

Comunicación Técnica

## Bioconversión anaerobia como una alternativa para la remoción de DQO contenido en aguas residuales del rastro municipal de la Ciudad de Saltillo, Coahuila, México

Jesús Rodríguez,\* Gerardo J. Sosa y Yolanda Garza

Departamento de Biotecnología, Facultad de Química, Universidad Autónoma de Coahuila. Blvd. Venustiano Carranza e Ing. José Cárdenas V., Col. República. Saltillo, Coahuila 25280, México. Tel: (8) 415-57-52; Fax: (8) 415-95-34; E-mail: jrodrigu@alpha1.sal.udac.mx

Recibido el 21 de septiembre del 2001; aceptado el 24 de junio del 2002

**Resumen.** Para la Bioconversión anaerobia de DQO contenido en aguas residuales del rastro de Saltillo, México, se realizó mediante el arranque de un reactor UASB-híbrido, empacado con bauxita en la parte superior. La temperatura del reactor fue controlada a 38 °C. La adaptación del lodo tuvo una duración de 10 días y después se procedió a la alimentación continua con una carga orgánica inicial de 0.9 hasta 6.5 g DQO / L/día; el pH se mantuvo entre 7.1 y 8.2. Se midió la producción de ácidos grasos volátiles y el flujo de biogas. El arranque se realizó en 30 días y la eficiencia del tratamiento fue superior al 80 % cuando la carga orgánica oscilo en el rango de 5-6 g DQO / L / día y un tiempo de retención hidráulica no menor de 2 días.

**Palabras clave:** bioconversión, anaerobio, reactor UASB-híbrido, aguas residuales de rastro.

### Introducción

Las aguas residuales de los rastros se caracterizan por contener alta concentración de proteínas, grasas, aceites, sólidos suspendidos y otros productos de la industria de la carne, así como pH básicos. La disposición efectiva de este tipo de aguas ha tomado gran importancia debido a los requerimientos normativos tan estrictos considerados para la calidad de los efluentes [1, 2]. Cuando tecnologías como la recuperación de proteínas, el desecado o la utilización de los desechos del rastro para alimentación animal no son aplicables, el tratamiento anaerobio puede ser una solución para la depuración de las aguas residuales. El tratamiento anaerobio de la demanda química de oxígeno contenido en las aguas residuales del rastro puede biotransformar por arriba del 80 % de la materia orgánica [2-4]. Los reactores anaerobios que han tenido el mayor éxito en el tratamiento de aguas residuales son aquellos que usan un flujo ascendente con lodo granular [5-]. Este tipos de reactores pueden soportar altas cargas orgánicas alcanzando eficiencias de remoción desde un 70 a un 95 %, dependiendo de la composición del agua residual [10, 11]. La mayoría de los reactores que han sido usados a escala industrial han tratado efluentes con concentraciones altas de carga orgánica, los cuales presentan una DQO mayor de 2000 mg / L. Los efluentes de la industria alimentaria pueden clasificarse en dos tipos: aquellos mayores de 2000 mg / L y aquellos menores de 1000 mg / L [10]. Las aguas residuales del rastro municipal de

**Abstract.** Start-up of an UASB-hybrid reactor, packed with bauxite at the top, was made for treatment of slaughterhouse wastewater of Saltillo, México. The reactor temperature was controlled at 38 °C. Sludge adaptation was made for 10 days; continuous feeding was then began at organic load rates of 0.9 g COD / L / day. The pH values fluctuated in the range of 7.1-8.2. Production of volatile fatty acids and the biogas flow were measured. The removal efficiency was achieved graduating the velocity of feeding and the hydraulic retention times. For the start-up stage a period of 30 days was needed and the wastewater treatment efficiency was above 85 %.

**Keywords:** Bioconversion, anaerobic, UASB-hybrid reactors, wastewater.

---

la ciudad de Saltillo, México, están clasificadas dentro del primer grupo [5, 10, 13, 17].

Este trabajo se realizó en un reactor tipo UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) con un filtro anaerobio interno, los cuales tienen una eficiencia de remoción de la materia orgánica por arriba del 80 % [4,12]. En ellos la tasa específica de producción de metano se observa como una función lineal de la tasa específica de consumo de sustrato [3,13].

El propósito del presente trabajo fue la optimización de la remoción del DQO contenido en las aguas residuales de la industria cárnica de Saltillo, Coahuila, México.

### Materiales y métodos

Todos los experimentos de esta investigación se realizaron utilizando un reactor tipo UASB-híbrido. El reactor fue construido de material acrílico con un volumen de trabajo de 13.5 L, 1.70 m de altura y 10.5 cm de diámetro interno, provisto con una chaqueta para calentamiento. Se adaptó una plataforma a una altura de 1.5 m para colocar el material de bauxita, soporte utilizado para la inmovilización de las células. El inóculo fue previamente incubado utilizando agua residual del rastro diluida y a una temperatura de 38 °C durante 30 días; durante este tiempo el reactor funcionó en estado intermitente. Posteriormente, el reactor fue cargado con agua residual y durante dos días se mantuvo en reflujo a una velocidad de 500 mL / min.

**Tabla 1.** Comparación de la composición del agua residual del rastro municipal de Saltillo en el influente y efluente del reactor UASB.

Parámetro	Entrada	Salida
DQO (g / L)	13	2
pH (H <sup>+</sup> )	8	8.2
Sulfatos (mg / L)	900	409
Fosfatos (mg / L)	417	78
SSV (mg / L)	3120	355
SST (mg / L)	5820	466
AGV (ac. acético) (mg / L)	5867	0.3
Alcalinidad del CaCO <sub>3</sub> (mg / L)	588	448
Grasa y aceite (mg / L)	256	162
Nitrógeno (Kjeldahl) (g / L)	531	500
Nitratos (mg / L)	396	310

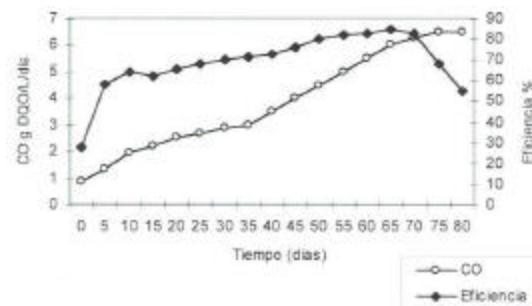
para facilitar la formación de gránulos. La alimentación continua del reactor fue iniciada a una tasa de 0.9 g de DQO / L / día y un pH mantenido en un rango de entre 7.1 y 8.2. El recipiente que contenía agua residual fue agitado continuamente para evitar la sedimentación de la materia orgánica. La producción de ácidos grasos volátiles (AGV) fue evaluada midiendo la alcalinidad [9]. La temperatura de operación del reactor fue mantenida a 37 °C. Las características evaluadas del agua residual en la entrada y salida del reactor se muestran en la Tabla 1.

El análisis del agua residual fue realizado de acuerdo con los métodos estándar [14]. Los valores obtenidos en este trabajo fueron logrados con un mínimo de tres muestras por semana durante 80 días.

**Aguas residuales del rastro municipal de Saltillo, Coahuila, México.** Se utilizaron aguas residuales provenientes directamente del proceso de matanza del rastro de Saltillo Coahuila. Este tipo de agua residual posee una alta alcalinidad así como un elevado contenido de materia orgánica. El volumen de desechos de este proceso varía entre 85 y 120 m<sup>3</sup> / día. En la Tabla 1 se muestran las características definidas para este tipo de agua.

**Inóculo.** El lodo utilizado fue obtenido de un proceso de tratamiento de aguas residuales generadas por la industria láctea. La concentración y la actividad específica de este lodo fueron de 10-15 g SSV / L y 0.02-0.03 g CH<sub>4</sub>-DQO / g SSV / día, respectivamente (SSV, sólidos suspendidos volátiles). El inóculo usado para el arranque fue añadido al reactor hasta el 30 % de su volumen.

**Análisis.** El análisis de los ácidos grasos volátiles, metanol, metano y bióxido de carbono fue realizado tres veces por semana utilizando cromatografía de gases, según lo descrito por Varfolomeev *et al.* [15] y Kalyuzhnyi *et al.* [16]. El flujo de gas fue medido con un detector electrónico de flujo tipo compacto DENEB CDF-402, diseñado específicamente para cuantificar la producción de metano y bióxido de carbono. El volumen de metano producido diariamente fue medido por despla-

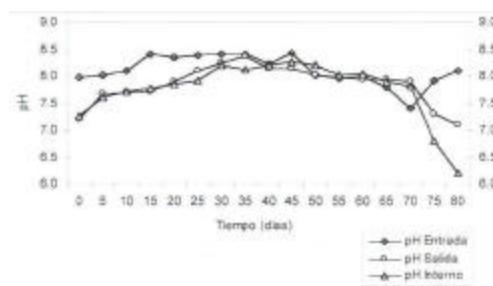


**Fig. 1a.** Comparación de la carga orgánica (CO) y eficiencia en función del tiempo.

zamiento de un líquido, después de remover el CO<sub>2</sub> por absorción en solución de hidróxido de sodio. La demanda química de oxígeno (DQO) fue medida tres veces por semana usando el método colorimétrico [17].

## Resultados y discusión

Es importante enfatizar que la eficiencia de un proceso anaerobio está relacionada con el arranque del reactor, de acuerdo con las recomendaciones de Lettinga y Hushoff [5,17]. Durante los primeros cinco días del proceso se alimentó el reactor con cargas orgánicas de 0.3-1.0 g DQO / L / día (Fig. 1a). Durante este tiempo, la eficiencia de tratamiento no superó el 30 %. Al incrementar la tasa de alimentación de la carga orgánica se observó un incremento lineal en la eficiencia del tratamiento (ET) a partir del décimo día. Sobre el día 20, el reactor alcanzó el 65 % de eficiencia de tratamiento, la cual disminuyó a partir del día 70 por la pérdida de la capacidad buffer del influente debido a un exceso en la producción de ácidos grasos volátiles (AGV), que trajo como consecuencia la disminución del pH, de 7.8 a 6.2 (Fig. 1a y Fig. 1b). La capacidad buffer del influente se aprecia en la misma Figura 1b; además la ligera diferencia entre el pH interno y el pH externo, esta relacionada con la concentración de iones hidrógeno, que en la fase interna, donde se encuentran los gránulos, su concentración es mayor y para el caso del pH externo ocurre una dilución de la concentración de los iones hidrógeno, el pH del efluente y de influente fueron 7.2 y 8.2 respectivamente.



**Fig. 1b.** Comportamiento de pH en función del tiempo.

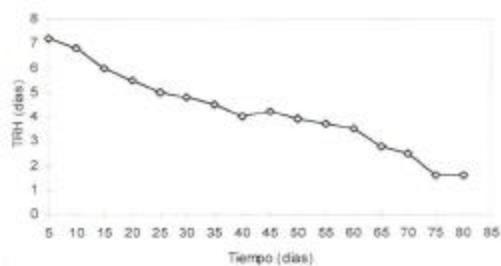


Fig. 1c. Medición del tiempo de retención hidráulico (TRH).

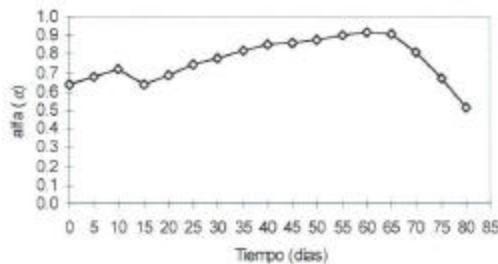


Fig. 1d. Medición de los AGV's por medio de la alcalinidad.

El tiempo de retención hidráulica en el curso del tratamiento anaerobio se disminuyó gradualmente hasta 1.5 días; en este tiempo se observó el inicio de la acidificación del reactor (Fig. 1c). La ET disminuyó abruptamente hasta 55 %. El valor de  $a$  (coeficiente de alcalinidad) fluctuó en un intervalo de 0.63-0.90 durante los primeros 60 días de operación (Fig. 1d). Los valores de la tasa de carga orgánica investigados no excedieron de 6.5 g DQO / L / día (Fig. 1a). En este punto, la eficiencia de tratamiento alcanzó un valor máximo de 85% (Fig. 1a). Esto se logró manteniendo una concentración de ácidos grasos volátiles menor de 0.05 g / L (Fig. 2a). Se encontró que el etanol, el acetato, el propionato y el butirato eran los principales constituyentes del efluente.

El estudio microscópico de la apariencia de las muestras de lodo tomadas del reactor en el día quince mostraron la formación de gránulos pequeños con un tamaño promedio de 0.8-1.0 mm de diámetro.

La alta eficiencia del tratamiento y el exitoso arranque del reactor estuvieron relacionados con la adaptación y el origen del inóculo, puesto que éste provenía del tratamiento del agua residual con alto contenido de suero de queso [8]. El tiempo de retención hidráulica al cual se obtuvo el 85 % de eficiencia de remoción fue menor de los 5 días considerados en la literatura [18]. Durante los 70 días de operación del reactor no se observó formación de espuma, flotación de lodos, acidificación del reactor (el pH del efluente fluctuó en un intervalo entre 8.0-8.4, Fig. 1b) o limitación por nutrientes, indicando esto el desarrollo de una comunidad microbiana balanceada dentro del reactor [19]. Después de 20 días de operación se observó agregados granulares de lodo de 1 a 2 mm de diámetro y la acumulación de agregados blancos distribuidos en el lecho del lodo; aparentemente, su presencia no influyó en la ET del reactor.

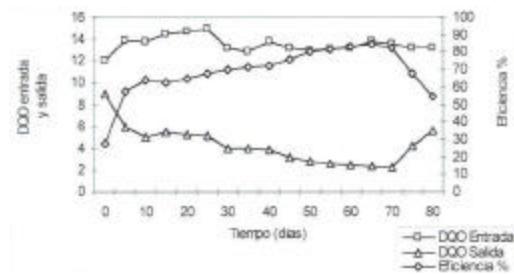


Fig. 2a. Medición del DQO del influente y efluente vs. eficiencia en función del tiempo.

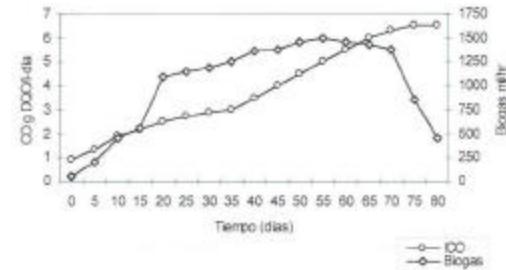


Fig. 2b. Medición de la carga orgánica (CO) vs. producción de biogás.

En los procesos de granulación durante el arranque de un reactor UASB-híbrido existen muchos factores involucrados [20, 21, 22, 23]; entre los cuales podemos considerar la presión originada por la concentración de hidrógeno; la remoción de materia finamente dispersa del inóculo, la presión que se originó a partir de la velocidad superficial del flujo ascendente y de la velocidad de producción de gas, lo que permitió que durante los primeros veinte días de lograra un 75 % de la eficiencia de tratamiento alcanzada a los 70 días de trabajo. Después de este tiempo se observó flotación y dispersión del lodo, lo que condujo a la disminución brusca de la producción de gas (Fig. 2b).

Otra razón que pudo haber influido en una granulación exitosa puede estar relacionada con la baja producción de acetato en el reactor, la cual permaneció por debajo de 0.325 mg / L durante el periodo de arranque (Tabla 1). Sayed *et al.* [24] reportaron, utilizando un efluente similar y un reactor UASB, un proceso de metanización a partir del DQO removido en el intervalo de 45 a 75 % con cargas orgánicas similares y tiempos de retención hidráulica de entre 20 y 40 horas. Polprasert *et al.* [6] reportaron metanización del DQO removido en el intervalo de 44 a 78 %, trabajando con efluentes de rastro de menor concentración y tiempo de retención hidráulica de entre 25 y 26 horas. Se sabe que una baja concentración de acetato promueve predominantemente el crecimiento de *Methanotrix* en lugar de *Methanosarcina*, lo que trae consigo la formación de buenos gránulos [16]. Es importante enfatizar que para mantener una operación estable del reactor se deben satisfacer dos condiciones: el lecho de lodos se debe mantener bien mezclado y se debe mantener la eficiencia de operación en el nivel más alto. El lavado de lodos generalmente no era muy apreciable a una velocidad de alimentación orgánica ligeramente superior a 6.5 g DQO / L / día.

## Conclusiones

El proceso de arranque del reactor, así como la adaptación y reactivación del inóculo se realizaron con éxito. La granulación se obtuvo rápidamente debido al intervalo de velocidades aplicadas durante los dos días de reflujo y probablemente al hecho de que el inóculo fue tomado de un reactor que estuvo trabajando con aguas residuales de suero de queso. Durante la investigación del proceso UASB-híbrido no se presentó el fenómeno de formación de espuma y flotación de lodos debido al buen funcionamiento del bioreactor, combinado con la presencia de un filtro y soporte de bauxita colocado en la parte superior del reactor. La cantidad de biogás producida fue un indicativo del buen funcionamiento del bioreactor, alcanzando a ser ésta superior a los 1400 mL/h cuando la carga orgánica osciló entre los 5 y 6 g de DQO /L /día, y su contenido de metano fue superior al 80 %.

En el día 71 se incrementó la carga orgánica a 6.5 g de DQO / L / día y después de 24 horas se observó una disminución del pH a 6.8 y un aumento en la producción de ácido grasos volátiles hasta 0.077 g / L, reduciéndose la eficiencia de remoción. Por esta razón, es necesario mantener la carga orgánica en 6.0 g de DQO / L / día y un tiempo de retención hidráulica no menor de dos días.

## Referencias

1. Norma Oficial Mexicana 1996 NOM-002-ECOL
2. Mawson, A.J. *Biores. Technol.* **1994**, 47, 195-203.
3. Tritt, W.P. *Biores. Technol.* **1992**, 41, 200-207.
4. Borja, R. *Biores. Technol.* **1995**, 52, 163-167.
5. Martínez, J.; Borzacconi, L.; Mallo, M.; Galisteo, M.; Viñas, M. *Wat. Sci. Tech.* **1996**, 28, 799-865.
6. Lettinga, G.; Hulshoff, L. W. In: *International course on anaerobic wastewater treatment*. Netherlands. **1992**.
7. Polprasert, M.; Kemmadamrong, P.; Tran, F. F. *Environ. Technol.* **1992**, 13, 857-865.
8. Borja, R.; Banks, C. J.; Wang, Z. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* **1995**, 43, 351-357.
9. Kalyuzhnyi, S.; Pérez, E.; Rodríguez, J. *Biores. Technol.* **1997**, 60, 59-65.
10. Kalyuzhnyi, S.; Valadez, J.; Rodríguez, J. *Appl. Biochem. Biotechnol.* **1997**, 60, 273-291.
11. Demain, A.; Vanderlast, R. M.; Lettinga, G. In: *Proceeding of the fifth international symposium on anaerobic digestion*. E.R. Hall and P.N. Hobson (eds). **1998**. 197-109.
12. Vanderlast, A.R.M.; Lettinga, G. In: *Proceeding of the European Symposium on Anaerobic Waste Water Treatment*. Netherlands. **1991**, 430-439.
13. Moya, M. En: *Taller Latinoamericano de Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales*. Colombia, **1996**.
14. Lettinga, G.; Hulshoff, L. W. *Wat. Sci. Tech.* **1991**, 24:87-107.
15. APHA, AWWA, WEF. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. **1995**.
16. Varfolomeev, S.D.; Kalyuzhnyi, S. *Appl. Biochem. Biotechnol.* **1989**, 22, 331-350.
17. Kalyuzhnyi, S.; Simankova, M.V.; Sklyar, V.I.; Davlyatshina, M.A.; Parshina, S.N.; Kostrikina, N. V.; Nozhevnikova, A. N. *Biores. Technol.* **1996**, 55, 47-54.
18. Lettinga, G. and L.W. Hulshoff. In: *International course on anaerobic wastewater treatment*. Netherlands. **1992**, 50-51.
19. Yan, J.Q.; K.V. Lo and K.L. *Biotechnol. Bioeng.* **1993**, 41, 700-706.
20. Archer, D. B.; Kirsop. In: *Anaerobic digestion, a waste treatment technology*. Elsevier Applied Science, London-UK, **1991**.
21. Morvai, L.; Miháltz, P.; Czakó, L. *Wat. Sci. Tech.* **1992**, 25, 113-122.
22. Guiot, S.R.; Pauss, A.; Costerton, J.W. *Wat. Sci. Tech.* **1992**, 25, 1-10.
23. Farrah, S.R.; Bitton, G. *Appl. Environ. Microbiol.* **1983**, 45, 174-181.
24. Cail, R.G.; Badford, J. P. *Biotech. Lett.* **1985**, 7, 493-498.
25. Sayed, S.; De Zeeuw, W.; Lettinga, G. *Agricul. Waste.* **1984**, 11, 197-226