



MONITOREO DE REACTOR ANAEROBICO SEMI-CONTINUO PARA EL TRATAMIENTO DE RESIDUOS DE CEREALES. PARTE I

Patricia A. Bres¹, M. Eugenia Beily¹, 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/N° (CP 1712). Castelar, Buenos Aires, Argentina.

Tel 4481-4320/4420 int 134/135. Fax 4621-1701. pbres@cnia.inta.gov.ar

RESUMEN: Este trabajo se focalizó en el monitoreo del proceso degradativo en un reactor anaeróbico de 14,7 m³ alimentado con un residuo de cereales, con velocidades de carga (VC) variables durante 7 meses. El efluente fue tratado por tres piletas en serie como sistema de tratamiento (ST), reutilizándose el agua tratada dentro del reactor. Se determinó la producción de biogás acumulada (PA) y diferentes parámetros fisicoquímicos en el efluente y su ST. Los resultados mostraron una PA de 217 IKgSV⁻¹ al mes 7, trabajándose en condiciones estables durante todo el proceso, según las variables analizadas. El efluente mostró valores altos de DBO, DQO y NH₄⁺, removiéndose un 82%, 83% y 84% respectivamente con el ST. La CE se incrementó en el tiempo, probablemente debido a la recirculación del efluente y como consecuencia del incremento de la alcalinidad. Las características del efluente mostraron que puede ser riesgosa su utilización como riego.

Palabras clave: digestión anaeróbica; producción de biogás; residuo de cereales; efluente, biofertilizante

INTRODUCCION

La digestión anaeróbica consiste en la degradación de la materia orgánica por acción de microorganismos en ausencia de oxígeno. Esta tecnología se ha intensificado durante los últimos años como tratamiento de residuos sólidos orgánicos, implementándose con distintos diseños, tanto a escala piloto como industrial. Varios trabajos han demostrado que esta tecnología puede ser utilizada como tratamiento de residuos de vegetales y frutas, de cocina, municipales y agropecuarios (Forster-Carneiro *et al.*, 2007a; Weiland, 2003; Gunaseelan, 1997).

Durante el proceso se generan como subproductos un efluente gaseoso, llamado biogás, y uno semi-líquido, compuesto por aguas residuales y barros. La aplicación de esta tecnología es favorecida frente a otros tratamientos convencionales principalmente por la generación de biogás, fuente de energía renovable compuesta principalmente por CH₄ y CO₂ (Pavlostathis y Giraldo-Gómez, 1991). Además, la digestión anaeróbica permite la reducción del volumen de residuos con la producción de lodos estabilizados que pueden ser aplicados como acondicionamiento del suelo (Ambulkar *et al.*, 2004), disminuye el riesgo de generar focos infecciosos a causa de su carácter anaeróbico (Castillo *et al.*, 2006) y requiere de un mínimo espacio para su aplicación (Inoue, 2008). Estas características hacen a la digestión anaeróbica como una opción rentable y viable desde el punto de vista ambiental para el tratamiento de residuos orgánicos.

El efluente semi-líquido puede ser utilizado como biofertilizante (Mata-Alvarez, 2000; Chará y Pedraza, 2002; Amaral *et al.*, 2004; Campos *et al.*, 2005). Su alto contenido en materia orgánica y nutrientes (NPK) favorecen el crecimiento de las plantas y ayuda a mejorar las características físicas, químicas y biológicas del suelo (Ubalua, 2007). Sin embargo, la aplicación en suelo de este tipo de efluentes debe realizarse en forma controlada. De lo contrario, puede generarse contaminación en el suelo y aguas subterráneas, produciendo serios daños ambientales. Además, debe considerarse la tasa de aplicación, basada en estudios de composición química del efluente y de la dosis de nutrientes recomendados para cada tipo de cultura agrícola (Inoue, 2008).

El proceso de la digestión requiere ser controlado y 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). Varios autores evaluaron la eficiencia del proceso mediante el monitoreo de ciertos parámetros, como ser producción de biogás, sólidos totales (ST), sólidos volátiles (SV), pH, alcalinidad, acidez, carbono orgánico total, demanda química de oxígeno (DQO), entre otros (Forster-Carneiro *et al.*, 2008b; Nguyen *et al.*, 2007).

En particular, tiene relevancia la determinación de la alcalinidad y la acidez. En condiciones estables, la digestión anaeróbica posee un equilibrio entre la generación de ácidos grasos volátiles (etapa acetogénica) y la producción de bicarbonatos y carbonatos (etapa metanogénica). Un exceso de producción de los ácidos volátiles produce un desequilibrio entre estas etapas, inhibiendo la acción de las bacterias metanogénicas que se refleja en una disminución de la producción de biogás (Elango *et al.*, 2007).

En Argentina, algunos autores han trabajado sobre la utilización de la digestión anaeróbica como tratamiento de residuos sólidos agropecuarios y de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU), a escala laboratorio, generalmente en bach (Martina *et al.*, 2007; Cruz y Plaza, 2004), y a escala de municipios pequeños con alimentación semi-continua (Gropelli, *et al.*, 2003). Sin embargo, actualmente existe carencia de información sobre la caracterización del efluente semi-

líquido, por lo que resulta relevante realizar este tipo de investigaciones para avanzar aun más sobre esta temática en nuestro país.

En el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA, Castelar, Pcia de Bs As), el Instituto de Microbiología y Zoología Agrícola (IMYZA) se construyó una planta piloto de 14,7 m³ para tratamiento de residuos orgánicos, siendo el efluente semi-líquido tratado por piletas ubicadas en serie. En este trabajo se detalla el monitoreo del proceso de la digestión anaeróbica de un residuo de cereales desde la puesta en marcha y durante 7 meses. El énfasis de este trabajo fue el análisis del bioproceso mediante determinaciones físico-químicas, y la evaluación de la calidad del efluente semi-líquido generado.

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción del reactor y del sistema de tratamiento de efluentes

Se utilizó un reactor de 14,7 m³ (1,4 x 1,5 x 7 m) con desplazamiento horizontal, tipo flujo a pistón (Gropelli y Giampaoli, 2001), construido en hormigón y ladrillos (Crespo *et al.*, 2008). El volumen efectivo de trabajo fue de 12 m³. La figura 1 muestra un esquema del reactor y su sistema de tratamiento de efluentes.

El tiempo de retención hidráulica varió en función a la carga diaria agregada. La temperatura mesofílica (35±2°C) se logró mediante un sistema de calefacción interna con losa radiante, conectada a una caldera. El biogás producido en el interior del reactor se condujo hacia un gasómetro de 5.77 m³ (h=1,32 m; ϕ = 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 (2m³ h⁻¹, Marca Elster).

La biomasa dentro del reactor fue removida mediante dos agitadores manuales 3 veces/d durante 5 minutos. Además, contó, con dos tomas de muestras (T1 y T2) ubicadas en la cámara de biodigestión (CB), una próxima a la cámara de carga (CC), previo al primer agitador y la otra próxima a la cámara de descarga (CD), luego del segundo agitador.

El efluente producido fue sedimentado durante 24 hs y luego fue descargado por diferencia de presión y altura a tres piletas en serie de 0,55 m³ cada una. En la primera pileta (P1) se construyó un humedal artificial con totoras (*Typha* sp). Esta especie fue seleccionada por su capacidad de crecimiento y desarrollo en zonas con elevadas cargas orgánicas. Las otras dos piletas (P2 y P3), actuaron como sedimentadores. El efluente tratado, fue colectado en un decantador de 0,6 m³ (D) y un tanque sedimentador enterrado (TS). El líquido almacenado fue bombeado a un segundo tanque de 100 litros (R), donde fue calefaccionado a (35±2 °C) para luego ser utilizado como agua de ingreso al reactor (agua de reciclaje).

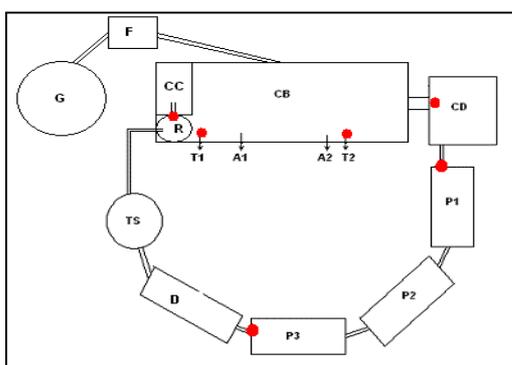


Figura 1: Esquema del reactor con los sitios de muestreo marcados con círculos rojos (●). CC = Cámara de Carga; CB = Cámara de Biodigestión; T1 y T2 = Tomas de muestreo del interior de CB.; A1 y A2 = agitadores manuales; CD = Cámara de Descarga; P1 = primera pileta; P2 = segunda pileta; P3 = tercera pileta; D = Decantador; TS = Tanque Subterráneo; R = Tanque de Reciclo; G = Gasómetro; F = Filtro de Gases

Inoculación y puesta en marcha

El reactor fue inoculado con 10 m³ de barros provenientes de una laguna anaeróbica para tratamiento de estiércol vacuno de un establecimiento pecuario intensivo (34° 42' 47'', Mercedes, Pcia Bs As), completándose con agua de red hasta 12 m³. Ensayos previos, en reactores de 1 l de capacidad, demostraron que los barros de esta laguna anaeróbica tienen actividad metanogénica, asegurando un inóculo con activa flora microbiana (Bres *et al.*, 2009).

La temperatura se incrementó en forma gradual para lograr la adaptación de las bacterias, hasta alcanzar el rango mesofílico (35°C). Una vez alcanzada dicha temperatura, el reactor se alimentó diariamente con un residuo de cereales pre-fermentados, constituido por una mezcla de harina de maíz y salvado (relación 1:4). Se realizó una dilución del residuo con agua de reciclaje hasta alcanzar un 14% de ST.

Para la caracterización del residuo se determinaron %ST, %SV, pH, Conductividad eléctrica (CE) densidad, Nitrógeno total (método MacroKjeldhal), según métodos estandarizados por APHA (1992) y NH₄⁺-NO₃⁻ según método de microdestilación, descrito por Bremner (1965).

Monitoreo de la digestión anaeróbica

Se analizaron diferentes parámetros para estudiar la respuesta ante la variación de la velocidad de carga ($VC = \text{kgSVm}^{-3}\text{d}^{-1}$) desde la inoculación y durante 7 meses.

El volumen de biogás producido se registró diariamente, calculándose a través de este dato la producción acumulada.

Se determinó el pH, los Ácidos Grasos Volátiles (AGV), la alcalinidad total (AT) y parcial (AP) en las tomas de muestras T1 y T2 y en el efluente de la CD. Las alcalinidades y los AGV fueron determinados según método propuesto por Jenkins *et al.* (1983). Este método determina no solo la alcalinidad total (AT, $\text{pH}=4,3$) sino un punto intermedio de alcalinidad, a $\text{pH} 5,75$, que refleja la presencia de bicarbonatos en el medio. Los AGV se determinaron por valoración por retroceso de la muestra empleada para alcalinidad.

A través de los valores de AGV y alcalinidad se calculó el indicador alfa ($\alpha = \text{AP}/\text{AT}$) y la relación entre los AGV producidos y la alcalinidad (AGV/AP y AGV/AT).

Monitoreo del tratamiento del efluente

A partir de la semana 17 de la puesta en marcha, se determinaron, pH, CE, NH_4^+ , Oxígeno Disuelto (OD), Demanda biológica de Oxígeno (DBO), Demanda Química de Oxígeno (DQO) en el efluente de la CD, en la entrada a la P1, en la salida de la P3 y en el agua de reciclaje (R) al reactor. Todas las determinaciones fueron realizadas según métodos estandarizados por APHA (1992).

Análisis estadístico

Se utilizó un Diseño Completamente Aleatorizado (DCA), empleándose un Análisis de Varianza (ANOVA) con las correspondientes pruebas de validación de supuestos. Se realizó el test de Tuckey para la comparación de medias de las variables analizadas en el sistema de tratamiento de efluentes entre los distintos sitios de muestreo. El intervalo de confianza utilizado fue del 95% (InfoStat profesional v.1.1).

RESULTADOS Y DISCUSION

Inoculación y puesta en marcha

La temperatura fue aumentada diariamente hasta los $32\text{ }^\circ\text{C}$, manteniéndose constante en este valor durante 10 días para lograr la aclimatación de las bacterias en el rango mesofílico. Luego se incrementó hasta alcanzar los $35\text{ }^\circ\text{C}$, temperatura de trabajo prevista. Una vez estable en este valor, se alimentó con una carga inicial de 5 kg del residuo de cereales por día.

Se caracterizó el sustrato mediante la determinación de diferentes variables físicas y químicas. Los resultados fueron: $\text{pH}=6,6\pm 0,5$, $\text{CE}=4,7\pm 0,7\text{ mScm}^{-1}$, $\text{Densidad}=0,43\pm 0,08\text{ gml}^{-1}$, $\text{ST}=46\pm 6\%$, $\text{SV}=94\pm 2\%$, $\text{COT}=47\pm 1\%$, $\text{NTK}=2,5\pm 0,5\%$, $\text{N-NH}_4^+=237,2\pm 11,7\text{ mgkg}^{-1}$, $\text{C/N}=19$. Este tipo de residuo, posee una densidad baja, con un pH cercano a la neutralidad y con alto % de nitrógeno total (NTK), %ST y %SV. Los valores elevados de %ST y %SV en el residuo de cereales, indicaron un alto contenido de materia orgánica que podrá ser convertida en biogás. El contenido de carbono y nitrógeno es importante para el crecimiento y desarrollo de las bacterias. La C/N del residuo utilizado fue baja ($\text{C/N}=19$) debido a su alto contenido de nitrógeno (2,5%). Una relación C/N de 20-30 mg l^{-1} es necesaria para asegurar una efectiva digestión anaeróbica (Zaher *et al.*, 2007).

Monitoreo de la digestión anaeróbica

Producción de biogás. Se registró diariamente la producción de biogás y se calculó el volumen total producido durante un mes de trabajo, expresados como CNPT (1atm, 273 K).

En la figura 2 se muestra la producción de biogás mensual y la velocidad de carga promedio en función del tiempo.

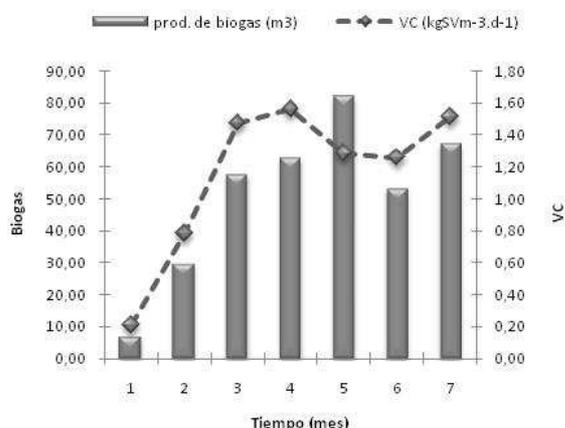


Figura 2: Velocidad de carga promedio (VC) y producción de biogás mensual durante los 7 meses.

Los resultados mostraron un incremento en la producción de biogás al incrementar la velocidad de carga durante los primeros 4 meses. Cuando la velocidad de carga disminuyó de 1,6 a 1,2 KgSVm⁻³.d⁻¹ (mes 4 al 5), la producción de biogás continuó incrementándose de 7 m³ mes⁻¹ a 9 m³ mes⁻¹. Esto pudo deberse a una acumulación de sustrato en la etapa acetogénica. Los ácidos orgánicos, producto de la degradación del material acumulado, son consumidos por las metanogénicas, generando un aumento en la producción de biogás durante este período.

En el mes 6 la VC es similar al mes anterior, sin embargo pudo observarse una caída de la producción de biogás (de 9 m³ mes⁻¹ a 6 m³ mes⁻¹), debido a que el material acumulado fue degradado. Al aumentar la VC en el mes 7, se produjo un incremento de producción de biogás que se justifica también con el incremento de masa bacteriana a lo largo del tiempo de un buen funcionamiento del reactor.

La cantidad total de residuo agregado durante los 7 meses fue de 1696 KgSV y la producción de biogás acumulada fue de 368 m³, generándose por lo tanto 217 l de biogás KgSV⁻¹ de este residuo. Amon *et al.* (2007) indicaron la producción de metano de diferentes especies y variedades de cultivos de maíz y cereales, registrando en promedio 398 lCH₄ kgSV⁻¹ y de 140 a 343 lCH₄ kgSV⁻¹ respectivamente, expresados en CNPT. El valor obtenido de biogás en este trabajo con un residuo de harina de maíz y salvado se encontró dentro del rango de los valores obtenidos por Amon, considerando que el biogás está compuesto por 65% de CH₄ aproximadamente.

Variables físicas y químicas. Se determinó el pH, los AGV, AP y AT en las tomas T1 y T2 de la cámara de biodigestión (CB) y en la cámara de descarga (CD). El análisis estadístico mostró que no existieron diferencias significativas entre estos sitios de muestreo (p<0,05). Los valores promedios de pH, AGV, AP y AT son mostrados en la tabla 1.

Mes	pH ⁽¹⁾	AGV ⁽²⁾	AP ⁽³⁾	AT ⁽⁴⁾
1	7,14	364,0	1241,9	1709,1
2	7,13	304,9	1720,1	2204,8
3	7,07	398,3	1224,8	1745,6
4	7,08	603,1	2287,3	2849,4
5	7,02	565,4	1486,5	1327,6
6	7,11	626,6	3234,9	4108,2
7	7,07	835,0	1513,6	1458,9

Tabla 1: Valores promedios de pH, AGV, AP y AT durante los 7 meses de ensayo. 1-pH= expresados como upH; 2- AGV= ácidos grasos volátiles, expresados mgAc l⁻¹; 3-AP= Alcalinidad parcial; 4-AT= Alcalinidad total, expresada como mg CaCO₃l⁻¹

Los valores de los AGV se incrementaron en promedio desde 364 mg Ac l⁻¹ (mes 1) a 835 mg Ac l⁻¹ (mes 7). Este mismo efecto fue observado en la AP (1242-3514 mgCaCO₃ l⁻¹) y la AT (1709-4459 mgCaCO₃ l⁻¹). Por otro lado, se observó que la generación de los AGV fue menor que la generación de bicarbonatos y carbonatos (AGV < AP y AT) a lo largo del ensayo. Por lo tanto, no se observó acidificación del sistema, mostrando en consecuencia, un equilibrio entre las distintas etapas del proceso degradativo anaeróbico.

La variación del indicador alfa, el pH y la relación entre los AGV y las alcalinidades (AGV/AT y AGV/AP) son mostrados en la figura 3.

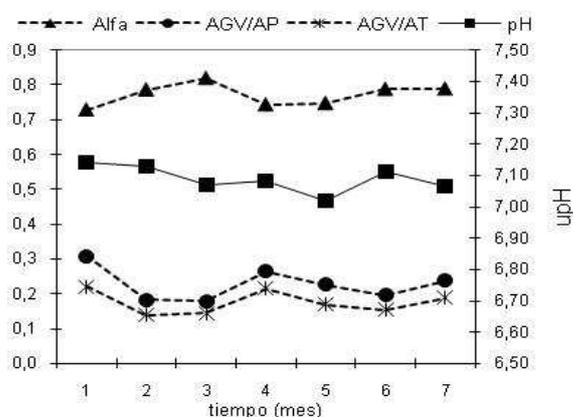


Figura 3: Variación del pH, el indicador alfa y la relación entre los AVG y las alcalinidades.

El pH fue neutro, mostrando condiciones estables durante todo el proceso. Algunos autores han demostrado que en la etapa inicial de la digestión anaeróbica se requiere el agregado de álcalis, como OH⁻, HCO₃⁻ y CO₃²⁻ para mantener el pH dentro del rango óptimo, comprendido entre 6.5 y 8 (Don Jun *et al.*, 2009). La acidificación se produce por una sobrealimentación, donde se generan metabolitos intermediarios como los AGV. Un incremento de los AGV produce una caída de la

concentración de los bicarbonatos (capacidad buffer), los cuales son protonados y transformados en CO₂ gaseoso. Así, el pH puede decrecer alcanzando niveles por debajo del rango óptimo que requieren especialmente las bacterias metanogénicas, generándose condiciones de inestabilidad (Gunnar Jantsch y Mattiasson, 2004). En este estudio se demostró que el agregado de sustancias básicas puede ser evitado regulando la velocidad de carga y monitoreando estos parámetros durante el proceso.

Además, el indicador alfa y la relación entre AGV/AP y AGV/AT también mostraron condiciones de estabilidad. El valor alfa se mantuvo entre 0,7 y 0,8, encontrándose dentro del rango correspondiente a una biomasa estable (Jenkins *et al.*, 1991; Lopez *et al.*, 2000). La relación AGV/AP y AGV/AT se mantuvo dentro del rango de 0,2-0,3 en promedio para ambos casos (fig. 4). Un valor menor a 0,3-0,4 indica condiciones estables dentro del reactor (APAT, 2005; Siles *et al.* 2007).

Monitoreo del sistema de tratamiento de efluentes

Los valores promedios de las variables analizadas en los sitios de muestreo CD, P1, P3 y R son mostrados en la tabla 2. El pH se mantuvo dentro del rango óptimo (7-8), incrementándose a lo largo del sistema.

El OD, no mostró diferencias significativas entre la entrada y salida de la serie de tres piletas. Sin embargo, este parámetro en el agua de reciclo (R) es significativamente mayor al agua en la CD. Este hecho pudo deberse al bombeo del agua desde el tanque subterráneo al tanque de reciclo.

La DBO y DQO fueron significativamente menores en P1, P3 y R que en CD, mostrando una alta degradación de la materia orgánica a través del sistema. Los porcentajes de remoción fueron del 82% y 83% en promedio para DBO y DQO respectivamente.

Parámetro	CD		P1		P3		R	
	Media	n	Media	n	Media	n	Media	n
pH	7,1±0,2 (a)	26	7,6±0,2 (b)	26	8,1±0,2 (d)	26	7,9 ±0,2 (c)	26
CE (mScm ⁻¹)	9,1±1,6 (d)	26	7,9±1,5 (c)	26	4,7±1,8 (b)	26	2,5±0,8 (a)	26
OD (mg l ⁻¹)	0,5±0,2 (a)	26	0,7±0,3 (a,b)	25	1,3±1,2 (b,c)	26	1,9±1,2 (c)	26
DQO (g/l)	5,6 ±1,4 (b)	8	4,7±2,1 (b)	11	1,4±0,4 (a)	6	0,8±0,3 (a)	13
DBO (mg l ⁻¹)	833±20 (d)	4	703±138 (c)	3	154±0 (b)	1	90,5±0,51 (a)	6
NH ₄ ⁺ (g l ⁻¹)	1,02 ±0,06 (a)	3	0,78±0,28 (a)	3	-		0,16±0,11 (b)	3

Tabla 2: Características físicas y químicas del efluente en los diferentes sitios de muestreo del sistema de tratamiento (CD, P1, P3 y R).

La concentración de NH₄⁺ a la salida del reactor (CD) fue elevada (1,02 g l⁻¹), y disminuyó significativamente con el sistema de tratamiento hasta alcanzar un valor de 0,16 g l⁻¹ en el agua de reciclo, llegando a una remoción del 84%. La alta concentración de amonio en la CD esta relacionada con las características del sustrato. La baja relación C/N debido a las altas concentraciones de NTK, produjeron una liberación y acumulación de amonio en el efluente como producto de la degradación.

La CE se incrementó en el tiempo en cada sitio de muestreo (datos no mostrados). Esto podría deberse a la acumulación de sales disueltas provenientes de la degradación del residuo y al aporte continuo de sales provenientes del agua de reciclo. La comparación entre los diferentes puntos de muestreo, mostró una disminución de este parámetro a lo largo del sistema de tratamiento (p<0,05).

En todos los puntos de muestreos analizados la CE fue elevada al final del ensayo. Según Handbook N° 60 (United State Salinity Laboratory, 1953), las aguas pueden ser utilizadas satisfactoriamente para irrigación cuando los valores de CE son menores a 2,25microhoms/cm. Cuando la conductividad es mayor a este valor, puede producir cultivos no satisfactorios.

En nuestro país, no existe legislación que controle la aplicación de estos efluentes como biofertilizantes. En consecuencia, los valores obtenidos en este estudio del efluente, fueron comparados con los límites permisibles para vuelco, establecidos por la resolución 336/2003 de AGOSBA y por el decreto reglamentario 831/93 (Ley 24051). Según la res. 336/03, los límites permisibles son 6,5-10 para pH, 50 y 250 mg l⁻¹ para DBO y DQO respectivamente para vuelco a un cuerpo de agua superficial. Para absorción por el suelo, los valores permisibles son: 6,5-10 para pH, 200 y 500 mg l⁻¹ para DBO y DQO respectivamente.

El pH de este efluente se encuentra dentro de los valores establecidos en nuestra legislación. Las concentraciones obtenidas de DBO superaron el valor límite para vuelco en un cuerpo de agua superficial en todos los sitios de muestreo. Sin embargo para descarga en suelo, los valores de DBO se encontraron por debajo del límite permisible en P3 y R (≤200 mg l⁻¹). En cuanto a la DQO, los valores encontrados en todos los sitios de muestreo superaron los límites establecidos tanto para vuelco a un cuerpo de agua superficial como a un suelo (≥500 mg l⁻¹).

Las concentraciones de NH₄⁺ encontradas en la CD (1,02 g l⁻¹) y a la salida del sistema de tratamiento (0,16 g l⁻¹) fueron altamente superior a los valores establecidos en el decreto reglamentario 831/93 (NH₄⁺ ≤1,37 mg l⁻¹).

Además, el estudio del efluente fue complementado con bioensayos de toxicidad mediante la utilización de semillas de *Lactuca sativa*. Los resultados mostraron que la inhibición de la geminación podría atribuirse a la concentración de materia orgánica y a la salinidad de este efluente (Young *et al.*, 2008).

CONCLUSIONES

La velocidad de carga del reactor con el residuo de cereales se incrementó en forma gradual, generándose biogás desde el comienzo y durante los 7 meses.

El fenómeno de acidificación que suele ocurrir principalmente en la puesta en marcha del reactor, fue controlado mediante la determinación periódica de los parámetros de acidez y alcalinidad y los factores que se obtienen a través de ellos. La regulación de la alimentación (VC) mediante estos parámetros, evitó la acidificación y en consecuencia el agregado de reactivos químicos para neutralizar el sistema.

Las características del efluente del reactor, mostraron que no puede ser volcado a un cuerpo de agua superficial ni a un suelo, según lo establece la legislación Argentina. Este trabajo pone en evidencia que el efluente de un reactor anaeróbico para tratamiento de residuos orgánicos, debe ser analizado para establecer su destino final.

El sistema de tratamiento aquí empleado no fue suficiente para disminuir algunas de las variables analizadas hasta alcanzar los valores permisibles. En consecuencia, el tratamiento debe ser mejorado a fin de asegurar un impacto positivo al suelo, al agua y/o al ambiente.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado por el proyecto del Area Estratégica de Gestión Ambiental (AEGA 1662). Se agradece a los técnicos Marcos Miskow, Cristian Audisio, Luis Diaz y Eduardo Espinosa por su activa participación en este ensayo y al Sr Brian Young por la realización del análisis estadístico.

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.
- Amaral C.M., Amaral L.A., Lucas Junior J., Nascimento A.A., Ferreira D.S. y Machado, M.R.F. (2004). Digestão anaeróbica de dejetos de bovinos leiteiros submetidos a diferentes tempos de retenção hidráulica. *Ciência Rural*, 34, 6, 1897-1902.
- Ambulkar A.R. y Shekdar A.V. (2004). Prospects of biomethanation technology in the Indian context: a pragmatic approach. *Resour. Conserv. Recycl.* 40, 111-128.
- Amon T., Amon B., Kryvoruchko V., Machmüller A., Hopfner-Six K., Bodiroza V., Hrbek R., Friedel J., Pötsch E., Wagenstristl H., Schreiner M. y Zollitsch W. (2007). Methane production through anaerobic digestion of various energy crops grown in sustainable crop rotation. *Bioresource Technology* 98, 3204-3212.
- APHA. (1992). Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas Potables y Residuales. 17th edición. Diaz de Santos. Madrid, España. pp
- 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.
- Bres P., Crespo D., Huerga I., Rolando A. y Giampaoli O. (2009). Caracterización de inóculos para ser empleados en un digestor anaeróbico. *ASADES. Energías Renovables y Medio Ambiente* 23, 13-17.
- Campos C. M. M., Damasceno L. H. S., Mochizuki E. T. y Botelho C. G. (2005). Avaliação do desempenho do reator anaeróbico de manta de lodo (UASB) em escala laboratorial na remoção de carga orgânica de águas residuárias da suinocultura. *Ciênc, Agrotec. Lavras* 29, 2, 390-399.
- Castillo E. F., Cristancho D. E. y Arellano V. (2003). Study of the operational condition for anaerobic digestion of urban solid waste. *Waste management* 26, 546-556.
- Chará J. y Pedraza G. X. (2002). Uso de biodigestores plásticos para el tratamiento de aguas residuales pecuarias en Colombia. En *Biodigestores Plásticos de flujo continuo. Investigación y transferencia en países tropicales*. 1,1, pp 15-26. CIPAV, Colombia.
- Crespo D., Bres P. y Rodriguez A. (2008). Digestión Anaeróbica (Parte I): Diseño y construcción de una planta piloto para la transformación anaeróbica de residuos sólidos orgánicos (RSO). En *II Congreso Argentino de la Sociedad de Toxicología y Química Ambiental (SETAC)*, Mar del Plata, Buenos Aires, Argentina.
- Cruz M. C. y Plaza G.del C. (2004). Digestión Anaeróbica semiseca de la fracción orgánica de los residuos municipales (FOM). *Rev ASADES* 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.
- 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., Romero L.I. y Sales D. (2007a). Dry- thermophilic anaerobic digestión of organic fraction of the municipal solid waste: Focusing on the inoculum sources. Science Direct. *Bioresource Technology* 98, 3195-3203.
- 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.
- Gropelli E. S. y Giampaoli O. A. (2001). *El camino de la biodigestión. Ambiente y tecnología socialmente apropiada*. Centro de Publicaciones, Secretaria de Extensión, Universidad Nacional del Litoral. Santa Fe, Argentina, pp 191.
- Groppelli E., Giampaoli O., Maroni E., Lespinard A. y Muesati J. (2003). Puesta en marcha del biodigestor anaeróbico para el tratamiento de residuos sólidos orgánicos en la comuna de Emilia (Pcia de Santa Fe). AIDIS. Congreso Argentino de Saneamiento y Medio Ambiente, 13. Buenos Aires, 9-11 sept, 2003, pp 1-10.
- Gunaseelan V. N. (1997). Anaerobic digestion of biomass for methane production: a review. Pergamon. *Biomass Bioenergy* 13, 1- 2, 83-114.
- Gunnar Jantsch T. y Mattiasson B. (2004). An automated spectrophotometric system for monitoring buffer capacity in anaerobic digestion processes. Elsevier. *Water Res.* 38, 3645-3650.
- Inoue K. R. A. (2008). Produção de biogás, caracterização e aproveitamento agrícola do biofertilizante obtido na digestão da manipueira. Dissertação apresentada a Universidade Federal de Viçosa. Brasil. Magister Scientiae, pp 92.
- 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.
- Jenkins S. R., Morgan J. M. y Sawyer C. L. (1983). Measuring anaerobic sludge digestion and growth by a simple alcalimetric titration. *Journal WPCF* 55, 5, 448-453.
- Leite V. D., Lopez W. S. y Sousa J. T. (2004). Tratamiento 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)*.
- Martina P., Garcia Solá E., Corace J., Bucki Wasserman B. y Aeberhard R (2007). Análisis cualitativo y cuantitativo de la producción de biogás en un reactor tipo batch cargado con aserrín de algarrobo chaqueño. *Rev ASADES* 11, 6, 35-39
- Mata-Alvarez J. (2003). Fundamentals of the anaerobic digestión process. En: *Biomethanization of the organic fraction of municipal solid waste*. Mata-Alvarez, J.(editor), cap 1, pp 1-20. IWA Publishing, London.
- Mata-Alvarez J., Mace S. y Llabres P. (2000). Anaerobic digestión of solid wastes. An overview of research achievements and perspectives. *Bioresource Technol* 74, 3-16.
- Nguyen P. H. L., Kuruparan P. y Visvanathan C. (2007). Anaerobic digestión of municipal solid waste as a treatment prior to landfill. Elsevier. *Bioresource Technology* 98, 380-387.
- Pavlostathis S. G. y Giraldo-Gómez E. (1991). Kinetics of Anaerobic Treatment: a critical review. *Critical Reviews in Environmental Control* 21 (5,6),411-490.
- Siles J. A., Martín M. A., Martín A., Raposo F. y Borja R. (2007). Anaerobic digestión of wastewater derived from the pressing of orange peel generated in orange juice production. *J. Agric. Food Chem.* 55, 1905-1914.
- Ubalua A. O. (2007). Cassava wastes: treatment options and value addition alternatives. *African Journal of Biotechnology* 6, 18, 2065-2073.
- USDA. United State Salinity Laboratory (1953). *Agriculture Handbook N°60. Saline and Alkali Soils*. Cap 5, 69-82. Riverside, California.
- Weiland P. (2003). Production and energetic use of biogas from energy crops and wastes in Germany. *Appl. Biochem. Biotechnol.* 109, 263-274.
- Young B., Crespo D., Riera N., Beily E. y Bres P. (2008). Digestión Anaeróbica (Parte IV): Efectos letales y subletales del efluente de un biodigestor de residuos sobre *Lactuca sativa*. En *II Congreso Argentino de la Sociedad de Toxicología y Química Ambiental (SETAC)*, Mar del Plata, Buenos Aires, Argentina.
- Zaher U. P., Grau P. L., Benedetti E. A. y Vanrolleghem P. A. (2007). Transformers for interfacing anaerobic digestion models to pre-and post-treatment processes in a plant-wide modeling context. *Environmental Modeling & Software* 22, 1, 40-58.
- Zhang P., Zeng G., Zhang G, Li Y., Zhang B. y Fan M. (2008). Anaerobic co-digestion of biosolids and organic fraction of municipal solid waste by sequencing batch process. Elsevier. *Fuel processing technology* 89, 4, 485-489.

ABSTRACT: This work was focused on monitoring the degradation process in a 14.7 m³ anaerobic reactor fed with cereals waste, with different loading rate for seven months. The effluent was treated by a treatment system (TS) consisted in three ponds in series; the treated water was reused in the reactor. The cumulative biogas production (CBP) and different physical-chemical parameters in the effluent and in the TS were determined. The results showed a CBP of 217 IKgVS⁻¹ up to month 7, working in a stable condition throughout the process, according to the variables analyzed. The effluent showed high values of BOD, COD and NH₄⁺, removing 82%, 83% and 84% respectively in the TS. The CE was increased, probably due to the recirculation of the effluent and as a result of the increase in the alkalinity. However, the characteristics of this effluent showed that can be risky to use as irrigation.

Keywords: anaerobic digestion; biogas production; cereals waste; effluent; biofertilizer