

## **DETERMINACIÓN DEL TIEMPO DE RETENCIÓN EN UN REACTOR ANAERÓBICO PARA OPTIMIZAR LA GENERACIÓN DE BIOGÁS A PARTIR DE LA DIGESTIÓN DE BARROS ACTIVADOS RESIDUALES.**

**H. Campaña, P. Benedetti, A. Airasca, S. Fiotto**

Grupo de Estudio de Ingeniería Ambiental (GEIA) - Facultad Regional Bahía Blanca (FRBB)  
Universidad Tecnológica Nacional (UTN) - 11 de Abril 461 (8000) Bahía Blanca, Argentina  
Tel. 0291-4555220 e-mail: [hcampa@frbb.utn.edu.ar](mailto:hcampa@frbb.utn.edu.ar) [pbenedet@criba.edu.ar](mailto:pbenedet@criba.edu.ar)

**RESUMEN:** En este trabajo se determinó el tiempo de retención hidráulica en un reactor anaeróbico para optimizar la generación de biogás durante la digestión de barros activados residuales. Se realizaron mediciones en reactores a escala de laboratorio para seguir la evolución del pH, DQO, sólidos, y biogás, manteniendo controlada la temperatura en un rango de 20 a 25°C. Los reactores se cargaron por única vez con 21,83 gSV/l equivalentes a 0,14 gSV/l.d. El tiempo de retención hidráulica óptimo fue de 50 días obteniendo una tasa de producción de biogás de 70 ml/l.d (0,085 l/gSV). Luego de 80 días de retención hidráulica las remociones de DQO total y soluble y sólidos volátiles fueron del 25%, 45% y 21% respectivamente.

**Palabras clave:** digestión anaeróbica, biogás, tiempo de retención hidráulica, barros activados residuales.

### **INTRODUCCIÓN**

El tratamiento de aguas residuales en plantas de barros activados es el método biológico más utilizado por su probada eficiencia en la remoción de carga orgánica. Una de sus principales ventajas es que parte del sustrato se utiliza para generar biomasa reduciendo así la demanda de oxígeno. Sin embargo esta transformación en principio beneficiosa se convierte en uno de los problemas más importantes en la operación de este tipo de plantas: la generación de barros residuales por las purgas del sistema para mantener constante la concentración de sólidos suspendidos volátiles en el licor de mezcla (SSVLM) en el reactor. Estos barros poseen una alta carga orgánica que debe ser estabilizada antes de la disposición o reciclado de los mismos.

La estabilización a través de la digestión anaeróbica es un tratamiento adecuado para este tipo de barros residuales que proporciona múltiples beneficios como la remoción de la carga orgánica, la reducción de olores ofensivos, la generación de biogás, y la mineralización, que permite utilizar estos barros estabilizados como enmienda en suelos. De esta forma además de abordar los problemas que conciernen a la estabilización de los barros, como lo son la carga orgánica y los olores, la digestión anaeróbica brinda dos fuentes renovables de energía y materia: biogás y nutrientes.

Debido a que la cinética de los procesos de digestión anaeróbica es muy lenta, se ha generalizado la operación de reactores en los rangos de temperatura que van de 35 a 55°C, y con altas concentraciones de sólidos volátiles en las cargas, para que, de esta forma bajar los tiempos de residencia y lograr mayor generación de biogás (Tchobanoglous *et al.*, 2002). Llegar a estas condiciones de operación requiere la utilización de energía tanto para elevar la temperatura de los barros, como para concentrar los mismos mediante un pre-tratamiento antes de ingresar al digestor. Por esta razón desde el punto de vista ambiental es más racional operar a temperaturas más bajas y en concentraciones diluidas, es decir, sin modificar las características de los barros generados en la planta de tratamiento, aun cuando los rendimientos sean menores.

La digestión anaeróbica de aguas residuales a bajas temperaturas fue probada con éxito llegando a una eficiencia de remoción de DQO del 90% operando a temperaturas entre 10 y 12°C (Lettinga *et al.*, 2001) en reactores anaeróbicos de lecho de barro granular expandido, una variante del reactor de flujo ascendente UASB desarrollado por Lettinga a comienzos del '70 en Holanda. Otro tipo de reactor utilizado como digestor anaeróbico es el reactor secuencial discontinuo que surgió como alternativa al sistema tradicional de barros activados y que se ha probado con éxito para la digestión anaeróbica de estiércol de cerdos operando a temperaturas entre 10 y 20 °C (Masse *et al.*, 1997).

El tiempo de retención hidráulica y de sólidos es el parámetro fundamental en el diseño de reactores, ya que tiene influencia directa en la eficiencia del tratamiento y en la envergadura de la instalación. Los primeros trabajos para determinar el tiempo de retención de sólidos necesario para la digestión anaeróbica en reactores de mezcla completa muestran que son necesarios 28 días operando a 18°C (McCarty, 1964). Luego se pueden encontrar en la bibliografía diversidad de valores en función del tipo de proceso, condiciones de operación, y tipo de agua residual o residuos a tratar. Para este trabajo se utilizó como digestor un reactor anaeróbico discontinuo a escala de laboratorio que operó en un rango controlado de temperatura de 20 a 25°C para estabilizar los barros residuales provenientes del tratamiento aerobio de los efluentes de una maltería de cebada cervecera ubicada en Bahía Blanca. Estos barros tienen un contenido de materia seca entre 2 y 3% y fueron mezclados con barros estabilizados provenientes de un digestor a escala piloto montado en la citada maltería.

Para determinar el tiempo de retención de sólidos óptimo se fijó como objetivo la máxima producción de biogás, priorizando este parámetro sobre la remoción de DQO y sólidos volátiles totales. Para ello se analizó la evolución de los procesos fundamentales involucrados en la digestión anaeróbica como la degradación del sustrato, el crecimiento y muerte de la biomasa, y la producción de biogás, realizando mediciones de DQO, sólidos y biogás, y utilizando como parámetros de control la temperatura y el pH.

#### MATERIALES Y MÉTODOS

Los reactores a escala de laboratorio se construyeron por triplicado a partir de matraces Erlenmeyer de 2 litros que fueron modificados para poder sacar muestras del interior sin alterar las condiciones anaeróbicas. La parte superior de los reactores envía el biogás generado a una trampa que consta de una probeta invertida llena de agua que es desplazada a medida que entra el biogás a la misma. Sobre esta probeta de 1 litro se hicieron las mediciones del volumen de biogás. Cuando el biogás acumulado se acercaba al valor de 1000 ml se registraba el valor alcanzado y se procedía al cambio de la misma por una nueva completamente llena de agua a fin de evitar la pérdida del sello de agua que asegura las condiciones anaeróbicas dentro del reactor.

La carga al reactor estaba formada por una mezcla de relación 1:1 en peso de barros activados residuales provenientes de la purga de la planta de tratamiento, y barros digeridos provenientes del fondo de un digestor a escala piloto montado en la maltería. Esta relación de carga fue elegida en base a los resultados de trabajos previos llevados a cabo en el grupo GEIA (Hernández *et al.*, 2008 y Campaña *et al.*, 2009) que demostraron que dicha relación producía la máxima cantidad de biogás para este tipo de sustrato de carga. El mencionado digestor también fue construido por el GEIA para estudiar la degradación anaeróbica de los barros a escala piloto. En la figura 1 se muestran los reactores en el laboratorio y el digestor en la planta.



Figura 1: Reactores a escala laboratorio y digestor a escala piloto

Los reactores se operaron en batch, utilizándose la misma carga inicial de sólidos volátiles de 21,83 gSV/l (equivalente a una carga de sólidos de 0,14 gSV/l.d) durante 80 días, sin volver a cargar los mismos durante ese período. De esta manera el tiempo de residencia hidráulica fue el mismo que el tiempo de retención de sólidos. Los reactores no contaban con dispositivos de agitación, solo se procedía periódicamente a agitar los mismos en forma manual durante 2 minutos antes de tomar las muestras.

Los tres reactores se cargaron y operaron en las mismas condiciones. La temperatura dentro del laboratorio se mantuvo controlada por medio de un acondicionador de aire entre 20 y 25°C. Operando en este rango de temperatura no es necesario incorporar una fuente externa de energía para elevar la temperatura de los barros a digerir, manteniendo la concepción de un tratamiento ambientalmente racional. Los registros de la temperatura ambiente y del interior en los reactores se muestran en la figura 2.

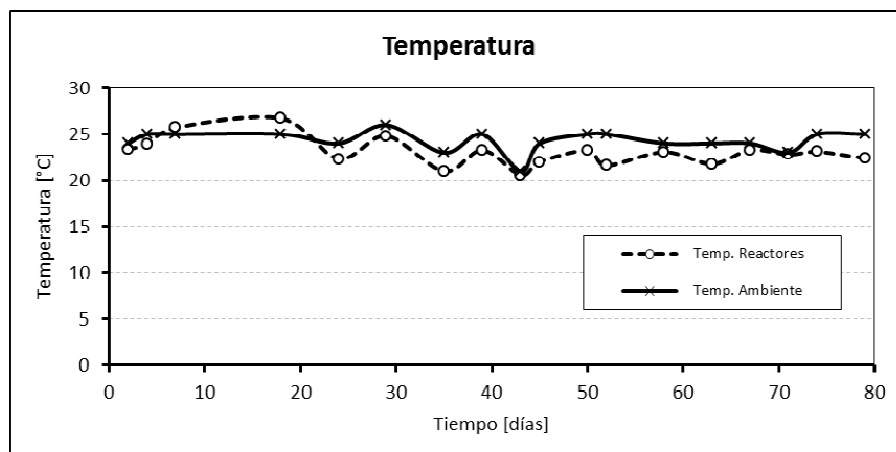


Figura 1: Control de temperatura ambiente y en los reactores

En la tabla 1 se muestran los resultados de la caracterización del barro excedente de la planta de tratamiento que denominaremos “barro fresco”, del barro digerido extraído del fondo del digestor piloto, “barro estabilizado” (con un tiempo de retención de sólidos mayor a un año), y de la mezcla 1:1 en peso de ambos que conformó el sustrato de carga al reactor.

Parámetro	Unidad	Barro Fresco	Barro Estabilizado	Mezcla 1:1
pH		6,73	8,15	7,84
Sólidos Totales (materia seca)	mg/lit	14.548	38.113	26.153
Sólidos Volátiles Totales	% MS	79,62%	76,28%	77,29%
Sólidos Fijos Totales	% MS	20,38%	23,72%	22,71%
DQO total	mg/lit	16.221	7.125	10.615
DQO soluble	mg/lit	-	-	4.900

Tabla 1: Caracterización del barro fresco, estabilizado y mezcla

Como los barros excedentes provienen del tratamiento de aguas residuales involucradas en el remojo de granos de cebada, éstos poseen una alta carga de materia orgánica no soluble de difícil degradación biológica. La tabla 2 muestra el fraccionamiento de la materia orgánica contenida en el barro fresco.

Fracción de Materia Orgánica	Composición
carbohidratos y proteínas (solubles en agua)	21,15 %
Grasa y aceites	10,26 %
Celulosa y hemicelulosa	52,05 %
Lignina	16,54 %

Tabla 2: Composición de materia orgánica del barro fresco

Se realizaron muestreos con una periodicidad de 2 a 6 días para monitorear las condiciones de temperatura, pH, sólidos totales, sólidos volátiles, sólidos suspendidos, DQO total y soluble, y volumen de biogás desprendido de los reactores, durante un lapso de 80 días. Para las determinaciones de sólidos y DQO se utilizaron los métodos 2540 B, 2540 C, 2540 D, 2540 E, 2540 G y 5220 D (SMWW, 1999).

La caracterización del barro fresco, del barro digerido y de la mezcla 1:1 se realizó en el laboratorio del GEIA a partir de muestreos realizados en la maltería. Para la determinación de las fracciones de materia orgánica del barro fresco se utilizaron dos métodos analíticos, una para la fracción hidrosoluble (Stevenson, 1965) y otro para el resto de las fracciones (Kononova, 1961).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A continuación se presentan los resultados de los ensayos realizados a las muestras tomadas de los reactores y la discusión de dichos resultados. Los resultados son el promedio de las mediciones en los tres reactores, ya que los mismos mostraron similar comportamiento sin presentar desvíos significativos.

La evolución del pH en el proceso de digestión se muestra en la figura 3. No fue necesario realizar la corrección inicial de pH, ya que la carga inicial presentaba un pH levemente alcalino, condición favorable para el desarrollo de la digestión anaeróbica. En los primeros 4 días se produce un descenso del pH que se mantiene durante 40 días. Aquí se produce la formación de ácidos grasos volátiles a partir de la hidrólisis de las fracciones solubles en agua de los barros a digerir. Durante este período la generación de biogás es muy baja como así también la remoción de DQO y de sólidos volátiles. Estos resultados son los esperados para el proceso de digestión anaeróbica (Batstone *et al.*, 2002).

Para el control de los sólidos en los reactores se discriminaron los sólidos totales por un lado en volátiles y fijos, y por el otro en suspendidos y disueltos, cuyos resultados se muestran en las figuras 4 y 5 respectivamente. Además se realizó el seguimiento de los sólidos suspendidos volátiles ya que es el parámetro normalmente utilizado para evaluar el crecimiento neto de la biomasa, es decir, crecimiento y muerte (Tchobanoglous *et al.*, 2002). En la figura 6 se muestran estos resultados.

Los sólidos fijos totales se mantuvieron prácticamente constantes alrededor del valor 0,63% MS (6.300 mg/lit), por tal motivo la variación de los sólidos totales reflejó la variación de los sólidos suspendidos totales, situación que otorga la ventaja de poder controlar los SST a partir de los ST. La reducción de los sólidos volátiles totales luego de 80 días fue del 21,48%. Los sólidos disueltos totales mostraron una leve variación alrededor del valor promedio de 0,61% MS (6.100 mg/lit), siendo la fracción suspendida la que mostró mayor variación llegando a una reducción del 18,42% luego de 80 días.

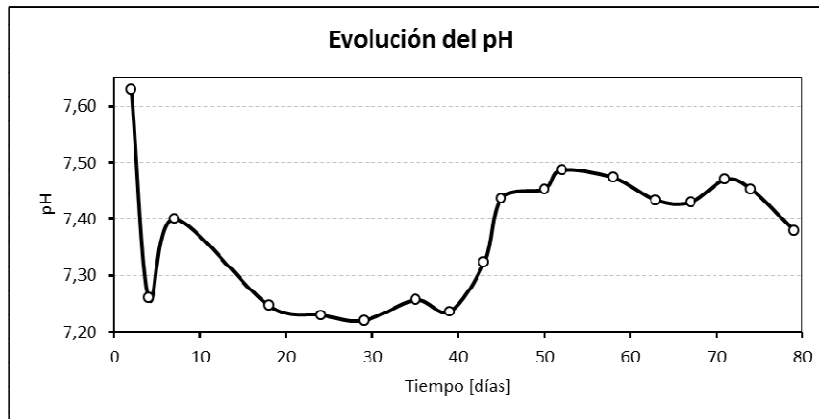


Figura 3: Evolución del pH en los reactores

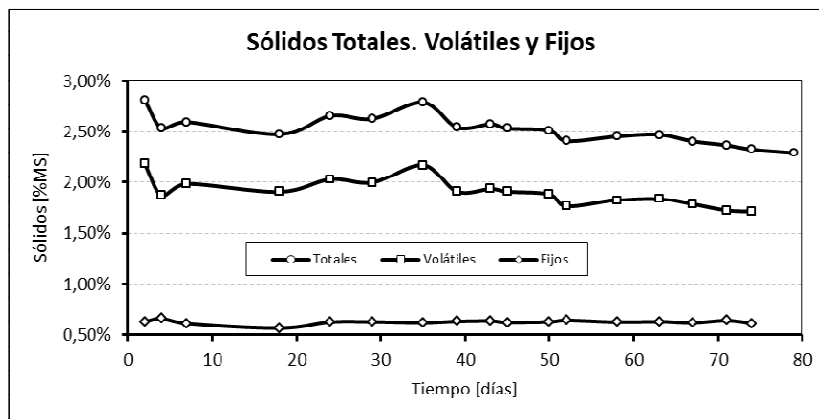


Figura 4: Sólidos totales volátiles y fijos en los reactores

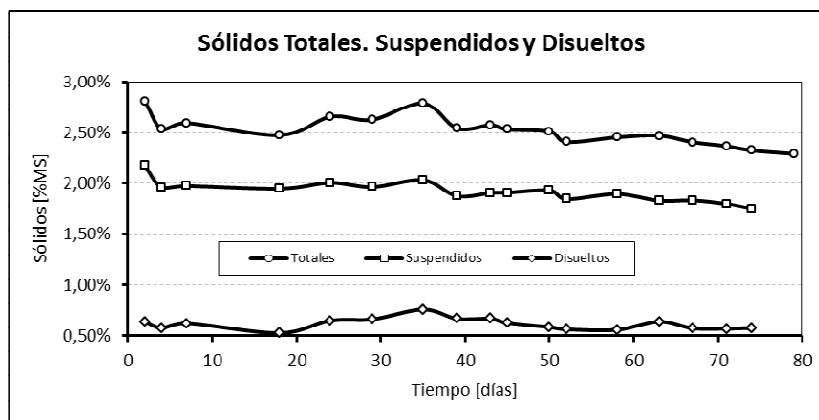


Figura 5: Sólidos totales suspendidos y disueltos en los reactores

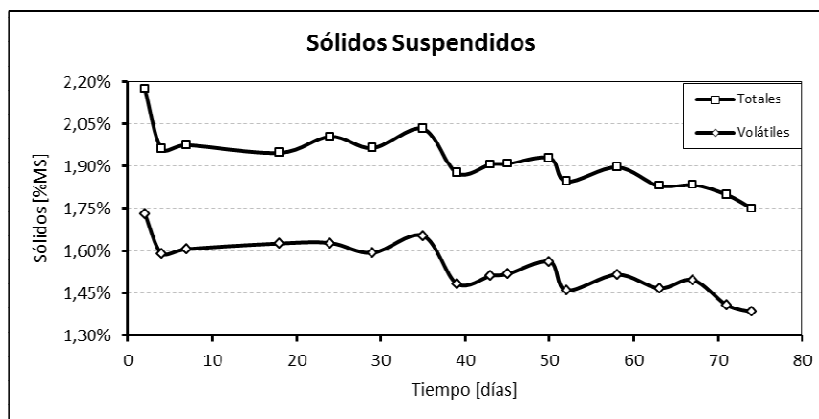


Figura 6: Evolución de sólidos suspendidos volátiles en los reactores

La fracción de sólidos suspendidos volátiles (figura 6) se utilizó para controlar la cantidad de biomasa que hay dentro del reactor, que está conformada por los microorganismos aerobios que ingresan al digestor, y por la biomasa anaerobia responsable de la generación de biogás y estabilización de los compuestos orgánicos. Los SSV luego de los 80 días tuvieron una reducción del 20,04%.

A partir del día 35 los valores de reducción de SV, SST y SSV, comienzan a acelerarse mostrando un comportamiento coherente con el esperado en los procesos de digestión anaeróbica. A partir de ese momento comienza el aumento del pH marcando el inicio de la fase metanogénica.

La figura 7 muestra el seguimiento de la DQO total y soluble en los reactores, mientras que la figura 8 muestra la remoción de DQO soluble sobre la cual se trazó una curva de ajuste al comportamiento teórico esperado. En ambos casos, la remoción de DQO mostró resultados algo erráticos durante los primeros 40 días posiblemente atribuidos al efecto de escala producido por el hecho de tomar pequeñas cantidades de muestra para realizar los ensayos, aproximadamente 5 ml por determinación, evitando así disminuir significativamente el nivel de biomasa dentro de los reactores.

Este efecto que interfiere en todas las mediciones, es más notorio en las determinaciones de DQO, y más aún cuando en éstas no se producen cambios significativos, como ocurrió durante los primeros 40 días. Luego en el comienzo de la fase metanogénica los resultados se ajustan más a los mostrados por la bibliografía. Para el periodo de 80 días, la remoción de la DQO total fue del 24,58% y para la DQO soluble fue del 45,37%.

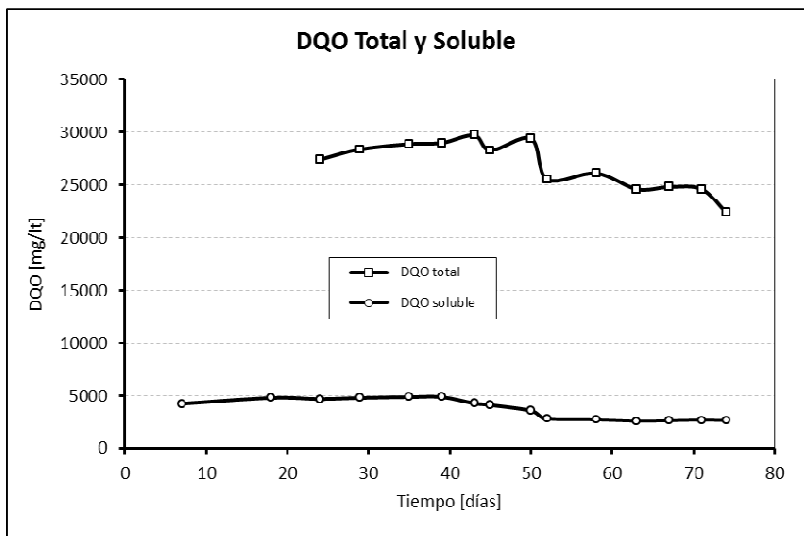


Figura 7: Evolución de la DQO total y soluble en los reactores

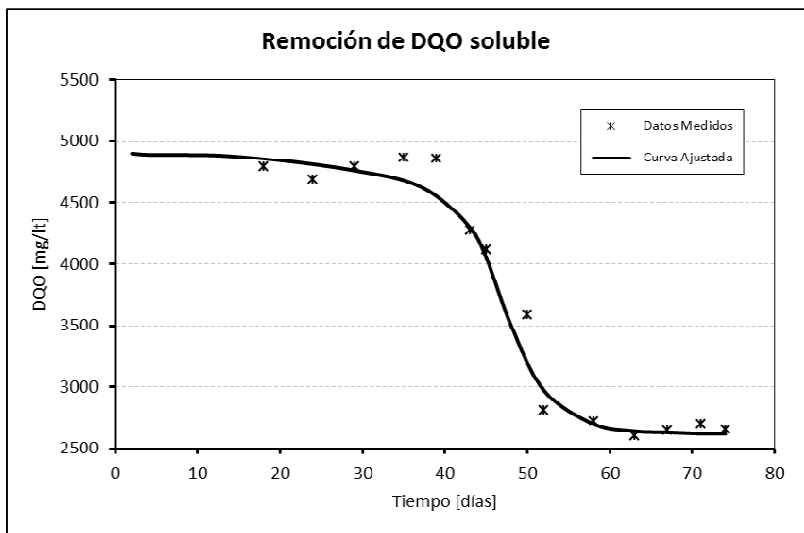


Figura 8: Remoción de la DQO soluble

El volumen acumulado de biogás a temperatura ambiente y la curva corregida a condiciones estándar de 25 °C y 1 atmósfera se muestran en la figura 9. Para evaluar la tasa de productividad de biogás se consideró el volumen de biogás generado en condiciones estándar por unidad de volumen de reactor por día, los resultados se muestra en la figura 10.

La máxima tasa de producción de biogás ocurre a los 47 días llegando a 70 ml de biogás en condiciones estándar (25 °C y 1 atmósfera) por cada litro cargado de reactor, por día. Los valores picos se mantienen hasta el día 50, mientras que a partir del día 58 la reducción de la productividad es mayor al 50%. Por este motivo y teniendo en cuenta la cinética de remoción de DQO (figuras 7 y 8) no sería conveniente extender el tiempo de residencia hidráulica en el reactor más allá de los 55 días.

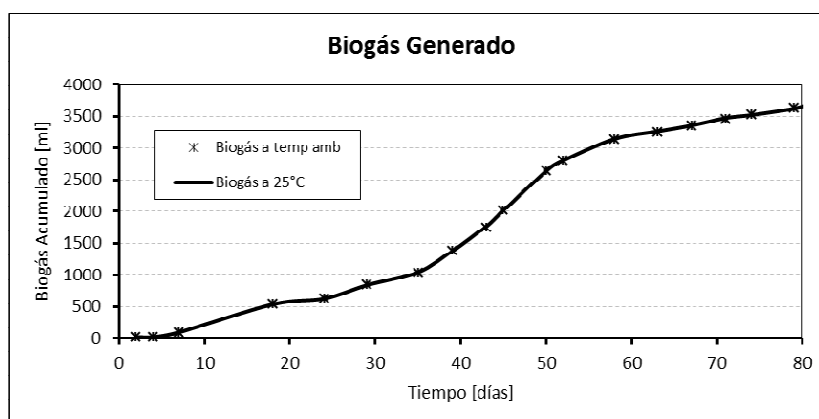


Figura 9: Biogás generado en los reactores

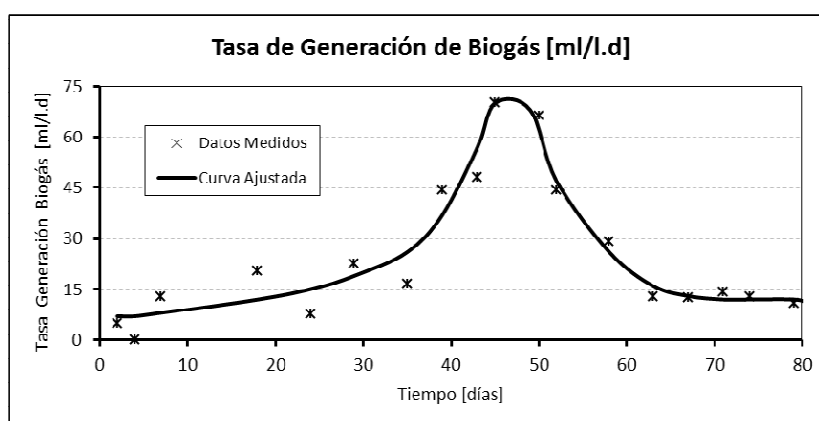


Figura 10: Tasa de generación de biogás en los reactores

A fin de poder comparar los resultados obtenidos con los reportados por otros autores, se determinaron a partir de las mediciones realizadas los parámetros de carga y producción de biogás en diferentes sistemas de unidades. La información se muestra en la tabla 3.

Parámetro	Unidad	Valor Medido	Valor Ref. 1	Valor Ref. 2	Valor Ref. 3
Sustrato	-	BAR <sup>(1)</sup>	BAR <sup>(1)</sup>	BAR <sup>(1)</sup>	EC <sup>(2)</sup>
Temperatura de operación	°C	20-25	35-37	35	20
Tiempo de retención hidráulica	d	80	20-40	30	30
Carga al reactor	gDQOt/l.d	0,19	-	0,88	3,07
Carga al reactor	gSV/l.d	0,14	1,00	0,55	-
Reducción de ST	%	18,42	-	-	68,97
Reducción de SV	%	21,48	13-27	54,87	76,50
Reducción de SSV	%	20,04	-	-	-
Remoción de DQO total	%	24,58	-	46,80	79,50
Remoción de DQO soluble	%	45,37	-	-	86,80
Producción de biogás	l/l.d	0,07	-	0,09	-
Producción de biogás	l/gDQOt	0,062	-	-	0,34
Producción de biogás	l/gSV	0,085	0,07-0,18	0,36	-

Tabla 3: Comparación de resultados con otros valores reportados en la bibliografía

<sup>(1)</sup> Barros Activados Residuales  
Ref. 1: (Bolzonella *et al.*, 2005)

<sup>(2)</sup> Estiércol de Cerdo  
Ref. 2: (Kobayashi *et al.*, 2009)

Ref. 3: (Masse *et al.*, 2004)

Los bajos rendimientos en la reducción de sólidos, la remoción de DQO y la producción de biogás comparados con los valores reportados por otros autores se deben distintos factores. Primero, la carga de sólidos introducida al reactor es muy baja en comparación con el resto de los autores. Luego, el sustrato utilizado en este trabajo contiene una alta fracción de materia orgánica insoluble. Por último, la falta de agitación continua dentro de los reactores impide la estratificación del sustrato reduciendo la eficiencia en la digestión de los barros.

Para incrementar la carga de sólidos se podría implementar un pretratamiento a los barros para concentrarlos o bien deshidratarlos, pero hay que tener en cuenta que esta alternativa requiere de una fuente energética externa. Una opción más racional desde el punto de vista energético y ambiental sería mejorar el diseño del digestor a fin de lograr una separación de sólidos y así purgar periódicamente efluente clarificado que retornaría al tratamiento biológico aeróbico, dando lugar a una nueva carga de barros a digerir. De esta forma se lograría con el mismo tiempo de retención hidráulica, subir el tiempo de retención de sólidos. También la agitación a partir de la recirculación del biogás generado mejoraría las condiciones de mezcla.

Respecto de la composición de los barros residuales más de dos tercios (68,59%) están conformados por compuestos de muy difícil degradación biológica como la celulosa, hemicelulosa y lignina. El aplanamiento de las curvas de la DQO soluble (figura 8) y de la tasa de generación de biogás (figura 10) marcan el fin de la disponibilidad de sustrato fácilmente degradable, ya que en este punto se alcanza una reducción de ST del 18,42%, siendo la fracción soluble de los barros a digerir del 21,15% (tabla 2).

## CONCLUSIONES

El tiempo de retención hidráulica óptimo para la producción de biogás a partir de la digestión anaeróbica de barros activados residuales provenientes del tratamiento de efluentes de una maltería, utilizando como digestor un reactor anaeróbico discontinuo, es de 50 días, para una carga de 0,14 gSV/l.d operando en un rango de temperatura de 20 a 25 °C.

Para la remoción de DQO total y soluble, y SV fue necesario un tiempo de retención hidráulica de 70 días, alcanzando reducciones del 24,58 %, 45,37 % y 21,48 % respectivamente.

Los factores limitantes para lograr mayores eficiencias fueron: la alta dilución de los barros (< 3% MS) que implicaron una baja carga de sólidos al reactor, el alto contenido de materia orgánica de difícil biodegradación (contenido de celulosa, hemicelulosa y lignina > 68%), la limitación tecnológica de no contar con separación de sólidos en el reactor para incrementar el tiempo de retención de sólidos sin aumentar el tiempo de retención hidráulico, y finalmente la falta de mecanismos de agitación que eviten la estratificación y promuevan mejores condiciones de mezcla.

Sin embargo, se ha demostrado que aún en estas condiciones desfavorables para la digestión anaeróbica, es posible lograr una moderada remoción de carga orgánica y sólidos volátiles de este tipo particular de barros residuales, generando biogás sin recurrir a gastos energéticos externos. Además mejorando la eficiencia de remoción de carga orgánica es posible aprovechar este tipo de residuo como biofertilizantes.

Se continuará con esta línea de trabajo a fin de implementar en los reactores las modificaciones necesarias para mitigar los factores adversos, descritos en la discusión de los resultados, que limitan la eficiencia del proceso de digestión anaeróbica.

## REFERENCIAS

- Batstone D.J., Keller J., Angelidaki, I., Kalyuzhnyi S.V., Pavlostathis S.G., Rozzi, A., Sanders W.T.M., Siegrist H., Vavilin V.A., (2002). Anaerobic Digestion Model No. 1 (AMD1), Scientific and Technical Report No. 13, pp. 3-32. IWA Publishing, London.
- Bolzonella D., Pavan P., Battistoni P., Cecchi F. (2005). Mesophilic Anaerobic Digestion of Waste Activated Sludge: Influence of the Solid Retention Time in the Wastewater Treatment Process. *Process Biochemistry*, 40, 3-4, 1453-1460.
- Campaña H., Benedetti P., Hernández A., Airasca A., (2009). Optimización de Parámetros que Controlan la Evolución de Biogás en la Estabilización de Barros Activados Residuales de Malterías de Cebada. *Avances en Energías Renovables y Ambiente* Número 13 y XXXII Congreso de ASADES, Río Cuarto, Argentina.
- Hernández A., Campaña H., Benedetti P. (2008). Aplicación del Diseño de Experimentos. Método de Taguchi a un Proceso de Digestión Anaeróbica. 8° Congreso Latinoamericano de Sociedades de Estadística (CLATSE), Montevideo, Uruguay.
- Kobayashi T., Li Y.Y., Harada H., Yasui H. and Noike T. (2009). Upgrading of the Anaerobic Digestion of Waste Activated Sludge by Combining Temperature-Phased Anaerobic Digestion and Intermediate Ozonation. *Water Science & Technology*, 59, 1, 185-193.
- Kononova, M.M. (1961). Soil Organic Matter. Its nature, its role in soil formation and in soil fertility, pp 49-51. Pergamon Press, Oxford.
- Lettinga G., Rebac S. y Zeeman G. (2001). Challenge of Psychrophilic Anaerobic Wastewater Treatment. *Trends in Biotechnology*, 19, 9, 363-370.
- Masse, D.I., Droste, R.L., Kennedy, K.J., Patni, N.K. and Munroe, J.A. (1997). Potential for the Psychrophilic Anaerobic Treatment of Swine Manure using a Sequencing Batch Reactor. *Canadian Agricultural Engineering*, 39, 1, 25-33.
- Massé, D.I., Croteau, F., Masse, L., Danesh S. (2004). The Effect of Scale-Up on the Digestion of Swine Manure Slurry in Psychrophilic Anaerobic Sequencing Batch Reactors. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, 47, 4, 1367-1373.

- McCarty, P.L. (1964). Anaerobic Waste Treatment Fundamentals, Part I, II, III, IV. Public Works, 95, 9, 10, 11, 12, 107-112, 123-126, 91-94, 95-99.
- SMWW (1999). Standard Methods for the examination of Water and Wastewater. 20th edition, pp. 2540, 5220. American Public Health Association. American Water Works Association. Water Environment Federation.
- Stevenson, F.J. (1965). Gross Chemical Fractionation of Organic Matter In: Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Properties. C.A. Black, D.D. Evans, L.E. Ensminger & F.E. Clark. (ed.) American Society of Agronomy. Madison, WI., pp 1409-1414.
- Tchobanoglous G., Burton F.L. y Stensel H.D. (2002). Wastewater Engineering, Treatment and Reuse, 4th edition, pp. 1505-1533. McGraw Hill, New York.

**ABSTRACT:** This paper is about determination the hydraulic retention time in an anaerobic reactor to get the optimum biogas generation rate in digestion of waste activated sludge. We used laboratory-scale reactors to determine pH, COD, solids, and biogas, at controlled temperature of 20 to 25 °C. The reactors were loaded only once with 21.83 gVS/l equivalent to 0.14 gVS/l.d. The optimal hydraulic retention time was 50 days reaching a biogas production rate of 70 ml/l.d (0.085 l/gVS). After 80 days the removal of total and soluble COD and volatile solids was 25%, 45% and 21% respectively.

**Keywords:** Anaerobic digestion, biogas, hydraulic retention time, waste activated sludge.