

## DIGESTION ANAERÓBICA MESOFÍLICA DE LA FRACCIÓN ORGÁNICA DE RESIDUOS SÓLIDOS DOMICILIARIOS. REACTOR DE ALIMENTACIÓN SEMICONTÍNUA

**Patricia A. Bres, M. Eugenia Beily, Diana C. Crespo**

Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA)-Instituto de Microbiología y Zoología Agrícola (IMYZA)  
INTA. Nicolás Repetto y De los Reseros S/Nº (CP 1712). Castelar, Buenos Aires, Argentina.  
Tel 4481-4320/4420 int. 134/135. Fax 4621-1701. pbres@cnia.inta.gov.ar

*Recibido: 10/08/12; Aceptado: 02/10/12*

**RESUMEN:** Este trabajo se enfocó en el monitoreo de un reactor anaeróbico semicontínuo, alimentado a velocidad de carga constante ( $VC = 1,1 \text{ kgSV m}^{-3}\text{d}^{-1}$ ), con la fracción orgánica de residuos sólidos domiciliarios y restos de verdulería durante 12 meses. Para ello se midió la producción de biogás y se analizaron en el efluente diferentes variables fisicoquímicas y los indicadores de estabilidad (IE): alcalinidad parcial/total (AT) y ácidos grasos volátiles/AT. El rendimiento de biogás fue de  $112 \text{ lkgSV}^{-1}$  en condiciones normales de temperatura y presión (CNPT), resultando este valor menor al obtenido con otros sustratos en el mismo reactor. Los IE mostraron un buen desarrollo del proceso anaeróbico durante todo el ensayo. Además, los porcentajes de remoción del 77% y 47,5% para la demanda química de oxígeno (DQO) y sólidos volátiles (SV) respectivamente, indicaron una eficiente degradación de la materia orgánica. Sin embargo los altos valores de DQO en el efluente, muestran la necesidad de ser tratado antes de su descarga.

**Palabras clave:** biogás, efluente, flujo pistón, planta piloto, proceso anaeróbico, velocidad de carga

### INTRODUCCIÓN

En la ciudad de Buenos Aires (Argentina) se generan por día aproximadamente entre 3200 a 3700 tn de residuos sólidos domiciliarios, donde los desechos alimenticios son el principal componente del flujo de los residuos, representando 40,1% del total (FIUBA y CEAMSE, 2010).

Los desechos alimenticios y los restos de vegetales y frutas poseen una alta biodegradabilidad y pueden ser aprovechados energéticamente (Bouallagui *et al.*, 2005). La fracción orgánica de los residuos sólidos domiciliarios (FORSD) ha sido reconocida como una fuente valorizada que puede ser convertida en productos reutilizables, mediante transformaciones dirigidas por microorganismos (Lesteur *et al.*, 2010; Yu y Huang, 2009). La digestión anaeróbica es una tecnología prometedora para el tratamiento de estos residuos debido a que produce energía renovable, mediante la generación de  $\text{CH}_4$ , y un efluente valorizado como acondicionador del suelo o biofertilizante (Garfi *et al.*, 2011; Cantrell *et al.*, 2008; Bonmati *et al.*, 2001; Angelidaki y Ahing, 2000). Esta tecnología puede ser aplicada para un extenso rango de residuos, incluyendo los domiciliarios, los industriales, los agroindustriales, los ganaderos y de la agricultura (Bruni *et al.*, 2010; Fernández *et al.*, 2010; Fantozzi y Buratti, 2009; Chae *et al.*, 2008; Lindorfer *et al.*, 2008; Ward *et al.*, 2008; Gallert *et al.*, 2003).

La digestión anaeróbica representa una oportunidad para minimizar los conflictos ambientales que acarrea la disposición inadecuada de los residuos. Los rellenos sanitarios son la fuente antropogénica mas importante de la generación de  $\text{CH}_4$ , donde, generalmente, el gas se ventea a la atmósfera (Cruz y Plaza, 2004). La FORSD tratada anaeróbicamente, permite recolectar y aprovechar el biogás generado, disminuyendo así, la contribución de este gas al efecto invernadero. Además, el aprovechamiento de la FORSD mediante esta tecnología conlleva a una disminución del volumen total de los residuos domiciliarios destinado a los rellenos sanitarios.

Un extenso número de factores, incluyendo el tipo y concentración de sustrato, la temperatura, el pH, la humedad, presencia de tóxicos, la agitación, tipo y diseño del reactor, pueden afectar la performance del proceso de la bioconversión dentro del reactor (Behera *et al.*, 2010; Jeong *et al.*, 2010). Es por ello que, resulta interesante poder contar con una planta piloto a fin de evaluar las diferentes variables involucradas en el tratamiento anaeróbico de los residuos orgánicos.

En los últimos años, se ha desarrollado una gran variedad de diseño de biorreactores para estos residuos (Khalid *et al.*, 2011), en diferentes escalas (plantas pilotos y escala industriales). Desde el año 2007 hasta la fecha, el Laboratorio de Transformación de Residuos, ubicado en el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA-Castelar, Argentina) cuenta con un reactor de  $14,7 \text{ m}^3$ . Esta planta piloto nos permitió estudiar el proceso degradativo anaeróbico de dos sustratos diferentes, inicialmente con harina de maíz y salvado (HS) (Bres *et al.*, 2010) y luego con una mezcla de HS y la FORSD (Beily *et al.*, 2010), y caracterizar sus efluentes semilíquidos generados.

El objetivo de este trabajo, fue monitorear la evolución de la producción de biogás y la caracterización del efluente semilíquido, cuando este reactor fue alimentado con la FORSD y restos de frutas y verduras (FV) a una velocidad de carga (VC) constante durante 12 meses.

## MATERIALES Y MÉTODOS

**Generalidades del reactor.** Se utilizó un reactor de 14,7 m<sup>3</sup> (1,4 x 1,5 x 7 m) con desplazamiento horizontal, tipo flujo a pistón (Gropelli & Giampaoli, 2001), construido en hormigón y ladrillos con un volumen efectivo de trabajo de 12 m<sup>3</sup>. Posee una cámara de carga para el ingreso del sustrato. El residuo fue triturado previamente mediante una chipeadora modificada para moler residuos húmedos. El efluente generado fue descargado por un caño de PVC de 8'' en una cámara de descarga de 1 m<sup>3</sup>. Posee un sistema de calefacción interno con losa radiante, conectado a una caldera. El biogás producido en el interior del reactor fue conducido hacia un gasómetro de 5,77 m<sup>3</sup> (h=1,32 m;  $\phi$  = 2,36 m), previa eliminación del vapor de agua con una trampa de agua y del sulfhídrico mediante una trampa compuesta por viruta de hierro oxidada. El volumen generado de biogás fue cuantificado por un caudalímetro (2m<sup>3</sup> h<sup>-1</sup>). El mezclado de la biomasa se realizó con dos agitadores a paletas, en acero inoxidable: un agitador es automático (16 rpm durante 15 min/h), colocado en la primera sección del reactor, próximo a la cámara de carga, y el segundo agitador es manual (5 min, 2 veces/d), ubicado próximo a la cámara de descarga. Además, el efluente proveniente del reactor fue recirculado por 2 h en promedio, a fin de favorecer el agregado del sustrato durante la alimentación y la agitación dentro del reactor.

**Alimentación.** El reactor fue alimentado diariamente con la FORSD y restos de FV (1:3). Las características de estos sustratos fueron: pH= 5,2 ± 0,6 upH, conductividad eléctrica (CE)= 2,7 ± 0,7 mScm<sup>-1</sup>, sólidos totales (ST)= 18 ± 7 %, sólidos volátiles (SV)= 82 ± 10 %, carbono orgánico total (COT)= 41 ± 6 %, C/N= 17 y DQO<sub>s</sub> = 4232 ± 329 mg l<sup>-1</sup>. La alimentación fue mezclada con agua hasta alcanzar un 12% de ST. El tiempo de retención hidráulico (TRH) fue de 114 días. Se mantuvo la VC aproximadamente constante (1,1 ± 0,3 kg SV m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>) y la temperatura (T= 35 ± 1°C) durante 12 meses, para analizar la producción de biogás y el efluente semilíquido generado.

**Variables analizadas.** Se tomaron muestras de la cámara de descarga una vez por semana y en cada una se determinó: el pH, la CE, los ácidos grasos volátiles (AGV), la alcalinidad parcial (AP), la alcalinidad total (AT), los ST y los SV. Además, se analizó la demanda química de oxígeno total (DQOt), la DQO soluble (DQOs), los sólidos suspendidos totales (SST) y los sólidos suspendidos volátiles (SSV) cada 15 días. Las variables fueron determinadas según métodos estandarizados descriptos en APHA (1992), exceptuando las variables AP, AT y AGV, que fueron determinadas según la metodología descripta por Jenkins *et al.* (1992). Además, se calculó el indicador alfa ( $\alpha$ = AP/AT) y la relación entre los AGV producidos y la alcalinidad total (AGV/AT).

La producción de biogás fue cuantificada diariamente mediante un caudalímetro, ubicado previo al quemador. Además, se controlaron otros parámetros operativos como la presión interna y el consumo de gas de la caldera. El volumen de biogás generado fue expresado en condiciones normales de presión y temperatura (1 atm, 273K).

Se realizó un análisis de correlación a través del coeficiente R de Spearman, mediante el programa estadístico Infostat versión 2010, Grupo InfoStat, Córdoba, Argentina (Di Rienzo *et al.*, 2010).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

**Análisis del efluente gaseoso.** La variación de la producción de biogás para cada mes y la VC se muestran en la figura 1.

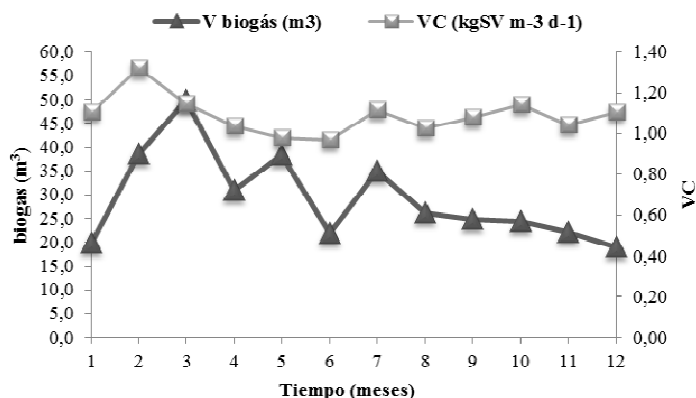


Figura 1. Evolución del volumen de biogás promedio (Prod. Mensual) y la velocidad de carga (VC) promedio mensual.

La menor producción de biogás fue observada en el primer mes. Esto podría deberse al cambio de alimentación, donde se suspendió la incorporación del sustrato HS, residuo altamente energético. Los meses siguientes mostraron un incremento en la producción de biogás, evidenciando la adaptación de las bacterias a este único sustrato. La producción máxima fue de 49.9 m<sup>3</sup> en el tercer mes. La máxima VC aplicada en el segundo mes (VC=1,3kgSV m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>) podría reflejar la mayor producción observada. Luego, la generación de biogás fue menor durante los últimos 5 meses, observándose además, menores

fluctuaciones que durante los primeros meses. La producción de biogás relativamente constante en esta etapa podría estar relacionada con el alcance del estado estacionario y con la mayor estabilidad de la carga aplicada. Si bien en este estudio, se trató de mantener la VC constante durante los 12 meses, esto resultó de difícil implementación, ya que la generación de la FORSD se ve afectada a ciertos factores como estaciones del año, cantidad de personal que asiste al comedor, feriados y fines de semana, entre otros.

La cantidad total de residuo agregado fue de 3,1 tn de SV y el volumen de biogás fue de 351 m<sup>3</sup> durante los 12 meses, generándose por lo tanto, 112 l de biogás kgSV<sup>-1</sup>. Este valor fue menor al observado por otros autores (Liu *et al.*, 2012; Khalid *et al.*, 2011; Gunaseelan, 1997). La eficiencia del proceso anaeróbico es dependiente de la VC aplicada para un determinado sustrato, encontrándose una VC óptima donde se logra la mayor eficiencia (Fernández *et al.*, 2012; Liu *et al.*, 2012). El menor rendimiento de biogás encontrado en nuestro trabajo, podría deberse a que se trabajó con una baja VC. Un mayor rendimiento de biogás podría alcanzarse si se trabajara con VC mayores.

En la tabla 1 se muestra un resumen del rendimiento de biogás generado con los diferentes sustratos. El estudio del funcionamiento del reactor, alimentado diariamente con HS y HS-FORS, fue descripto en los trabajos de Bres *et al.* (2010) y Beily *et al.* (2010) respectivamente.

	HS	HS-FORS	FORS
<b>VC (kgSV m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>)</b>	1,4-1,6	1,1-2,1	1,1
<b>m (Kg totales)</b>	1696	14440	17318
<b>R (l biogáskgSV<sup>-1</sup>)</b>	217	150	112

Tabla 1. Resumen de los datos obtenidos con los diferentes sustratos agregados en el reactor; HS= sustrato harina de maíz y salvado; HS-FORS= sustrato HS y fracción orgánica de residuos sólidos domiciliarios; FORS= sustrato fracción orgánica de residuos sólidos domiciliarios; VC= velocidad de carga; m= kg de residuo total agregado durante los meses del ensayo (7 meses para HS, 8 meses para HS-FORS y 12 meses para FORS); R= rendimiento de biogás al final del ensayo.

El rendimiento de biogás con la FORS fue menor que el obtenido con los otros sustratos. Este efecto podría relacionarse con la naturaleza del residuo y su capacidad energética, mostrando además, que la co-digestión de la FORS mejora la generación de biogás. Sin embargo, las diferentes cargas orgánicas con las que se trabajaron juegan un rol importante en el análisis del rendimiento de biogás.

Se calculó el promedio anual de gas natural consumido por la caldera para mantener el reactor en condiciones mesofílicas. El promedio anual fue de 10 ± 7 l d<sup>-1</sup>, siendo un máximo de consumo de 14,6 l d<sup>-1</sup> en el mes de junio (estación invernal) y un valor mínimo de 5,1 l d<sup>-1</sup> en el mes de enero (estación de verano). Considerando que el reactor generó en promedio 1,5 m<sup>3</sup> de biogás d<sup>-1</sup>, éste valor supera ampliamente la capacidad energética requerida por la caldera.

*Análisis del efluente líquido.* Las variables analizadas en el efluente líquido durante los 12 meses de alimentación, se muestran en la tabla 2.

MES	ST (%)	SV (%)	SST (g l <sup>-1</sup> )	SSV (g l <sup>-1</sup> )	DQO <sub>T</sub> (mg l <sup>-1</sup> )	DQO <sub>S</sub> (mg l <sup>-1</sup> )
1	0,75 ± 0,06	39,63 ± 5,88	2,19 ± 0,54	1,72 ± 0,36	1570,8 ± 119,3	485 ± 247,4
2	0,78 ± 0,08	42,31 ± 7,00	2,01 ± 0,55	1,61 ± 0,40	2057,5 ± 773,6	622,9 ± 193
3	0,75 ± 0,05	42,43 ± 8,33	2,07 ± 0,51	1,74 ± 0,40	1593,5 ± 49,1	587,7 ± 22,5
4	0,79 ± 0,02	43,53 ± 5,92	1,65 ± 0,81	1,33 ± 0,59	1909,0 ± 423,3	2015,8 ± 525,7
5	0,74 ± 0,11	41,79 ± 10,13	2,70 ± 0,87	2,06 ± 0,60	2261,7 ± 400,8	949,6 ± 541,7
6	0,80 ± 0,14	42,69 ± 9,80	1,62 ± 0,67	1,06 ± 0,55	2651,1 ± 500,2	888,4 ± 149,8
7	0,79 ± 0,17	45,68 ± 11,81	2,44 ± 0,46	1,62 ± 0,44	3143,4 ± 116,2	773,6 ± 35
8	0,86 ± 0,09	41,77 ± 8,77	2,47 ± 0,51	1,87 ± 0,46	2833,9 ± 706,3	598,6 ± 247,0
9	1,13 ± 0,17	49,67 ± 9,85	1,90 ± 0,72	1,51 ± 0,53	2314,7 ± 386,8	923,8 ± 234,3
10	0,87 ± 0,03	42,70 ± 16,02	1,63 ± 0,59	1,19 ± 0,42	2716,7 ± 134,6	1302,1 ± 796,9
11	0,84 ± 0,04	35,88 ± 5,43	0,94 ± 0,03	1,17 ± 0,76	1915,1 ± 88,9	1214,0 ± 130,0
12	0,89 ± 0,15	57,35 ± 14,47	0,85 ± 0,15	0,72 ± 0,13	1952,9 ± 99,7	1232,0 ± 164,3
<b>Promedio (anual)</b>	<b>0,82 ± 0,14</b>	<b>43,67 ± 10,78</b>	<b>2,02 ± 0,72</b>	<b>1,57 ± 0,55</b>	<b>2472,9 ± 746,0</b>	<b>934,7 ± 516,2</b>

Tabla 2. El promedio mensual de los parámetros medidos en el efluente del reactor; ST= sólidos totales; SV= sólidos volátiles; SST= sólidos suspendidos totales; SSV= sólidos suspendidos volátiles; DQO<sub>T</sub>= demanda química de oxígeno total; DQO<sub>S</sub>= DQO soluble

El contenido de ST en la FORSD fue del 18 % y el promedio anual en el efluente de descarga fue del 0,82% de ST, representando un 95,4% de remoción de ST. La baja concentración de ST en el efluente podría relacionarse con la flotación de los barros observada en el interior del reactor. El efluente fue evacuado a través del caño de descarga, ubicado a 30 cm del piso del reactor. El contenido de sólidos en el efluente fue menor que lo que ocurriría en condiciones normales, debido a la baja sedimentación que se produce en esa zona. Lin *et al.* (2011) trabajaron con reactores en batch, alimentados con restos de verdulerías y de comida. Ellos obtuvieron valores mayores a los encontrados en este trabajo, encontrándose en un rango comprendido entre 3,3 y 6,5 % de ST, dependiendo de las VC aplicadas.

Los SV se mantuvieron entre un rango de 36-57%, obteniéndose un 47,5 % de remoción con respecto al influente (82% SV). Gunaseelan (1997) mostró que los porcentajes de remoción en la digestión anaeróbica de la FORSD oscilan entre 40-70 % de SV, dependiendo esto de las diferentes condiciones de trabajo, como concentración de sustrato, temperatura y diseño del reactor.

Los valores de DQO totales y solubles fueron fluctuantes a lo largo del tiempo, dentro del rango de 1600-3100 mg l<sup>-1</sup> y 500-2000 mg l<sup>-1</sup> respectivamente. Este comportamiento es similar al encontrado por Fernández y colaboradores (2012), donde no mostraron un valor constante de DQO soluble a lo largo del tiempo para cada VC aplicada. La remoción de la DQO<sub>s</sub> fue del 77%, siendo este valor similar al obtenido por otros autores (Lin *et al.*, 2011; Fernández *et al.*, 2012) quienes trabajaron con la FORSD en condiciones mesofílicas. Si bien hubo una importante remoción de la DQO, el valor promedio en el efluente supera el límite máximo permitido que establece nuestra legislación (RES 336/2003 AGOSBA) para vuelco a un cuerpo superficial o a un suelo, indicando que este efluente requiere ser tratado antes de su descarga.

El valor promedio anual de pH fue de 7,47 ± 0,29 upH, manteniéndose dentro del rango óptimo (6,5-7,5) para el desarrollo de las bacterias anaeróbicas (Don Jun *et al.*, 2009).

La evolución de la AP, AT y la CE en el tiempo se muestra en la figura 2 a. Los valores de AP, AT y CE se encontraron dentro de un rango comprendido entre 5,2-6,8 g l<sup>-1</sup>, 6,2-8,2 g l<sup>-1</sup> y 11,10-13,49 mS cm<sup>-1</sup>, respectivamente. El incremento en estos tres parámetros fue de un 20% para la AT, un 16% para la AP y un 14 % para la CE al final del ensayo. Este aumento fue menor al observado en otros trabajos realizados con este mismo reactor (Bres *et al.*, 2010; Beily *et al.* 2010). Probablemente esta diferencia se deba a que, en este caso, la VC fue fija durante los 12 meses. Además, estos parámetros no presentaron marcadas fluctuaciones a lo largo del tiempo, a diferencia del resto de las variables analizadas.

Por otro lado, pudo observarse que la AP y la AT están fuertemente relacionadas con la CE. Dong Jun *et al.* (2009), demostraron que el incremento de la alcalinidad provoca un aumento de la CE. El análisis estadístico evidenció una correlación entre estas variables en todo el período ensayado, siendo el factor de correlación de 0,67 para la AP y 0,72 para la AT con respecto a la CE. Nuestra legislación, no establece un valor guía para vuelco a un suelo o cuerpo de agua superficial para este parámetro. Sin embargo, la FAO (Pescod, 1992) recomienda un valor inferior a 3 mS/cm en aguas para irrigación en cultivos. El valor promedio obtenido de CE en el efluente fue 4 veces superior al recomendado por la FAO.

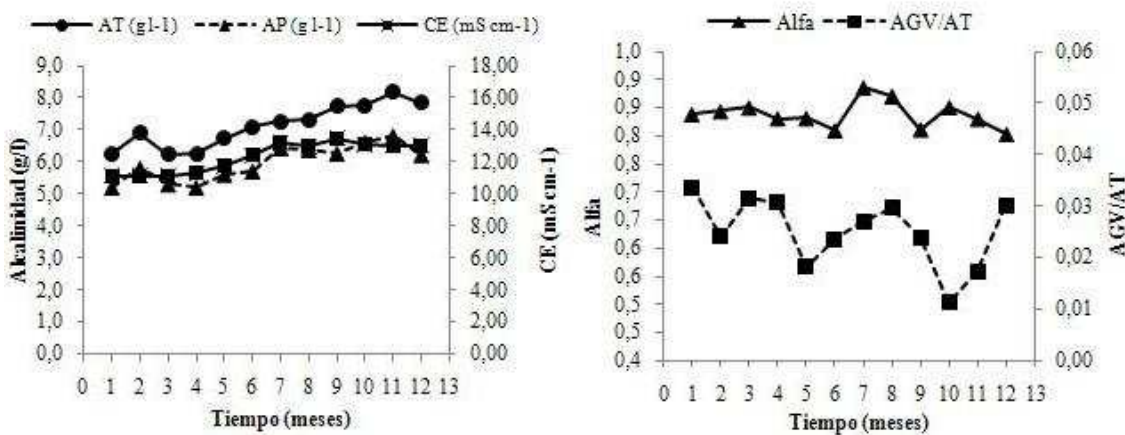


Figura 2. a- Muestra las alcalinidades y la CE en el tiempo; b-Evolución de los indicadores Alfa (AP/AT) y AGV/AT en el tiempo.

Los indicadores de estabilidad son mostrados en la figura 2 b. Un valor alfa comprendido entre 0.6-0.9 (López *et al.*, 2000; Jenkins *et al.*, 1991) y una relación AGV/AT < 0,3-0,4 indican condiciones estables dentro del reactor (Siles *et al.*, 2007; APAT, 2005). El alfa promedio fue de 0,8 ± 0,0, mostrando un buen desarrollo del proceso anaeróbico y sin riesgo de acidificación durante todo el ensayo. La relación AGV/AT promedio fue de 0,03± 0,01. Este valor fue similar al encontrado por Liu *et al.* (2012), quienes trabajaron con la FORSD en condiciones mesofílicas, obteniendo un valor de 0,04 durante todo el desarrollo del experimento. Los bajos valores obtenidos en este indicador, están relacionados con la baja producción de los AGV (175,2 ± 80,5 mg l<sup>-1</sup>). Esto podría indicar una sub-alimentación del reactor, poniendo de manifiesto que se podría trabajar a mayores VC sin sufrir fenómenos de acidificación en el sistema.

## CONCLUSIONES

El reactor mostró condiciones estables durante todo el ensayo. Sin embargo, el rendimiento de biogás fue menor a lo esperado. Un incremento de la alimentación diaria podría lograr una mayor producción de biogás.

Se mostró una relación directa entre la CE y las alcalinidades (AP y AT). La determinación de la CE podría ser un indicador de importancia para evaluar la estabilidad del proceso, siendo un parámetro de rápida respuesta y de fácil medición. Sin embargo, se requieren mayores estudios de correlación entre estas variables para determinar su efectividad y demás factores que pudieran afectar esta relación.

Se encontraron valores altos de remoción de la DQO y SV, mostrando una eficiente degradación de la materia orgánica e indicando un buen funcionamiento del reactor. Sin embargo, los valores altos de DQO y CE encontrados en el efluente, muestran la necesidad de ser tratado antes de su descarga para evitar riesgos al ambiente.

## AGRADECIMIENTOS

Se agradece la colaboración de los Sres. Marcos Miskow, Eduardo Spinosa, Cristian Audisioy Luis Díaz en los ensayos de laboratorio y manejo de la planta piloto.

## REFERENCIAS

- Agenzia per la protezione dell'ambiente e per i servizi tecnici, APAT. (2005). Digestione anaeróbica della frazione organica dei rifiuti solidi. Aspetti fondamentali, progettuali, gestionali, di impatto ambientale ed integrazione con la depurazione delle acque reflue. Manuale e linee guida, pp 178.
- Angelidaki I. & Ahring B.K. (2000). Methods for increasing the biogas potential from the recalcitrant organic matter contained in manure. *Water Sci. Technol.* 41, 3, 189-194.
- APHA. (1992). Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas Potables y Residuales. 17th edición. Diaz de Santos. Madrid, España.
- Behera S.K., Park J.M., Kim K.H. & Park H. (2010). Methane production from food waste leachate in laboratory-scale simulated landfill. *Waste Management* 30, 1502-1508.
- Beily M.E., Bres P., Rizzo P., Giampaoli O. & Crespo D. (2010). Monitoreo de reactor anaeróbico semi-continuo para el tratamiento de residuos de cereales. Parte I. *Avances en Energías Renovables y Medio Ambiente* 14, 37-42
- Bonmati A., Flotats X., Mateu L. & Campos E. (2001). Study of thermal hydrolysis as a pretreatment to mesophilic anaerobic digestion of pig slurry. *Water Sci. Technol.* 44, 4, 109-116.
- Bouallagui H., Touhami Y., Cheikh R.B. & Hamdi M. (2005). Bioreactor performance in anaerobic digestion of fruit and vegetable wastes. *Process Biochem.* 40, 989-995.
- Bres P., Beily M.E., Rizzo P., Giampaoli O. y Crespo D. (2010). Monitoreo de reactor anaeróbico semi-continuo para el tratamiento de residuos de cereales. Parte II. *Avances en Energías Renovables y Medio Ambiente* 14, 29-34.
- Bruni E., Jensen A.P. & Angelidaki I. (2010). Comparative study of mechanical, hydrothermal, chemical and enzymatic treatments of digested biofibers to improve biogas production. *Bioresource Technology* 101, 8713-8717.
- Cantrell K.B., Ducey T., Kyoung S.R. & Hunt P.G. (2008). Review. Livestock waste-to-bioenergy generation opportunities. *Bioresource Technology* 99, 7941-7953.
- Chae K.J., Jang A. Yim S.K. & Kim In S. (2008). The effects of digestion temperature and temperature shock on the biogas yields from the mesophilic anaerobic digestion of swine manure. *Bioresource Technology* 99, 1-6.
- Cruz M. & Plaza G. (2004). Digestión Anaeróbica semiseca de la fracción orgánica de los residuos municipales (FOM). *Avances de Energías Renovables y Medio Ambiente* 8, 1, 71-76.
- Di Rienzo, J.A., Casanoves, F., Balzarini, M.G., Gonzalez, L., Tablada, M. & Robledo, C.W. (2010). InfoStat versión 2010. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Don Jun, Zhao, Yong-sheng, Hong Mei & Zhang Wei-Hong. (2009). Influence of alkalinity on the stabilization of municipal solid waste in anaerobic simulated bioreactor. Elsevier. *Journal of Hazardous Materials* 163, 717-722.
- Facultad de Ingeniería Sanitaria de la Universidad de Buenos Aires (FIUBA) & Coordinación Ecológica Área Metropolitana Sociedad del Estado (CEAMSE). (2010). Estudio de calidad de los residuos sólidos urbanos 2009. Resumen Ejecutivo, 81 pp.
- Fantozzi F. & Buratti C. (2009). Biogas production from different substrates in an experimental continuously stirred tank reactor anaerobic digester. *Bioresource Technology* 100, 5783-5789.
- Fernández J., Perez M. & Romero L.I. (2010). Kinetics of mesophilic anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: influence of initial total solid concentration. *Bioresour. Technol.* 101, 6322-6328.
- Gallert C., Henning A. & Winter J. (2003). Scale-up of anaerobic digestion of the biowaste fraction from domestic wastes. *Water research* 37, 1433-1441.
- Garfí M., Gelman P., Comas J., Carrasco W. & Ferrer I. (2011). Agricultural reuse of the digestate from low-cost tubular digesters in rural Andean communities. *Waste Management* 31, 2584-2589.
- Gunaseelan V.N. (1997). Anaerobic digestion of biomass for methane production: Review. *Biomass and bioenergy* 13, 83-1149.
- Jenkins S. R, Morgan J. M. & Sawyer C. L. (1983). Measuring anaerobic sludge digestion and growth by a simple alkalimetric titration. *Journal WPCF* 55, 5, 448-453.
- Jeong E., Kim H., Nam J. & Shin H. (2010). Enhancement of bioenergy production and effluent quality by integrating optimized acidification with submerged anaerobic membrane bioreactor. *Bioresource Technol.* 101, 1873-2976.

- Jim S.-J., Kim B.-J., Jeong C.-M., Choi J.D.R., Ahn Y.H. & Chang H.N. (2008). Anaerobic organic production of food waste in once-a-day feeding and drawing-off bioreactor. *Bioresource Technology* 99, 7866-7874.
- Khalid A., Arshad M., Anjuma M., Mahmood T. & Dawson L. (2011). Review. The anaerobic digestion of solid organic waste. *Waste Management* 31, 1737-1744.
- Lesteur M., Bellon-Maurel V., Gonzalez C., Latrille E., Roger J.M., Junqua G. & Steyer J.P. (2010). Alternative methods for determining anaerobic biodegradability: a review. *Process Biochem.* 45, 431-440.
- Lin J, Zuo J. E, Gan L. L, Li P, Liu F.L & Wang K. J. (2011). Effects of mixture ratio on anaerobic co-digestion with fruit and vegetable waste and food waste of China. *Journal of Environmental Sciences* 23,8, 1403-1408.
- Lindorfer H., Waltenberger R., Köllner K., Braun R. & Kirchmayr R. (2008). New data on temperature optimum and temperature changes in energy crop digesters. *Bioresource Technology* 99, 7011-7019.
- Liu X., Gao X., Wang W., Zheng L., Zhou Y. & Sun Y. (2012). Pilot-scale anaerobic co-digestion of municipal biomass waste: focusing on biogas production and GHG reduction. *Renewable Energy* 44, 463-468.
- Lopez J., Morgan J. & Noyola A. (2000). Arranque de reactores anaerobios industriales: dos casos de estudio. En *Memorias de XII Congreso de la Federación Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales (FEMISCA)*.
- Pescod, M. B. (1992). Wastewater treatment and use in agriculture. *FAO Irrigation and Drainage Paper N° 47*. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). 139 pp.
- Siles J. A., Martín M. A., Martín A., Raposo F. & Borja R. (2007). Anaerobic digestion of wastewater derived from the pressing of orange peel generated in orange juice production. *J. Agric. Food Chem.* 55, 1905-1914.
- Ward A.J., Hobbs P.J., Holliman P.J. & Jones D.L. (2008). Review. Optimisation of the anaerobic digestion of agricultural resources. *Bioresource Technology* 99, 7928-7940.
- Yu H. & Huang G.H. (2009). Effects of sodium as a pH control amendment on the composting of food waste. *Bioresour. Technol.* 100, 2005-2011.

**ABSTRACT.** The paper reports the follow-up of a semi-continuous anaerobic reactor operation, fed at a constant organic loading rate (OLR) of  $1.1 \text{ kgVS m}^{-3} \text{ d}^{-1}$  with both the organic fraction of municipal solid waste (OFMSW) and fruit and vegetable wastes during 12 months. Biogas production, physical-chemical parameters, and stability indicators: partial alkalinity/total alkalinity and volatile fatty acid/total alkalinity were measured in the effluents. Total biogas yield was  $112 \text{ kgVS}^{-1}$  in normal pressure and temperature conditions (NPTC). This result is lower than the yield attained with other waste sources in the same reactor. Stability indicators showed a well development of the entire anaerobic process. In addition to this, a reduction in COD (chemical oxygen demand), VS (volatile solids) of 77% and 47.5% respectively, denoted an efficient degradation of the organic matter. However, high COD values obtained in the effluents show the need of its treatment before its final disposal.