

**ESTABILIZACIÓN DE LODOS ACTIVADOS
UTILIZANDO UN DIGESTOR DE CRECIMIENTO
SUSPENDIDO Y MEZCLA COMPLETA**

MARIBET RINCÓN¹, NANCY RINCÓN², ISMENIA ARAUJO³, ÁNGEL CASANOVA⁴,
ALTAMIRA DÍAZ² Y JOAN MATA⁵

¹*Departamento de Ingeniería Suelos y Agua, Facultad de Agronomía,
Universidad del Zulia, ZU 4005, Apartado Postal 15205,
Maracaibo, Estado Zulia, Venezuela
maribetrincon@yahoo.es*

²*Departamento de Ingeniería Sanitaria y Ambiental,
Facultad de Ingeniería, Escuela de Civil, Universidad del Zulia,
Apartado Postal 4011-A-526, Maracaibo, Estado Zulia, Venezuela*

³*Laboratorio de Microbiología Industrial,
Centro de Investigación del Agua, Facultad de Ingeniería,
Universidad del Zulia, Apartado 526, Maracaibo 4001-A,
Estado Zulia, Venezuela*

⁴*Departamento de Estadística, Facultad de Agronomía,
Universidad del Zulia, ZU 4005, Apartado Postal 15205,
Maracaibo, Estado Zulia, Venezuela*

⁵*Departamento de Ingeniería Química,
Universidad de Barcelona, Martí i Franquès 1,
Pta.6 E-08028 Barcelona, España*

Resumen. Los lodos activados provenientes de una Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) perteneciente a una industria cervecera en el estado Zulia, Venezuela, fueron estabilizados a través de la implementación de un digestor anaerobio de crecimiento suspendido y mezcla completa de 3,5 L, trabajando con flujo discontinuo, bajo condiciones mesofílicas (35–37 °C). Esta estabilización se evaluó en dos fases para evaluar la incidencia de lodos inóculos diferentes, con tiempos de retención hidráulicos (TRH) de 30, 25 y 15 días para la Fase I y II. El mejor funcionamiento se obtuvo con el lodo inóculo Fase II y las mayores remociones se obtuvieron al aplicar la carga orgánica volumétrica de 1,2 kg de DQO m³/día con un TRH de 30 días, donde se removió el 31% de la DQO_{total}, 10% de sólidos totales (ST) y 31% de sólidos volátiles (SV). La concentración de metano en el biogás estuvo alrededor del 60%. El

tratamiento aplicando un TRH de 30 días promovió la eliminación completa de coliformes totales y fecales, se removió el 50% de los estreptococos totales y el 75% de enterococos fecales. Se detectaron incrementos de *Pseudomonas aeruginosa* en el efluente del digestor para todos los TRH aplicados, obteniéndose el máximo valor (99,98%) en el TRH de 15 días. La mayor remoción de hongos y levaduras fue del 99,5% al aplicar el TRH de 30 días. *Recibido: 22 septiembre 2008, aceptado: 03 marzo 2009.*

Palabras clave. Estabilización, anaerobio, lodos activados, digestor de crecimiento suspendido, coliformes.

STABILIZATION OF ACTIVATED SLUDGE USING A COMPLETE MIXTURE SUSPENDED GROWTH DIGESTER

Abstract. Activated sludge from a Wastewater Treatment Plant (WTP), belonging to the brewery industry, Zulia State, Venezuela, was stabilized by using a 3.5 L suspended growth anaerobic digester, with complete mixing, and working with discontinuous flows, under mesophilic conditions (35–37 °C). Stabilization was evaluated in two phases, to evaluate the effect of different sludge inoculums, with 30, 25 and 15 day hydraulic retention times (HRT) for both phases I and II. Best performance was obtained with Phase II inoculums, and highest removal was obtained by applying the volumetric organic load of 1.2 kg of COD m³/day, with a 30-day HRT, where 31% of the COD_{total}, 10% of total solids and 31% of volatile solids were removed. Methane concentration in biogas was ~60%. The 30-day HRT treatment completely eliminated total and fecal coliforms, 50% of total streptococci, and 75% of fecal enterococci. An increase in *Pseudomonas aeruginosa* was detected in digester effluent for all HRT applied, obtaining a maximum of 99.98% in the 15-day HRT. Highest removal (99.5%) of fungi and yeasts was obtained with a 30-day HRT. *Received: 22 September 2008, accepted: 03 March 2009.*

Key words. Stabilization, anaerobic, activated sludge, suspended growth reactor, coliforms.

INTRODUCCIÓN

Los procesos de tratamiento aerobios aplicados a aguas residuales industriales producen una gran cantidad de biomasa o lodo no estabilizado que debe ser dispuesto de una manera segura. Los tratamientos biológicos estimulan la degradación de la materia orgánica presente por procesos de biotransformación o mineralización. La disminución del sustrato genera una

reducción en la cantidad de microorganismos presentes, produciéndose la estabilización del lodo (Smith *et al.* 2005).

Entre los procesos utilizados para el tratamiento de los lodos biológicos se encuentran el tratamiento biológico aerobio y anaerobio, compostaje, secado con aplicación de gases calientes, tratamientos térmicos, aplicación de radiación, estabilización con cal y pasteurización, entre otras alternativas (EPA 2003). La digestión anaerobia es el tratamiento convencional más comúnmente utilizado (ADAS 2001). En el estado Zulia, Venezuela, no se ha dispuesto de ninguna experiencia, a escala piloto o real, donde se utilizarán digestores para la degradación anaerobia de lodos; aun cuando existen industrias que generan lodos a partir de los sistemas de tratamiento para sus efluentes líquidos, razón por la cual, la eficiencia de esta tecnología es fundamental en este estudio.

La viabilidad y eficiencia del tratamiento anaerobio con lodos secundarios provenientes de plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) domésticas, inclusive la co-digestión con fracciones orgánicas, en digestores de crecimiento suspendido y mezcla completa se ha estudiado por diversos investigadores (Del Borghi *et al.* 1999, Sosnowski *et al.* 2003, Bolzonella *et al.* 2005, Gómez *et al.* 2006 y Arnaiz *et al.* 2006) convirtiéndolo en una alternativa para el tratamiento de lodos activados cerveceros. El objetivo de esta investigación es evaluar la estabilización de un lodo activado proveniente de una PTAR, generado en una industria cervecera, utilizando un digestor anaerobio de crecimiento suspendido y mezcla completa en condiciones mesofílicas.

La estabilización se evaluó mediante la reducción de la Demanda Química de Oxígeno, Sólidos Totales, Sólidos Volátiles y la remoción de organismos indicadores como coliformes totales y fecales, estreptococos totales, enterococos fecales, *Pseudomonas aeruginosa*, hongos y levaduras. La Demanda Química de Oxígeno y los sólidos volátiles son utilizados como un indicador de la cantidad de materia orgánica contenida en el lodo, por tanto, la cantidad de sólidos volátiles destruidos y Demanda Química de Oxígeno removida en el proceso de estabilización, pueden ser usados como una medida de la efectividad en la estabilización del componente orgánico del lodo (De La Rubia *et al.* 2006).

MATERIALES Y MÉTODOS

El lodo activado a estabilizar se tomó en la fosa de centrifugado de la PTAR de una industria cervecera ubicada en el municipio San Francisco, estado Zulia, Venezuela. Por otra parte, el lodo inoculado provino de un digestor mesofílico, de recirculación interna (IC) perteneciente a la misma PTAR. En esta planta se aplican tratamientos biológicos aerobios y anaerobios para la degradación de la materia orgánica de efluentes líquidos, con caudales entre 320 a 500 m³/h, generando actualmente un volumen aproximado de lodos de 1.500 m³/mes.

Se utilizó un digestor anaerobio de crecimiento suspendido, con un volumen útil de 3,5 L, construido con un cilindro doble de vidrio (marca Trallero and Schlee); en el espacio entre las paredes del reactor, circulaba el agua a una temperatura de 35–37 °C, mediante un baño de circulación digital programable. Este reactor estaba dotado de un sistema de agitación acoplado a un motor de 0,05 HP que impedía la incrustación de materia orgánica en las paredes, garantizando la mezcla completa y su desempeño se evaluó a una velocidad rotacional de aproximadamente 130 rpm. En este digestor el tiempo de retención hidráulico (TRH) y el tiempo de retención celular (θ_c) fueron iguales.

Para la determinación del mejor TRH se establecieron tres tratamientos: el tratamiento T₁ a 30 días, con una carga orgánica volumétrica COV de 1,2 kg DQO/m³/día, el tratamiento T₂ a 25 días, con una COV de 1,4 kg DQO/m³/día y el tratamiento T₃, a 15 días, con una COV de 2,08 kg DQO/m³/día. Se inició el ensayo con el T₁ y las COV se incrementaron sólo cuando se obtuvo la estabilización para la condición de carga existente. La condición de estabilización se alcanzó cuando los coeficientes de variación en las determinaciones de la DQO, ST y SV en el efluente resultaron menores al 5%. El experimento se realizó en dos fases; la Fase I con los tratamientos T₁, T₂ y T₃ y una Fase II donde se repitieron los tratamientos T₁, T₂ y T₃, sin inocular el digestor con el lodo proveniente del reactor IC, dejando solamente para el T₃ de la Fase I el lodo obtenido del digestor, con el objeto de observar la influencia de diferentes lodos en el tratamiento. La evaluación del funcionamiento para el sistema de tratamiento requirió un tiempo total de 200 días.

El análisis estadístico se realizó mediante el programa computarizado SPSS versión 13. Se estableció un análisis de regresión, utilizando un modelo polinomial cuadrático, a los porcentajes de remoción para la DQO, ST y SV.

El análisis de regresión para estas variables, se determinó en función del TRH y las Fases I y II como variable Dummy.

Los parámetros a medir en cada tratamiento fueron: producción diaria del biogás (por desplazamiento del agua), el pH, ST, SV, DQO y la Alcalinidad Total, los cuales, se midieron de acuerdo al Standard Methods (APHA 2005). Los Ácidos Grasos Volátiles (AGV) se determinaron mediante un cromatógrafo de gas Perkin Elmer modelo Autosystem XL con un Detector de Ionización de Llama (FID) y una columna de Nukol 30 m. Como gas de arrastre se utilizó Helio con un caudal de 20 cm/s, y temperaturas: en el horno, de 185 °C; en el inyector, de 280 °C y en el FID, de 250 °C. Las muestras de lodo, se centrifugaron por una hora y se filtraron, utilizando un filtro de 0,20 µm. Para acidificar la muestra se añadió 1 mL de ácido fórmico (1%) por cada 10 mL de muestra, y se inyectaron 5 µL en el cromatógrafo. La concentración de metano se midió a través de un cromatógrafo de gases Perkin Elmer modelo Autosystem XL con una columna empacada Hayesep D 100/120. Se acopló al sistema un Detector de Conductividad Térmica (TCD), la temperatura del horno se fijó en 35 °C y la del inyector en 120 °C; se uso helio como gas de arrastre, a 40 mL/min, y se inyectó un volumen de 40 µL en el puerto correspondiente al TCD.

Otros parámetros como: Nitrógeno amoniacal (NA), Nitrógeno Kjeldahl (NK), Fósforo Total (PT), Coliformes Totales (CT) y Fecales (CF), Estreptococos Fecales (EF), Enterococos Totales (ET), *Pseudomonas aeruginosa* (PA), Hongos y Levaduras (HL) se realizaron al final de cada tratamiento, de acuerdo al Standard Methods (APHA 2005), una vez lograda la estabilización del digestor.

Previo a la alimentación del reactor con el lodo activado, se ensayó la actividad del lodo inóculo con un sustrato biodegradable (glucosa) comprobando su actividad con el volumen de biogás desplazado, a esta fase se le denominó etapa de aclimatación, en la cual los microorganismos presentes degradaron la glucosa por vía anaerobia. Esta etapa se extendió por un período de 14 días. Para la culminación de la misma se produjo, por cada gramo de DQO removido, 225 mL diarios de CH₄ bajo condiciones normales y por aproximarse al valor teórico de 350 mL CH₄ por cada gramo de DQO removido (Campos 1999), se decidió alimentar el digestor con el lodo a ensayar.

El lodo que sirvió de inóculo para la Fase I, se diluyó con agua destilada hasta aproximadamente 14 g/L. Este valor representó la mitad del valor de los

ST en el lodo activado a tratar, debido a que se esperaban remociones por el orden del 50% (Kaparaju *et al.* 2008).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las caracterizaciones realizadas a los lodos que sirvieron de inóculo y sustrato se muestran en la Tabla 1, a partir de la cual, se obtiene que la relación de SV/ST en el lodo inóculo fue de 59% y para ambas Fases, en el lodo activado fue de 62%, evidenciando una alta proporción de biomasa en el sistema de tratamiento.

Tabla 1. Caracterización del lodo de inóculo y lodo activado a tratar, en ambas fases I y II.

Parámetros	Lodo Inóculo		Lodo Activado	
	Fase I	Fase II	Fase I	Fase II
pH	7,43 ($\pm 0,41$)	8,06 ($\pm 0,38$)	6,99 ($\pm 0,43$)	7,89 ($\pm 0,30$)
Sólidos Totales (g/L)	14,56 ($\pm 0,82$)	30,80 ($\pm 1,10$)	33,71 ($\pm 1,23$)	33,23 ($\pm 1,31$)
Sólidos Volátiles (g/L)	8,52 ($\pm 0,42$)	18,13 ($\pm 0,76$)	20,83 ($\pm 0,66$)	20,96 ($\pm 0,65$)
DQO Total (g/L)	12,84 ($\pm 0,47$)	25,50 ($\pm 1,30$)	35,91 ($\pm 1,67$)	30,42 ($\pm 1,65$)
DQO disuelta (g/L)	0,50 ($\pm 0,023$)	0,45 ($\pm 0,020$)	1,53 ($\pm 0,05$)	0,24 ($\pm 0,012$)
Alcalinidad CaCO ₃ (mg/L)	1.325,00 ($\pm 59,30$)	2.456,00 ($\pm 104,16$)	760,00 ($\pm 28,40$)	675,00 ($\pm 19,46$)
Nitrógeno Kjeldahl (mg/kg)	19.384,62 ($\pm 580,46$)	42.487,94 ($\pm 2160,20$)	38.325,69 ($\pm 1829,33$)	35.120,56 ($\pm 1522,12$)
Nitrógeno Amoniacal (mg/kg)	4.692,31 ($\pm 360,23$)	14.707,07 ($\pm 850,40$)	3.903,03 ($\pm 230,34$)	544,22 ($\pm 10,12$)
Fósforo (mg/kg)	1.618,78 ($\pm 40,23$)	637,27 ($\pm 12,11$)	266,28 ($\pm 12,13$)	855,37 ($\pm 40,45$)
Ácidos Grasos	ND	23,72	16,80	ND
Volátiles (mg/L)		($\pm 1,12$)	($\pm 0,45$)	

Los resultados están expresados como la media $\pm$ desviación estándar (n = 3). ND = No detectable, L_{DD}AGV = 10,68 mg/L.

En el tratamiento anaerobio el Nitrógeno y el Fósforo son macronutrientes esenciales, y la proporción de los mismos en relación a la materia orgánica presente (expresada como DQO) fue DQO:N:P 500:5:1 (Campos 1999). Esta necesidad de macronutrientes fue cubierta con el aporte del lodo de inóculo de la Fase I (17.045 mg/kg:19.385 mg/kg:1.619 mg/kg) donde se requirieron por lo menos 170 y 34 mg/kg de N y P respectivamente, los cuales, fueron apropiadamente suplidos. De la misma manera, se cubrió esta demanda con el inóculo en la Fase II y para los lodos activados a tratar en ambas fases, tal y como se observa en la Tabla 1.

En la Tabla 2 se muestra la DQO obtenida durante la degradación de los lodos activados en el digestor. Puede observarse que para la Fase I aplicando TRH de 30, 25 y 15 días, se obtuvieron remociones de 40, 36 y 33% respectivamente. En la Fase II, se trabajó con la biomasa generada durante la Fase I, obteniéndose de esta forma remociones ligeramente menores al compararla con la Fase I; probablemente debido a la permanencia (más de 100 días) de los microorganismos que integraron el inóculo, los cuales pudieron generar entre ellos interacciones de competencia por el sustrato, depredación interespecífica, acumulación de sustancias no degradables y materiales inorgánicos que actuaron como inhibidores de los organismos presentes (Hongoh *et al.* 2005).

Tabla 2. Valores de DQO Total y remociones para las diferentes estabilizaciones, en ambas fases I y II.

Parámetro	Fase I			Fase II		
	TRH	TRH	TRH	TRH	TRH	TRH
	30 días	25 días	15 días	30 días	25 días	15 días
DQO Total	34,03	34,03	34,03	29,68	29,68	29,68
Afluente (g/L)	($\pm 1,65$)	($\pm 1,65$)	($\pm 1,65$)	($\pm 2,10$)	($\pm 2,10$)	($\pm 2,10$)
DQO Total	20,50	21,91	22,86	20,28	22,55	23,23
Efluente (g/L)	($\pm 0,95$)	($\pm 0,41$)	($\pm 0,28$)	($\pm 0,46$)	($\pm 0,12$)	($\pm 0,03$)
Remoción (%)	39,77	35,61	32,83	31,67	24,01	21,73
	($\pm 2,78$)	($\pm 1,19$)	($\pm 0,83$)	($\pm 1,57$)	($\pm 0,41$)	($\pm 0,86$)
Estimación Modelo (%)	40,03	33,41	31,90	29,96	23,35	21,83

Los resultados están expresados como la media $\pm$ desviación estándar ($n = 5$), tomados en el período de estabilización del reactor.

Los porcentajes de remoción para la DQO incrementaron para los mayores tiempos de retención hidráulica. Estos resultados coinciden con los obtenidos por De La Rubia *et al.* (2006), quienes utilizaron un reactor anaerobio termofílico de mezcla completa con TRH de 75, 40, 27, 20 y 15 días, a escala piloto (150 L), el cual, fue alimentado con lodos mixtos conteniendo 35 g/L de SV y la DQO total incrementó con la reducción del TRH o cuando se aumentó la COV aplicada.

Utilizando el programa computarizado SPSS, se obtuvo la ecuación de regresión estimada con un coeficiente de determinación $R^2 = 0,963$, representada por:

$$RDQO = 0,078TRH^2 - 2,968TRH + 10,064 Fase + 48,801 \quad (1)$$

donde RDQO = Porcentaje de Remoción DQO, TRH = Tiempo de Retención Hidráulica (días) y Fase representa los dos ensayos realizados, tomando valores de 1 para la Fase I y 0 para la Fase II. De acuerdo al análisis realizado, los coeficientes lineal y cuadrático obtenidos para TRH y lineal para Fase fueron altamente significativos, es decir, estos coeficientes explican la tendencia de la curva para un nivel de significancia ($\alpha = 0,05$). Sólo la interacción F x T resultó ser no significativa para explicar el porcentaje de remoción de la DQO, es decir las curvas que representan la Fase I y Fase II tienen la misma forma y tendencia.

Se midió el comportamiento de las variables ST y SV, y los resultados se muestran en las Tablas 3 y 4. Se requirieron 40 días hasta observar la estabilización del reactor en un TRH de 30 días, los valores de los ST y SV en la estabilización fueron de 23 g/L y 13 g/L respectivamente. Este último valor fue menor al obtenido por Gómez *et al.* (2006), quienes realizaron una investigación con lodos primarios cuyo contenido de ST era del 6%, en un digestor anaerobio de 3 L, con velocidades de mezcla de 80 rpm y para un TRH de 37 días, el valor de los SV estuvo en el orden de 19,1 g/L.

Las remociones de los ST y SV están por el orden de 33 y 35% respectivamente al aplicar el TRH de 30 días. Cuando se aplicó el TRH de 25 días éstas remociones fueron de 23 y 33%, y para el TRH de 15 días fueron 19 y 30%. Al repetir todos los tratamientos anteriores para la Fase II, los ST a la salida se mantuvieron alrededor de 30 g/L hasta finalizar todo el ensayo, obteniéndose porcentajes de eliminación de 11, 10 y 10% para los TRH de 30, 25 y 15 días respectivamente. Estos porcentajes marcan una acentuada diferencia a los obtenidos durante la Fase I, debido a que en la Fase II se utili-

Tabla 3. Sólidos Totales y porcentajes de remoción en el período de estabilización, en ambas fases I y II.

Parámetro	Fase I			Fase II		
	TRH 30 días	TRH 25 días	TRH 15 días	TRH 30 días	TRH 25 días	TRH 15 días
Sólido Total	35,16	36,51	36,51	33,23	33,23	33,23
Afluente (g/L)	($\pm 0,73$)	($\pm 0,61$)	($\pm 0,61$)	($\pm 0,42$)	($\pm 0,42$)	($\pm 0,42$)
Sólido Total	23,48	28,23	29,45	29,47	29,87	30,00
Efluente (g/L)	($\pm 0,20$)	($\pm 0,42$)	($\pm 2,28$)	($\pm 0,07$)	($\pm 0,20$)	($\pm 0,44$)
	33,22	22,68	19,35	11,32	10,11	9,76
Remoción (%)	($\pm 0,56$)	($\pm 1,16$)	($\pm 1,84$)	($\pm 0,22$)	($\pm 0,60$)	($\pm 1,33$)
Estimación						
Modelo (%)	31,94	24,30	18,76	12,18	8,3	10,29

Los resultados están expresados como la media $\pm$ desviación estándar (n=5), tomados en el período de estabilización del reactor.

Tabla 4. Sólidos Volátiles y porcentajes de remoción en el período de estabilización, en ambas fases I y II.

Parámetro	Fase I			Fase II		
	TRH 30 días	TRH 25 días	TRH 15 días	TRH 30 días	TRH 25 días	TRH 15 días
Sólido Volátil	19,70	23,24	23,24	20,96	20,96	20,96
Afluente (g/L)	($\pm 0,57$)	($\pm 0,60$)	($\pm 0,60$)	($\pm 0,73$)	($\pm 0,73$)	($\pm 0,73$)
Sólido Volátil	12,90	15,47	16,34	14,46	15,14	17,10
Efluente (g/L)	($\pm 0,26$)	($\pm 0,29$)	($\pm 0,61$)	($\pm 0,46$)	($\pm 0,29$)	($\pm 0,18$)
Remoción (%)	34,52	33,43	29,70	31,01	27,75	18,41
	($\pm 1,35$)	($\pm 1,22$)	($\pm 2,19$)	($\pm 2,19$)	($\pm 1,42$)	($\pm 0,85$)
Estimación						
Modelo (%)	30,82	32,83	30,09	30,78	28,84	18,21

Los resultados están expresados como la media $\pm$ desviación estándar (n = 5), tomados en el período de estabilización del reactor.

zó el lodo formado durante la estabilización del digestor que había trabajado en forma continua durante un período considerable de tiempo (en este caso 100 días). Durante la Fase II se obtuvieron menores porcentajes de eliminación de ST, debido a la acumulación de material inorgánico dentro del digestor. Sin embargo, la parte orgánica o SV fue removida con porcentajes importantes, a pesar de que los lodos secundarios son más difíciles de degradar en comparación a los primarios, debido a que tienen menor cantidad de materia orgánica biodegradable (Arnaiz *et al.* 2006).

En la Fase II, los SV obtenidos para TRH de 30, 25 y 15 días fueron: 14 g/L, 15 g/L y 17 g/L con porcentajes de eliminación de 31%, 28% y 18% para COV de 0,69; 0,83 y 1,37 kg SV/m³_{digestor}/día. Estas remociones fueron similares a las obtenidas por Bolzonella *et al.* (2005), quienes obtuvieron remociones en el orden de 13–27% para una COV de 1 kg SV/m³_{digestor}/día. Los porcentajes de remoción para los ST y SV fueron menores a medida que los tiempos de retención disminuyeron.

El análisis de regresión aplicando un modelo polinomial cuadrático a los porcentajes de remoción para los ST y SV durante el período de estabilización en función del TRH y las fases resultaron en ecuaciones de regresión para los porcentajes de eliminación de los ST y SV con coeficientes de determinación $R^2 = 0,968$ y $0,917$ respectivamente, representados por:

$$RST = 0,065TRH^2 - 2,799TRH - 2,833 \text{ Fase} + 0,753 FxT + 37,653 \quad (2)$$

$$RSV = -0,045TRH^2 + 2,863TRH + 23,703 \text{ Fase} - 0,789 FxT - 14,603 \quad (3)$$

donde: RST = Porcentaje de Remoción ST, RSV = Porcentaje de Remoción SV, TRH = Tiempo de Retención Hidráulico (días), Fase = Representa la fase, en la cual, se desea ejecutar el modelo, tomando valores de 1 para la Fase I y 0 para la Fase II y F x T representa la interacción entre las variables fase y TRH.

El análisis de varianza aplicado indica que los valores de las medias de los TRH son significativamente diferentes ($P < 0,05$) con un 5% de nivel de confianza tanto para los sólidos totales como para los volátiles. En el caso del modelo para ST la variable fase resultó ser no significativa ($P > 0,05$). Sin embargo, se incluye para separar la data en las dos fases del tratamiento. Todas las variables restantes involucradas en el modelo resultaron ser altamente significativas para la estimación de los porcentajes de eliminación de los ST, de la misma manera resultaron ser significativas para el porcentaje de remoción de los SV.

No se detectaron AGV en las estabilizaciones alcanzadas para los TRH de 30 y 25 días, para un $L_{DD}AGV$ de 10,68 mg/L. Esto indica que toda la materia orgánica acidificada fue transformada a metano. Sin embargo, la ruta metabólica seguida en la fermentación de los lodos de la cervecería favoreció la producción de ácido acético para el TRH de 15 días, donde se obtuvo un valor de 23,72 mg/L para la Fase I y 11,54 mg/L en la Fase II. Estos valores aunque son muy pequeños, podrían ser un indicativo de que a menores TRH se

incrementan las concentraciones de AGV, lo que se corresponde con lo obtenido por Pedrique *et al.* (2007). Gavala *et al.* (2003), también encontraron bajos contenidos de AGV en digestores por carga anaerobios bajo condiciones mesofílicas aplicando pre-tratamientos a 70 °C.

Aunque fueron bajos los contenidos de ácido acético encontrados, éste y el butírico son considerados como óptimos en la fermentación de los productos de la fase metanogénica. Se ha reportado que el ácido propiónico se acumula rápidamente en los reactores anaerobios, por tanto se prefiere la formación del ácido butírico en vez del propiónico, debido a que este es fácilmente metabolizado a metano vía acetato (Baloch *et al.* 2007).

En esta investigación se logró la transformación de la DQO a metano. La hidrólisis resultó ser la etapa limitante, debido a que la remoción máxima de la DQO fue de 31% y el contenido de ácido acético en la salida del digestor fue muy bajo. Por lo tanto, la materia orgánica restante no llegó a transformarse a AGV.

El porcentaje de metano generado en los TRH estudiados para la Fase I varió desde 60%, 64% a 65%. Estos resultados concuerdan con los obtenidos por Sosnowski *et al.* (2003), quienes trabajaron con lodos primarios, combinación entre lodos y fracciones orgánicas de residuos sólidos en una proporción 3:1, y sólo fracciones orgánicas de residuos sólidos en reactores anaerobios obteniendo concentraciones de metano en el biogás por encima de 60% para todos los casos. En la Fase II se obtuvieron porcentajes de metano en el orden de 49%, 56% y 65% para los TRH de 30, 25 y 15 días. Las concentraciones de metano obtenidas para la COV de 2,3 kg DQO m³/día durante las Fases I y II coinciden con las alcanzadas por Del Borghi *et al.* (1999), quienes para una COV de 1,6 gSV/dm³ obtuvieron una concentración de metano del 62% para un tiempo de retención de 15 días.

Las Figuras 1(a) y 1(b) muestran el efecto del TRH en la tasa de producción de metano, donde se observa, tal y como se esperaba, el incremento de la tasa de producción volumétrica de metano desde 0,08 a 0,11 m³.CH₄/m³/día durante la Fase I y 0,06 a 0,11 m³.CH₄/m³/día en la Fase II para los TRH desde 30 hasta 15 días respectivamente.

El gas metano a temperatura y presión estándar (20 °C y 1 atm) tiene un valor calorífico de 35.800 Kj/m³. Debido a que el porcentaje de metano en el biogás es de alrededor del 60%, el valor calorífico del gas en el reactor es de aproximadamente 21.480 Kj/m³, en comparación con el gas natural, el cual es

una mezcla de metano, propano y butano proporcionando un valor calorífico de 37.300 KJ/m^3 (Metcalf y Eddy, Inc. 2004). Así pues, el biogás rico en metano puede ser utilizado para la generación de calor o energía eléctrica para varias aplicaciones en el proceso industrial donde se involucre este tipo de reactor.

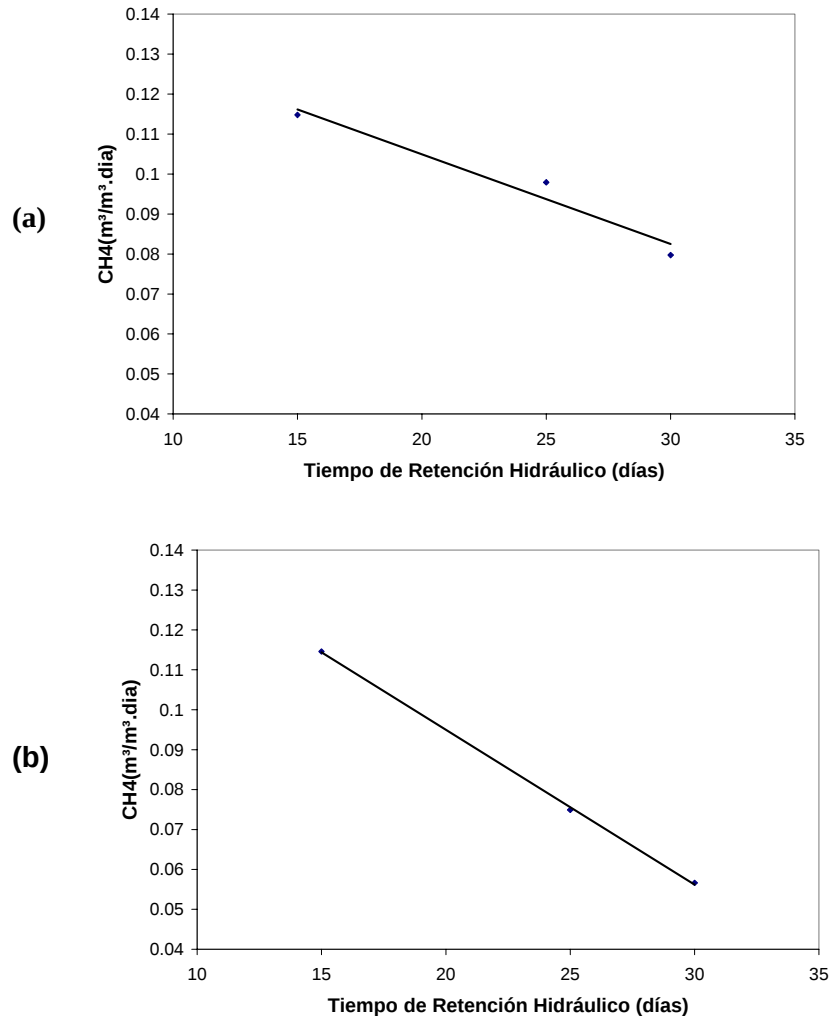


Figura 1. a) TRH vs. Tasa de producción volumétrica de Metano durante la Fase I, b) TRH vs. Tasa de producción volumétrica de Metano durante la Fase II.

El incremento de la COV aumentó la producción específica diaria de biogás por gramo de sólido volátil añadido a 0,022, 0,024 y 0,027 $\text{g}^{-1}\text{SV}_{\text{alimento}}$ para TRH de 30, 25 y 15 días respectivamente. De igual forma, similares resultados fueron obtenidos durante la Fase II, donde se obtuvieron producciones de 0,019, 0,022 y 0,030 $\text{g}^{-1}\text{SV}_{\text{alimento}}$ para TRH de 30, 25 y 15 días respectivamente, observando un aumento progresivo de la producción cuando se disminuyó el TRH. Esta misma tendencia fue observada en el trabajo de Yang *et al.* (2003).

REMOCIÓN DE MICROORGANISMOS

Los microorganismos detectados en la entrada y salida del digestor durante el ensayo se presentan en la Tabla 5. El tratamiento aplicando un TRH de 30 días promovió la eliminación completa de los coliformes totales (CT) y fecales (CF). Con un TRH de 25 días, también ocurrió la eliminación completa de los CT. El único tratamiento que no mostró una remoción completa para los CT fue con un TRH de 15 días, esta reducción estuvo en el orden de 1 log. La eliminación de los CF fue absoluta para el TRH de 15 días.

Tabla 5. Parámetros Microbiológicos para los diferentes Tiempos de Retención.

TRH de 30 días		TRH de 25 días		TRH de 15 días	
Entrada	Salida	Entrada	Salida	Entrada	Salida
Coliformes Totales NMP/100mL					
$6,6 \times 10^2$	< 2	$2,6 \times 10^4$	< 2	$2,2 \times 10^4$	2×10^3
Coliformes Fecales NMP/100mL					
$2,2 \times 10^2$	< 2	< 2	< 2	2×10^3	< 2
Estreptococos Totales NMP/100mL					
$3,2 \times 10^4$	$1,6 \times 10^4$	4×10^3	4×10^2	4×10^2	5×10^3
Enterococos Fecales NMP/100mL					
1,6	0,4	$1,7 \times 10^2$	4×10^1	2×10^2	$1,4 \times 10^3$
<i>Pseudomonas aeruginosa</i> NMP/100mL					
$0,9 \times 10^6$	$1,6 \times 10^6$	$1,7 \times 10^4$	$2,2 \times 10^4$	4×10^3	$1,6 \times 10^7$
Hongos y levaduras UFC/mL					
6×10^5	3×10^3	1×10^5	1×10^4	6×10^5	1×10^5

Los valores de CF obtenidos para todas las muestras pueden considerarse satisfactorios ya que fueron inferiores a los exigidos por la Regulación 40 CFR Parte 503 de la EPA (1995), para el uso agrícola de biosólidos Clase A, los cuales no deben exceder concentraciones de 1×10^3 NMP de CF/g peso seco. Los biosólidos clase B son autorizados para uso agrícola restringido, la norma establece que la densidad de CF no exceda de 2×10^6 NMP de CF/g peso seco (EPA 1995).

Las temperaturas mesofílicas no inactivan patógenos directamente y los resultados presentados en esta investigación sugieren que otras condiciones, como la limitación del sustrato y competencia microbiana son los responsables de la destrucción para los patógenos durante la digestión anaerobia mesofílica de los lodos activados cervceros, según lo reseña Smith *et al.* (2005), quienes reportan que una mezcla eficiente y una estabilización de la materia orgánica son los principales factores que controlan la tasa de inactivación de organismos patógenos como *Escherichia coli* y *Salmonella* spp. bajo condiciones mesofílicas, y concluyen que la tasa de inactivación de organismos patógenos no es únicamente un efecto directo de la temperatura.

La acción conjunta de una mezcla eficiente y la estabilización de la materia orgánica conllevó en esta investigación, al control de las densidades poblacionales bacterianas, cuya dinámica dependió del influente, reflejándose en la estabilización del reactor.

El porcentaje de eliminación para los estreptococos totales (ET) durante el TRH de 30 días fue del 50%, y para los enterococos fecales (EF) del 75%, aunque la presencia de los mismos en el lodo activado se mantuvo muy baja (en el orden de 1,6 NMP de EF/100 mL) y una vez culminado el tratamiento llegó a ser igual a 0,4 NMP de EF/100 mL. El porcentaje de eliminación para el TRH de 25 días para los estreptococos estuvo en el orden del 90% y 76% para los enterococos fecales. Para el TRH de 15 días, las cantidades de estreptococos y enterococos aumentaron en la salida comparado con el afluente, esto se debió a que los microorganismos incrementaron su densidad poblacional por escisión binaria y las nuevas células permanecieron adheridas a la célula que le dio origen, formando acúmulos o agregados (Madigan *et al.* 2004) que por la hidráulica del digestor provocaron incrementos de las densidades poblacionales respecto a la entrada.

Para todos los TRH aplicados, se detectaron incrementos de la *Pseudomonas aeruginosa* a la salida del digestor. Esto se debió a que estos microorganismos utilizan compuestos orgánicos de bajo peso molecular,

generados durante la etapa de la acidogénesis, tales como ácidos grasos volátiles de cadena corta y H_2 (Campos 1999). Algunas cepas del género *Pseudomonas* son quimiolitotróficos y utilizan H_2 o CO como únicos donadores de electrones. Además crecen quimioorganotróficamente a pH neutro y a temperaturas en la zona mesofílica (Madigan *et al.* 2004).

El crecimiento de *Pseudomonas aeruginosa* obtenido en el efluente del reactor no debe ser una limitante de la incorporación de este lodo al suelo, puesto que *Pseudomonas* es uno de los géneros bacterianos más frecuentes encontrados en el suelo. De hecho, Atlas y Bartha (2002) presentan porcentajes que van desde un 3% a 15%. Sin embargo, existen amplias diferencias en las proporciones relativas de géneros individuales encontrados en determinados suelos. En la rizosfera existe un mayor número de *Pseudomonas*, debido a la influencia directa de los exudados de las raíces, los cuales favorecen a microorganismos con elevada tasa intrínseca de crecimiento. Aunado a esto, *Pseudomonas aeruginosa* se comporta como desnitrificante en el suelo, jugando un papel importante en el ciclo del nitrógeno en la naturaleza (Sharma *et al.* 2006).

La remoción para el caso de hongos y levaduras resultó ser mayor al aplicar el TRH de 30 días. Ésta llegó a ser igual al 99,5% aun cuando al aplicar posteriores tratamientos, también se obtuvieron porcentajes importantes de eliminación 90% y 83% para TRH de 25 y 15 días respectivamente. Al estabilizar el lodo activado proveniente de la industria cervecera, aplicando el tratamiento cuyo TRH fue de 30 días, se obtuvieron las mayores remociones para los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

La digestión de lodos cerveceros fue posible utilizando un reactor de crecimiento suspendido en condiciones mesofílicas. El mejor TRH fue de 30 días en ambas fases, donde la remoción de SV y DQO estuvo alrededor de 30%.

El reactor anaerobio con TRH de 30 días promovió la eliminación completa de los CT y CF debido posiblemente a las interacciones de competencia por el sustrato entre los grupos bacterianos y disminución del sustrato, el cual, estimuló la competencia interespecífica.

En cuanto a la utilización del lodo degradado como abono para la agricultura, el mismo cumple con la Regulación 40 CFR Parte 503 de la EPA

con respecto a los CF. Sin embargo, otros estudios deben ser realizados para determinar la presencia de metales pesados, microcontaminantes orgánicos, *Salmonella* y huevos viables de helmintos en el lodo tratado, antes de realizar dicha recomendación. Se detectó un crecimiento de *Pseudomonas aeruginosa* en el efluente del reactor anaerobio debido a que el entorno favoreció su crecimiento.

Se observó durante la digestión del lodo activado que el uso de diferentes inóculos (el usado en la Fase I constituido por un lodo granular y el formado durante el tratamiento denominado inóculo Fase II), repercutió en diferencias importantes en la respuesta obtenida en cuanto a remoción de sólidos totales y DQO. Sin embargo, a pesar de que no hubo diferencia apreciable en la remoción con respecto a los sólidos volátiles el mejor funcionamiento se obtuvo con el lodo inóculo Fase II.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al Consejo de Desarrollo Científico y Humanístico de la Universidad del Zulia, por el apoyo financiero otorgado (Proyecto No. CC-0580-07).

LITERATURA CITADA

- ADAS. 2001. The Safe Sludge Matrix. Guidelines for the application of sewage sludge to agricultural land (3 ed.). Water UK, United Kingdom.
- (APHA) AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA), WATER ENVIRONMENT FEDERATION (WEF). 2005. Standard methods for the examination of water and wastewater (21 ed.). Washington, D.C., USA.
- ARNAIZ, C., J. GUTIÉRREZ Y J. LEBRATO. 2006. Biomass stabilization in the anaerobic digestion of wastewater sludges. *Bioresource Technology* 97: 1179–1184.
- ATLAS, R. Y R. BARTHA. 2002. Ecología microbiana y microbiología ambiental (4 ed.). Editorial Pearson Educación S.A., Madrid, España.
- BALOGH, M., J. AKUNNA Y P. COLLIER. 2007. The performance of a phase separated granular bed bioreactor treating brewery wastewater. *Bioresource Technology* 98: 1849–1855.
- BOLZONELLA, D., P. PAVAN, P. BATTISTONI Y F. CECCHI. 2005. Mesophilic anaerobic digestion of waste activated sludge: influence of the solid retention time in the wastewater treatment process. *Process Biochemistry* 40: 1453–1460.
- CAMPOS, J. R. 1999. Tratamento de esgotos sanitarios por processo anaerobio e disposicao controlada no solo (1 ed.). PROSAB-ABES, Río de Janeiro, Brasil.

- DE LA RUBIA, M., M. PÉREZ, L. ROMERO Y D. SALES. 2006. Effect of solids retention time (SRT) on pilot scale anaerobic thermophilic sludge digestion. *Process Biochemistry* 41: 79–86.
- DEL BORGH, A., A. CONVERTI, E. PALAZZI Y M. DEL BORGH. 1999. Hydrolysis and thermophilic anaerobic digestion of sewage sludge and organic fraction of municipal solid waste. *Bioprocess Engineering* 20: 553–560.
- (EPA) ENVIRONMENT PROTECTION AGENCY. 1995. Part 503 Implementation Guidance. EPA 833-R-95-001, USA.
- (EPA) ENVIRONMENT PROTECTION AGENCY. 2003. Control of pathogens and vector attraction in sewage sludge. EPA/625/R-92/013, Cincinnati, USA.
- GAVALA, H., U. YENAL, I. SKIADAS, P. WESTERMANN Y B. AHRING. 2003. Mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of primary and secondary sludge. Effect of pre-treatment at elevated temperature. *Water Research* 37: 4561–4572.
- GÓMEZ, X., M. CUETOS, J. CARA, A. MORAN Y A. GARCÍA. 2006. Anaerobic co-digestion of primary sludge and the fruit and vegetable fraction of the municipal solid wastes Conditions for mixing and evaluation of the organic loading rate. *Renewable Energy* 31: 2017–2024.
- HONGOH, Y., P. DEEVONG, T. INOUE, S. MORIYA, S. TRAKULNALEAMSAI, M. OHKUMA, CH. VONGKALUANG, N. NOPARATNARAPORN Y T. KUDO. 2005. Intra- and Interspecific comparisons of bacterial diversity and community structure support coevolution of gut microbiota and termite host. *Applied and Environmental Microbiology* 71(11): 6590–6599.
- KAPARAJU, P., I. BUENDIA, L. ELLEGAARD Y I. ANGELIDAKIA. 2008. Effects of mixing on methane production during thermophilic anaerobic digestion of manure: Lab-scale and pilot-scale studies. *Bioresource Technology* 99(11): 4919–4928.
- MADIGAN, M., J. MARTINKO, Y J. PARKER. 2004. Brock. Biología de los microorganismos (10 ed.), Editorial Prentice Hall, Madrid, España.
- METCALF Y EDDY, INC. 2004. Wasterwater engineering: Treatment and reuse (4 ed.). McGraw-Hill, Boston, MA, USA.
- PEDRIQUE, F., G. ALDANA, N. RINCÓN Y N. BRACHO. 2007. Uso de un reactor experimental concéntrico anaeróbico a flujo pistón para el tratamiento de efluentes cervceros. *Rev. Tec. Ing. Univ. Zulia*. 30: 36–47.
- SHARMA, V., C. NORIEGA Y J. ROWE. 2006. Involvement of NarK1 and NarK2 proteins in transport of nitrate and nitrite in the denitrifying bacterium *Pseudomonas aeruginosa* PAO1. *Applied and Environmental Microbiology* 72: 695–701.
- SMITH, S., N. LANG, K. CHEUNG Y K. SPANOUDAKI. 2005. Factors controlling pathogen destruction during anaerobic digestion of biowastes. *Waste Management* 25: 417–425.
- SOSNOWSKI, P., A. WIECZOREK Y S. LEDAKOWICZ. 2003. Anaerobic co-digestion of sewage sludge and organic fraction of municipal solid wastes. *Advances in Environmental Research* 7: 609–616.
- YANG, K., Y. YU Y S. HWANG. 2003. Selective optimization in thermophilic acidogenesis of cheese-whey wastewater to acetic and butyric acids: partial acidification and methanation. *Water Research* 37: 2467–2477.