

Arranque y seguimiento del proceso de granulación en un reactor anaeróbico utilizando vinaza como sustrato (*)

César F. Molina¹; Federico Marquetti¹; Eugenio A. Quaia¹; Walter D. Machado¹

RESUMEN

La biodigestión anaeróbica es uno de los procesos más recomendados para el tratamiento de efluentes industriales con alta carga orgánica. Dentro de estos sistemas, una de las tecnologías más difundidas son los reactores anaeróbicos de flujo ascendente, también conocidos como UASB. Una característica particular de estos reactores es que, bajo determinadas condiciones, los microorganismos responsables de la degradación de la materia orgánica se agrupan formando pequeños gránulos de unos pocos mm de diámetro, donde coexisten todas las especies necesarias para completar el proceso biodegradativo. Se llevaron a cabo diversos estudios sobre la formación de estos gránulos empleando sustratos simples como glucosa. Sin embargo, son escasas las publicaciones sobre granulación empleando sustratos complejos e indefinidos, como puede ser un efluente industrial. En este trabajo se evaluó el proceso de granulación en un reactor UASB, de 155 l, inoculado con lodos floculentos y utilizando vinaza como sustrato. El ensayo se llevó a cabo durante alrededor de siete meses (218 días), alimentando a una velocidad de carga orgánica (VCO) y una velocidad ascensional (V_a) constantes de 1 g DQO/l.d y de 1 m/h respectivamente. En estas condiciones la materia orgánica se redujo en un 77.9% y la biomasa activa dentro del reactor aumentó cerca de un 45%. Treinta días después de haber alcanzado la estabilidad del sistema, se observaron gránulos de 0,2 y 0,4 mm y hacia el final del ensayo se detectaron gránulos de 4 mm de diámetro.

Palabras clave: reactor anaeróbico, vinaza, granulación.

ABSTRACT

Starting and monitoring the granulation process in an anaerobic reactor using vinasse as substrate

Anaerobic digestion is a recommended process to treat effluents with high organic loads. One of the most widespread technologies is that of the upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor. Under certain conditions, the anaerobic microflora of the sludge can merge together to create granular structures with a diameter of a few millimeters in which all microbial species necessary for the process of biodigestión can be found. There have been many studies about these granules using simple substrates such as glucose; nevertheless, there are not many publications about granulation using complex substrates such as industrial effluents. This study evaluates the granulation process carried out in a 155 L UASB reactor using activated sludge as inoculum, and vinasse as the substrate. The reactor was running for around 7 month (218 days). The operational parameters used, were the organic loading rate and upflow velocity that were constants on 1gCOD/l.d and 1 m/h respectively. In these conditions, the organic matter was reduced by 77.9% and the active biomass presented an increase of volatile suspended solids around 45%. Thirty days after the stability of the system was achieved, granules of 0.2 to 0.4 mm were observed and, towards the end of the test, granules with a diameter of 4 mm were detected.

Key words: anaerobic reactor, vinasse, granulation.

Fecha de recepción: 02/10/2019 - Fecha de aceptación: 27/02/2020

* Una versión en inglés fue presentada como poster en el XXX ISSCT Congress (2019)

¹ Estación Experimental Agroindustrial Obispo Colombres, Av. Williams Cross 3150, Las Talitas, Tucumán.: federico.molina@eeaoc.org.ar

INTRODUCCIÓN

Los reactores anaeróbicos de -manto de lodo y flujo ascendente (UASB) son ampliamente usados en el tratamiento de aguas residuales industriales que contienen sustratos hidrolizables tales como desechos de las industrias sucroalcoholeras y cerveceras (Lettinga and Hulshoff Pol, 1991; Fang *et al.*, 1994; Blonskaja *et al.*, 2003). Sin embargo, para obtener un buen funcionamiento en la operación de estos es preferible que el lodo se encuentre en forma de gránulos. Si bien hay numerosos trabajos que abordan el estudio de las condiciones necesarias para la formación de los gránulos anaerobios empleando sustratos simples y definidos como fuente de carbono (Francese, 1993), hay escasa bibliografía sobre granulación con sustratos complejos como ciertos efluentes industriales. Uno de los sustratos industriales potencialmente aptos para experimentar el proceso de granulación es la vinaza, subproducto de la obtención de bioetanol.

El objetivo de este trabajo es evaluar la formación de gránulos en un reactor UASB empleando vinaza como sustrato de alimentación.

MATERIALES Y MÉTODOS

Reactor UASB

Se construyó un reactor empleando un cilindro de PVC de 220 cm de altura y 30 cm de diámetro interno, una sección de 706,5 cm² y un volumen total de 155,4 litros (Figura 1). En la parte superior se dispuso de un separador trifásico para orientar convenientemente la salida de biogás y la salida del efluente, y a la vez reducir las posibilidades de escape de los sólidos suspendidos volátiles (microorganismos) que pudieran llegar hasta este extremo. El cuerpo del reactor cuenta con cuatro toma muestras más o menos equidistantes, distribuidos a lo largo del reactor, designándose como número 1 al que está más cerca de la base. El líquido que alcanzaba el extremo superior del reactor era conducido por una “cañería de recirculación” hacia un tanque mezcla, llamado así porque en él se realizaba la alimentación del sistema. Al momento de alimentar el reactor se debió evacuar, desde la cañería de recirculación, la misma cantidad de líquido que iba a ser incorporada, de manera de mantener los volúmenes constantes. El líquido acumulado en el tanque mezcla era bombeado al de vuelta al reactor con una bomba periférica de ½ HP y caudal máximo de 33 L/min, el que se controlaba con una llave esclusa a la entrada al reactor UASB. La temperatura en el reactor se reguló en 35°C haciendo pasar el reciclo por un serpentín externo sumergido en agua termostataza mediante un termo-tanque. Se cargó el reactor con 50 litros de un lodo floculento, obtenido de los sedimentos de una laguna de vinaza y seleccionado entre varios por su actividad metanogénica (Tabla 1). El arranque del reactor se realizó con una velocidad de carga orgánica (VCO) de

1 gDQO/l.d, una velocidad ascensional (V_a) de 1 m/h, un caudal de reciclo de 70,65 l/h y un caudal de alimentación de 1,6 l/d.

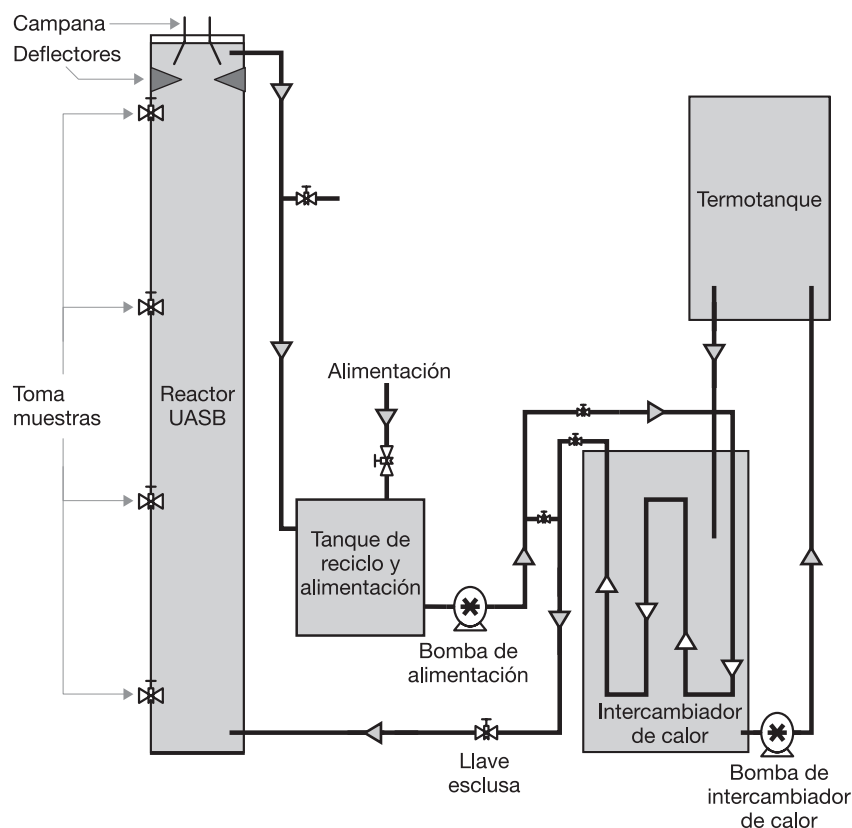


Figura 1. Esquema del sistema con reactor UASB.

Lodo anaeróbico

Tabla 1. Características del lodo utilizado como inóculo.

Sólidos suspendidos volátiles [gssv/l]	pH	Actividad metanogénica específica [gDQO/gssv.d]
31.83	8,5	0,15

Monitoreo del sistema

Para mantener las condiciones apropiadas de funcionamiento del sistema se llevó a cabo el monitoreo de los siguientes parámetros operativos:

Alcalinidad: es un indicador de la capacidad buffer del sistema. Para determinarla se realizó una titulación con solución ácida valorada (APHA, 2005).

Razón alfa: constituye un indicador del equilibrio ácido-base del sistema en proceso de biodigestión. Se obtiene mediante una titulación con dos puntos finales, sobre la misma muestra, uno a pH 5,75 y otro a pH 4,3. Se registran los volúmenes gastados como V_1 y V_2 , respectivamente. El volumen V_1 representa la concentración aproximada de bicarbonato, mientras que el volumen V_2 representa la suma de la concentración de bicarbonato más la concentración de las sales conjugadas de los ácidos grasos volátiles (AGV).

La relación alfa se define como:

$$\alpha = \frac{V_2 - V_1}{V_2}$$

Una razón alfa igual o inferior a 0,3 indica equilibrio (de Lemos Chernicharo, 2007) entre la producción de AGV (ácidos grasos volátiles) por parte de las bacterias acidogénicas y su consumo por parte de las arqueas metanogénicas. Valores cercanos a 1 señalan una acumulación de los AGV que indican una inminente acidificación del sistema.

Demanda química de oxígeno (DQO): se empleó el método SM 5220 D, descrito en Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005). Sólidos suspendidos volátiles (SSV): se determinaron empleando el método SM 2540 E, descrito en Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005).

Granulometría: se realizó el análisis de recuento y distribución de tamaños de partículas en suspensión de las muestras, correspondientes a los toma muestras N° 1 y N° 3, usando placas de agar-agar. La técnica consiste en preparar placas cuadradas de agar-agar de 20 cm de lado, con una dilución de lodos igual a 1:100. Luego se digitaliza la imagen de la placa y se le realiza un análisis de recuento y clasificación de tamaños de partículas con un software informático Image Tool 3.0. Se configuró el software para que solo considere las partículas cuyo diámetro se sitúen entre 0,2 mm y 4 mm, agrupadas en el siguiente rango de tamaños:

Hasta 0,2 mm, [0,2-0,4]; [0,4-0,6]; [0,6-0,8]; [0,8-1,0]; [1,0-1,2]; [1,2-1,4]; [1,4-1,6]; [1,6-1,8]; [1,8-2,0]; [2,0-2,5]; [2,5-3,0]; [3,0-3,5]; [3,5-4,0]; mayores de 4 mm.

RESULTADOS

El período de arranque y estabilización del sistema se extendió hasta el día 90, debido a algunos problemas como la formación de espuma y fuga de lodo por la parte superior. Para compensar esta pérdida se resolvió agregar 5 litros de lodo floculento al reactor. La V_a se ajustó con el caudal de entrada al reactor a través de un llave esclusa ubicada después de la bomba de recirculación. Las gráficas que registraron el caudal de ingreso al reactor se muestran en la Figura 2.

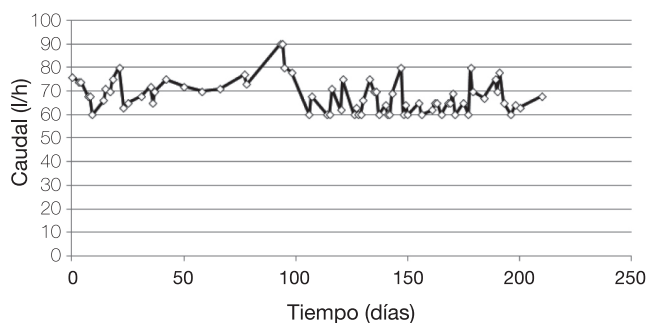


Figura 2. Registro del caudal de reciclo en función del tiempo.

Teniendo en cuenta experiencias llevadas a cabo por Francese (1993), se fijó una velocidad ascensional (V_a) de 1 m/h, lo que resulta en un caudal de 70,6 l/h. Los valores medidos de caudal variaron entre 60 y 90 l/h (Figura 2),

con un valor promedio en los siete meses de operación del reactor de $68,1 \text{ l/h} \pm 7,09$.

La temperatura externa y ciertos inconvenientes mecánicos incidieron en la temperatura interna del reactor, efecto que se observa en la Figura 3. La temperatura promedio durante la operación fue de $33,7^\circ\text{C} \pm 3,24$. Esta temperatura se encuentra dentro del rango descrito por la bibliografía para reactores mesofílicos (Brito *et al.*, 1997; Chou *et al.*, 2004).

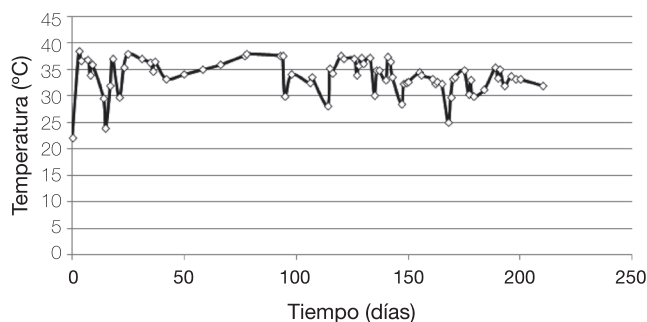


Figura 3. Registro de temperatura en función del tiempo.

El valor promedio de pH fue de $8,21 \pm 0,39$. Durante los primeros 42 días de operación estable, el pH estuvo más cercano al óptimo, el cual numerosos autores lo sitúan entre 6,5 y 7,8 (Tchobanoglous *et al.*, 1995; Caicedo Messa, 2006). Después del día 42 hubo un aumento del pH, que finalmente se estabilizó por encima del óptimo (Figura 4).

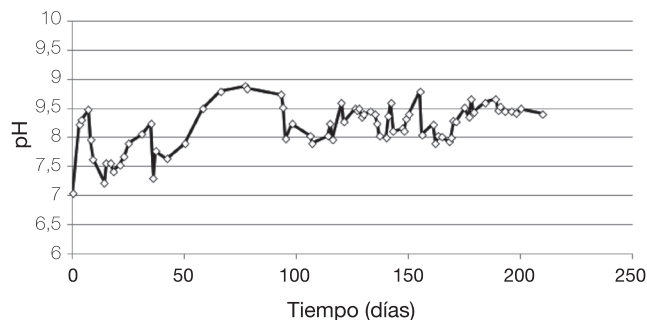


Figura 4. Evolución de los valores de pH.

La alcalinidad del sistema se mantuvo por encima de los $6000 \text{ mgCaCO}_3/\text{l}$ durante los 218 días de operación estable del reactor, con un mínimo de 6574 mg/l y un máximo de $15.720 \text{ mgCaCO}_3/\text{l}$ (Figura 5). Estos resultados demostraron una buena capacidad tampón del sistema y cumplen con lo descrito por Speece (1996), quien propuso un valor de $1200 \text{ mgCaCO}_3/\text{l}$ como límite inferior de operación para sostener el equilibrio ácido-base del proceso.

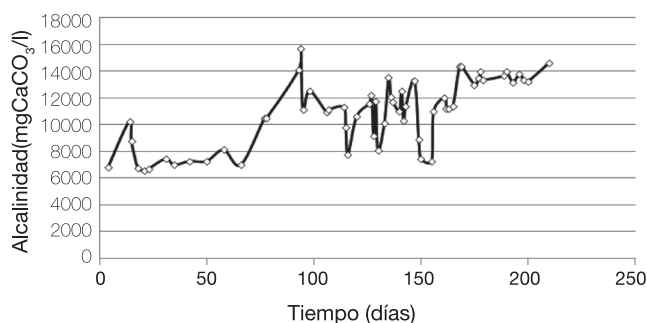


Figura 5. Evolución de los valores de alcalinidad en el reactor.

La razón α , relación entre la alcalinidad debida a los AGV y la alcalinidad total, permite predecir una potencial acidificación del sistema. El valor promedio de la razón α que se obtuvo fue de $0,30 \pm 0,08$ (Figura 6). Speece (1996) postula que es conveniente que esta relación sea igual o menor a 0,35 para garantizar la capacidad tampón de los sistemas anaerobios. El manual Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005) recomienda no superar el valor de 0,30 para evitar la acidificación. En el presente trabajo, luego de los primeros meses (los primeros 90 días) donde se presentaron los problemas ya mencionados, este parámetro se estabilizó coincidiendo con los valores mencionados en bibliografía (Figura 6).

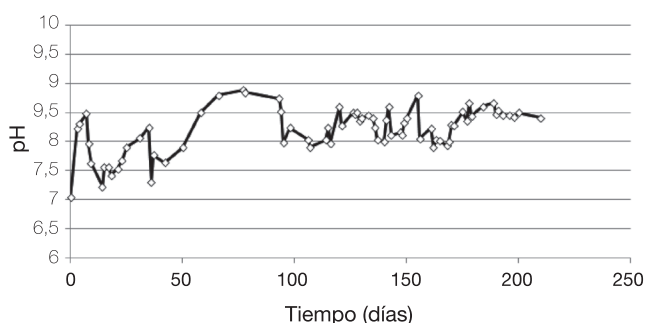


Figura 6. Evolución de los valores de razón α en el reactor.

Durante las fases de arranque y operación del reactor se midieron los valores de DQO de entrada, de salida y de remoción resultante expuestos en la Figura 7.

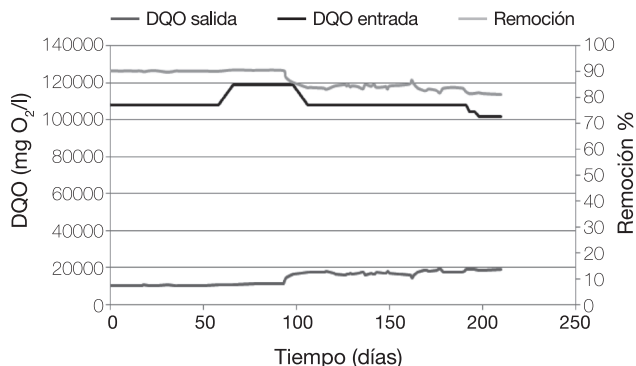


Figura 7. Variación de la DQO en el tiempo y del porcentaje de remoción de DQO en el tiempo.

Los valores de DQO de entrada de la vinaza al reactor variaron en torno a los 100.000 mg/l, mientras que los valores de DQO a la salida del reactor durante todo el proceso fueron menores a 20.000 mg/l. Las remociones porcentuales de materia orgánica fueron en promedio del $77,9 \pm 11,9\%$.

Los valores de remoción de materia orgánica obtenidos coinciden con los presentados por diferentes autores y respaldan el funcionamiento del sistema mostrado en este trabajo (Bermúdez *et al.*, 2003; Montalvo y Guerrero, 2003; Lettinga, 2007).

En los primeros 60 días de monitoreo se observó un marcado descenso de la concentración de lodos medidos como SSV, debido a los inconvenientes antes mencionados en el arranque del reactor. Para atenuar los efectos de la fuga de lodos se realizó una re inoculación de estos. Una vez concluido el período de arranque y estabilizado el

sistema, se observó un incremento neto de los SSV dentro del reactor, presentando un aumento del 45% de la biomasa activa, medida como SSV, respecto de la carga al inicio del ensayo.

Analizando la distribución de los lodos en el reactor (Figura 8), se observó que durante el período de arranque (30, 60 y 90 días) la distribución de los SSV con la altura fue más o menos homogénea, no presentando mayores diferencias en las concentraciones de SSV en los distintos toma muestras. A partir del cuarto muestreo (día 120) se detectaron mayores diferencias en los contenidos de SSV, presentando mayor concentración en la parte más baja del reactor y menos concentración en la parte superior. Esta diferencia se fue incrementando hacia el día 210.

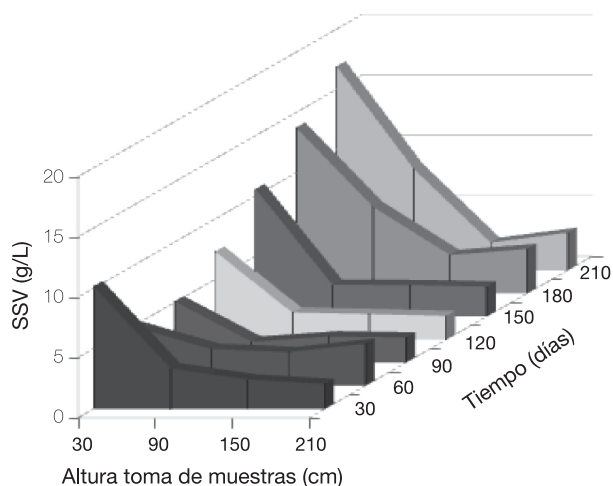


Figura 8. Evolución de la concentración de sólidos suspendidos volátiles y distribución a distintas alturas del reactor durante el ensayo.

En el último muestreo (día 210), se observó una marcada diferencia de concentración de los SSV, encontrándose en mayor cantidad en la parte más baja del reactor, como es de esperarse para este tipo de reactores. La concentración de los SSV en la parte más baja del reactor fue de 17,5 g/l, bastante por debajo de los valores reportados por Caicedo Messa (2006), quien reportó valores de SSV en el fondo del reactor cercanos a 60 g/l e incluso menores que los reportados por Hernández Herrera (2005), quien obtuvo valores entre 30 – 40 g/l de SSV en la parte inferior. Sin embargo, para determinar el correcto funcionamiento del reactor es necesario hacer el perfil completo de la concentración de los lodos a distintas alturas.

Granulación

En la Figura 9 se presenta el análisis correspondiente a las muestras tomadas a distintos tiempos en el toma muestra inferior del reactor. En el período de arranque del reactor se observó que un 68% de las partículas presentes en la muestra de lodo tenían un tamaño inferior a 0,2 mm.

Recién en el 4º mes de funcionamiento se detectó un 1% de partículas de tamaño superior a 0,4 mm. Este crecimiento de los consorcios microbianos continuó durante los meses restantes. En el mes de junio (6º mes) se observó un 7% de partículas de tamaños entre 1,00 y 1,60 mm. En el mes de julio, el 7º mes, el rango de partículas que medían en promedio de 1 a 1,2 mm de diámetro presentó el 16% del total de las partículas contadas en la

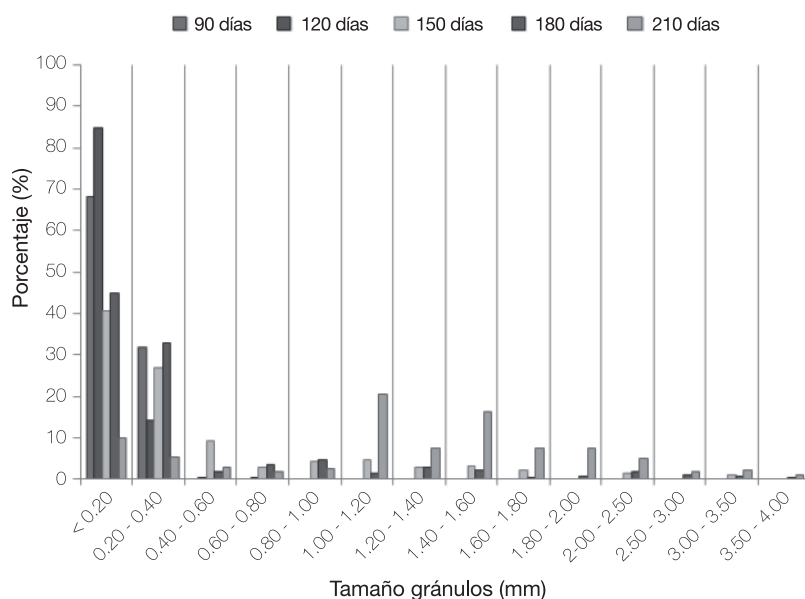


Figura 9. Variación porcentual del tamaño de los gránulos en función del tiempo.

muestra. En la misma muestra se observó hasta un 1% de partículas de entre 3,5 a 4 mm de diámetro (Figura 9).

Al sistema le tomó siete meses (210 días) alcanzar un lodo granular definido, manteniendo fijas la velocidad ascensional y de carga orgánica. El tamaño promedio de los diámetros de las partículas aumentó a medida que el lodo fue madurando y se adaptó al nuevo sustrato. Francese (1993) obtuvo lodos granulares de unos 3 mm de diámetro a partir de un lodo floculento, en un reactor UASB a escala de laboratorio alimentado con un sustrato artificial, en 34 días utilizando una V_a de 1,5 m/h y en 16 días cuando lo hizo a una V_a de 2 m/h. En otra experiencia llevada a cabo por Gonzales *et al.* (1998) se obtuvieron gránulos de 4,3 mm de diámetro en promedio, utilizando melaza de caña de azúcar como sustrato. Por otro lado Yu *et al.* (1999) obtuvieron gránulos de 2 mm a los 95 días.

CONCLUSIONES

El lodo seleccionado resultó eficiente para el arranque de un reactor UASB y se demostró que es factible que un lodo disperso pueda granular utilizando vinaza como único sustrato. Las condiciones de los parámetros operacionales fueron las adecuadas para este sistema. Se obtuvieron remociones de materia orgánica superiores al 78% de DQO de las vinazas empleadas.

Durante el ensayo se observó un aumento neto en el tamaño promedio de los gránulos. Durante el período de arranque el diámetro promedio de las partículas fue de 0,4 mm, que al final del ensayo llegaron a medir entre 3,5 y 4 mm de diámetro promedio.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- American Public Health Association. 2005.** Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21th Edition, Washington.
- Bermúdez, R.; S. Rodríguez; M. Martínez; I. Adis and T. Brown. 2003.** "Ventajas del empleo de reactores

UASB en el tratamiento de residuales líquidos para la obtención de biogás. Tecnología Química 23 (2): 37-44.

Blonskaja, V; A. Menert and R. Vilu. 2003. Use of two-stage anaerobic treatment for distillery waste. Adv Environ Res 7: 671-8

Brito, A.; A. Rodrigues and L. Melo. 1997. Granulation During the Start-up of a UASB Reactor Used in the Treatment of Low Strength Wastewaters, Univ. of Minho, Portugal. Biotechnology Letters XIX (4): 363-367.

Caicedo Messa, F. J. 2006. Diseño, construcción y arranque de un reactor U.A.S.B. piloto para el tratamiento de lixiviados, Universidad Nacional de Colombia, Manizales. Colombia.

Chou, H. H.; J. S. Huang and W. F. Hong. 2004. Temperature dependency of granule characteristics and kinetic behavior in UASB reactors. J Chem Technol Biotechnol 79: 797-808

De Lemos Chernicharo, C. A. 2007. Principios do Tratamento Biológico de Aguas Residuarias 5, 2ª Edição. Ed. UFMG, Belo Horizonte, Brazil.

Fang, H. H. P.; H. K. Chui; Y. Y. Li and T. Chen. 1994. Performance and granule characteristics of UASB process treating wastewater with hydrolyzed proteins. Water Sci Technol 30: 55-63.

Francese, A. 1993. Puesta en marcha de reactores anaeróbicos de manto de barro y flujo ascendente (Up-flow Anaerobic Sludge Blanket - UASB reactor). Tesis Doctoral. Universidad Nacional San Luis. San Luis. Argentina, pp. 13.

Gonzales, J. S.; A. Rivera; R. Borja and E. Sanchez. 1998. Influence of organic loading rate, nutrient balance and alkalinity: COD ratio on the anaerobic sludge granulation of an UASB reactor treating sugar cane molasses. International Biodeterioration & Biodegradation 41: 127-131.

Hernández Herrera, H. 2005. Tratamiento de lactosuero hidrolizado por medio de un reactor UASB. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. México

Lettinga, G. and L. Hulshoff Pol. 1991. UASB—process design for various types of wastewaters. Water Sci Technol 24: 87-107

Lettinga, G. 2007. Manual for the design of UASB reactors. Lettinga Associates Foundation. Holanda.

Montalvo, S. and L. Guerrero. 2003. Tratamiento anaerobio de residuos. Producción de biogás, Editado por Talleres Gráficos de Fermín Pastén, Valparaíso, Chile1.

Speece, R. E. 1996. Anaerobic Biotechnology for Industrial Wastewaters. Nashville, TN: Archae Press.

Tchobanoglous, G. y F. Burton. Metcalf & Eddy INC. 1995. Ingeniería de aguas residuales: tratamiento, vertido y reutilización. 3º ed.: Editorial Mc Graw Hill. Interamericana de España.

Yu, H. Q.; J. H. Tay and H. H. P. Fang. 1999. Effects of added powdered and granular activated carbons on start-up performance of UASB reactors. Environmental Technology 20: 1095-1101.