

Evaluación de la presión selectiva y de la adición de bacterias liofilizadas como alternativas de mejoramiento de una semilla de lodo activado crudo espesado para el arranque de reactores UASB

Jorge H. Sierra C. y Julio C. Saldarriaga M.***

Resumen

Una muestra de lodos activados espesados, de la planta de tratamiento de aguas residuales domésticas del municipio de El Retiro, se aclimató a condiciones anaerobias en reactor batch y luego se sometió a dos tratamientos cuya efectividad se estudia con respecto a un control. Estos tratamientos se hacen para buscar la disminución del tiempo de arranque y la formación de gránulos, que permitan potenciar la tecnología del tratamiento anaerobio por medio de sistemas UASB (upflow anaerobic sludge blanket).

Para el efecto se utilizaron tres reactores UASB de 7,6 l de capacidad cada uno, así: reactor control, inoculado con el lodo aclimatado; reactor inoculado con el lodo aclimatado, al cual se adicionaron bacterias liofilizadas durante el primer mes de operación y reactor inoculado con lodo aclimatado, previamente sometido a presión selectiva (lavado), los cuales se alimentaron con muestra sintética preparada con azúcar morena en cantidad tal que produjera una DQO de 800 mg l⁻¹. Siempre fue necesario agregar al alimento bicarbonato de sodio (1 g/l de alimento) para controlar la alcalinidad del sistema.

Los reactores se operan con diferentes tiempos de retención hidráulica (TRH), de manera decreciente, con la idea de acelerar la aclimatación del sistema; las velocidades aplicadas se variaron gradualmente desde 0,1 m h⁻¹ hasta 0,42 m h⁻¹ y se observó que cuando el incremento de velocidad fue grande con respecto a la condición inmediatamente anterior, aumento drástico en la carga orgánica, el sistema se desequilibró y no fue posible su recuperación; en tal situación la remoción de DQO disminuyó de 75 a 28% (control), 18% (liofilizadas) y 26% (lavado), valores que se incrementaron hasta 39% (control), 43% (liofilizadas) y 40% (lavado), al final de la experimentación, lo cual constituye indicio de recuperación.

* Profesor Departamento de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Universidad de Antioquia. pjhsc854@udea.edu.co. Miembro del Grupo de ingeniería y Gestión Ambiental (GIGA). Departamento de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Facultad de Ingeniería, Universidad de Antioquia.

** Profesor Departamento de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Universidad de Antioquia, candidato a magister en Ingeniería Ambiental. jcsalda@udea.edu.co. Miembro del Grupo de ingeniería y Gestión Ambiental (GIGA). Departamento de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Facultad de Ingeniería, Universidad de Antioquia.

----- *Palabras clave:* tratamiento anaerobio de aguas residuales, reactores UASB, presión selectiva, bacterias liofilizadas, arranque de reactores, aclimatación de lodos.

Abstract

A sample of thickened activated sludge, from El Retiro sewage treatment plant, was acclimated under anaerobic conditions in a batch reactor. Two types of treatment were tested to check effectiveness in the start up time and granule formation. This would enhance the anaerobic treatment technology for UASB (upflow anaerobic sludge blanket) systems.

Three UASB pilot reactors were used, with 7,6 l capacity each: a control reactor inoculated with acclimated sludge; a reactor inoculated with acclimated sludge to which lyophilized bacteria were added; and a reactor inoculated with acclimated sludge that was previously run under selective pressure mode. The substrate used was prepared with brown sugar to render a solution with a DQO of 800 mg/l. It was always necessary to add sodium bicarbonate (1 g/l feed) for alkalinity control.

Reactors operated under different decreasing hydraulic retention times. This was aimed at accelerating system acclimation. Applied upflow rates gradually varied from 0,1 m/h to 0,42 m/h. It was observed that, when the relative rate was increased, organic load dramatically increased, the system went out of equilibrium; when this latter condition was reached it was not possible to restore it. In that situation DQO removal fell from 75 to 28% (control), 18% (lyophilized) and 26% (washed), values that increased to 39% (control), 43% (lyophilized) and 40% (washed) at the end of the experimentation period, which reveals some recuperation.

----- *Key words:* wastewater anaerobic treatment, UASB reactor, selective pressurizing, lyophilized bacteria, reactor start up, sludge acclimation.

Introducción

El tratamiento de aguas residuales mediante digestión biológica se viene estudiando desde mediados del siglo XIX y ha logrado grandes desarrollos a partir de la década de los ochenta del siglo XX; los procesos anaerobios han sido aplicados al tratamiento de aguas residuales domésticas y de industrias como las alimenticias, pape-leras, cerveceras, de bebidas, químicas, etc.

El denominado reactor anaerobio de flujo ascen-dente y manto de lodos (UASB –Upflow Anaerobic Sludge Blanket), es una de las tecno-logías de digestión anaerobia más aplicadas y estudiadas en la actualidad porque es un sistema que logra la depuración de las aguas residuales con bajo crecimiento de biomasa, manejo de altas cargas contaminantes por unidad de volumen de reactor y crecimiento de biomasa sin requeri-miento de soporte gracias a la formación de granos [1], además de constituir una fuente poten-cial de energía debido a que el sustrato se transforma en metano principalmente.

Los lodos de los reactores UASB crecen sus-pendidos, presentan buena sedimentabilidad y no requieren fijación a materiales o películas, aun-que la formación de gránulos es un proceso len-to que lo pone en desventaja frente a otros trata-mientos [2].

Una limitación de los reactores UASB es la dis-ponibilidad de semilla, puesto que de ella depen-derá el tiempo de arranque y la menor o mayor dificultad para lograrlo. Históricamente los reac-tores anaerobios han sido menos eficientes du-rante el arranque y menos estables bajo fluctua-ciones operacionales [3].

En estos sistemas, catalogados como de flujo pis-tón vertical [4], la acumulación de biomasa se produce por la formación de granos debido a la interacción de microorganismos entre sí y de éstos con el medio mediante acciones fisicoquí-micas, fisiológicas y ecológicas [5]. La granula-ción y la sedimentabilidad son determinantes para el funcionamiento adecuado de la digestión anaerobia en reactores UASB.

Entre los diversos factores que inciden en la for-mación de gránulos están: el efecto de la con-centración de cationes divalentes [6], la produc-ción de sustancias poliméricas extracelulares como elemento aglutinante [7] el tipo y concen-tración de lodo empleado [8] y el efecto hidráu-lico o presión selectiva [6, 9, 10]; este último fac-tor propicia la selección de partículas, arrastra las más livianas y deja las más pesadas, debido a la suma de los efectos de la velocidad ascensional del líquido y la velocidad del gas generado. Adicionalmente, en la actualidad se promueve la aplicación de enzimas y bacterias liofilizadas, cuya utilidad apenas empieza a conocerse.

El período de arranque de un reactor es el tiempo transcurrido desde la inoculación de la semilla e inicio de la aplicación del agua residual hasta cuan-do se alcanzan características estables de la biomasa y del efluente, las que se establecen al hacer el diseño del reactor. Para muchos exper-tos el período de arranque es la etapa más inesta-ble y difícil en la operación de un proceso anaerobio.

Para la puesta en marcha de reactores anaer-obios se sugiere utilizar una semilla que garanti-ce el desarrollo de buena biomasa en el reactor. Hickey y colaboradores [11] opinan que de la selección de la semilla depende el éxito del arran-que del reactor. Gijzen, H. (sin publicar), al igual que otros expertos, asegura que el principal pro-blema del tratamiento anaerobio es lograr el arranque rápido ya que normalmente no se dis-pone de lodos adaptados; los períodos de arran-que pueden ser muy grandes, hasta de nueve meses, pero cuando se emplean lodos adaptados el arranque puede reducirse a pocos días [12].

El lodo que proviene de plantas de tratamiento biológico aerobio es considerado como buena semilla para la digestión anaerobia de aguas residuales, pues una considerable cantidad de los microorganismos presentes en los lodos activa-dos son facultativos, además de que en nuestro medio ya se puede hablar de alta disponibilidad de lodos activados como potencial fuente de se-milla para la implantación de sistemas de trata-miento anaerobio de aguas residuales.

El presente trabajo es parte de los objetivos del proyecto "Optimización de la etapa de arranque de sistemas de tratamiento anaerobio UASB mediante el mejoramiento de semillas nativas en condiciones dinámicas de operación", ejecutado por la Universidad de Antioquia, la Universidad del Valle y el Instituto Orstom de Francia, con el auspicio de Colciencias, y se limita a presentar los resultados obtenidos durante el arranque de reactores bajo las condiciones descritas anteriormente.

Materiales y métodos

El estudio se llevó a cabo en el laboratorio de biotecnología ambiental del Grupo de Ingeniería y Gestión Ambiental (GIGA) de la Facultad de Ingeniería de la Universidad de Antioquia, el cual cuenta con toda la infraestructura necesaria para realizar investigación sobre digestión aerobia y digestión anaerobia aplicadas al tratamiento de aguas residuales de todo tipo. Sin embargo, para la realización del presente trabajo fue necesario hacer un montaje y utilizar un sustrato sintético y nutrientes como se describe a continuación.

- **Reactores UASB.** Se utilizaron tres reactores UASB a escala de laboratorio, construidos en acrílico de 3 mm de espesor, volumen útil de 7,6 l, de 7,5 cm de diámetro y su respectivo sistema de separación trifásico en la parte superior.
- **Bombas peristálticas.** Para aplicar el sustrato a los reactores se utilizaron tres bombas peristálticas Master Flex, Cole Palmer mod. 7016-20, una por reactor, que se calibraron para producir en el reactor velocidades variables entre 0,1 y 0,42 m h⁻¹.
- **Lodo.** Para inocular los reactores se utilizó lodo aerobio espesado de la planta de lodos activados que trata las aguas residuales del municipio de El Retiro; lodo que se transformó a condiciones anaerobias mediante un procedimiento batch. El reactor control y el reactor con bacterias liofilizadas se inocularon con 3,3 l de este lodo aclimatado cuya concentración fue de 11.135 mg l⁻¹ de SSV; el tercer reactor se inoculó con el mismo lodo, previamente sometido a presión selectiva, con un volumen de 3,3 l y con concentración de 3.965 mg l⁻¹.
- **Sustrato.** Como sustrato se utilizó solución de azúcar morena, con una cantidad equivalente a 800 mg/l de DQO, la cual se preparó diariamente. Los reactores fueron alimentados continuamente durante 130 días, con tiempos de retención que variaron desde 18 hasta 4 horas.
- **Nutrientes.** Durante todo el período de experimentación se empleó una mezcla de macronutrientes y micronutrientes, que se disuelven con el alimento y que son preparados por personal del laboratorio del Centro de Investigaciones Ambientales y de Ingeniería, bajo la siguiente dosificación:
 - Solución de macronutrientes (5 l): 7 g de NH₄Cl; 6,25 g de K₂HPO₄; 2,5 g de MgSO₄·7H₂O; 0,25 g de CaCl₂·2H₂O; 10 g de NaHCO₃ y 28 ml de elementos traza (Fe, Co, Mn, Cu, Zn, B, Mo, Se, Ni).
 - Solución de micronutrientes (4 l): 200 mg de H₃BO₃; 945 mg de FeCl₂·6H₂O; 200 mg de ZnCl₂; 200 mg de MgCl₂·4H₂O; 120 mg de CuCl₂·2H₂O; 200 mg de (NH₄)₆Mo₇O₂₄·4H₂O; 800 mg de AlCl₃·6H₂O; 400 mg de NaSeO₃·5H₂O; 4.000 mg de EDTA; 800 mg de Resazurina; 4 ml de HCl concentrado y 200 mg de NiCl₂·6H₂O.
- **Agente amortiguador.** Para controlar los cambios de pH, debido a la fuerte tendencia a la acidificación del sustrato utilizado, se usó bicarbonato de sodio (NaHCO₃) en cantidad equivalente a una dosis de un gramo por cada litro de sustrato.
- **Montaje.** El montaje de los tres reactores utilizados fue similar.
- **Aclimatación del lodo.** Unos 135 l de lodo procedente de la planta de tratamiento de aguas residuales domésticas del municipio de El Retiro, fueron concentrados in situ empleando una sencilla técnica de espesamiento que consiste en llenar un recipiente, dejar reposar y descar-

tar el volumen de agua sobrenadante; el procedimiento se repitió sucesivamente hasta ajustar el volumen de 135 l traídos al laboratorio.

El procedimiento de aclimatación batch se practicó a los 135 l de lodo espesado, volumen que siempre se mantuvo constante durante el proceso. En esencia la aclimatación se condujo para una DQO soluble de 800 mg l⁻¹ en el reactor batch, lo que se logró mediante balance de masa, es decir se retiraba un volumen del sobrenadante del reactor, con la respectiva concentración de DQO en el mismo, y se adicionaba el mismo volumen de solución de azúcar morena con una DQO tal que al balancearse con la del contenido del reactor produjera 800 mg l⁻¹. Con el fin de estimular el crecimiento de la biomasa, se dosificó durante algunos de los recambios solución de macro y micronutrientes.

El proceso de aclimatación tomó aproximadamente 90 días, al cabo de los cuales se alcanzaron remociones del orden del 85% en un período comprendido entre cuatro y seis días. La aclimatación se condujo con referencia a 800 mg l⁻¹ de DQO debido a que el experimento de mejoramiento de la semilla se planeó con el mismo sustrato y la misma concentración. En la tabla 1 se presentan las características iniciales del lodo.

Tabla 1 Parámetros y características iniciales de la muestra de lodo crudo

<i>Parámetro y/o característica</i>	<i>Valor medido</i>
pH (unidades)	6,34
Temperatura (°C)	22,00
Potencial (mv)	0,37
Conductividad (µms/cm)	338,00
Oxígeno disuelto (mg/l)	0,10
DQO Filtrada (mg/l)	108,00
Sólidos totales - ST (mg/l)	17.259,00
Sólidos volátiles -SV (mg/l)	12.732,00
Relación SV/ST	0,74
Actividad metanogénica específica (AME) (gDQO _{CH4} g ⁻¹ SSV d ⁻¹)	0,06
Color	Café claro

- **Lavado del lodo.** La velocidad de lavado, presión selectiva, se estableció antes de iniciar el proceso de lavado, mediante ensayos preliminares que consisten en aplicar velocidades ascensionales diferentes e incrementales hasta obtener el residual de sólidos adecuado, lo cual se detecta por observación visual del contenido de lodos en la columna de lavado, es decir, se trata de una decisión subjetiva. Con este procedimiento se encontró que la velocidad de lavado adecuada para el lodo aclimatado utilizado es de 8,47 m h⁻¹.

El lavado, atendiendo el procedimiento descrito por Noyola y Moreno [1], se hace por tandas de 500 ml de lodo aclimatado que se llevan a la columna, a la que luego se le aplica la solución de azúcar morena de 250 mg l⁻¹ de DQO, con flujo ascensional. El lavado se inició con velocidad de 0,74 m h⁻¹, debido a que es la capacidad mínima de la bomba peristáltica utilizada; luego se va incrementando gradualmente hasta la velocidad de lavado máxima preestablecida, 8,47 m h⁻¹, como se puede observar en la tabla 2.

Tabla 2 Rutina de aplicación de lavado para el lodo crudo

<i>Velocidad aplicada (mh⁻¹)</i>	<i>Tiempo de aplicación (min.)</i>
V1 = 0,74	20
V2 = 1,90	12
V3 = 4,02	15
V4 = 6,34	14
V5 = 8,47	10
Tiempo total de lavado	71

Cada tanda de lavado produjo 500 ml de lodo menos concentrado que el original, pero más pesado; durante este proceso se obtienen unos 15 l de lodo lavado diluido, resultante de 30 lavadas. De este lodo lavado se retiraron los sobrenadantes hasta que se llegó a una concentración de 3.965 mg l⁻¹ de SSV.

- **Enzimas y bacterias liofilizadas.** Las enzimas y bacterias liofilizadas empleadas en

el experimento, según información del proveedor, garantizan un mínimo de 10 billones de bacterias por gramo de producto y contienen cuatro tipos de enzimas cuya finalidad es potenciar aún más sus efectos. Son de tipo aerobio y anaerobio, en proporciones iguales. El producto se adiciona al reactor por la tubería afluente, independientemente de la alimentación del sustrato. Esto se hace día de por medio durante el primer mes de operación del reactor, en cantidades aproximadas de 8,8 g.

La mezcla de bacterias y enzimas se activa previamente disolviendo el producto en agua caliente y dejándolo 30 min. en reposo, de acuerdo con las recomendaciones del fabricante. Una vez activadas se aplican al reactor.

- **Operación de los reactores.** Los tres reactores mencionados se arrancan bajo las mismas condiciones de carga, la que se va incrementando a medida que se encuentre una respuesta satisfactoria en términos de remoción de DQO, un 30 a 40% de remoción.

La operación se inició con la aplicación de un caudal de entre 10 y 11 l por día, que se fue variando hasta llegar a 45 l por día en los reactores crudo y bacterias liofilizadas y 50 l en reactor lavado, lo cual correspondió a cargas entre 1,05 y 5,26 g l⁻¹ d⁻¹. El control de los reactores se llevó a cabo con determinaciones de AGV, alcalinidad, sólidos, biogás y DQO.

- Los AGV se hacen por titulaciones ácido—base, siguiendo el método estandarizado en el laboratorio del Centro de Investigaciones Ambientales y de Ingeniería de la Universidad de Antioquia.
- Las alcalinidades total y bicarbonática verdadera se hacen por el método de titulación hasta pH = 5,75, según lo sugieren Jenkins, Morgan y Sawyer [13]. Se le da más importancia al seguimiento de la alcalinidad del reactor que al del pH y se acepta que la titulación hasta pH 5,75 cuantifica una alcalinidad que es prácticamen-

te equivalente a la alcalinidad al bicarbonato (AB) y la titulación desde 5,75 hasta pH 4,3 cuantifica la fracción de alcalinidad que es prácticamente equivalente a la de los ácidos grasos volátiles (AGV) [14]. Se debe procurar mantener el sistema en una relación AGV/AB £ 0,3.

- Los sólidos se determinan por el método estandarizado 2540 [15].
- El biogás se midió por el método de desplazamiento de líquido, que es confiable en sistemas de baja producción, y su composición se cuantificó en un cromatógrafo HEWLETT PACKARD 6890.

Las determinaciones de DQO se realizaron por el método estandarizado de reflujo cerrado, colorimétrico, número 5220D, conocido como micro DQO.

- **Aspectos microbiológicos.** La microbiología fue estudiada paralelamente por otro grupo de investigadores, en el marco del proyecto Colciencias, que en diferentes momentos de la experimentación caracterizaron microbiológicamente el lodo, para evaluar los cambios por grupos tróficos, sensibilidad al oxígeno, actividad metanogénica específica y SST y SSV.

Para evaluar la sensibilidad al oxígeno se empleó la técnica de recuento estándar en placa por siembra en superficie para bacterias anaerobias y aerobias facultativas (BAAF), bacterias anaerobias en medio sólido (BAs) y hongos y levaduras (H y L).

Las BAAF se incubaron en condiciones aerobias a 35 °C por dos días; las BA se incubaron a 35 °C por ocho días en condiciones de anaerobiosis con una atmósfera de H₂/CO₂ y los H y L se incubaron en condiciones aerobias a temperatura ambiente (24 °C) por ocho días.

Para el recuento relacionado con el metabolismo bacterial, se empleó la técnica de núme-

ro mas probable (NMP) para bacterias fermentativas de glucosa y lactato (BFG y BFL), bacterias sulfatorreductoras de lactato y acetato (BSRL y BSRA), bacterias sintróficas del propionato y butirato (BSP y BSB) y bacterias metanogénicas acetoclásticas e hidrogenofílicas (BMA y BMH).

La temperatura de incubación fue de 35 °C y los tiempos de incubación fueron de 8 días para los grupos tróficos BFG y BFL, de 15 días para los BSRL y BSRA, 60 días para los BSP, BSB, y BMA y 45 días para el BM.

La actividad metanogénica específica (AME) se determinó en botellas serológicas de 60 ml con sustratos formiato y acetato para los grupos BMH y BMA respectivamente. La composición del biogás se evaluó por cromatografía de gases.

- Las metodologías empleadas se fundamentaron en trabajos realizados por Alazard y Molina [16].

Los recuentos por sensibilidad al oxígeno y por grupos tróficos se realizaron inicialmente a los lodos crudo, aclimatado y lavado. Y posteriormente, a los lodos del reactor control, liofilizadas y lavado luego de un período de 70 días de operación, que incluyen los primeros 30 días utilizados para el mejoramiento de los lodos.

Resultados

Los resultados de la operación del reactor control aparecen en las tablas 3, 4 y 5 (pH afluente y efluente, AGV, capacidad amortiguadora, remoción de DQO, producción de biogás, tiempo de retención calculado con base en un volumen útil de 7,6 l, velocidad ascensional, caudal y carga orgánica), en las tablas 6, 7 y 8 (perfiles de lodos) y en la tabla 9 (relaciones de sólidos volátiles a totales).

Las características microbiológicas de los lodos crudos, aclimatado y lavado, se presentan en la tabla 10; y la evolución de las características de los diferentes tratamientos y del control, tanto para el período de mejoramiento como para el de operación de los reactores, están en la tabla 11.

Las figuras 1 y 2 presentan la información de las variables de rendimiento, remoción de DQO y producción de biogás respectivamente, analizadas durante el experimento. Igualmente, en las figuras 3 y 4, se presenta la información reportada por las variables de control, producción de AGV y capacidad amortiguadora durante todo el período de experimentación y para los reactores control, bacterias liofilizadas y lavado.

Análisis de resultados

Como se puede observar en la tabla 10, el lodo crudo es clasificable como disperso, con $SSV/SST = 0,68$, poco número de bacterias

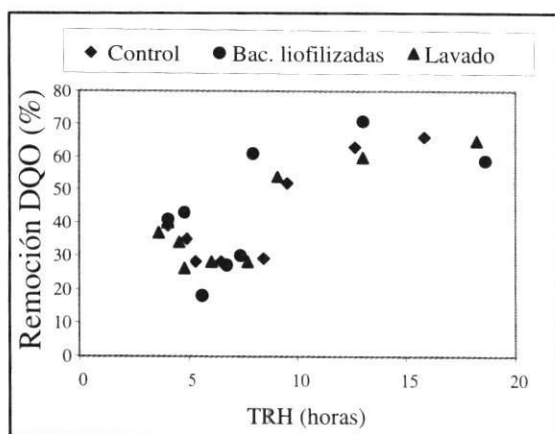


Figura 1 Variación de la eficiencia de remoción

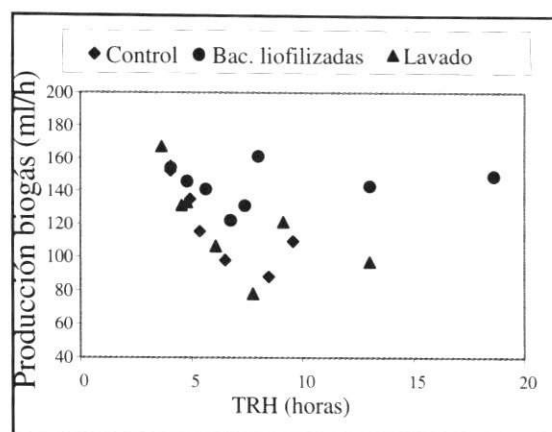


Figura 2 Variación de la producción de biogás

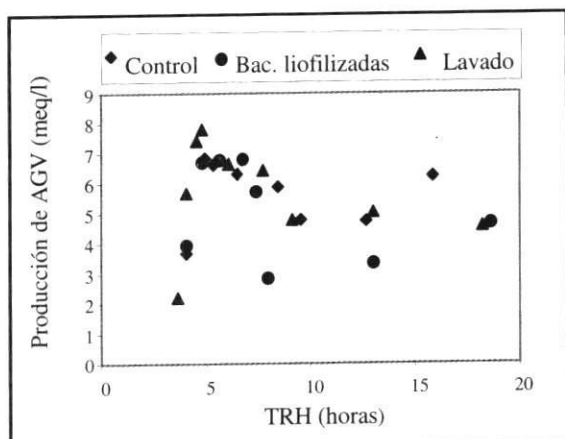


Figura 3 Variación de la producción de AGV

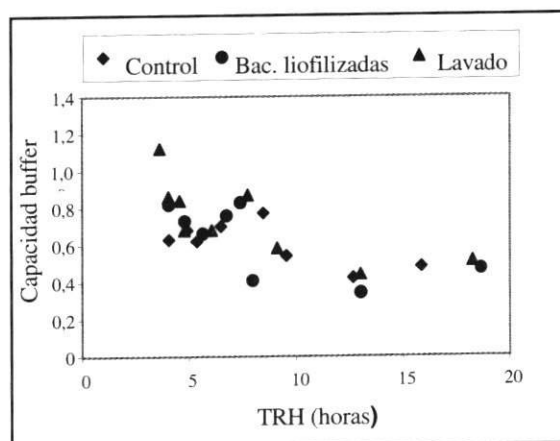


Figura 4 Variación de la capacidad buffer

metanogénicas y la población dominante es la de las bacterias sulfato reductoras (BSR). La AME con el sustrato ácido acético es nula y con el sustrato ácido fórmico es baja, del orden de $0,2 \text{ g DQO}_{\text{CH}_4} \text{ g}^{-1} \text{ SSV d}^{-1}$, lo cual está relacionado con población baja de bacterias metanogénicas hidrogenofílicas (BMH).

Durante el proceso de aclimatación se logra aumentar la población de bacterias metanogénicas; proceso después del cual predominan las bacterias metanogénicas hidrogenofílicas, pues hay buen desempeño de la AME con el sustrato ácido fórmico, $1,39 \text{ g DQO}_{\text{CH}_4} \text{ g}^{-1} \text{ SSV d}^{-1}$. No se detectó AME con el sustrato ácido acético, lo cual indica que la población de bacterias metanogénicas acetoclásticas (BMA) todavía es muy débil. El lodo sigue siendo disperso y la relación SSV/SST prácticamente no cambia.

El lodo aclimatado y lavado, tiene una relación $\text{SSV/SST} = 0,68$, parecida a las de los lodos crudo y aclimatado; el lodo sigue siendo disperso, con aproximadamente la misma velocidad de sedimentación, $1,44 \text{ m/h}$. Las BMH son la población dominante, pero se presenta aumento importante en las BSR, lo cual genera competencia por el sustrato con las BM. La AME con formiato es de aproximadamente $1,0 \text{ g DQO}_{\text{CH}_4} \text{ g}^{-1} \text{ SSV d}^{-1}$, similar a la del lodo aclimatado, pero para el sustrato ácido acético no se detectó AME, lo cual puede estar relacionado con la competencia ejercida por las BSR.

Como se puede observar en las tablas 3, 4 y 5 y en la figura 1, el arranque se inició con cargas orgánicas volumétricas entre $1 \text{ y } 1,2 \text{ g l}^{-1} \text{ d}^{-1}$ para los tres reactores y la remoción de DQO fue similar, 60 a 66%. Esta carga orgánica volumétrica se incrementó hasta $1,47 \text{ a } 1,52 \text{ g l}^{-1} \text{ d}^{-1}$ en los tres reactores, condición para la cual el reactor bacterias liofilizadas mostró mejor desempeño, 71% de remoción contra 60 a 63% en los reactores control y lavado; el desempeño anterior corresponde al primer mes de operación de los reactores.

La operación del reactor se continúa por un período aproximado de dos meses, aplicando cargas orgánicas volumétricas que oscilan entre los $2,01 \text{ y } 2,40 \text{ g l}^{-1} \text{ d}^{-1}$ y se observa que la eficiencia de remoción de DQO disminuye en todos los reactores, pero, igualmente, es menos drástica para el reactor liofilizadas, con un valor del 61% de remoción contra 52% para el control y 54% para el lavado. Este comportamiento decreciente en la eficiencia de remoción de DQO se presenta hasta finales del segundo mes cuando, al operarse con cargas orgánicas volumétricas entre $2,97 \text{ y } 3,14 \text{ g l}^{-1} \text{ d}^{-1}$, se obtienen valores de remoción de 41% para el reactor control, 49% para liofilizadas y 40% para lavado, lo que obliga a suspender la alimentación de los reactores por un período de una semana, para crear condiciones que permitan su recuperación.

Se reorganiza la operación con cargas orgánicas volumétricas entre 2,3 y 2,5 g l⁻¹ d⁻¹, por un período de 15 a 20 días, para un total de 108 días de operación de los reactores; en esta condición la remoción de DQO fue del orden del 30% en los tres reactores.

Durante los 12 a 15 días siguientes, para un total de 117 días de operación, se manejaron cargas orgánicas volumétricas entre 2,95 y 3,16 g l⁻¹ d⁻¹, incremento que no afecta la eficiencia de remoción de DQO con respecto a la condición inmediatamente anterior. Para cargas orgánicas volumétricas de 3,9 a 4,2 g l⁻¹ d⁻¹ los reactores recuperan capacidad de remoción de DQO que se remontan al 35% en el control (carga orgánica volumétrica de 3,89 g l⁻¹ d⁻¹), 43% en bacterias liofilizadas (carga orgánica volumétrica de 4,0 g l⁻¹ d⁻¹) y a 34% en el reactor lavado (carga orgánica volumétrica de 4,21 g l⁻¹ d⁻¹).

Finalmente para cargas orgánicas volumétricas de 4,7 g l⁻¹ d⁻¹, por 15 días, sigue creciendo la remoción de DQO; 39% en el control, 41% en bacterias liofilizadas y a 40% en el reactor lavado.

De acuerdo con lo anterior, se puede decir que los tres reactores tienen comportamiento similar, excepto durante la operación inicial, puesto que en los primeros tres meses fue mejor el desempeño del reactor bacterias liofilizadas, lo cual se podría atribuir al hecho de que durante los primeros 30 días se adicionó la cantidad preestablecida de éstas al reactor. Esto significa que las bacterias liofilizadas son efectivas mientras se estén adicionando, pues si se suspende la adición, pierden su efectividad unos dos meses después.

Más o menos a partir del día 80, con el reorganamiento, la efectividad de los tres reactores fue muy similar en términos de remoción de materia orgánica, eficiencia que aumentó a pesar de los incrementos de carga orgánica volumétrica.

El comportamiento del reactor control con respecto al reactor lavado muestra diferencias significativas, lo cual podría atribuirse al hecho de que el lodo se sometió a un proceso de aclimatación a condiciones anaerobias, estado en el cual el lavado no produjo el efecto esperado; se pro-

pone para un futuro estudio hacer el lavado antes de los procesos de aclimatación y observar el comportamiento durante el arranque de reactores anaerobios UASB.

Es interesante destacar el hecho de que los resultados obtenidos, tablas 3, 4 y 5 y figuras 1 a 7, son coherentes en la medida en que mientras mayor fue la remoción de DQO, mayor fue la producción de biogás. Adicionalmente, cuando los reactores experimentaron disminución de la remoción de DQO y en consecuencia disminución de la producción de biogás, los valores de AGV y capacidad amortiguadora se salían de los límites recomendables, a pesar de que casi siempre los valores del pH estaban comprendidos dentro del rango preestablecido para los tratamientos anaerobios (6,8 a 7,4 unidades).

Con respecto a los valores de pH afluente y efluente, figuras 5, 6 y 7, es importante resaltar que durante todo el procedimiento experimental, se aplicó bicarbonato de sodio, debido a la fuerte tendencia a la acidificación de la sacarosa (componente principal del sustrato sintético adoptado para correr el experimento). Los valores de pH afluente son altos, debido a que el bicarbonato siempre se aplicó al sustrato.

De acuerdo con la información de la tabla 11, al finalizar la experimentación, el lavado presenta AME para el formiato, similar a la del aclimatado; sin embargo, para el ácido acético las actividades son del orden de 0,45 g DQO_{CH₄} g⁻¹ SSV d⁻¹, valor que se considera bueno teniendo en cuenta que

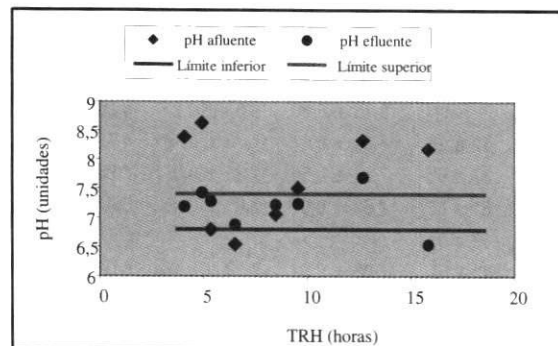


Figura 5 Variación pH afluente y efluente en el reactor control

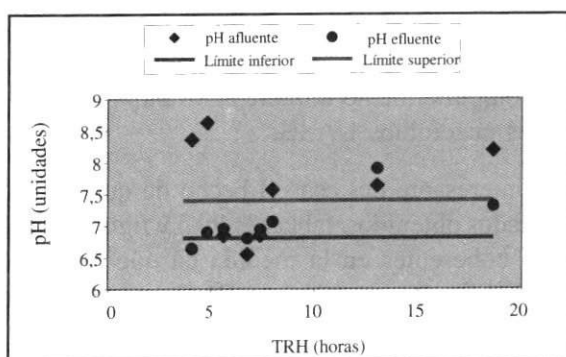


Figura 6 Variación pH afluente y efluente en el reactor bacterias liofilizadas

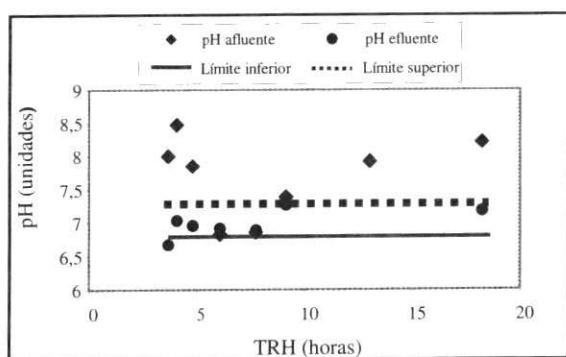


Figura 7 Variación pH afluente y efluente en el reactor lavado

para el aclimatado no hubo AME con este sustrato y que dichas actividades son el doble de la AME del control para el ácido acético. Con las liofilizadas el comportamiento es similar al control.

Al disminuir los tiempos de retención hidráulica, desde 10 hasta 5 horas, disminuyen las eficiencias de remoción a valores del 30 al 40%; las actividades metanogénicas para el formiato se redu-

cen y no se detecta AME para el ácido acético. A pesar de que las poblaciones de BMH se mantienen, se presenta aumento de BSR, lo cual genera competencia por el sustrato, afectando especialmente a las BMA.

Como se puede observar en las tablas 6 a 8 y figuras 8 a 10, en todos los reactores hubo crecimiento de la biomasa y para su análisis se debe tener en cuenta la cantidad de biomasa aplicada a cada reactor. En términos de contenido de biomasa, de mayor a menor siempre hubo mayor cantidad en el reactor de liofilizadas, seguido por el control y por último el lavado.

En la figura 10 se ve que en el reactor lavado hubo mayor crecimiento de biomasa y en el reactor control ocurrió el menor crecimiento. Otro hecho en el que parece efectivo el lavado, es en la relación biomasa activa a biomasa total, SSV/SST, como se puede observar en la figura 9.

Las concentraciones de biomasa en el lecho de los reactores varían de 17,8 a 30,3 g l⁻¹ para el reactor control, de 22,0 a 45,0 g l⁻¹ en el reactor liofilizadas y de 16,0 a 25,8 g l⁻¹ en el reactor lavado. Siempre es deseable tener concentraciones del 3 al 5% en sistemas de tratamiento UASB; tal condición sólo se logra en el reactor liofilizadas y se encuentra en el límite inferior para el reactor control. Estos valores de biomasa corresponden a la información que se presenta en las tablas 6 a 8 y a altura de lecho de lodo de 70 cm, altura total de muestreo para la realización de los perfiles.

Tabla 3 Registro de variables de control y rendimiento durante el arranque del reactor control

Período	Días	pH (unidades)		AGV (meq/l)	Capacidad amortiguadora	DQO (%R)	Biogás (ml/h)	TRH (horas)	Caudal (l/día)	Velocidad (m/h)	Carga (g/l/d)
		Afluente	Efluente								
1	1 a 11	8,16 ± 0,30	6,55 ± 0,27	6,25 ± 0,92	0,50 ± 0,17	66	-	15,86	11,5	0,11	1,21
2	12 a 26	8,34 ± 0,47	7,70 ± 0,40	4,77 ± 0,57	0,45 ± 0,21	63	-	12,68	14,4	0,14	1,52
3	27 a 60	7,52 ± 0,59	7,25 ± 0,37	4,25 ± 1,06	0,57 ± 0,17	52	114,5 ± 37,8	9,57	19,1	0,18	2,01
4	61 a 82	7,62 ± 0,61	7,01 ± 0,48	5,91 ± 1,00	0,85 ± 0,42	42	101,1 ± 21,5	6,46	28,2	0,27	2,97
5	83 a 89	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
6	90 a 104	7,08 ± 0,61	7,23 ± 0,16	6,01 ± 0,81	0,78 ± 0,14	29	88,5 ± 12,9	8,48	21,5	0,20	2,26
7	105 a 117	6,55 ± 0,36	6,92 ± 0,72	6,32 ± 0,32	0,73 ± 0,29	29	98,9 ± 19,4	6,51	28,0	0,26	2,95
8	118 a 123	6,81 ± 0,24	7,28 ± 0,28	6,70 ± 1,14	0,63 ± 0,13	28	116,5 ± 22,1	5,36	34,0	0,32	3,58
9	124 a 129	8,64 ± 0,39	7,42 ± 0,23	6,87 ± 0,82	0,89 ± 0,11	36	135,0 ± 4,4	4,93	37,0	0,35	3,89
10	130 a 136	8,39 ± 0,29	7,20 ± 0,19	4,07 ± 1,87	0,63 ± 0,09	39	165,0 ± 91,9	4,06	44,9	0,42	4,73

Tabla 4 Registro de variables de control y rendimiento durante el arranque del reactor bacterias liofilizadas

Período	Días	pH (unidades)		AGV (meq/l)	Capacidad amortiguadora	DQO (%R)	Biogás (ml/h)	TRH (horas)	Caudal (l/día)	Velocidad (m/h)	Carga (g/l/d)
		Afluente	Efluente								
1	1 a 27	8,19 ± 0,46	7,32 ± 0,51	4,84 ± 1,40	0,51 ± 0,23	59	149,0	18,64	9,8	0,09	1,03
2	28 a 35	7,65 ± 0,59	7,90 ± 0,35	3,38 ± 0,45	0,34 ± 0,05	71	146,8 ± 33,6	13,03	14,0	0,13	1,47
3	36 a 50	7,58 ± 0,62	7,07 ± 0,23	3,06 ± 1,16	0,43 ± 0,13	62	170,3 ± 50,0	7,99	22,8	0,22	2,40
4	51 a 82	7,41 ± 0,61	6,88 ± 0,42	4,79 ± 0,97	0,70 ± 0,36	49	177,7 ± 48,9	6,12	29,8	0,28	3,14
5	83 a 89	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
6	90 a 108	6,88 ± 0,59	6,96 ± 0,43	5,83 ± 0,90	0,86 ± 0,22	32	133,7 ± 30,5	7,41	24,6	0,23	2,59
7	109 a 117	6,56 ± 0,27	6,81 ± 0,30	6,83 ± 0,47	0,77 ± 0,10	28	126,4 ± 43,9	6,76	27,0	0,25	2,84
8	118 a 123	6,84 ± 0,21	6,95 ± 0,21	6,80 ± 0,55	0,66 ± 0,08	18	141,8 ± 14,7	5,64	32,3	0,30	3,40
9	124 a 130	8,63 ± 0,41	6,91 ± 0,23	6,74 ± 0,83	0,73 ± 0,09	43	151,0 ± 44,9	4,80	38,0	0,36	4,00
10	131 a 136	8,37 ± 0,47	6,64 ± 0,25	4,28 ± 1,94	0,83 ± 0,09	41	155,4 ± 21,0	4,05	45,0	0,42	4,74

Tabla 5 Registro de variables de control y rendimiento durante el arranque del reactor lodo lavado

Período	Días	pH (unidades)		AGV (meq/l)	Capacidad amortiguadora	DQO (%R)	Biogás (ml/h)	TRH (horas)	Caudal (l/día)	Velocidad (m/h)	Carga (g/l/d)
		Afluente	Efluente								
1	1 a 14	8,22 ± 0,46	7,20 ± 0,53	4,70 ± 1,16	0,53 ± 0,17	65	-	18,24	10,0	0,09	1,05
2	15 a 29	7,94 ± 0,54	7,57 ± 0,37	5,07 ± 0,55	0,45 ± 0,10	60	98,0 ± 12,3	13,03	14,0	0,13	1,47
3	30 a 53	7,57 ± 0,60	7,28 ± 0,36	5,00 ± 1,40	0,61 ± 0,19	54	128,0 ± 44,0	9,14	20,0	0,19	2,11
4	54 a 75	7,82 ± 0,67	6,98 ± 0,41	5,72 ± 0,82	0,86 ± 0,73	41	136,2 ± 74,0	6,14	29,7	0,28	3,13
5	76 a 82	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
6	83 a 104	6,88 ± 0,57	6,99 ± 0,25	6,47 ± 0,82	0,89 ± 0,19	28	78,1 ± 10,8	7,75	23,5	0,22	2,47
7	105 a 113	6,84 ± 0,27	6,93 ± 0,26	6,65 ± 0,45	0,69 ± 0,08	28	108,6 ± 26,0	6,08	30,0	0,28	3,16
8	114 a 117	7,91 ± 1,12	6,97 ± 0,36	7,80 ± 0,20	0,69 ± 0,08	26	133,7 ± 21,2	4,80	38,0	0,36	4,00
9	118 a 122	8,57 ± 0,61	7,03 ± 0,10	7,44 ± 0,57	0,85 ± 0,09	34	130,0 ± 5,5	4,56	40,0	0,38	4,21
10	123 a 127	8,48 ± 0,35	7,04 ± 0,15	5,95 ± 1,85	0,86 ± 0,11	40	155,7 ± 16,0	4,05	45,0	0,42	4,74
11	128 a 130	8,01 ± 0,51	6,68 ± 0,07	2,20	1,12 ± 0,06	37	167,0	3,65	50,0	0,47	5,26

Tabla 6 Perfil de lodos realizados en el reactor control

Fecha del muestreo	25/04/00	3/05/00	18/05/00	24/05/00	28/06/00	19/08/00
Altura válvula (cm)	SSV (g)	+ H17	SSV (g)	SSV (g)	SSV (g)	SSV (g)
Volumen (litros)						
0,0	1,15	17,73	17,03	18,00	24,84	24,9
16,5	0,88	13,24	11,53	14,47	18,64	23,9
36,5	1,13	16,84	13,12	15,10	18,04	19,7
56,5	1,40	10,93	9,40	12,66	18,69	6,6
87,5	1,57	-	2,46	1,46	10,58	2,5
SSV Totales (g)		58,74	53,54	61,69	90,79	77,6

Tabla 7 Perfiles de lodos realizados en el reactor con bacterias liofilizadas

<i>Fecha del muestreo</i> <i>Altura</i> <i>válvula (cm)</i>	<i>Volumen</i> <i>(litros)</i>	<i>25/04/00</i> <i>SSV (g)</i>	<i>3/05/00</i> <i>SSV (g)</i>	<i>18/05/00</i> <i>SSV (g)</i>	<i>24/05/00</i> <i>SSV (g)</i>	<i>28/06/00</i> <i>SSV (g)</i>	<i>19/08/00</i> <i>SSV (g)</i>
0,0	1,15	19,24	24,35	27,43	29,31	37,23	36,2
16,5	0,88	15,18	13,77	21,69	22,96	28,13	28,4
36,5	1,13	18,37	20,18	27,87	30,56	34,02	35,1
56,5	1,40	14,20	29,16	30,82	34,69	21,04	21,4
87,5	1,57	-	13,82	17,54	19,54	1,70	1,8
SSV Totales (g)		67,00	101,30	125,40	137,10	122,10	122,9

Tabla 8 Perfiles de lodos realizados en el reactor con lodo lavado

<i>Fecha del muestreo</i> <i>Altura</i> <i>válvula (cm)</i>	<i>Volumen</i> <i>(litros)</i>	<i>25/04/00</i> <i>SSV (g)</i>	<i>3/05/00</i> <i>SSV (g)</i>	<i>18/05/00</i> <i>SSV (g)</i>	<i>24/05/00</i> <i>SSV (g)</i>	<i>28/06/00</i> <i>SSV (g)</i>	<i>19/08/00</i> <i>SSV (g)</i>
0,0	1,15	12,67	17,24	18,48	15,61	20,8	22,8
16,5	0,88	10,22	11,47	13,08	12,38	15,6	19,1
36,5	1,13	14,75	12,71	13,49	16,92	20,0	21,2
56,5	1,40	10,37	15,22	14,39	12,18	15,6	1,3
87,5	1,57		10,22	8,71	2,28	5,4	1,6
SSV Totales (g)		48,00	66,90	68,20	59,40	77,4	66,0

Tabla 9 Relación de sólidos durante la corrida del experimento

<i>Fecha</i>	<i>Reactor control</i> <i>(SSV/SST)</i>	<i>Reactor liofilizadas</i> <i>(SSV/SST)</i>	<i>Reactor lavado</i> <i>(SSV/SST)</i>
13 de marzo/00	0,68	0,68	0,69
25 de abril/00	0,77	0,78	0,77
3 de mayo/00	0,74	0,79	0,77
18 de mayo/00	0,79	0,84	0,78
24 de mayo/00	0,83	0,85	0,83
28 de junio/00	0,85	0,88	0,90
19 de julio/00	0,85	0,88	0,88

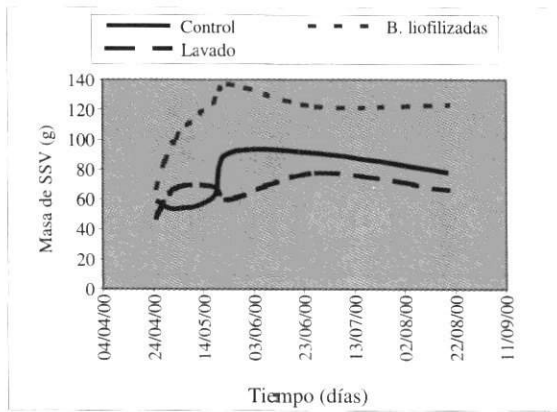


Figura 8 Variación en el contenido de masa de lodos en los reactores

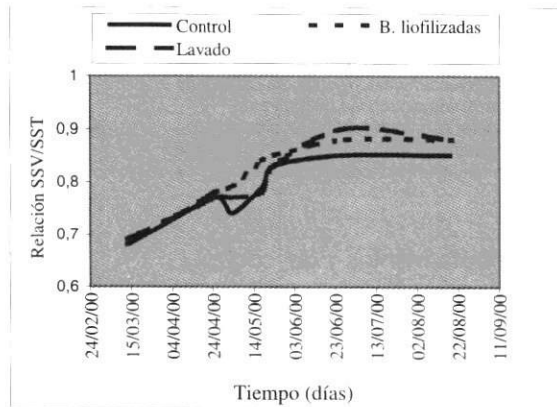


Figura 9 Variación en la relación de biomasa activa con respecto a biomasa total

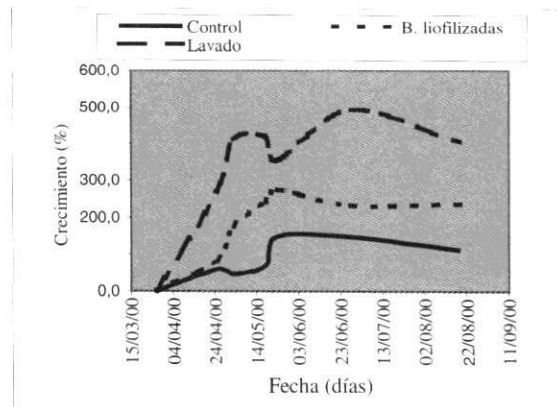


Figura 10 Variación en el crecimiento de biomasa para los diferentes reactores

Conclusiones

El uso de bacterias liofilizadas dio buenos resultados durante su aplicación en el primer mes y aún uno o dos meses después, lo que hace pensar que las bacterias liofilizadas producen resultados adecuados pero deben adicionarse periódicamente para sostener el funcionamiento, con lo cual las implicaciones en costo podrían ser apreciables. En este caso no podríamos hablar de un efecto mejorador del lodo, sino del tratamiento.

El lavado del lodo beneficia el aumento de la biomasa activa, lo que se manifestó con incrementos mayores del 400% con respecto a la biomasa inoculada como se puede observar en la figura 10.

En términos de remoción de carga orgánica y producción de biogás, el control y los tratamientos tuvieron un comportamiento similar, lo que hace pensar que las condiciones de arranque se mejoran con sólo someter el lodo aerobio espesado a un proceso de aclimatación batch a condiciones anaerobias.

El sustrato sintético empleado, glucosa, presenta fuerte tendencia a la acidificación; en estas condiciones los reactores se desequilibran en las rutas de descomposición. Es deseable entonces utilizar sustratos reales u otro tipo de sustrato sintético más estable, para evitar problemas de operación y obviar el uso de productos químicos amortiguadores.

El bicarbonato de sodio mostró efectividad como amortiguador, lo cual es observable en los datos de pH afluentes y efluentes, como se puede ver en las figuras 8 a 10. Seguramente si no se hubiera usado el bicarbonato se habrían presentado problemas drásticos de acidificación y pérdida de capacidad amortiguadora del sistema.

Tabla 10 Características de los lodos crudo, aclimatado y lavado

Muestra de lodo	Relación SSV/SST	Velocidad de sedimentación (m/h)	Actividad metanogénica (gDQOCH ₄ /gSSV.d ⁻¹)						Recuentos microbianos									
			Fórmico		Acético		Sensibilidad al O ₂		Grupos tróficos									
			TR	AME	TR	AME	BAAF	BAS	H y L	BAOL	BFG	BFL	BSRA	BSRL	BSB	BSP	BMH	BMA
Crudo (03/05/00)	0,68	-	200	0,2	ND	ND	4,8 * 10 ⁹	9,1 * 10 ⁶	5,4 * 10 ⁷	1,1 * 10 ¹¹	1,6 * 10 ⁹	2,3 * 10 ⁷	7,3 * 10 ¹⁷	3,6 * 10 ¹⁵	N.D.	N.D.	7,3 * 10 ⁷	1,4 * 10 ⁵
Aclimatado (03/05/00)	0,66	1,71	25	1,39	ND	ND	9,3 * 10 ⁹	5,2 * 10 ⁷	3,2 * 10 ⁷	2,5 * 10 ⁸	7,1 * 10 ¹⁰	3,1 * 10 ⁹	4,5 * 10 ⁹	4,5 * 10 ¹⁰	3,0 * 10 ⁶	7,2 * 10 ⁶	2,1 * 10 ¹⁴	7,2 * 10 ⁸
Lavado (03/05/00)	0,68	1,44	20	0,99	ND	ND	6,4 * 10 ⁸	3,6 * 10 ⁹	7,3 * 10 ⁶	2,7 * 10 ¹⁶	1,4 * 10 ¹²	3,6 * 10 ⁸	2,7 * 10 ¹⁶	2,7 * 10 ¹⁵	4,3 * 10 ¹³	3,2 * 10 ¹³	7,9 * 10 ¹⁹	2,7 * 10 ¹⁴

BAAF = bacterias aerobias y anaerobias facultativas
 BAs = bacterias anaerobias en medio sólido
 H y L = hongos y levaduras
 BAOL = bacterias anaerobias obligadas en medio líquido
 BFG = bacterias fermentativas de glucosa
 BFL = bacterias fermentativas de lactato

BSRA = bacterias sulfatorreductoras del acetato
 BSRL = bacterias sulfatorreductoras del lactato
 BSB = bacterias sintróficas del butirato
 BSP = bacterias sintróficas del propionato
 BMH = bacterias metanogénicas hidrogenofílicas
 BMA = bacterias metanogénicas acetoclasticas

Tabla 11 Evolución de las características de los diferentes tratamientos y del control

Reactor	Tiempo días	Relación SSV/SST	Velocidad de sed.	TRH (h)	%R DQO	Actividad metanogénica (gDQOCH ₄ /gSSV.d ⁻¹)						Recuentos microbianos							
						Fórmico		Acético		Sensibilidad al O ₂		Grupos tróficos							
						TR	AME	TR	AME	BAAF	BAS	H y L	BAOL	BFG	BFL	BSRA	BSRL	BSB	BSP
Control (R1)	30	0,82	-	11,0	60,5	20	1,02	94	0,23	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Liofilizada (R2)	30	0,75	-	15,2	62,2	20	1,49	42	0,24	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lavado (R3)	30	0,71	-	20,5	61,4	20	0,86	42	0,45	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
R1	30-70	0,85	-	9,0	52,7	15	0,42	ND	ND	7,7 * 10 ⁹	6,1 * 10 ⁹	5,0 * 10 ⁹	6,5 * 10 ¹⁵	7,7 * 10 ¹²	1,8 * 10 ¹⁰	8,5 * 10 ¹⁷	3,8 * 10 ¹⁶	1,3 * 10 ⁶	4,6 * 10 ⁹
R2	30-70	0,87	-	7,2	55,6	15	0,4	ND	ND	1,2 * 10 ¹⁰	6,7 * 10 ⁹	3,0 * 10 ⁹	5,4 * 10 ¹⁴	4,2 * 10 ¹⁵	4,2 * 10 ⁸	3 * 10 ¹⁹	2,5 * 10 ²⁰	5,0 * 10 ¹¹	1,4 * 10 ⁹
R3	30-70	0,86	-	8,9	47,1	15	0,79	ND	ND	9,0 * 10 ¹¹	8,6 * 10 ¹⁰	1,0 * 10 ¹¹	2,1 * 10 ¹⁸	1,7 * 10 ¹⁹	2,4 * 10 ⁹	4,1 * 10 ²¹	3,8 * 10 ²¹	2,5 * 10 ⁹	6,9 * 10 ⁹
R1	70-120	0,78	1,74	5,6	31,2	22	0,7	68	0,02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
R2	70-120	0,88	1,38	5,7	31,9	22	1,01	132	0,02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
R3	70-120	0,89	3,30	5,5	32,5	22	0,91	147	0,01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Referencias

1. Noyola Robles, Adalberto. *Diseño, inoculación y arranque de reactores UASB*. Memorias III Seminario Latinoamericano de Digestión Anaerobia. pp. 133-143. 1990.
2. Noyola R., A. y Bustamante B., N. *Evolución del inóculo de un reactor anaerobio de lecho de lodos a escala industrial*. VIII Congreso Nacional de la Sociedad Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, A. C. Cocoyoc, Morelos. 22 al 25 de septiembre de 1992.
3. Christensen D., R. *et al.* "Design and operation of an upflow anaerobic sludge blanket reactor". *Journal WPCF*. Vol. 56. No. 9. Septiembre de 1984. pp. 1.059-1.062.
4. Francese A., P. and Siñeriz, F. *Puesta en marcha de reactores UASB—granulación*. Memorias III Seminario Latinoamericano de Digestión Anaerobia. pp. 145-153. 1990.
5. Morvai, L. *et al.* "Bases cinéticas de un nuevo método de arranque para asegurar la granulación rápida del lodo anaerobio". *Wat. Sci. Tecg.* Vol. 25. No. 7. pp. 113-122. 1992.
6. Hulshoff Pol, L. *The phenomenon of granulation of anaerobic sludge*. Tesis doctoral, Wageningen, 1989.
7. Guiot, S. *et al.* *Structured model of the anaerobic granule conservation*. In: Sixth International Symposium on anaerobic Digestion. Sao Paulo, Brazil. Mayo de 1991.
8. De Zeeuw W., J. *Acclimatization of anaerobic sludge for uasb reactor start-up*. Ph.D. Dissertation Agricultural University Wageningen. The Netherlands, 1984.
9. Andras, E. *et al.* "Test for characterizing settleability of anaerobic sludge". *Environm Tech Lett.* Vol. 10. pp. 463-470.
10. Noyola, A. y Moreno, G. *Producción de gránulos de lodo activado residual crudo*. 7th International Symposium on Anaerobic Digestion. Cape Town South, Africa. 1994.
11. Hickey R., F. *et al.* "Start-up, operation, monitoring, and control of high-rate anaerobic treatment systems". *Wat. Sci. Tech.* Vol. 24. No. 8. 1991.
12. Gijzen, H. *Effect of sucrose on uasb reactor performance under different loading rates and hydraulic retention time*. Sin publicar.
13. WPCF, APHA, AWWA. *Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales*. Ediciones Díaz de Santos S.A. 17ª. ed. 1992.
14. Ripley L., E. *et al.* *Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high-strenght wastes*. *J.W.P.C.F.* 58 (5). pp. 406-411. 1983.
15. Eaton A., D. *et al.* *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 19th Edition. pp. 2-53 a 2-58. 1995.
16. Molina, F. y Alazard, D. *Microbiología de la digestión anaerobia y caracterización de lodos anaerobios*. Universidad de Antioquia. 1997.