

ESTABILIZACIÓN ANAEROBIA MESOFÍLICA Y TERMOFÍLICA DE LODOS ACTIVADOS PROVENIENTES DE LA INDUSTRIA CERVECERA.

MESOPHILIC AND TERMOPHILIC ANAEROBIC STABILIZATION OF ACTIVATED SLUDGES FROM BREWING INDUSTRY

Maribet Rincón Ramírez

Ing. Civil, M.Sc. Profesora asociada, Facultad de Agronomía, Departamento de Ingeniería Suelos y Agua. La Universidad del Zulia, Maracaibo, Venezuela. maribetrincon@yahoo.es

Nancy Rincón Lizardo

Ing. Civil, Dra. Profesora titular, Facultad de Ingeniería, Departamento de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. La Universidad del Zulia, Maracaibo, Venezuela. nrincon@fing.luz.edu.ve

Ismenia Araujo Vilchez

Microbiólogo, MSc. Profesora titular, Facultad de Ingeniería, Centro de Investigación del Agua, Laboratorio de Microbiología Industrial. La Universidad del Zulia, Maracaibo, Venezuela. Ismenia_araujo@hotmail.com

Altamira Díaz Montiel

Ing. Civil, Dra. Profesora titular, Facultad de Ingeniería, Departamento de Ingeniería Sanitaria Ambiental. La Universidad del Zulia, Maracaibo, Venezuela. adiaz@fing.luz.edu.ve

Joan Mata Álvarez

Lcdo. Químico, Dr. Profesor titular, Facultad de Ingeniería, Departamento de Ingeniería Química, Universidad de Barcelona, Barcelona, España. jmata@ub.edu

Fecha de recepción: 3 de mayo de 2010

Fecha de aprobación: 31 de mayo de 2010

RESUMEN

En esta investigación, se evaluó la degradación de lodos activados provenientes de una industria cervecera ubicada en el Estado Zulia (Venezuela) bajo condiciones mesofílicas (CM), a 37° C y condiciones termofílicas (CT), a 55° C mediante el uso de un digestor anaerobio de crecimiento suspendido y mezcla completa de 3,5 L, que trabajó con flujo discontinuo. Se evaluaron tiempos de retención hidráulicos (TRH), de 30, 25 y 15 días. Las mayores remociones se obtuvieron al aplicar la carga orgánica volumétrica (COV), de 1 kg DQO m³/d (TRH de 30 días), en la cual se removió el 32% de la DQO_{total}, 10% de sólidos totales (ST), y 29% de sólidos volátiles (SV), para la CM y 59%, 32%^{total} y 43% para DQO_{total}, ST y SV respectivamente en la CT. La concentración de metano en el

biogás estuvo cerca al 60% para ambas condiciones, y la concentración de ácidos grasos volátiles (AGV) se mantuvo siempre menor a 35 mg/L, indicando que toda la DQO acidificada fue transformada a metano.

Palabras clave: degradación anaerobia, lodos activados, industria cervecera, mesofílico, termofílico.

ABSTRACT

In this research was evaluated the degradation of activated sludges from a brewing industry located in Zulia State (Venezuela) under mesophilic condition (MC) to 37° C and termophilic condition (TC) to 55° C throughout the use of an anaerobic digester of suspended growth and complete mixture of 3.5 L, that worked with discontinuous flow. Hydraulic retention times (HRT) of 30, 25 and 15 days were evaluated. The highest removals were obtained by applying the volumetric organic load (VOL) of 1 kg COD m³/d (30-day HRT), where 32% of the COD_{total} were removed, 10% of total solids (TS) and 29% of the volatile solids (VS) for the MC and 59%, 32% and 43% for COD_{total}, ST and SV respectively in the TC. The methane concentration in biogas was around 60% for both conditions, and the volatile fatty acid concentration (VFA) stayed always smaller than 35 mg/L indicating that all the acidified COD was transformed to methane.

Key words: anaerobic degradation, activated sludges, brewery industry, mesophilic, termophilic.

INTRODUCCIÓN

La digestión anaerobia es uno de los métodos mayormente utilizados para el tratamiento de lodos provenientes de las aguas residuales municipales, Mata-Álvarez et al [17], y se muestra como una tecnología alternativa a la estabilización en lechos de secado y compostaje, además de ofrecer la ventaja de sustituir las fuentes de energía fósiles mediante el uso del biogás producido como combustible, Gallert et al [10]. La digestión anaerobia se utiliza para estabilizar diversos residuos, como el tratamiento de lodos municipales, Horan et al [13]; Smith et al [19], lodos provenientes de tenerías, Fuentes et al [9], estiércol bovino, Kaparaju et al [15], co-digestión de lodos municipales y la fracción orgánica de los residuos sólidos municipales, Sosnowski et al [20], así como la codigestión del estiércol de cerdo con diferentes residuos agroindustriales.

La operación en condición termofílica puede higienizar el producto residual orgánico y eliminar microorganismos patógenos que están presentes en el residuo, Smith et al [19], así como también incrementar la velocidad de crecimiento de los microorganismos, lo

cual supone mayores actividades metabólicas, mayores tasas de producción de metano, reactores más pequeños y/o menores tiempos de retención, Lu et al [16].

Diversos investigadores han estudiado la factibilidad y eficiencia del tratamiento anaerobio mesofílico y termofílico con lodos primarios, secundarios, la codigestión con fracciones orgánicas de los residuos municipales y residuos industriales en digestores de crecimiento suspendido y mezcla completa para distintos tiempos de retención hidráulicos, Gómez et al [12], Bolzonella et al [3], Castillo et al [4] y Sosnowski et al [20], así como el efecto del mezclado en la producción del metano para la digestión anaerobia del estiércol bovino a 55 °C, Kaparaju et al [15]. También han sido evaluadas diversas fuentes de inóculo; por ejemplo: Forster-Carneiro et al [7], estudiaron el efecto del lodo digerido mesofílico, estiércol de cerdo, de ganado y ensilaje de maíz en la digestión termofílica de la fracción orgánica, a partir de los residuos sólidos municipales, dando como resultado el lodo digerido mesofílico, la mejor fuente del inóculo que se convirtió así, en una buena alternativa para el tratamiento de los lodos activados cerveceros.

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. La industria cervecera en la Región Zuliana de Venezuela aplica procesos de lodos activados para el tratamiento de sus efluentes líquidos y manejan caudales entre 320 m³/h a 500 m³/h, y producen actualmente, un volumen aproximado de lodos de 1.500 m³ al mes, razón por la cual, es fundamental en este estudio, evaluar la eficiencia de esta tecnología anaeróbica, para disponer de alternativas viables que disminuyan el volumen de lodo generado en la industria.

El objetivo de esta investigación fue evaluar la estabilización de un lodo activado proveniente de una planta de tratamiento de aguas residuales, generado en una industria cervecera. La estabilización se realizó con un digestor anaerobio de crecimiento suspendido y mezcla completa en condiciones mesofílicas y termofílicas, evaluando la reducción de la demanda química de oxígeno, sólidos totales y sólidos volátiles.

1. MATERIALES Y MÉTODOS

El lodo activado cervecero (LAC), para estabilizar, se tomó en la fosa de centrifugado de la planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR), de una industria cervecera ubicada en el Municipio San Francisco, Estado Zulia, Venezuela. Por otra parte, el lodo que sirvió como inóculo para el tratamiento mesofílico, se obtuvo de un reactor anaerobio mesofílico, en el cual se degradaban lodos activados, y que estuvo operando en el laboratorio cerca de 100 días. La concentración de sólidos totales (ST) de este lodo fue de 30,8 g/L.

Para la degradación del LAC bajo condiciones termofílicas, se utilizó como inóculo el lodo digerido en el tratamiento mesofílico previo, cuyo contenido de ST debió ser llevado a un contenido de ST de 3% para garantizar un adecuado régimen de flujo que permitiera un manejo hidráulico satisfactorio. Previa alimentación del reactor con el lodo activado, se evaluó la actividad del inóculo con un sustrato biodegradable (glucosa). Esta etapa se extendió por un período de 14 días, y una vez que se consideró el lodo activo, se comenzó la alimentación con el sustrato por degradar.

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, circula el agua a una temperatura de 37° C mediante un baño de circulación digital programable, y al culminar la etapa mesofílica el mismo reactor fue llevado a 55° C, para realizar la evaluación del sistema en la condición termofílica. Este reactor está dotado de un sistema de agitación acoplado a un motor de 0,05 HP que impide la incrustación de materia orgánica en las paredes, para garantizar la mezcla completa, y su desempeño se evaluó a una velocidad rotacional de aproximadamente 130 rpm en forma continua. En este digestor el tiempo de retención hidráulico (TRH), y el tiempo de retención celular (θ_c), son iguales. Un esquema del dispositivo empleado se muestra en la figura 1.

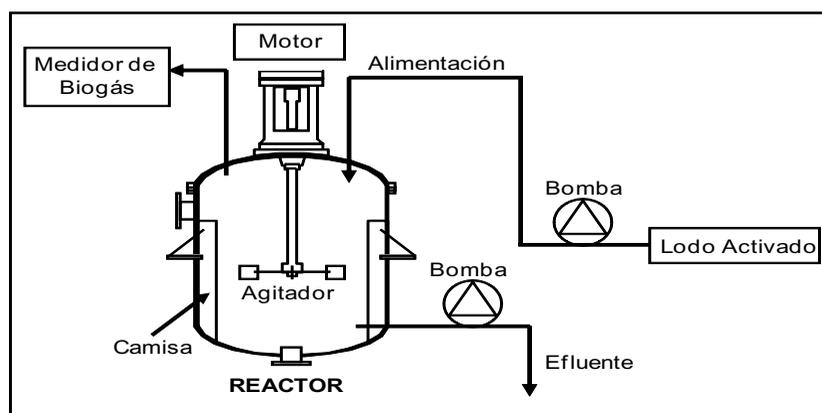


Figura 1. Esquema del reactor.

Para determinar el mejor TRH, se establecieron tres tratamientos: el tratamiento T_1 a 30 días, con una carga orgánica volumétrica (COV), de 1 kgDQO/m³d, el tratamiento T_2 a 25 días, con una COV de 1,2 kgDQO/m³d y el tratamiento T_3 , a 15 días, con una COV de 2 kgDQO/m³d. El ensayo se inició con el T_1 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 evaluando la condición mesofílica y termofílica. Para ello, se utilizaron los tratamientos T_1 , T_2 y T_3 a la temperatura de 37 °C (mesofílico), y luego se

llevó la temperatura del reactor hasta 55 °C (termofílico), en forma inmediata, temperatura que fue mantenida estable con la ayuda del bombeo de agua caliente proveniente del baño de calentamiento durante todo el ensayo. La evaluación del funcionamiento del sistema de tratamiento requirió un tiempo total de 230 días.

Los parámetros para medir en cada tratamiento, fueron: producción diaria del biogás (medido por desplazamiento de agua en un cilindro graduado), pH, ST, SV, DQO y alcalinidad total, los cuales se midieron de acuerdo con el Standard Methods APHA [1]. Para la medición del pH, se utilizó la metodología 4500 H⁺ B, alcalinidad 2320 B, ST y SV 2540G y DQO 5220C. Los ácidos grasos volátiles (AGV), se determinaron por cromatografía gaseosa, utilizando 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 nitrógeno con un caudal de 35 cm/s, y temperaturas: en el horno, de 185 °C; en el inyector, de 220 °C y en el FID, de 250 °C. Las muestras de lodo fueron centrifugadas por cinco minutos a 5000 rpm 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 2 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 usó helio como gas de arrastre, a 40 ml/min, y se inyectó un volumen de 20 µl en el puerto correspondiente al TCD.

Otros parámetros como: Nitrógeno amoniacal (NA), Nitrógeno Kjeldahl (NK), y Fósforo disponible (PD), se realizaron al final de cada tratamiento, una vez lograda la estabilización del digester, de acuerdo con el Standard Methods APHA [1]. El NA se realizó según el método 4500-NH₃ B, el NK mediante Macro-Kjeldahl 4500-Norg B y el fósforo disponible, se realizó mediante la metodología OLSEN.

Utilizando el software del programa SPSS, se llevó a cabo una comparación de medias de temperatura (mesofílico y termofílico), al mismo nivel de TRH, bajo el criterio de Tukey. Las variables dependientes consideradas fueron: porcentajes de remoción para la DQO total, ST, SV y producción diaria de biogás.

2. 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 muestra que la relación de SV/ST en el lodo inóculo fue de 59% y para ambas condiciones por tratar en el LAC, fue de 63% y 58% respectivamente, que evidenciaron una alta proporción de biomasa en el sistema de tratamiento.

En el tratamiento anaerobio, el Nitrógeno y el Fósforo son macronutrientes esenciales, y la proporción de los mismos en relación con la materia orgánica presente (expresada como DQO), es DQO:N:P 500:5:1, PROSAB [18]; esta necesidad de macronutrientes fue cubierta con el aporte del lodo de inóculo para la condición mesofílica, para una DQO de 25,50 g/L llevada a mg/kg la relación quedaría como (33851 mg/kg: 42488 mg/kg: 637 mg/kg), donde se requirieron por lo menos 339 y 68 mg/kg de N y P respectivamente, los cuales, fueron apropiadamente suministrados. De la misma manera, se cubrió esta demanda con el inóculo para la condición termofílica y para los LAC por tratar en ambas condiciones, tal y como se observa en la tabla 1.

Tabla 1. Caracterización del lodo de inóculo y lodo activado a tratar

Parámetros	Lodo Inóculo		Lodo Activado	
	Mesofílico	Termofílico	Mesofílico	Termofílico
pH	8,06±0,3	7,30±0,4	7,89±0,5	7,70±0,2
Sólidos Totales g/L	30,80±0,8	20,30±0,4	33,23±0,6	37,31±0,8
Sólidos Volátiles g/L	18,13±0,6	11,90±0,6	20,96±1,0	21,65±0,8
DQO Total g/L	25,50±0,8	15,78±0,3	29,68±1,2	28,48±0,9
DQO disuelta g/L	0,45±0,02	1,62±0,03	0,24±0,01	0,33±0,02
Alcalinidad mg/L CaCO	2.456±120	4.260±205	675±32	1.394±68
Nitrógeno Kjeldahl mg/kg	42.488±2008	43.228±1975	35.121±1450	50.754±650
Nitrógeno Amoniacal mg/kg	14.707±650	26.865±1230	544±22	2.862±110
Fósforo mg/kg	637±21	547±31	855±33	664±42
Ácidos Grasos Volátiles mg/L	23,72±0,8	175,7±7	319,42±14	34,5±0,6

ND: No Detectable

$L_{DD}AGV = 10,68 \text{ mg/L}$

Al final de la etapa de aclimatación, se produjeron 255 ml CH_4 /día por cada gramo de DQO removido bajo condiciones normales, y por aproximarse al valor teórico de 350 ml CH_4 /g de DQO removida, PROSAB [18], se consideró que el lodo estaba activo para degradar el lodo por ensayar. Esta rápida respuesta coincidió con la obtenida por Forster-Carneiro et al [6], que afirman que los digestores anaerobios mesofílicos proveen una excelente fuente de inóculo.

Los valores de pH del afluente variaron entre 7,3 y 8,1 durante la condición mesofílica (CM), y 6,9 y 7,9 en la condición termofílica (CT), mientras que en el efluente del reactor, se encontraron valores que fluctuaban entre 7,7 y 8,4 (CM), y 7,3 a 8,4 (CT). Los valores de pH en el efluente se ajustaron adecuadamente a lo que sugiere Gallert et al [10], quienes consideran que el valor mínimo de pH que permite la recuperación de las bacterias metanogénicas es hasta 6,8.

En la tabla 2, se muestran los parámetros físico-químicos obtenidos en las estabilizaciones para cada TRH en la CM y CT, en las cuales se observa un incremento en los valores

Tabla 2. Parámetros Físico-Químicos en el efluente del Reactor degradando LAC bajo condiciones mesofílicas y termofílicas

PARÁMETROS	pH	Alcalinidad mg/L CaCO ₃	Sólidos Totales g/L	Sólidos Volátiles g/L	DQO Total g/L	DQO disuelta g/L	Ácidos Grasos Volátiles mg/L	Nitrógeno Kjeldahl mg/kg	Nitrógeno Amoniacal mg/kg	Fósforo OLSEN mg/kg	Metano %	Producción de Biogás ml/d
MESOFÍLICO	8,0±0,07*	2862±43,3	29,77±0,62*	14,74±0,53*	20,28±0,38*	0,18±0,015*	ND	37960±1020	16613±549	358±18	60,0±2	365±62*
	8,13±0,07*	2902±54,4	29,54±0,55*	14,61±0,77*	22,58±0,11*	0,21±0,017*	ND	46696±540	18760±730	540±22	64,3±3	495±38*
	8,24±0,06*	2672±90,7	29,99±0,44	16,82±0,42*	23,67±0,4*	0,23±0,3*	11,54	45326±867	16328±698	1300±54	64,8±3,2	595±55*
TERMOFÍLICO	8,1±0,1*	4251±189*	25,3±0,02*	12,3±0,20*	11,7±0,05*	0,65±0,03*	ND	45936±318	33569±620	2699±120	62±1,5*	555±42*
	8,0±0,02*	4230±31*	29,2±0,0*	14,6±0,01*	13,0±0,18*	1,06±0,04*	ND	39927±279	30570±514	1863±66	61,7±0,7*	666±61*
	7,9±0,01*	4112±43*	36,9±0,0*	20,1±0,0*	14,4±0,04*	1,04±0,01*	34,1±0,6	39558±1570	24092±435	1445±47	62,1±1,7*	1030±13*

Los resultados expresados como la media±desviación estándar (n=3) fueron obtenidos en las estabilizaciones del reactor (n=3) y *(n=5).

ND: No Detectable, L_{DD}AGV = 10,68 mg/L

de la alcalinidad en el efluente del reactor para la CT, con respecto de la CM y se evidencia una mayor capacidad amortiguadora en el sistema termofílico, y por lo tanto, asegurando la estabilidad del digestor.

La evolución de la DQO total se puede observar en la figura 2. La estabilización para el TRH de 30 días (CM), fue de 20,3 g/L; para el TRH de 25 días de 22,6 g/L; y 23,7 g/L para el TRH de 15 días, y proporcionó remociones de 32%, 24% y 20% respectivamente. Las remociones obtenidas durante la CT superan en un 50% a aquellas obtenidas en la CM; esta diferencia se puede apreciar en la figura 3, se presentan remociones de 59%, 55% y 49% para los TRH de 30, 25 y 15 días respectivamente, y se evidencian mayores actividades metabólicas y una mayor tasa de conversión del sustrato.

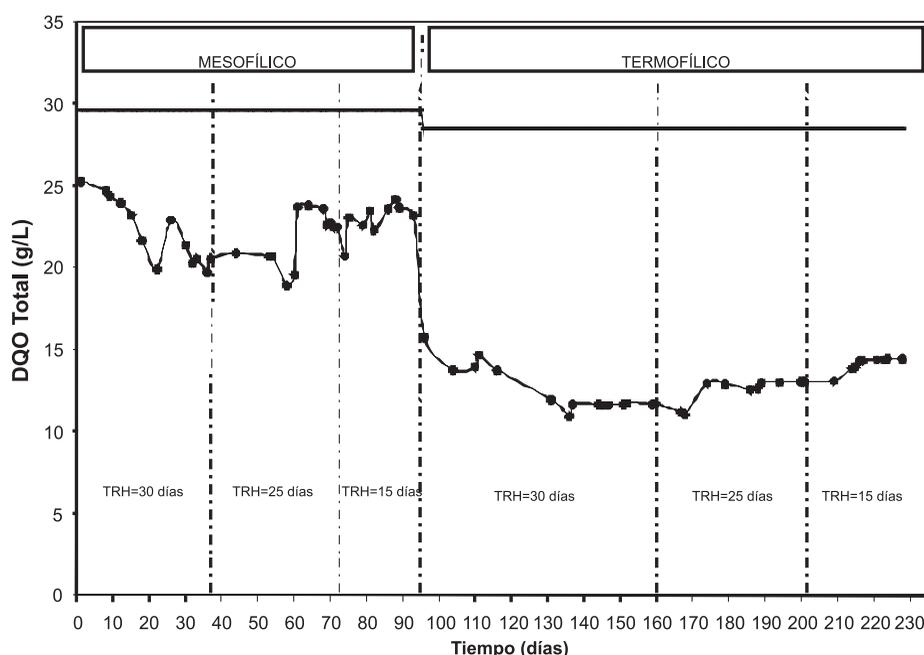


Figura 2. Evolución de la DQO con respecto del tiempo en el digestor al degradar lodos activados provenientes de la industria cervecera. DQO total entrada (-), DQO total a la salida del reactor (●).

Las remociones para la DQO total, halladas en esta investigación bajo condiciones termofílicas, superan a las encontradas por Bolzonella et al [21], quienes ensayaron la degradación anaerobia mesofílica (35 °C) y termofílica (55 °C), en lodos activados de procedencia municipal e industrial con un contenido de sólidos totales de 6%. El ensayo fue evaluado a escala piloto en reactores de 1,3 m³, operando a una carga orgánica de 2,2 kg SV/m³día (TRH de 20 d). Tal y como se pudo constatar en este estudio, Bolzonella et al [20], también comprobaron incrementos con el aumento de la temperatura, en particular; la remoción de la DQO pasó de un 35% en la condición mesofílica a 45 % para la condición termofílica (figura 3).

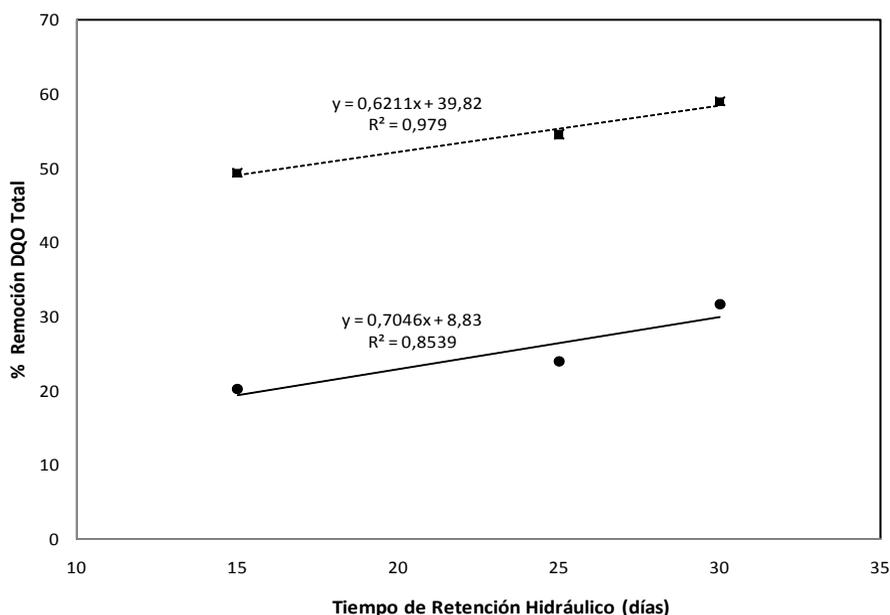


Figura 3. Remoción de la DQO total para la condición mesofílica (-) y termofílica (- -).

Foster-Carneiro et al [8], estudiaron el efecto de diversas fuentes de inóculo en la digestión termofílica anaerobia de la fracción orgánica separada y recogida a partir de residuos sólidos municipales (FORSM), utilizando reactores a escala de laboratorio (V: 1,1 l) y obtuvieron los mejores porcentajes de remoción para la DQO después de 60 días de operación, al utilizar los inóculos lodo digerido (LODO), excremento de cerdo (CERDO) y CERDO/LODO 44%, 39% y 37% como porcentajes de remoción para la DQO. Para la degradación del LAC, se utilizó como inóculo un lodo mesofílico, y se obtuvo una remoción para la DQO total que superó en un 34% la encontrada por Foster-Carneiro et al [8].

Tabla 3. Valores de DQO_{total}, ST y SV con sus respectivas remociones para los diferentes tratamientos con LAC bajo condiciones mesofílicas y termofílicas.

PARÁMETROS	MESOFÍLICO			TERMOFÍLICO		
	TRH=30 d	TRH=25 d	TRH=15 d	TRH=30 d	TRH=25 d	TRH=15 d
COV (kgDQO/m ³ d)	1,00	1,20	2,03	0,95	1,20	2,00
COV (kgSV/m ³ d)	0,72	0,84	1,43	0,84	0,81	1,40
DQO _{total} afluente (g/l)	29,68±2,17	29,68±2,17	29,68±2,17	28,48±2,17	28,48±2,17	28,48±2,17
DQO _{total} efluente (g/l)	28,28±0,38*	22,58±0,11*	23,67±0,40*	11,69±0,05*	12,94±0,18*	14,40±0,04*
% Remoción DQO _{total}	31,65±1,28*	23,92±0,38*	20,24±1,36*	58,98±0,17*	54,56±0,61*	49,40±0,15*
ST afluente (g/l)	33,23±0,79	33,23±0,79	33,23±0,79	37,31±1,77	37,31±1,77	37,31±1,77
ST efluente (g/l)	29,77±0,62*	29,52±0,55	29,99±0,44	25,32±0,02	29,20±0,00	36,90±0,00
% Remoción ST	10,04±1,80*	10,53±0,96*	9,76±1,34	32,25±0,24*	21,70±0,06*	1,10±0,00*
SV afluente (g/l)	20,96±0,75	20,96±0,75	20,96±0,75	21,65±0,67	21,65±0,67	21,65±0,67
SV efluente (g/l)	14,58±0,44*	14,61±0,76*	16,82±0,42*	12,27±0,25*	14,60±0,00*	20,10±0,00*
% Remoción SV	28,72±1,57*	27,75±1,40*	19,56±1,37*	43,34±1,16*	32,56±0,00*	7,53±0,82*
Producción Biogás (ml)	364±62*	495±37*	595±54*	555±42*	666±60*	1030±12*

Los resultados expresados como la media ± desviación estándar que se obtuvieron en las estabilizaciones a la salida del reactor (n=3) y *(n=5).

En la CM la concentración de ST permaneció muy estable y se derivó en remociones cercanas al del 10% para todos los TRH aplicados. Estos bajos índices de remoción se muestran en la tabla 3, y se deben a la acumulación de material inorgánico dentro del digestor (por que el lodo inóculo para la CM, provino de un tratamiento mesofílico previo, cuyo período de tratamiento fue de 105 días); sin embargo, la parte orgánica o SV fue removida en porcentajes importantes (tabla 3), a pesar de que los lodos secundarios son más difíciles de degradar en comparación con los primarios, debido a que tienen menor cantidad de materia orgánica biodegradable, Arnaiz et al [2]. El desempeño del reactor en relación con los ST y SV se puede ver en la figura 4.

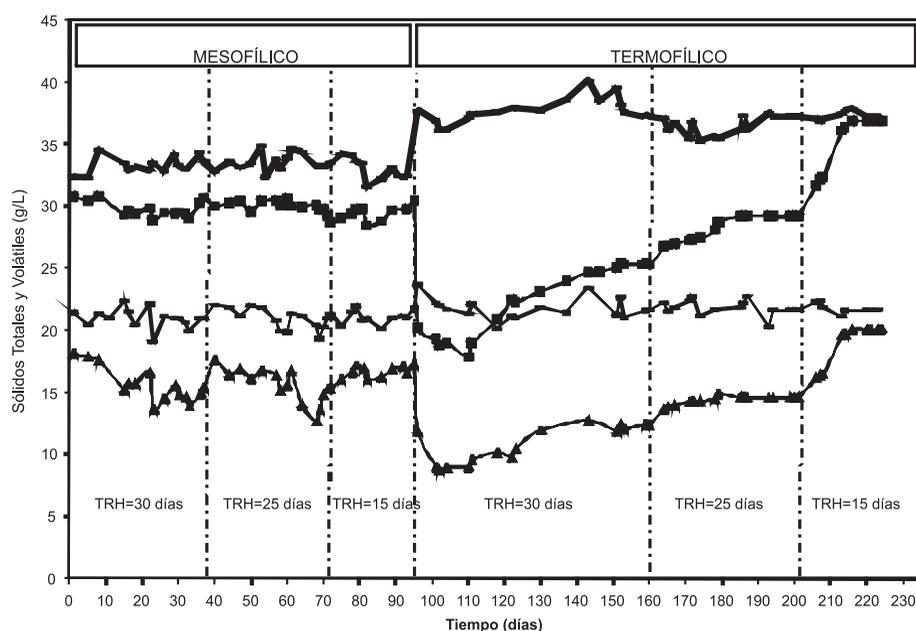


Figura 4. Comportamiento de los sólidos totales y volátiles con respecto del tiempo. Sólidos totales entrada (-), sólidos totales a la salida del reactor (■), sólidos volátiles entrada (-), sólidos volátiles a la salida del reactor (▲).

Los SV obtenidos para TRH de 30, 25 y 15 días en la CM fueron: 14,6 g/L, 14,6 g/L y 16,8 g/L con porcentajes de eliminación de 29%, 28% y 20% para una COV de 0,72; 0,84 y 1,43 kg SV/m³ digestor día. Estas remociones fueron similares a las que obtuvieron por Bolzonella et al [3], que en CM obtuvieron remociones en el orden de 27-13% para una COV cercano de 1 kg SV/m³ digestor día y TRH de 40 a 20 días. Los porcentajes de remoción para los ST y SV fueron menores, a medida que los tiempos de retención disminuyeron.

El TRH que mostró mejor rendimiento en la CT fue el TRH de 30 días, con rendimientos en la eliminación de ST y SV de 32,3% y 43,3% respectivamente; el porcentaje de remoción para los SV en los LAC, cuando aun, son lodos secundarios y no se les aplicó

algún tipo de pretratamiento, resultaron similares a los hallados por Lu et al [16]. Estos investigadores realizaron una prehidrólisis a 70 °C a un TRH de 2 días, seguido por un TRH de 13 días a 55 °C en lodos primarios provenientes del tratamiento de aguas municipales, y además, aplicaron un TRH de 15 días a 55 °C como proceso de referencia. Los porcentajes de eliminación de volátiles medidos como sólidos suspendidos volátiles fueron de 55,3% y 43,5% para el tratamiento, utilizando la prehidrólisis (P) y para el control (C) respectivamente.

Las remociones obtenidas para el TRH de 15 días (COV de 2 kg DQO/m³d), no se relacionan con las encontradas por De la Rubia et al [5], que al degradar una mezcla de lodos primarios y secundarios, obtuvieron para el TRH de 15 días, una remoción de SV superior al 50% para una carga orgánica volumétrica de 3,9 kg DQO/m³d, y en esta investigación no alcanzaron el 7,5%; sin embargo, resultaron menores a los proporcionados por los tiempos de retención anteriores (TRH de 30 y 25 días), como se esperaba. La baja remoción de los SV se debió al incremento de la COV de 1,2 kg DQO/m³d a 2 kg DQO/m³d, y el exceso de sustrato afectó el proceso de transferencia de masas (sustrato-célula), desplazando la biomasa activa. La discrepancia entre las remociones de ST para el TRH de 15 días en la CT (1,1%), y SV (7,5%), con una remoción en la DQO del 49% se debió al error que se produjo por las altas diluciones que se realizaron para determinar de la DQO (100X).

Los factores responsables de la remoción de la DQO total, ST y SV durante el proceso de digestión anaerobia fueron las interacciones de competencia por el sustrato, entre los grupos bacterianos y la temperatura. Otro factor asociado fue la disminución del sustrato. Los microorganismos generan entre ellos interacciones positivas o negativas como consecuencia de la competencia por nutrientes, espacio y luz, lo cual origina la depredación interespecífica, acumulación de sustancias no degradables, tóxicas o materiales inorgánicos que actúan como inhibidores o activadores de los organismos que controlan el crecimiento a nivel de cada población y en consecuencia, de la producción y tipo de biomasa, Jjemba [14]. Se puede inferir que la acción conjunta de estos factores conllevó al control de las densidades poblacionales, cuya dinámica dependió del afluente y se reflejó en la estabilización del reactor.

No se detectaron AGV en las estabilizaciones alcanzadas para los TRH de 30 y 25 días en ambas condiciones (CM y CT), para un L_{DD} AGV de 10,68 mg/L, lo cual indica que toda la materia orgánica acidificada fue transformada en 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, en el cual se obtuvo un valor de 11,54 mg/L en la CM y un valor mayor, 34,1 mg/L en la CT, debido a una relativa alta sensibilidad de los microorganismos anaerobios termofílicos para intermediar compuestos, Gavala et al [11], encontraron bajos contenidos de AGV en digestores por carga anaerobios, bajo condiciones mesofílicas y termofílicas, aplicando pre-tratamientos

a 70 °C. Estos investigadores obtuvieron en el digester a CT, mayores concentraciones de AGV que bajo CM.

Una de las mayores críticas al uso de la digestión termofílica, son las altas concentraciones de AGV en los efluentes finales, en comparación con los digestores mesofílicos, De la Rubia et al [5]; sin embargo, en este estudio, estas concentraciones permanecieron muy bajas durante de toda la experimentación. Ácidos como el propiónico, butírico, isovalérico y valérico no fueron detectados en las estabilizaciones alcanzadas durante la CT, lo cual puede indicar que toda la DQO solubilizada fue transformada en biogás. Aunado a esto, se reportó como valor de alcalinidad $4380,94 \pm 413$ mg/l CaCO_3 como media aritmética para la condición termofílica, lo cual, indicó una elevada capacidad amortiguadora del sistema para neutralizar los AGV que se formaron durante la aplicación de las distintas cargas orgánicas

En esta investigación, se logró la transformación de la DQO en metano; sin embargo, la hidrólisis para la CM resultó ser la etapa limitante, debido a que la remoción máxima de la DQO fue de 32% y el contenido de ácido acético en la salida del digester fue muy bajo; por lo tanto, la materia orgánica restante no llegó a transformarse a AGV.

El contenido de metano para la CM fue de 60%, 64,3% a 64,8% en las estabilizaciones para los TRH de 30, 25 y 15 días respectivamente. Para la CT se obtuvo valores cercanos al 62% en todos los tratamientos (COV de 1; 1,2 y 2 kg DQO/m³d); aunque el contenido de CH_4 medido para el TRH de 15 días permaneció en el reactor de los TRH anteriores, debido a que la remoción de los SV para ese tratamiento fue inferior al 8% y no ocurrió una gran conversión de la materia orgánica en metano. Estos resultados son muy superiores a los presentados por Forster-Carneiro et al [8], quienes encontraron porcentajes de metano de 41,6% en CT, degradar FORSM, utilizando un lodo previamente digerido como inóculo una vez transcurridos 60 días de tratamiento. Inclusive, para otros tipos de inóculo, como excretas de cerdo y mezclas CERDO/LODO, se obtuvo contenidos de metano inferiores 26,6%, 40,0% respectivamente.

El contenido de metano presenta mucha relación con los resultados obtenidos por Sosnowski et al [20], quienes trabajaron con lodos activados primarios, combinación entre lodos y FORSM en una proporción 3:1, y sólo FORSM en reactores anaerobios, y obtuvieron concentraciones de metano en el biogás por encima de 60% para todos los casos. En este mismo orden de ideas, la concentración de metano encontrada por Kaparaju et al [15], durante la digestión anaerobia termofílica del estiércol bovino a escala de laboratorio para un mezclado continuo a 110 r.p.m; en reactores de 3,6 l operados con un TRH de 15 días y alimentados con un caudal de 233 ml/d, fue de 61,7%; este valor coincide absolutamente con la conversión en metano para el sustrato LAC en los TRH de 30, 25 y 15 días de la CT y TRH de 15 días para la CM.

El contenido de metano en la CT expresado como $\text{m}^3\text{CH}_4/\text{kg DQO}_{\text{removida}}$ resultó ser 0,17, 0,19 y 0,19, respectivamente para las cargas de 1,0, 1,2 y 2 kg $\text{DQO}/\text{m}^3\text{d}$. Estos contenidos resultaron superiores a los encontrados por De la Rubia et al [5]; quienes trabajaron con TRH de 75, 40, 27, 20 y 15 días, que correspondieron a 0,8 kg $\text{DQO}/\text{m}^3\text{d}$, 1,5 kg $\text{DQO}/\text{m}^3\text{d}$, 2,4 kg $\text{DQO}/\text{m}^3\text{d}$, 3,1 kg $\text{DQO}/\text{m}^3\text{d}$ y 3,9 kg $\text{DQO}/\text{m}^3\text{d}$. Para las cargas orgánicas de 0,8 kg $\text{DQO}/\text{m}^3\text{d}$, 1,5 kg $\text{DQO}/\text{m}^3\text{d}$, consiguieron producciones de 0,03 $\text{m}^3\text{CH}_4/\text{kg DQO}_{\text{removida}}$ y 0,16 $\text{m}^3\text{CH}_4/\text{kg DQO}_{\text{removida}}$; sólo para la carga de 2,4 kg $\text{DQO}/\text{m}^3\text{d}$, encontraron un valor superior al obtenido en esta investigación (0,25 $\text{m}^3\text{CH}_4/\text{kg DQO}_{\text{removida}}$).

Con el incremento de la carga orgánica aplicada a los reactores, de 1 kg $\text{DQO}/\text{m}^3\text{d}$ a 2 kg $\text{DQO}/\text{m}^3\text{d}$ para las CM y CT, se observó un incremento proporcional del volumen de biogás producido en cualquiera de las dos condiciones estudiadas (mesofílica o termofílica), 0,06 a 0,11 $\text{m}^3\text{CH}_4/\text{m}^3$ día durante la CM y 0,1 a 0,18 $\text{m}^3\text{CH}_4/\text{m}^3$ día para la CT, tal y como se presenta en la figura 5. Aunado a esto, el pH del sistema se mantuvo siempre cerca de la neutralidad, permitiendo inferir que la materia orgánica que logró ser hidrolizada, pasó rápidamente a biogás. Esto puede constatarse debido a que los valores encontrados como ácidos grasos volátiles que forman parte de la DQO total, fueron extremadamente bajos. Por ejemplo: para la CT, la DQO debida a los AGV fue de 0,034 g/L, al compararla con la DQO de salida que estuvo cercana a 12 g/L (figura 2); este valor corresponde al 0,3% del total. Así, puede asegurarse que efectivamente la etapa limitante del sistema fue la hidrólisis y que toda la materia orgánica transformada se encontró en forma de biogás.

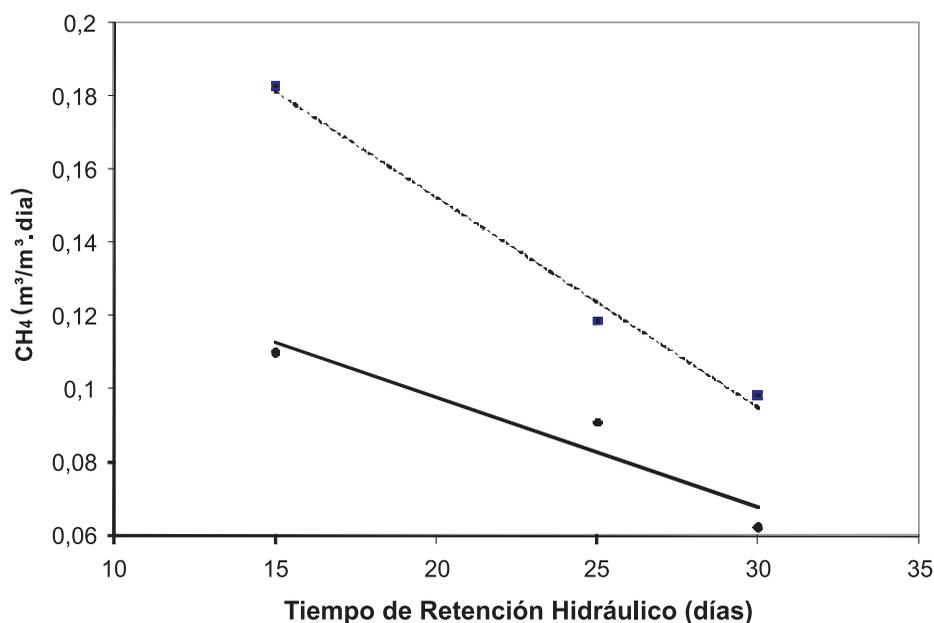


Figura 5. TRH vs. Tasa de producción volumétrica de metano durante las condiciones mesofílica (-) y termofílica (- -).

Los resultados del análisis estadístico, indican que todas las variables dependientes como porcentaje de remoción para la DQO, ST, SV y producción diaria de biogás fueron significativas ($P < 0,01$), para los efectos independientes de Temperatura y TRH. La interacción Temperatura*TRH también resultó significativa ($P < 0,01$).

De acuerdo con las comparaciones de medias de temperatura al mismo nivel de TRH, utilizando el criterio de Tukey, el porcentaje de remoción de DQO se incrementó significativamente ($P < 0,01$), a la temperatura termofílica; en comparación con la temperatura mesofílica, para todos los niveles de TRH, se observó que este incremento fue mayor para el TRH de 30 días.

El porcentaje de remoción para los ST y SV se incrementó significativamente a la temperatura termofílica respecto de la mesofílica, a niveles de TRH de 30 y 25 días, contrariamente, al nivel de TRH de 15, el porcentaje de remoción ST disminuyó significativamente a la temperatura termofílica.

De igual manera, para la producción diaria de biogás, se produjo un incremento significativo para la temperatura termofílica respecto de la mesofílica para todos los niveles de TRH. A partir de este análisis, se puede inferir que el mejor TRH y temperatura para la digestión anaerobia de lodos activados provenientes de la industria cervecera, es el correspondiente al de 30 días bajo condiciones termofílicas, debido a que en términos de remoción de materia orgánica presenta los mayores porcentajes: 59% para la DQO, 32% para los ST y 43% para los SV, lo cual conlleva a una satisfactoria reducción del volumen de lodo digerido por disponer.

3. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

La digestión anaerobia es una tecnología viable para la remoción de sólidos volátiles en lodos biológicos provenientes del sistema de lodos activados para el tratamiento de aguas residuales de la industria cervecera.

La CT resultó más eficiente que la CM en términos de la degradación orgánica para el TRH de 30 días; sin embargo, existe una caída significativa de la eficiencia en cuanto a la remoción de SV, más marcada cuando el TRH es llevado a 15 días para la CT.

En la CM se presentó la mejor remoción para el TRH de 30 días, con 31% para la DQO total, una baja remoción en los ST (10%), con una amplia estabilidad en todos los tratamientos y la parte orgánica o SV, removida con un 29%. Todas estas remociones fueron prácticamente duplicadas por la CT.

La aplicación de un incremento repentino en la carga orgánica volumétrica (TRH de 15 días), no afectó el pH del sistema, pero incrementó la producción específica diaria de

biogás a de 0,06 a 0,11 m³CH₄/m³ día durante la CM y 0,1 a 0,18 m³CH₄/m³ día para la CT, y se mantuvo la concentración de metano en el biogás, en cerca del 60% para todos los tratamientos.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- [1] American Public Health Association (APHA). American Water Works Association (AWWA), Water Environment Federation (WEF) (1998). Standard methods for the examination of water and wastewater (20 ed). Washington: American Public Health Association.
- [2] Arnaiz, C.; Gutiérrez, J; Lebrato, J (2006) Biomass stabilization in the anaerobic digestion of wastewater sludges; En: Bioresource Technology, Vol. 97, 1179-1184.
- [3] Bolzonella, David; Pavan, Paolo; Battistoni, Paolo; Cecchi, Franco; (2005) Mesophilic anaerobic digestion of waste activated sludge: influence of the solid retention time in the wastewater treatment process; En: Process Biochemistry, Vol. 40, pp. 1453-1460.
- [4] Castillo, Edgar; Cristancho, Diego; Arellano, Victor (2006) Study of operational conditions for anaerobic digestion of urban solid wastes; En: Waste Management, Vol. 26, pp. 546-556.
- [5] De la Rubia, M; Pérez, M; Romero, L; Sales, D (2006) Effect of solids retention time (SRT) on pilot scale anaerobic thermophilic sludge digestion; En: Process Biochemistry, Vol. 41, pp. 79-86.
- [6] Forster-Carneiro, T; Fernandez, G; Perez, M; Romero, L; Alvarez, C (2004) Optimization of start up phase from municipal solids waste in SEBAC process; En: Chem. Biochem. Eng., Vol. 18, pp. 429-439.
- [7] Forster-Carneiro, T; Pérez, M; Romero, L (2007a) Composting potential of different inoculum sources in the modified SEBAC system treatment of municipal solid wastes; En: Bioresource technology, Vol. 98, pp. 3354-3366.
- [8] Forster-Carneiro, T; Pérez, M; Romero, L; Sales, D (2007b) Dry-thermophilic anaerobic digestion of organic fraction of the municipal solid waste: Focusing on the inoculum sources; En: Bioresource technology, Vol. 98, pp. 3195-3203.
- [9] Fuentes, Ana; Lloréns, Mercedes; Sáez, José; Aguilar, María; Ortuño, Juan; Meseguer, Victor (2008) Comparative study of six different sludges by sequential speciation of heavy metals; En: Bioresource technology, Vol. 99, pp. 517-525.

- [10] Gallert, C; Winter, J (2008) Propionic acid accumulation and degradation during restart of a full-scale anaerobic biowaste digester; En: Bioresource technology, Vol. 99, pp. 170-178.
- [11] Gavala, Hariklia; Yenal, Umur; Skiadas, Ioannis; Westermann, Peter; Ahring, Birgitte (2003) Mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of primary and secondary sludge. Effect of pre-treatment at elevated temperature; En: Water Research, Vol. 37, pp. 4561-4572.
- [12] Gómez, X; Cuetos, M; Cara, J; Morán, A; García, A (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; En: Renewable Energy, Vol. 31, pp. 2017-2024.
- [13] Horan, N; Fletcher, L; Betmal, S; Wilks, S; Keevil, C (2004). Die-off of enteric bacterial pathogens during mesophilic anaerobic digestion; En: Water Research, Vol. 38, pp. 1113-1120.
- [14] Jjemba, Patrick, (2004). Environmental Microbiology, Plymouth, Science Publisher, 372 p.
- [15] Kaparaju, Prasad; Buendia, Inmaculada; Ellegaard, Lars; Angelidakia, Irini (2008) Effects of mixing on methane production during thermophilic anaerobic digestion of manure: Lab-scale and pilot-scale studies, En: Bioresource technology, Vol. 99, pp. 4919-4928.
- [16] Lu, Jingquan; Gavala, Hariklia; Skiadas, Ioannis; (2008) Improving anaerobic sewage sludge digestion by implementation of a hyper-thermophilic prehydrolysis step; En: Journal of Environmental Management, Vol. 88, pp. 881-889.
- [17] Mata-Alvarez, J; Macé, S; Llabrés, P (2000) Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives; En: Bioresource Technology, Vol. 74, pp. 3-16.
- [18] Programa de Pesquisas em Saneamento Básico PROSAB (1999). Tratamento de Esgotos Sanitarios por Processo Anaerobio e Disposicao Controlada no solo (1 ed). Rio de Janeiro: RiMa.
- [19] Smith, S; Lang, N; Cheung, K; Spanoudaki, K (2005) Factors controlling pathogen destruction during anaerobic digestion of biowastes; En: Waste Management, Vol. 25, pp. 417-425.

- [20] Sosnowski P; Wieczorek, A; Ledakowicz, S (2003). Anaerobic co-digestion of sewage sludge and organic fraction of municipal solid wastes; En: Advances in Environmental Research, Vol. 7, pp. 609-616.
- [21] Bolzonella David; Fatone Francesco; Pavan Paolo; Cecchi Franco. (2008). Mesophilic, thermophilic and temperature phased anaerobic digestion of waste activated sludge. A pilot scale study. IX Taller y Simposio Latinoamericano de Digestión Anaerobia. 19 al 23 de Octubre. Isla de Pascua, Chile.

