de sistema de tratamiento.

4. Los valores de los parámetros y constantes biocinéticos obtenidos fueron: constante de remoción de sustrato k = 0,038 L/(mg d), tasa de crecimiento de biomasa Y = 0,54 mg SSVLM producido/mg DBO₅ removido, tasa de decaimiento endógeno k_d = 0,072 d⁻¹, constante de utilización de oxígeno para la oxidación del sustrato a = 0,63 mg O₂/mg DBO₅ removido y la constante para la utilización de oxígeno durante el catabolismo endógeno b = 0,21 d⁻¹.
5. A partir de los valores obtenidos de los parámetros biocinéticos de diseño del sistema de tratamiento y de la cantidad de remoción de materia orgánica, se puede concluir que el proceso de tratamiento mediante lodos activados es adecuado para el tipo de agua residual empleada en el estudio, por lo que se considera que dichos parámetros pueden ser utilizados en el diseño de una planta de tratamiento a escala real.

BIBLIOGRAFÍA

APHA, AWWA, WEF. (2005). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 21st edition, USA.

Ávila J. (1999). *Estudio de la tratabilidad de las aguas residuales domésticas de un sistema de drenaje al vacío*. Tesis de Maestría, Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de Yucatán. Mérida, Yucatán, México.

Canter L., Knox R. (1985). *Septic tank system effects on ground water quality*. Lew Publishers, Inc. 53-54.

Cronje G., Beeharry A., Wentzel M., Ekama G. (2002). *Active biomass in activated sludge mixed liquor*. Water Research, No. 36, pp. 439–444.

Eckenfelder, Jr. W.W. & Ford, D.D. (1970). *Water pollution control: experimental procedures for process design*, The Pemberton Press. Jenkins Publishing Company, Autin.

Gernaey K., Van Loosdrecht M., Henze M., Lind M., Jorgensen S. (2004). *Activated sludge wastewater treatment plant modelling and simulation. State of the art*, Environmental Modelling & Software, No. 19, pp. 763–783.

INEGI. (2000). *Tabla de viviendas con excusado y porcentaje respecto al total de viviendas por entidad federativa*, Instituto Nacional de Estadística Geográfica e Informática.

Jensen P., Weeks T. (1977). *Analysis and estimation of discharges from waterfront septic tanks, tidal marshes, and recreational boating*. Task Report 2324.

Ley Federal de Derechos LFD. (2008). *Disposiciones aplicables en materia de aguas nacionales*.

Metcalf & Eddy Inc. (1994). *Ingeniería Sanitaria: Tratamiento, evacuación y reutilización de aguas residuales*, Ed. Labor.

Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales.

Opazo U. (2000). *Ingeniería sanitaria aplicada a saneamiento y salud pública*. Ed. Limusa.

Ramalho R. S. (2003). *Tratamiento de aguas residuales*, Ed. Reverté, S. A.

Este documento debe citarse como:

Castillo Borges E. R., Lizama Solís C. E., Méndez Novelo R. I., García Sosa J., Espadas Solís A., Pat Canul R. (2011). **Tratamiento de efluentes de fosas sépticas por el proceso de lodos activados**. Ingeniería, Revista Académica de la FI-UADY, 15-3, pp 157-165, ISSN: 1665-529-X.