

MONITOREO DE UN REACTOR ANAEROBICO SEMI-CONTINUO PARA EL TRATAMIENTO DE LA FRACCIÓN ORGANICA DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS. PARTE II

M. Eugenia Beily¹, Patricia A. Bres¹, Pedro F. Rizzo¹, Orlando Giampaoli², Diana C. Crespo¹

1- Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA)-Instituto de Microbiología y Zoología Agrícola (IMYZA).

2- Facultad de Ingeniería Química. Universidad del Litoral. Pellegrini 2750, Santa Fe, Argentina.

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. mbeily@cnia.inta.gov.ar

RESUMEN

El objetivo de este trabajo fue el monitoreo del proceso degradativo en un reactor anaeróbico de 14,7 m³ alimentado con una mezcla de la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos (FORSU) y residuos de cereales (H-S) durante 8 meses. Se determinó la producción de biogás y pH, CE, ácido grasos volátiles (AGV), alcalinidad parcial (AP), total (AT) y los indicadores de estabilidad (alfa y AGV/AT) en el efluente. Además, se determinaron la DBO, DQO, NTK, NH₄⁺, %ST, %SV y diferentes iones en la CD. Los resultados mostraron una producción de 150,02 l de biogás por kg SV agregados, trabajándose en condiciones estables durante todo el proceso, excepto en los meses 5 y 8, pudiendo evidenciarse la sensibilidad de los indicadores de estabilidad del proceso. Las características del efluente demostraron la necesidad de un tratamiento antes de la disposición final del agua residual en el suelo o en un cuerpo de agua.

PALABRAS CLAVES: Digestión anaeróbica; fracción orgánica municipal, producción de biogás, alfa; AGV/AT

INTRODUCCIÓN

La fracción orgánica, es el principal componente (50%) de los residuos sólidos urbanos (RSU) generados en la Argentina. La fracción orgánica de residuos sólidos urbanos (FORSU) incluye principalmente desechos verdes y restos de alimentos. El total de RSU generados en el país en el año 2004 fue de 12.325 miles ton/año (Secretaría de medio ambiente y desarrollo sustentable, 2004).

La falta de tratamiento y la incorrecta disposición final de los RSU produce contaminación sobre el suelo en el que se depositan, en las aguas subterráneas y superficiales circundantes, en el aire por emisiones de gases metánicos o humos nocivos derivados de la combustión incompleta de ellos (Elango *et. al.*, 2007; ENGIRSU, 2005). La digestión anaeróbica (DA) es una estrategia de tratamiento atractiva para la FORSU, mostrando un gran interés desde el punto de vista ambiental y para beneficio de la sociedad, al ofrecer un combustible limpio proveniente de materias primas renovables. (Foster carneiro *et. al.*, 2008a). Asimismo, al tratar la fracción orgánica en reactores con tecnología para recolectar y aprovechar el biogás se disminuye el aporte de gas metano al efecto invernadero siendo este 21 veces más potente que el CO₂ (Cruz y Plaza, 2004).

La biometanización de los residuos orgánicos es realizada por una serie de transformaciones bioquímicas, que puede ser marcadamente separada en un primer paso donde la hidrólisis, acidificación y licuefacción tienen lugar; y un segundo paso donde el acetato, hidrógeno y dióxido de carbono se transforman en metano (Foster carneiro *et. al.*, 2008a).

La DA requiere ser monitoreado debido a que existen diferentes factores ambientales que afectan la acción de los microorganismos, como ser la temperatura, el pH, los nutrientes y ciertos elementos de naturaleza tóxica (Leite, *et al.*, 2004). Numerosos autores proponen el monitoreo de diversos parámetros como son el pH, los ácidos grasos volátiles totales (AGV), alcalinidad parcial (AP) y total (AT), los sólidos totales (ST), sólidos volátiles (SV), la producción y composición del biogás, como método para evaluar la eficiencia de la DA (Forster-Carneiro *et al.*, 2008b; Nguyen *et al.*, 2007; Ripley, *et al.*, 1986).

El objetivo de este trabajo fue el evaluar mediante el monitoreo de diversos parámetros físicos y químicos, la eficiencia del proceso de digestión anaeróbica con una mezcla de FORSU y residuos de cereales(H-S), en un reactor de 12m³ de volumen de trabajo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Alimentación

Se trabajó con un reactor de desplazamiento horizontal, de 14.7 m³, tipo flujo a pistón. El volumen efectivo de trabajo fue de 12 m³, donde el efluente pasa por tres piletas conectadas en serie y el agua tratada es reingresada al reactor. Demás características fueron descritas en la Parte 1: monitoreo de reactor anaeróbico semi-continuo para el tratamiento de residuos de cereales, donde el reactor fue alimentado durante 7 meses con una mezcla de harina de maíz y salvado (H-S). Durante este ensayo, se alimentó el reactor con una mezcla de la FORSU y H-S en condiciones mesófilicas (35°C). Se continuó trabajando

con este último sustrato para mantener la flora microbiana activa y así favorecer la estabilidad del proceso. Durante todo el ensayo se trabajó con una dilución de la mezcla de residuos con agua hasta alcanzar un 12% de ST.

La FORSU consistió en un 20% de desechos de verdulería y 80% de los residuos generados dentro del mismo predio del INTA (comedor y jardín maternal). Para caracterizar la FORSU se determinaron % de sólidos totales (ST), % de sólidos volátiles (SV), pH, conductividad eléctrica (CE), densidad, nitrógeno total, por el método MacroKjeldhal (NTK), según métodos estandarizados por APHA (1992) y amonio (NH_4^+) y nitrato (NO_3^-) según método de microdestilación, descripto por Bremner (1965).

Para favorecer la adaptación de las bacterias a este nuevo sustrato, la alimentación con FORSU fue agregada gradualmente, reduciendo lentamente la cantidad de residuo de cereales. Se trabajó con velocidades de carga (VC) variables durante 8 meses, iniciando con un valor de $1,10 \text{ KgSVm}^{-3}\text{d}^{-1}$ (29,87 kg de H-S y 4,53 kg de FORSU en promedio) y alcanzando una VC máxima de $2,13 \text{ KgSVm}^{-3}\text{d}^{-1}$ (15 Kg. de H-S y 100 Kg de FORSU en promedio).

Monitoreo de la Digestión Anaeróbica

Para el monitoreo del proceso de la DA, se analizaron diferentes variables físicas y químicas en la toma 1 (T1), toma 2 (T2) y en la cámara de descarga (CD) del reactor durante 8 meses. Las tomas están ubicadas a lo largo del reactor, donde la T1 se encuentra cerca de la cámara de carga y la T2 es un punto intermedio entre la T1 y la CD (Parte 1: monitoreo de reactor anaeróbico semi-continuo para el tratamiento de residuos de cereales). Las variables medidas fueron: pH, CE (según métodos normalizado de la APHA), AGV, AP (pH 5,75) y AT (pH 4,3), según metodología descripta por Jenkins *et.al* 1992. Se calculó además el indicador alfa ($\alpha = \text{AP}/\text{AT}$) y la relación entre los AGV producidos y alcalinidad (AGV/AT).

También, se determinó en la CD otras variables físicos y químicos para caracterizar el efluente del reactor. Se tomaron muestras en diferentes tiempos ($n=6$) y se determinó %ST, %SV, NTK, demanda bioquímica de oxígeno (DBO), demanda química de oxígeno (DQO), según métodos normalizado de la APHA y NH_4^+ , según método de microdestilación, descripto por Bremner (1965)

Otro de los parámetros que contribuyen a controlar la eficiencia del proceso, es la producción del biogás generado. La producción de biogás fue contabilizada diariamente por medio de un caudalímetro (Elster), ubicado previo al ingreso del gasómetro. Con los datos registrados del volumen de biogás producido diariamente, se calculó la producción mensual (PM) y la producción acumulada (PA).

Análisis estadístico:

Los datos fueron evaluados estadísticamente por un modelo lineal para análisis de varianza (ANOVA) con las correspondientes pruebas de validación de supuestos. Cuando los valores F de ANOVA resultaron significativos ($p < 0,05$) las medias fueron comparadas mediante test de Tukey. (InfoStat profesional v.1.1).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Alimentación

En la tabla 1 se muestra las propiedades físicas y químicas de la FORSU.

Variable	Valor
δ (gcm^{-3})	$1,04 \pm 0,10$
pH (upH)	$5,2 \pm 0,6$
NTk (%)	$2,4 \pm 0,1$
NO_3^- (mgkg^{-1})	$0,76 \pm 0,13$
NH_4^+ (mgkg^{-1})	$0,62 \pm 0,07$
CE (mScm^{-1})	$2,7 \pm 0,7$
ST (%)	18 ± 7
SV (%)	82 ± 10
COT (%)	41 ± 6
C/N	17

Tabla 1: Características fisico-químicas de la FORSU

La FORSU analizada mostro un pH ácido, y un elevado % de NTK, valores semejantes a los encontrado por Gallert y colaboradores, 2003 para este mismo tipo de residuo.

La baja relación C/N, hallada en la FORSU coincide con los valores reportados por otros autores. Como también los valores de %ST, %SV y la COT (Foster Carneiro *et. al.*, 2008 b; Alvarez y Liden, 2008).

Las características del sustrato H-S, fueron descriptas en la Parte I de monitoreo de reactor anaeróbico semi-continuo para el tratamiento de residuos de cereales.

Al comparar ambos sustratos, pudo observarse que los valores de nitrógeno y la relación C/N fueron similares, sin embargo el pH, CE, %ST, %SV y COT resultaron ser menores en la FORSU. Probablemente el aporte de la H-S a la mezcla, mejore la eficiencia del sistema.

Monitoreo de la digestión anaeróbica

Producción de Biogás: Con los datos obtenidos de la producción diaria de Biogás, se calculó, la producción durante un mes de trabajo (PM) y la producción acumulada (PA) expresados como CNPT (1 atm, 273 K°).

En la Fig. 1 se muestra la evolución de la PM en relación con los Kg. de residuos agregados (a) y la PA en relación con la VC (b) a lo largo del tiempo.

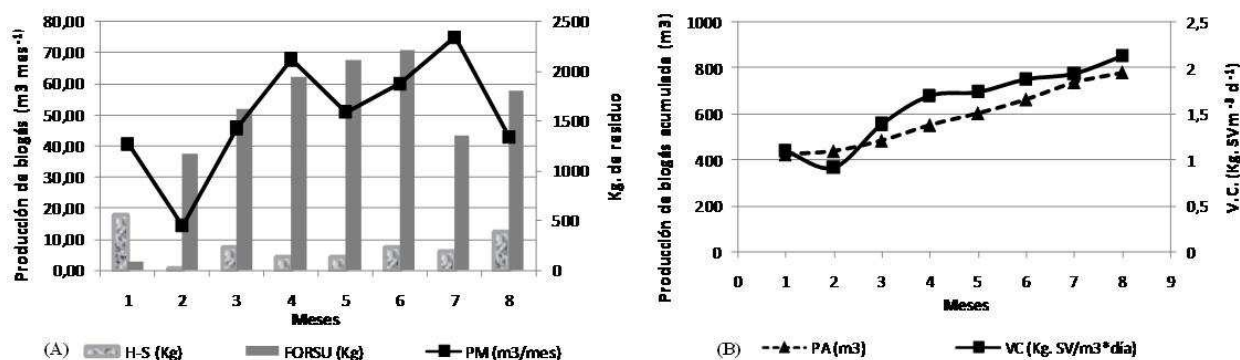


Figura 1: a- Producción mensual PM en relación con los kg. de residuos agregados en el tiempo; b- Producción acumulada (PA) en relación con la VC en el tiempo.

La PM registrada durante el primer mes (fig. 1 a), fue en gran parte a los Kg de H-S agregados, debido a que se realizó la adaptación de las bacterias al nuevo sustrato (FORSU) durante esta etapa. En el segundo mes, donde el 98% de la alimentación fue con FORSU, se observó una caída en la producción de biogás, como consecuencia del cambio del sustrato. Durante los meses siguientes, se observó un incremento de la PM en forma proporcional al incremento de la FORSU y de la H-S. La eficiente adaptación de las bacterias a este nuevo sustrato, se reflejó en un incremento de la actividad metanogénica. En el mes 5 y 8, se evidenció nuevamente una caída en la producción de biogás. Esto podría deberse a que no se registraron datos durante el transcurso de 6 días en promedio, debido a la interrupción del contador del caudalímetro, por la condensación de agua en las conexiones de gas.

Durante el mes 7 se observó un aumento de la producción de biogás, a pesar de haberse disminuido los kg. de FORSU agregada. Esto pudo deberse a una acumulación de sustrato en la etapa acetogénica, que comienza a ser degradado por las bacterias metanogénicas. Esta misma situación fue observada durante el monitoreo del reactor alimentado con H-S (Parte I: monitoreo de reactor anaeróbico semi-continuo para el tratamiento de residuos de cereales).

En cuanto a la PA (fig. 1 b), se observó una menor pendiente, al inicio del proceso debido a la disminución de la VC (mes 2) y al cambio de sustrato (fig. 1 a). Durante los meses siguientes y hasta el mes 7 se observó un incremento de la pendiente, relacionado con el aumento de la VC. Luego, la pendiente disminuyó al llegar el mes 8, debido a una menor producción de biogás registrada, a causa del mal funcionamiento del caudalímetro.

Se calculó además, la cantidad de biogás generado por kg de sustrato agregado durante los 8 meses analizados. El volumen total producido de biogás fue de 397,648873 m³, expresados en CNPT (1atm, 273 K) y la cantidad total de sustrato agregado fue de 14440 kg (residuo fresco), generándose por lo tanto 150,02 l de biogás por kg SV agregados.

Cuando el digestor fue alimentado únicamente con H-S se generaron durante 7 meses 217 l de biogás kg SV⁻¹. Este valor fue mayor al obtenido con la mezcla de FORSU y H-S, observándose por lo tanto, una menor eficiencia del proceso. Este resultado podría estar relacionado con las características del sustrato, debido a que la H-S contiene un mayor %SV, el cual se traduce en una mayor generación de biogás.

Variables Físico Químicas

Con los valores obtenidos de los AGV, la AP y la AT, se calculó alfa y AGV/AT. Se graficaron estos indicadores de estabilidad en el tiempo (fig. 2 a y b).

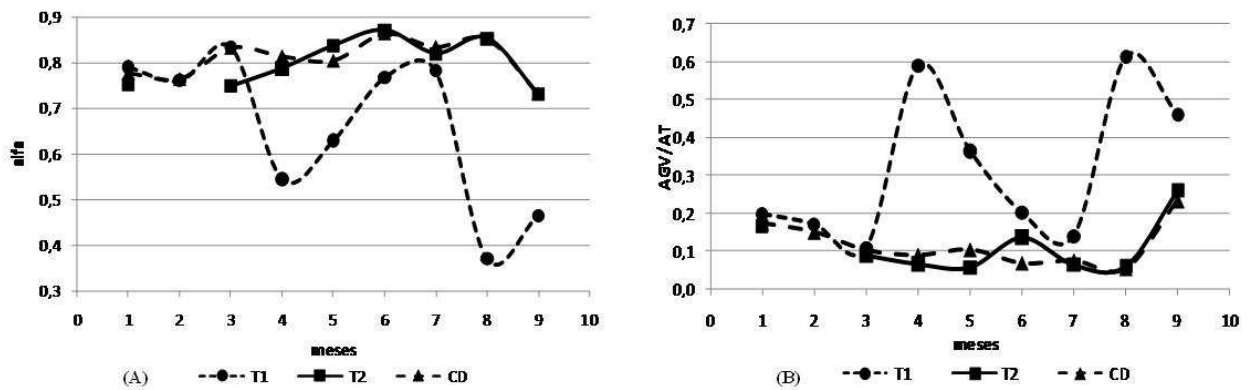


Figura 2: Indicadores de estabilidad alfa (a) y AGV/AT (b) en la T1, T2 y CD en función del tiempo

Un valor alfa dentro del rango 0.6-0.9 (Jenkins *et al.*, 1991; López *et al.*, 2000) y una relación AGV/AT <0,3-0,4 indican condiciones estables dentro del reactor (APAT, 2005; Siles *et al.* 2007).

El indicador alfa se mantuvo dentro del rango de estabilidad en la T2 y en la CD (0,7-0,9). Sin embargo en la T1 se observó una caída de esta variable, en los meses 4, 5 y 8, mostrando un desbalance en las etapas anaeróbicas. Esto pudo deberse a una acumulación de sustrato en este sector del digestor (próximo a la cámara de carga) que generó un exceso de AGV para las bacterias metanogénicas, y en consecuencia una acidificación del sistema. Probablemente la causa de esta acumulación de sustrato fue debida a una inadecuada agitación.

La relación AGV/AT se mantuvo por debajo de 0,2 en la T2 y en la CD durante los 8 meses, mostrando condiciones de estabilidad (AGV<0,3-0,4) durante todo el ensayo. Sin embargo, en la T1 se observó un pico de este indicador en los meses 4 y 8 como consecuencia de un exceso de los AGV. Este comportamiento se relaciona con los resultados mostrados en la figura 2 (a), donde se observó una inestabilidad en el valor alfa durante estos mismos meses.

En relación con la PM se observó una disminución de este parámetro en los meses 5 y 8 (fig. 1 a), coincidiendo con la disminución del valor alfa en la T1, por debajo del indicado para mantener estabilidad en el proceso. Sin embargo en los otros sitios de muestreo (T2 y CD) no se evidencio condiciones de inestabilidad, en consecuencia la caída en la PM, pudo deberse a una acumulación de AGV en el primer sector del reactor.

En la figura 3, se muestran los valores obtenidos de pH (a) y CE (b) en el tiempo para todos los sitios de muestreo del reactor estudiados en este ensayo. El pH se mantuvo dentro del rango 7,1-7,7 para todos los sitios analizados durante todo el período evaluado. Se observaron picos de disminución de pH en la T1 durante los meses 4 y 8, coincidiendo con los meses de inestabilidad del proceso (fig. 2 a y b). Igualmente el pH en el reactor, se mantuvo siempre dentro del rango óptimo de desarrollo de las bacterias anaeróbicas (6,5-8) (Don Jun *et al.*, 2009). Esto nos muestra que el pH es un parámetro poco sensible para la detección rápida de inestabilidad en el proceso, en comparación con los indicadores alfa y AGV/AT. Según Ripley (1986), la disminución del pH del digestor, resulta de la pérdida de la capacidad buffer de los bicarbonatos y de la acumulación de ácidos volátiles. El pH no cambia rápidamente con la aparición de un estrés en el digestor. Por lo tanto los dos parámetros más útiles para monitorear la estabilidad de la digestión son la concentración de la alcalinidad y los ácidos volátiles.

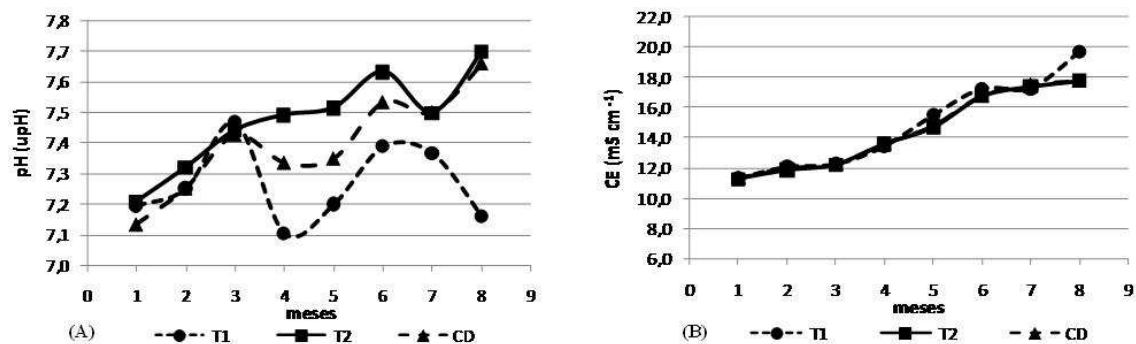


Figura 3: Valores obtenidos de pH (a) y CE (b) en el tiempo para T1, T2 y CD

En cuanto a la CE, pudo observarse un incremento significativo (61%) de este parámetro en el tiempo en todos los sitios de muestreo ($p < 0,05$). En promedio, la CE inicial fue de $11,3 \text{ mS cm}^{-1}$ y alcanzó un valor de $18,4 \text{ mS cm}^{-1}$, en el octavo mes de trabajo. Este mismo comportamiento fue observado cuando este reactor fue alimentado con H-S únicamente. Dong Jun y colaboradores (2009), demostraron que el incremento de la alcalinidad provoca un aumento de la conductividad. Esta relación puede observarse en este ensayo, donde la alcalinidad se incrementó un 56 % en los 8 meses de trabajo (desde $4712,8 \text{ mgCaCO}_3 \text{ l}^{-1}$ hasta $8444,7 \text{ mgCaCO}_3 \text{ l}^{-1}$ en promedio). Además, es posible que la recirculación del efluente favoreciera la acumulación de sales en la CD.

Para analizar el aporte de sales, se tomaron muestras aisladas ($n=6$) durante los meses 6, 7 y 8, y se determinó la presencia de los iones: NO_3^- , K^+ , Na^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} (Tabla 2)

	CE (mS cm^{-1})	NO_3^- (mg l^{-1})	Ca^{2+} (mg l^{-1})	Mg^{2+} (mg l^{-1})	K^+ (mg l^{-1})	Na^+ (mg l^{-1})
Mes 6	14,3	7,7	13,1	14,1	2077,2	420,4
Mes 7	14,9	9,5	7,9	11,1	2711,5	864,0
Mes 8	16,5	17	7,95	8,4	2992	798,0
Prom	15,2	11,4	9,7	11,2	2593,6	694,3
Desv.	1,1	4,9	3,0	2,8	468,7	239,5

Tabla 2: Concentración de los iones NO_3^- , K^+ , Na^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+}

Pudo observarse un incremento en la cantidad total de iones a lo largo del tiempo. Donde los mayores valores fueron los iones K^+ y Na^+ .

Además, se determinaron los parámetros DBO, DQO, NTK, NH_4^+ , %ST y %SV en el efluente del digestor (CD). Los resultados fueron $1,6 \pm 0,8 \text{ g l}^{-1}$ de DBO; $4,4 \pm 1,1 \text{ g l}^{-1}$ de DQO, $0,16 \pm 0,8 \%$ de NKT, $1,4 \pm 0,8 \text{ g l}^{-1}$ de NH_4^+ , $0,77 \pm 0 \%$ de ST y $48 \pm 3 \%$ de SV. Se observaron valores elevados de DBO, DQO, NTK y NH_4^+ , superando los valores permitidos por nuestra legislación para vuelco a un cuerpo de agua superficial o a un suelo (resolución de AGOSBA 336/03) y los niveles guía para la protección de la vida acuática (Ley 24051, decreto reglamentario 831/9).

Algunas variables mostraron desviaciones estándares altas, como la DBO, DQO y NTK, por lo cual deberían tomarse mayores muestras para reducir el desvío estándar. Sin embargo, estos resultados estiman las características del efluente de un digestor de 12 m^3 , manejado a flujo pistón, con recirculación, con VC variables y alimentado con una mezcla de H-S y la FORSU.

CONCLUSIONES

El reactor alimentado con una mezcla de FORSU y H-S, mostró ser eficiente para la producción de biogás durante los 8 meses de ensayo. Pudo verse que la producción de biogás fue menor a la encontrada cuando se trabajó solamente con H-S, pudiendo estar relacionado con las características del sustrato agregado debido a que la H-S contiene un mayor %SV, el cual se traduce en una mayor generación de biogás.

La caída de la producción de biogás, se relacionó con los periodos de inestabilidad demostrados con los parámetros alfa y AGV/AT; sin embargo el pH se mantuvo dentro del rango óptimo para el desarrollo de la DA. En consecuencia estos indicadores de estabilidad, mostraron una respuesta más rápida que el pH, ante un estrés del proceso anaeróbico.

En cuanto al efluente, se observó un incremento de la CE a lo largo del tiempo, relacionado con el aumento de la alcalinidad. Además, mostró valores elevados de DBO, DQO, NTK, NH_4^+ , CE y en los cationes Na^+ , K^+ en la CD, demostrando la necesidad de un tratamiento de las aguas para ser volcadas al suelo o un cuerpo de agua superficial, según lo establece la legislación Argentina.

REFERENCIAS

- Alvarez A.; Lidén G., 2008. Semi-continuous co-digestion of solid slaughterhouse waste, manure, and fruit and vegetable waste. Elsevier. Science Direct. *Renewable energy* 33, 726: 734.
- 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.
- APHA. (1992). Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas Potables y Residuales. 17th edición. Diaz de Santos. Madrid, España.
- Bremner J.M. (1965). Inorganic forms of nitrogen. En *Methods of soil analysis. Part 2. Agronomy*, Black, C.A., De Wite E., Ensminger L.E., Clark F. E. (Editores), 9, pp. 1179-1237. American Society of Agronomy, Inc., Madison.
- Cruz M. C; Plaza G. (2004). Digestión anaeróbica semiseca de la fracción orgánica de los residuos municipales (FOM). *Rev ASADES. (AVERMA)* 8, 1, 71:76.
- Don Jun, Zhao, Yong-sheng, Hong Mei y 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.
- Estrategia Nacional para la Gestión Integral de Residuos Sólidos Urbanos ENGIRSUO (2005). Ministerio de Salud y Ambiente Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable. República Argentina.
- Elango D., Pulikesi M., Baskaralingam P., Ramamuthi V.y Sivanesan S. (2007). Production of biogás from municipal solid waste with domestic sewage. Elsevier. *Journal of Hazardous Materials* 141, 301-304.
- Forster-Carneiro T., Perez. M. y Romero L.I. (2008a). Anaerobic digestion of municipal solid wastes: Dry thermophilic performance. Elsevier. Science Direct. *Bioresource Technology* 99, 8180 – 8184.
- Forster-Carneiro T., Perez. M. y Romero L.I. (2008b). Thermophilic anaerobic of source-sorted organic fraction of municipal solid waste. Elsevier. Science Direct. *Bioresource Technology* 99, 6763-6770.
- Gallert C.; Henning A.; Winter J. (2003). Scale-up of anaerobic digestion of the biowaste fraction from domestic wastes. Elsevier. *Water research* 37, 1433:1441.
- Jenkins S. R., Morgan J. M. y Zhang X. (1991). Measuring the usable carbonate alkalinity of operating anaerobic digesters. *Res. J. WPCF* 63, 1, 28-34.
- Leite V. D., Lopez W. S. y Sousa J. T. (2004). Tratamento anaerobio de residuos organicos com baixa concentracao de sólidos. *Eng. Sanit. Ambient.* 9, 4, 280-284.
- Lopez J., Morgan J. y 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)*.
- Nguyen P. H. L., Kuruparan P. y Visvanathan C. (2007). Anaerobic digestion of municipal solid waste as a treatment prior to landfill. Elsevier. *Bioresource Technology* 98, 380-387.
- Ripley L. E.; Boyle W. C.; Converse J. C. (1986). Improved Alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high – strength wastes. Water Environment Federation. *Water pollution Control federation.* 58, 5, 406:411.
- Siles J. A., Martín M. A., Martín A., Raposo F. y 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.

ABSTRACT

The aim of this work was to monitor the degradation process in a 14,7 m³ anaerobic reactor fed with a mixture of the organic fraction of municipal solid waste (OFMSW) and cereals waste (CW) for eight months. Biogas production and the chemical parameters pH, conductivity (CE), volatile Fatty Acids (VFA), partial alkalinity (PA), total (TA) and indicators of stability (alpha and VFA/AT) were determined. Furthermore, the BOD, COD, TNK, NH₄⁺, %TS, %VS and different ions in the CD were measured. The results showed a biogas production of 150 lKgSV⁻¹, working in a stable condition throughout the process, except in the months 5 and 8, demonstrating the sensitivity of indicators of process stability. The characteristics of the effluent showed the need for treatment before the final disposal of waste water in the soil or in surface water.

Keywords: anaerobic digestion; organic fraction municipal; biogas production, alpha; VFA/TA.

AGRADECIMIENTO

Se agradece la colaboración de los Sres. Marcos Miskow, Eduardo Spinosa, Audisio Cristian y Díaz Luis por su colaboración en los ensayos de laboratorio y manejo del reactor anaeróbico.