

BOLETÍN DEL CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS
VOL. 46. NO. 3, JULIO-SEPTIEMBRE 2012, PP 283 - 296
UNIVERSIDAD DEL ZULIA, MARACAIBO, VENEZUELA

TRATAMIENTO ANAERÓBICO DE UN EFLUENTE SINTÉTICO DE GLUCOSA EN UN REACTOR POR CARGA CON ADICIÓN DE NÍQUEL

Daimarys Martínez Urdaneta, Marielba Mas y Rubí Peña
y Sedolfo Carrasquero Ferrer

Departamento de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (DISA),
Facultad de Ingeniería, Universidad del Zulia, Apartado Postal 526.
Maracaibo 4001-A, Venezuela. daimarysm@gmail.com.

Resumen. La depuración biológica surge como una alternativa viable para el tratamiento de las aguas residuales. Las aguas residuales de origen doméstico e industrial, pueden presentar diferentes concentraciones de metales pesados, capaces de reducir la eficiencia de la remoción de la materia orgánica en los sistemas de tratamiento. El objetivo de la investigación fue evaluar la inhibición del tratamiento anaerobio por adición de concentraciones de níquel bajo condiciones mesofílicas ($37 \pm 1^\circ\text{C}$), utilizando agua residual sintética, cuya fuente de carbono era la glucosa. Se utilizaron dos reactores por carga con un volumen de 500 mL, uno como control (RI) y otro de exposición (RII), ambos inoculados con lodo granular proveniente de una industria cervecera, con un tiempo de retención hidráulico de 24 horas. Las concentraciones de DQO fueron incrementadas entre 1.000 y 3.000 mg/L considerando la estabilidad del sistema, a partir de esta última carga orgánica se agregó el metal ($\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) en concentraciones de 20, 30, 40 y 50 mg/L. Durante la biodegradación anaeróbica se evaluaron los parámetros: materia orgánica (DQO_T), pH, alcalinidad total, producción de gas y contenido de metano. A concentraciones de 50 mg/L de níquel se inhibió el sistema anaeróbico, sin embargo a una concentración de 20 mg/L, el metal actúa como un estimulador de la actividad microbiana, favoreciendo la actividad enzimática de los microorganismos presentes en el sistema de tratamiento. *Recibido: 06 febrero 2012, aceptado 17 septiembre 2012.*

Palabras clave: tratamiento anaeróbico, reactor por carga, inhibición, níquel.

ANAEROBIC TREATMENT OF SYNTHETIC GLUCOSE EFLUENT IN A BATCH REACTOR WITH THE ADDITION OF NICKEL

Abstract. Biological purification is emerging as a viable alternative for treating wastewater. Wastewater from households and industry may have different concentrations of heavy metals, which can lead to reduced efficiency for organic matter removal in treatment systems. The objective of this research was to evaluate the inhibition of anaerobic treatment by the addition of nickel concentrations under mesophilic conditions ($37 \pm 1^\circ\text{C}$), using synthetic wastewater with glucose as a carbon source. Two reactors were used, loaded with a volume of 500 mL, one as control (RI), the other with exposure (RII), both inoculated with granular sludge from a brewery, with a hydraulic retention time of 24 hours. COD concentrations were increased between 1,000 and 3,000 considering system stability; starting with the latter organic load, metal ($\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) was added at concentrations of 20, 30, 40 and 50 mg/L. During anaerobic biodegradation, the following parameters were evaluated: organic matter (COD), pH, total alkalinity, gas production and methane content. At concentrations of 50 mg/L of nickel, the anaerobic system was inhibited; however, at a concentration of 20 mg/L, the metal acted as a stimulus for microbial activity, favoring the enzymatic activity of microorganisms in the treatment system. *Received: 06 february 2012 / Accepted: 17 september 2012.*

Keywords: anaerobic treatment, batch reactor, inhibition, nickel.

INTRODUCCIÓN

La tecnología anaeróbica es una opción viable en países de clima tropical para el tratamiento tanto de aguas residuales domésticas como industriales, ofreciendo ventajas comparativas con otros sistemas en términos de menores requerimientos de área, costos de operación, mantenimiento y posibilidad de aplicación como etapa única o inicial del sistema de tratamiento y aprovechamiento de los subproductos (Torres *et al.*, 2004).

La digestión anaeróbica permite transformar la materia orgánica en dióxido de carbono y metano (biogás), aprovechándose de forma directa o mediante cogeneración. Dicho proceso involucra un conjunto de reacciones que transcurren en serie o serie-paralelo, asociadas al metabolismo de numerosos microorganismos, intermedia-

rios necesarios para transformar la materia orgánica compleja en sustratos simples fermentables por las bacterias metanogénicas.

La adición de diferentes materiales con vistas a mejorar el proceso anaeróbico ha venido incrementándose en los últimos tiempos, existiendo bases teóricas bien fundamentadas para la realización de esta práctica (Azbar *et al.* 2001). El tratamiento anaeróbico de residuales, por ser un proceso biológico, requiere no sólo de los llamados macronutrientes (N, P, K, S) sino también de los denominados micronutrientes y factores estimulantes al proceso, los cuales en cantidades muy pequeñas (trazas), son esenciales para el óptimo desarrollo de los microorganismos (Pereda *et. al.* 2007; Milán *et al.* 2010).

Cantidades trazas de metales son estimulantes para los microorganismos, incrementan el comportamiento de las reacciones biocinéticas pero la presencia de estos en concentraciones relativamente altas en el ambiente, ha demostrado ser perjudicial para todos los sistemas de vida (Dewalle *et al.*, 1979; Zhang *et. al.* 2004; Pereda *et. al.*, 2007). El contenido de metal en el organismo puede ser regulado por mecanismos de control homeostáticos (autorreguladores), sin embargo, si la concentración del metal pesado de la fuente que la sufre es alta, los mecanismos homeostáticos cesan su función y los metales actúan de una manera aguda tóxica, inhibiendo el proceso de degradación y una reducción en la eficiencia de la remoción de la materia orgánica (Forstner, 1981, Lombraña *et al.*, 1995).

El objetivo de la investigación fue evaluar la influencia del níquel en la eficiencia del tratamiento anaeróbico de un efluente sintético utilizando un reactor por carga.

MATERIALES Y MÉTODOS

DESCRIPCIÓN DE LAS UNIDADES DE LABORATORIO

Para la realización de la investigación se utilizaron matraces con capacidad de 500 mL como reactores por carga, en los cuales

fueron dispensados los siguientes materiales: 100 mL de lodo granular anaeróbico y 400 mL de agua residual sintética con glucosa como única fuente de carbono, en un rango de concentraciones de 1.000 hasta 3.000 mg/L de DQOT (Tabla 1), y una solución de nutrientes (Tabla 2).

Tabla 1. Diferentes concentraciones de DQO aplicadas en los reactores I y II.

Día	Concentración de DQOT, mg/L
1-6	1.000
7-14	2.000
15-38	3.000

Tabla 2. Nutrientes del agua residual sintética (Chacín, 1993).

Nutrientes	Cantidad/L
MgCl ₂ .6H ₂ O	0,085 g
NiSO ₄ .6H ₂ O	500 µg
CoCl ₂ .6H ₂ O	50 µg
FeCl ₃ .6H ₂ O	0,73 mg
H ₃ BO ₃	100 µg
CuSO ₄ .5H ₂ O	5 µg
CaCl ₂	0,04 µg
MnCl ₂ .4H ₂ O	500 µg
KH ₂ PO ₄	0,027-0,23 g
K ₂ HPO ₄	0,035-0,28 g
NaHCO ₃	0,5-1,0 g
ZnSO ₄ .7H ₂ O	500 µg
NH ₄ Cl	0,28-2,26 g

Estos matraces fueron identificados como Reactor I para el control (sin adición de níquel) y Reactor II para la exposición, en el cual fueron adicionadas diferentes concentraciones de cloruro de níquel hexahidratado ($\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$), en un rango de concentraciones de 20 hasta 50 mg/L durante la concentración de 3000 mg/L de DQO (Tabla 3).

Tabla 3. Diferentes Concentraciones de níquel aplicadas en el Reactor II.

Día	Concentración de Ni, mg/L
25-26	20
27-28	30
29-30	40
31-34	50

Los reactores fueron mantenidos dentro de un baño de circulación (Digisystem Lab DSB-1000D) con agua destilada a temperatura constante de $37 \pm 1^\circ\text{C}$, durante el período completo de la experimentación. El tiempo de retención hidráulico utilizado durante todo el período de experimentación fue de 24 h, y fue igual al tiempo de retención celular. Los parámetros fisicoquímicos evaluados fueron pH (SM 4500 B), alcalinidad total (SM 2320 B), demanda química de oxígeno total (SM 5220 C) y producción de metano (SM 2720 C), según los procedimientos establecidos en el Método Estándar (APHA *et al.*, 1998). La tasa de producción de gas fue monitoreada por desplazamiento de agua. El gas fue colectado en un cilindro de plexiglás graduado conteniendo agua acidificada con H_2SO_4 (concentración final 0,1 N) con la finalidad de reducir la solubilidad del dióxido de carbono. La lectura se expresó como mL de gas/día. Se agregaron 0,5 g/L de NaHCO_3 al sistema para favorecer la granulación del lodo, neutralizar la producción de bacterias acidogénicas y mejorar la producción de las bacterias metanogénicas (Polprasert, 1989).

Los resultados del análisis de los parámetros físico-químicos fueron presentados con estadística descriptiva señalando los valores de tendencia central (media) y su dispersión (desviación estándar).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

COMPORTAMIENTO DEL REACTOR POR CARGA SIN ADICIÓN DE NÍQUEL

La DQO inicial aplicada fue de 1000 mg/L para permitir el crecimiento de las bacterias metanogénicas, las cuales son muy sensibles a los choques de carga. Durante la primera carga se observó un porcentaje de remoción de la DQO promedio de 68% para el reactor I y un 67% para el reactor II (Figura 1).

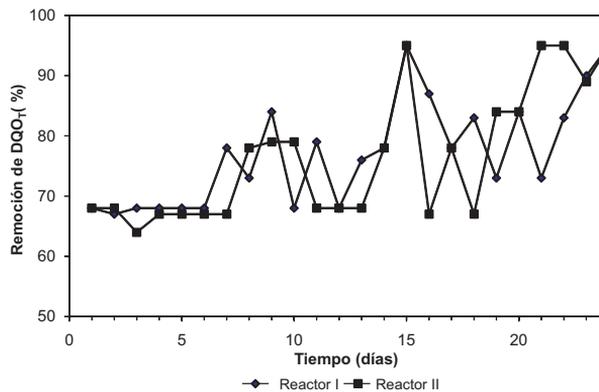


Figura 1. Porcentaje de remoción de DQO en la etapa de estabilización.

A partir del día 7 se incrementó la DQO a 2.000 mg DQO /L por espacio de 8 días, el porcentaje de remoción varió entre 68-84% en el reactor I y 67-79% en el reactor II. Cuando se incrementó la DQO a 3.000 mg/L, se produjo un comportamiento similar a la carga anterior, en esta etapa se alcanzó los máximos porcentaje de remoción ubicándose en un 95% para ambos reactores. Las Tabla 4 y 5 muestran en forma resumida la cantidad de materia orgánica removida por el sistema a las diferentes cargas aplicadas. Los máximos valores de remoción de materia orgánica (95% de DQO) alcanzados por el sis-

tema concuerdan con los resultados reportados por Herrera y Medina, 2000 (90-95%).

Tabla 4. Relación de remoción de DQO en la etapa de estabilización para el reactor I control.

DQO _T entrada (mg/L) Media ± DE	DQO _T salida (mg/L) Media ± DE	DQO _T removida (mg/L) Media ± DE	Remoción de DQO _T (%) Media ± DE
1.000 ± 0,00	321,60 ± 14,72	678,40 ± 14,72	66,83 ± 1,47
2.000 ± 0,00	415,96 ± 157,39	1.584,04 ± 157,38	70,75 ± 7,87
3.000 ± 0,00	458,48 ± 306,93	2.541,52 ± 306,93	84,25 ± 10,23

n ≥ 3. DE: Desviación estándar, n: número de mediciones realizadas.

Tabla 5. Relación de remoción de DQO en la etapa de estabilización para el reactor II expuesto.

DQO _T entrada (mg/L) Media ± DE	DQO _T salida (mg/L) Media ± DE	DQO _T removida (mg/L) Media ± DE	Remoción de DQO _T (%) Media ± DE
1.000 ± 0,00	332,42 ± 4,08	678,33 ± 4,08	667,83 ± 0,50
2.000 ± 0,00	486,31 ± 0,00	1513,69 ± 123,63	75,75 ± 6,18
3.000 ± 0,00	471,98 ± 306,93	2528,02 ± 306,29	81,82 ± 8,78

n ≥ 3. DE: Desviación estándar, n: número de mediciones realizadas.

pH Y ALCALINIDAD TOTAL

El comportamiento del pH y la alcalinidad total en el efluente tuvieron una tendencia similar, las variaciones de los valores se mantuvieron dentro del rango de 6,5 a 7,2 unidades de pH y de 1.150 a 2.480 mg CaCO₃/L, respectivamente, para ambos reactores (Figuras 2 y 3). Los microorganismos responsables de la bioquímica del proceso, requieren un pH comprendido entre 6,5 y 7,5 unidades y una alcalinidad comprendida entre 2.000-3.000 mg de CaCO₃/L (Flotats, 1997).

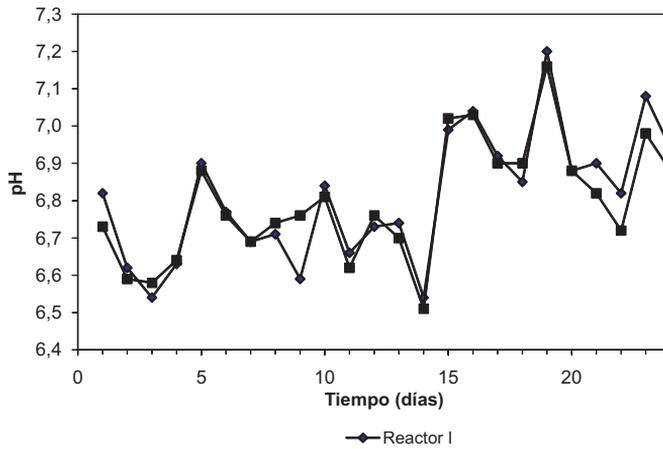


Figura 2. Valores de pH en la etapa de estabilización.

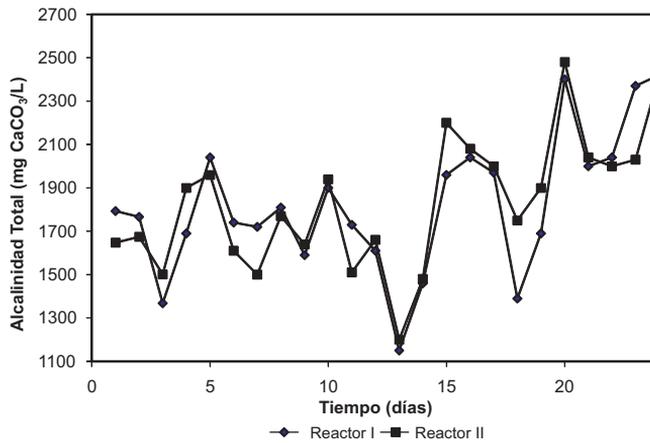


Figura 3. Valores de alcalinidad total en la etapa de estabilización.

A una carga de 1.000 mg DQO_T/L, se agregaron 0,5 g/L de NaHCO₃ al sistema para favorecer la granulación del lodo, neutralizar la producción de bacterias acidogénicas y mejorar la producción de las bacterias metanogénicas (Propalsert, 1989). Durante esta carga de DQO_T, estos parámetros variaron dentro del rango adecuado para el tratamiento, el pH osciló en un rango de 6,5-6,9 unidades de pH y la alcalinidad total en un rango de 1.368-2.040 mg CaCO₃/L, en ambos sistemas.

Durante la carga de DQO_T de 2.000 mg/L, el pH varió en un rango de 6,5 a 6,8 unidades y la alcalinidad total de 1.150 a 1.940 mg $CaCO_3/L$, rango que se mantiene dentro de los valores óptimos para la actividad metabólica dentro del reactor, debido a que el sistema creó una buena capacidad buffer por la adición de $NaHCO_3$ y el efecto de los ácidos formados pudo verse amortiguado por la presencia de estas sales alcalinas.

INFLUENCIA DE LA ADICIÓN DE NÍQUEL EN EL TRATAMIENTO

Remoción de la materia orgánica (DQO)

Las concentraciones de 20 mg/L de níquel no presentaron diferencias en cuanto al porcentaje de remoción de DQO_T en los dos reactores en estudio, obteniéndose 92% para el reactor I (control) y 90% para el reactor II (Figura 4). Resultados similares fueron obtenidos por Lettinga *et al.*, 1995 y Chávez *et al.* 2004, quienes demostraron que estos valores de concentración fueron no inhibitorios tratando aguas residuales sintéticas. Lombraña *et al.*, 1995, encontró que bajas concentraciones de Ni, Pb y Cd incrementan el comportamiento de las reacciones biocinéticas, pero altas concentraciones producen un efecto de inhibición reduciendo notablemente la eficiencia de la digestión anaeróbica.

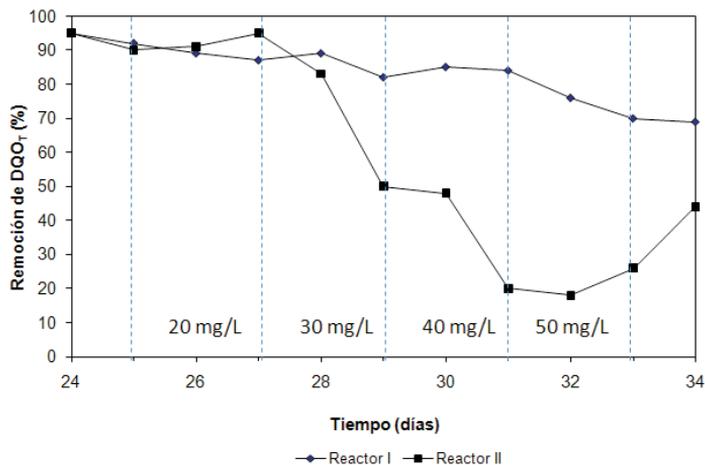


Figura 4. Porcentaje de Remoción d DQO_T a diferentes concentraciones de Níquel.

En el día 29 se incrementó la concentración del metal a 40 mg/L, observándose una caída brusca del porcentaje de remoción de materia orgánica, obteniéndose valores de 50%, esto debido a que cantidades excesivas del metal ocasionan la inhibición o toxicidad en el sistema (Milán, 2010).

A una concentración del metal de 50 mg/L para el día 32 de experimentación, se obtuvo un porcentaje de remoción de 16%, un pH de 6,4 unidades y una alcalinidad de 1200 mg/L de CaCO₃, valores que se encuentran fuera de los márgenes establecidos como óptimos para el buen funcionamiento del sistema. Esta disminución en el porcentaje de remoción, puede deberse a que concentraciones elevadas de níquel pueden alterar la distribución de tamaño de los gránulos, cuando los gránulos son pequeños los microorganismos más sensibles a la acción de los metales pesados, como las bacterias metanogénicas, tienen mayor probabilidad de estar en contacto con tales sustancias, conduciendo a su desaparición en el gránulo, afectando así la eficiencia del tratamiento anaeróbico (Chávez *et al.* 2004).

Stewart *et al.*, 1998, estudiaron el consumo de metales pesados, como el cromo y el níquel, durante la digestión anaeróbica de aguas residuales de una industria de bebidas, obteniendo una disminución en el porcentaje de remoción a medida que aumentaba la concentración del metal, así como también, localizaron concentraciones de estos metales en zonas específicas del lodo granular, esto sugiere que cada metal está asociado con una población microbiana específica o algún tipo de polímero extracelular.

pH y alcalinidad

A una concentración de 50 mg/L de níquel se observa una disminución del pH a 5,8 unidades. Este valor de pH se encuentra fuera del rango óptimo operacional en la digestión anaeróbica (6,5 y 7,5 unidades). Al caer el pH en un digestor por debajo de 6,5 ocurre una acumulación excesiva de los ácidos volátiles y una inhibición en las bacterias metanogénicas, debido a que estas bacterias son especialmente sensibles a cambios bruscos del pH (Flotats, 1997).

Las Figuras 5 y 6 muestran el comportamiento del pH y alcalinidad en el momento de la inhibición con respecto al reactor control en los valores de pH y alcalinidad, obteniéndose valores de 900 mg/L CaCO₃ a la concentración de 50 mg/L.

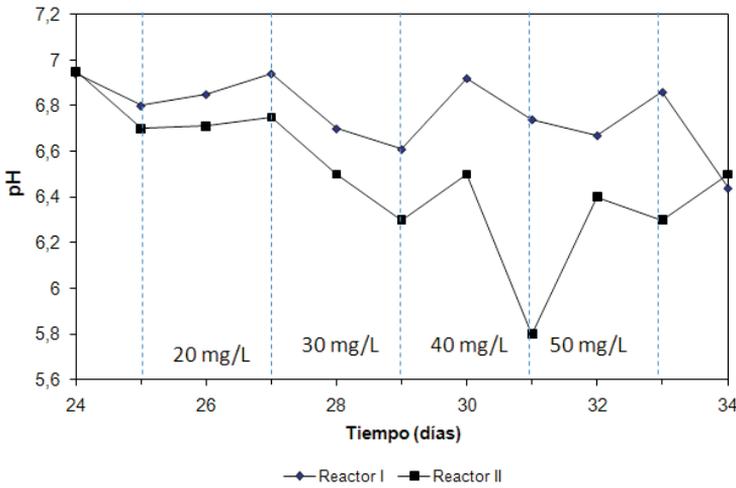


Figura 5. Valores de pH en la etapa de inhibición.

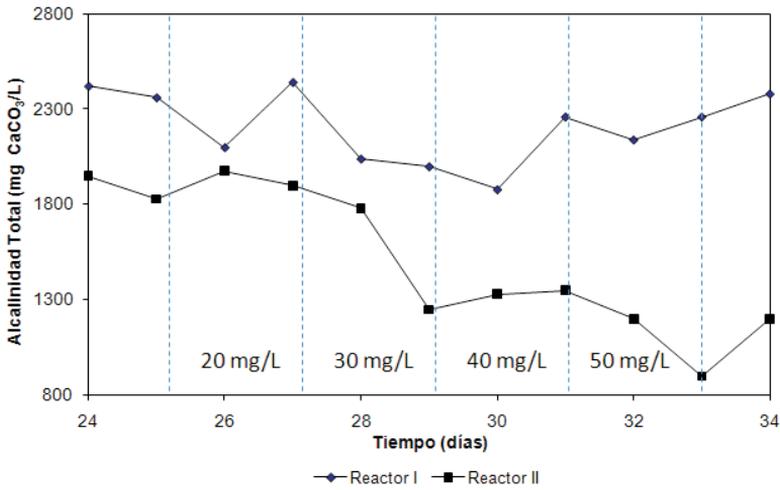


Figura 6. Valores de Alcalinidad total en la etapa de inhibición.

Producción de biogás y contenido de metano

A la concentración de 50 mg/L, el volumen de biogás y contenido de metano disminuyeron considerablemente, llegando a obtener un volumen de biogás de 39 mL/d, en comparación con 240 mL/d producido por el reactor control I sin adición de níquel (Figura 7). El porcentaje del metano fue de 45% a la concentración de 50 mL/d frente al 80% producido por el reactor control I (Figura 8).

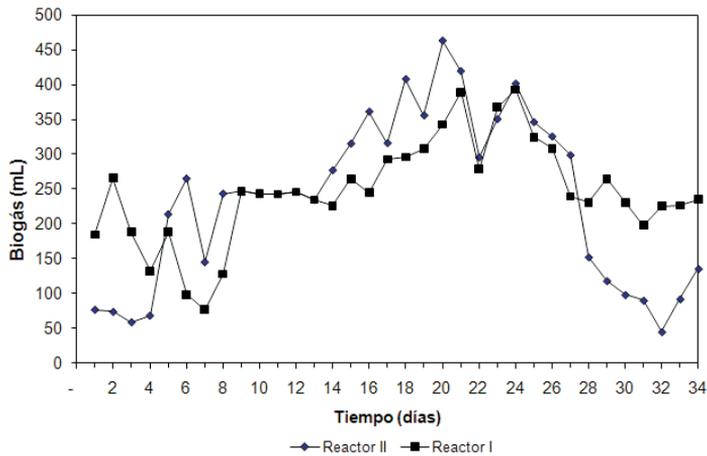


Figura 7. Producción de Biogás en la etapa de inhibición.

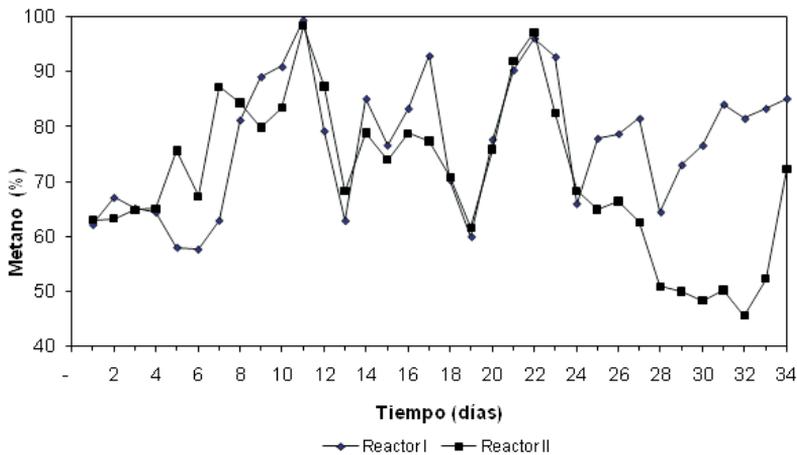


Figura 8. Porcentaje de Metano en la etapa de inhibición.

CONCLUSIONES

El metal (níquel) agregado a una concentración de 20 mg/L actuó como un estimulador de la actividad microbiana, favoreciendo la actividad enzimática de los microorganismos presentes en el sistema, incrementando de esta manera la remoción de materia orgánica medida como DQO_T.

Una concentración de níquel de 50 mg/L inhibió el sistema anaeróbico, ya que bajo las condiciones operacionales aplicadas en este estudio, se observó un descenso en el porcentaje de remoción de DQO_T, producción de metano y de biogás, así como también, los valores de pH y alcalinidad estuvieron por debajo del nivel óptimo para el funcionamiento de la digestión anaeróbica.

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo de Desarrollo Científico y Humanístico (CONDES) de La Universidad del Zulia por su valiosa colaboración en el financiamiento de este proyecto.

LITERATURA CITADA

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA-AWWA-WEF). 1998. In: Clesceri L., A. Greenberg, A. Eaton (ed). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 20st Edition. American Public Health Association, Washintong D.C. I-55 pp.
- AZBAR N., URSILLO P., SPEECE, R. 2001. Effect Of Process Configuration And Substrate Complexity On The Performance Of Anaerobic Processes. *Water Research*, 35(3):817-829.
- CHACIN, E. 1993. Treatment characteristics of two phase anaerobic system using and UASB reactor. School of Civil Engineering. University of Birmingham. England.
- CHÁVEZ M., MEJÍAS D., MARTÍNEZ M., CHACÍN E., FERNÁNDEZ N. 2004. Influencia de diferentes concentraciones de níquel sobre los parámetros relacionados con la integridad del lodo granular anaerobio en reactores por carga. *Multiciencias*, 4(1). Disponible en <http://re->

- dalyc.uaemex.mx/pdf/904/90440105.pdf. Consultado el 02 de noviembre de 2011.
- DEWALLE, F., CHIAN E., y BRUSH, J. 1979. Heavy metal removal with completely mixed anaerobic filter. *Journal Water Pollution Control Federation* 51(1): 22-34.
- FLOTATS, X., CAMPOS, E. y BONMATÍ, A. 1997. Aprovechamiento energético de residuos ganaderos. 3r Cursd' Enginyeria Ambiental. A profitament energétic de residus orgànics. Lleida. pp 27.
- FORSTNER, W. 1981. *Metal Pollution in the aquatic environmental*. Springer-Verlag. Berlin, 2a. Edition.
- LETTINGA G. 1995. Anaerobic digestión and wasterwater treatment systems. *Antonie van Leeuwenhoek* 67: 3-28.
- LOMBRAÑA J., VARONA F., y MIJANGOS F. 1995. Study of nickel sorption onto biological sludges. Possibilities for heavy metals removal treatment. *Water, Air, & Soil Pollution* 82(3-4): 645-658.
- MILANZ., MONTALVO S., RUIZ-TAGLE N., URRUTIA H., CHAMY R., SANCHEZ E., BORJA R. 2010. Influence of heavy metal supplementation on specific methanogenic activity and microbial communities detected in batch anaerobic digesters. *Journal of Environmental Science and Health Part A*. 45: 1307-1314.
- PEREDA I., IRUSTA R., OLIVA D. 2007. Uso de los residuos sólidos mineros de la extracción del níquel como estimulantes para la producción del biogás. *Ingeniería Mecánica*, 1:57-61.
- PROPALSERT C. 1989. Organic wastes recycling. In: Bitton, G (1994). *Wastewater microbiology*, John Wiley and sons, New York: U.S.A.
- STEWART, G. 1998. Heavy metal uptake during anaerobic digestion of combined electroplating and brewery wastewaters. *Biotechnology Letters* 20(11):1081-1084.
- TORRES P., CARDOSO A. y ROJAS O. 2004. Mejoramiento de la Calidad de Lodos Anaerobios. Influencia de la Adición de Cloruro Férrico. *Ingeniería y competitividad*, 5(2): 23-31.
- ZHANG Y., ZHANG Z., SUZUKI K., MAEKAWA, T. 2003. Uptake And Mass Balance Of Trace Metals For Methane Producing Bacteria. *Biomass And Bioenergy*, 25(4):427-433.