

## Acoplamiento de un sistema Anaerobio/Aerobio para el tratamiento de agua residual de rastro

A. López-López<sup>1\*</sup>, J. de la Barrera-Fraire<sup>1</sup>, R. Vallejo-Rodríguez<sup>2</sup>.

<sup>1</sup>Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco A.C. (CIATEJ)  
Normalistas 800, Colinas de la Normal, 44270, Guadalajara Jal. México.

<sup>2</sup>Facultad de Ingeniería Química de la Benemérita Universidad Autónoma de Puebla (FIQ-BUAP)

Recibido 24 mayo 2007, revisado 22 septiembre 2007, aceptado 10 noviembre 2007

---

*Coupling of an Anaerobic/Aerobic system for the wastewater treatment of slaughterhouse*

### Abstract

A laboratory scale sequential coupling of an Anaerobic/Aerobic system (An/Ar) composed of Anaerobic Filter (AF) and Aerobic Sequential Batch Reactor (SBR) was developed to treat wastewater from a slaughterhouse. The AF was operating with Organic Loadings (OL) ranging from 3.7 to 16.5 kg·m<sup>-3</sup>·d, the efficiencies of Chemical Organic Demand (COD) removal ranged 50-81% and were inversely related to the value of the OL. On the other hand, the organic matter (OM) degradation by aerobic pathway in the SBR followed a pseudo-first-order kinetic with the concentration of OM. Eighty five % of the remaining OM from the AF was eliminated within 6 h of Hydraulic Retention Time (HRT), and 95% of total OM as COD within 9 h. The best treatment conditions in this system found to be when AF was operated with OL=11.0 kg·m<sup>-3</sup>·d and HTR=24 h, whereas the SBR was more efficient at HTR=9 h.

*Keywords:* wastewater, coupling, anaerobic filter, aerobic batch reactor, slaughterhouse

### Resumen

El acoplamiento secuencial de un sistema anaerobio/aerobio (An/Ar), conformado por Filtro Anaerobio (FA) y Reactor Aerobio por Lotes (en inglés SBR), se llevó a cabo a nivel laboratorio para tratar agua residual proveniente de un rastro municipal. El FA operó con Cargas Orgánicas (CO) en un intervalo 3.7-16.5 kg·m<sup>-3</sup>·d, las eficiencias de remoción de DQO oscilaron en un intervalo 50-81% y tuvieron una tendencia inversamente al valor de la CO. Por su parte, la degradación de la materia orgánica vía aerobia en el SBR mostró una cinética de pseudo primer orden con respecto a la concentración Materia Orgánica (MO); pues bastó sólo un Tiempo de Retención Hidráulica (TRH) igual a 6 h para eliminar 85% de la MO remanente del FA y 3 h más para eliminar arriba del 95% de la MO como DQO total. Así, las mejores condiciones de tratamiento en el sistema An/Ar se dieron cuando el FA operaba a una CO≈11.0 kg/m<sup>3</sup>·d y TRH=24h; mientras que el SBR operó a TRH=9h.

*Palabras clave:* agua residual, acoplamiento, filtro anaerobio, reactor aerobio, rastro

---

---

\* Autor de correspondencia  
E-mail:

## Introducción

En México existen más de 2100 rastros municipales que generan de 700 a 1700 l de agua residual por res procesada (Veall, 1997; INEGI, 2006). La mayoría de estos establecimientos no cuentan con Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) siendo la causa principal, los altos costos de construcción, operación y mantenimiento entre otros factores (Veall, 1997). Las aguas residuales de rastros municipales son una fuente potencial de problemas ambientales y de salud pública; además de violar la legislación en materia de protección ambiental. La carga orgánica de estos efluentes, medida como DBO, es del orden 3000 -12000 mg l<sup>-1</sup>, las característica y volúmenes del efluente varían en función del tipo y grado de tecnificación del proceso, así como del grado de aprovechamiento de subproductos. Así mismo, estas aguas contienen un gran número de bacterias y virus patógenos responsables de muchas enfermedades como el cólera, la hepatitis y la tifoidea (Tritt and Schuchardt, 1992; Johns 1995; Massé and Masse 2000a; Gutiérrez-Sarabia et al., 2004). Dado el alto contenido de materia orgánica biodegradable presente en el agua residual de rastro, los sistemas anaeróbicos resultan ser los más convenientes para el tratamiento de estos efluentes (Malina, 1992; Veall, 1993; Caldera et al., 2005; Mittal, 2006). Así, el comportamiento de un reactor anaerobio de lecho de lodos de flujo ascendente (en inglés UASB) fue estudiado en condiciones mesofílicas (37 °C) a CO de 5.7 a 17 kg DQO m<sup>-3</sup>-d con TRH=24 h para tratar un efluente cárnico, lográndose hasta el 80% de remoción de DQO para la carga más elevada (Caldera et al., 2005). Por otro lado Rodríguez et al., (2002), utilizaron un UASB para tratar agua de rastro logrando una eficiencia de remoción de DQO del 80% cuando operó a una CO de 5-6 kg DQO m<sup>-3</sup>-d y un TRH de 2 días. La generación de gas fue proporcional a la degradación de materia orgánica, con concentraciones de 59-75% de metano. Massé y Masse (2000b) trataron agua residual de rastro utilizando Reactores Anaerobios Secuencial por Lotes (en inglés ASBR) de 42 l. La concentración del efluente de estudio osciló entre 6.90-11.5 g DQO l<sup>-1</sup>. La remoción de DQO fue del 90- 96%, para CO de 2.07 a 4.93 kg DQO m<sup>-3</sup>-d y TRH de 2 días.

Una variante más del proceso anaerobio utilizado

para tratar aguas residuales de rastro, es el FA, el cual consiste en hacer pasar el agua a través de un lecho o medio poroso, natural o sintético, en dirección ascendente o descendente. La biopelícula fijada sobre el medio remueve la MO a través de un proceso de degradación biológica anaerobia, los FA trabajan en una amplio intervalo de CO de 1-50 kg DQO m<sup>-3</sup>-d y temperatura ambiente (Malina and Pohland, 1992; EPA, 2004). El FA presenta las siguientes ventajas: pueden soportar variaciones de CO, resiste los cambios de pH, temperaturas y concentraciones ligeras de tóxicos que pudiera contener el agua residual. El sistema no requiere de energía mecánica ni instrumentación compleja, lo cual se ve reflejado en bajos costos de inversión, operación y mantenimiento (Metzner et al., 1990; Malina and Pohland, 1992; Omil et al., 2003; EPA, 2004; Mittal, 2006). Así, Metzner et al. (1990) reporta una reducción de DQO entre 70 a 90% cuando utilizan un FA a gran escala para tratar agua residual de un rastro alemán. Este FA operó a 36°C, CO entre 3-10 kg m<sup>-3</sup>-d y TRH entre 21 y 27 h. Por otro lado, diferentes tipos de tratamiento aerobios (SBR, lodos activados y humedales entre otros) han sido utilizados para tratar los efluentes anaerobios con el fin de reducir la MO en su totalidad o como etapas de pulimento (Omil et al., 2003; Gutiérrez-Sarabia et al., 2004, Mittal, 2007). El objetivo principal de este trabajo de investigación fue desarrollar un proceso de tratamiento biológico mediante el acoplamiento de un sistema An/Ar capaz de eliminar más del 95% de materia orgánica como DQO presente en el agua residual de rastro a un costo mucho menor con respecto a otros procesos existentes.

## Material y métodos

El estudio de tratabilidad a nivel laboratorio se realizó mediante un acoplamiento secuencial de un sistema An/Ar, compuesto de un FA y un SBR, ambos construidos en plexiglás. El FA tiene forma cúbica y utilizó Tezontle, piedra volcánica con porosidad intersticial  $\epsilon=0.64$  y tamaño de partícula 1", como medio de soporte de la biopelícula; así el volumen efectivo fue de 4.5 l. El FA presenta un compartimiento previo a la cámara principal donde llega el agua, en seguida el agua pasa y se distribuye a la cámara de digestión a través de una abertura de 5 mm ubicada a lo ancho de la parte inferior de la mampara que separa dichos

compartimientos; este arreglo permite obtener una dirección ascendente del flujo de agua y su recuperación en la parte opuesta a su entrada. Por su parte, el SBR tenía una capacidad de 7 l y era utilizado de manera secuencial para tratar el efluente del FA. El sistema An/Ar contó también con una etapa previa de homogeneización y bombeo del agua residual consistiendo de un recipiente de 10 l con agitador magnético, Thermolyne Mod.: SP46925; y bomba peristáltica, Masterflex Mod.: 7518-00 para fijar caudales constantes, véase arreglo experimental en la Fig. 1. Para los análisis fisicoquímicos y microbiológicos, se tomaron muestras simples de agua residual

durante una jornada de trabajo del rastro municipal de Celaya Gto., en México; al final se forma una muestra compuesta de 42 agua residual conforme a la NOM-001-ECOL-1996.

Los parámetros analizados se realizaron conforme a los métodos estandarizados (APHA, AWWA, WEF, 2005). Volúmenes más grandes de agua residual fueron tomados de la forma antes descrita para realizar las pruebas de tratabilidad. La puesta en marcha en continuo del FA inició con pruebas preliminares, durante las cuales se introdujo agua residual diluida e incrementándose paulatinamente las concentraciones de DQO de 1270 hasta 6500 mg l<sup>-1</sup> durante un periodo de 10 días; además de inocular el FA con lodos anaerobios de una planta

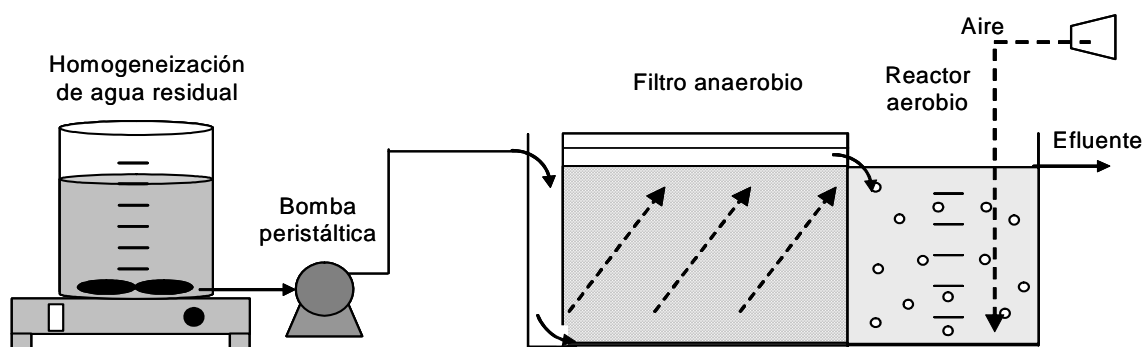


Figura 1: Arreglo del sistema An/Ar experimental

Tabla 1: Condiciones experimentales para las pruebas en el FA

Etapa	DQO mg l <sup>-1</sup>	TRH h	Carga orgánicas Kg m <sup>-3</sup> -d
Adaptación	1270 <sup>a</sup>	12	2.54
Crecimiento	3515a	12	7.03
Estabilización	6 300b	16, 20, 24	9.5, 7.6, 6.3,
Estabilización	11 000c	16, 20, 24, 48, 72	16.5, 13.2, 11.0, 5.5, 3.7

a: concentraciones obtenidas a partir de diluciones de b

b: concentración media

c: concentración alta

Las diluciones se realizaron utilizando agua desmineralizada. Para acelerar el crecimiento de la biopelícula se agregó una mezcla de micronutrientes de minerales de fósforo, calcio y magnesio (Massé and Masse, 2002b). Después de tres semanas de operación se observó un crecimiento de la biopelícula reflejado en buenas eficiencias de remoción de MO; en este momento se consideró estabilizado el FA (Malina, 1992; EPA, 2004).

Posteriormente se efectuaron los experimentos definitivos a dos concentraciones distintas de DQO a la entrada del reactor 6300 y 11000 mg l<sup>-1</sup>, las cuales se denominaron media y alta. Para una misma concentración se realizaron ensayos a diferentes TRH variando el flujo de agua con la bomba peristáltica; el resumen de las condiciones se presenta en la tabla 1. Por otro lado, el SBR trató el efluente proveniente del FA.

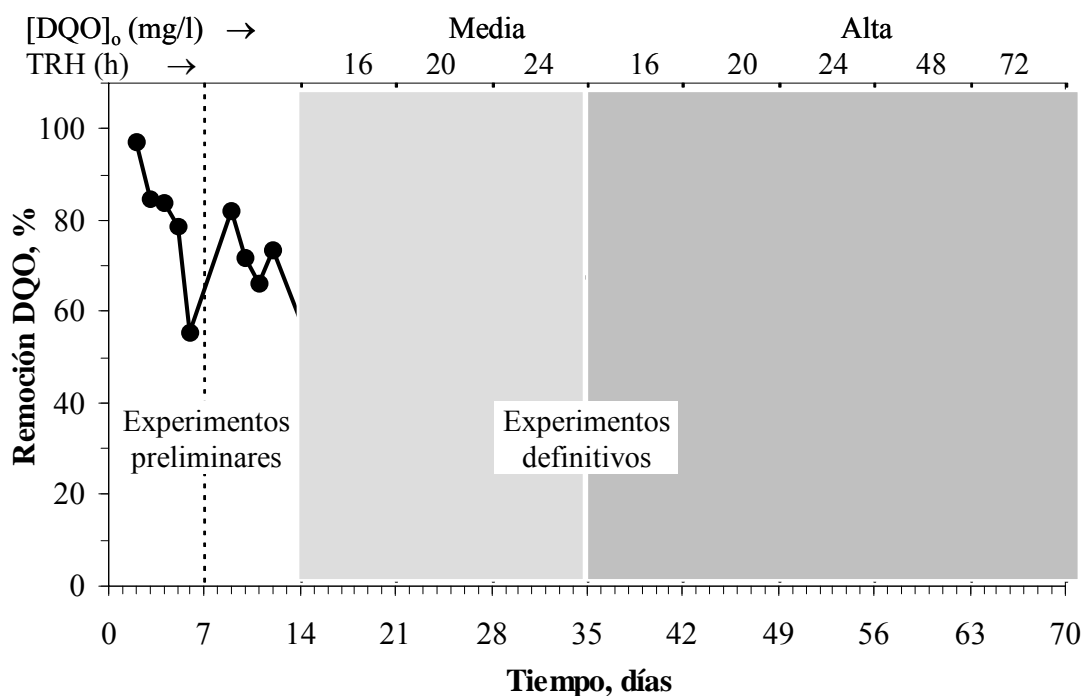


Figura 2: Evolución de la remoción de DQO a diferentes TRH y concentraciones

## Resultados

La Fig. 2 muestra la evolución de la remoción de la DQO del agua residual, cuando ésta pasaba en continuo a través del FA a diferentes TRH. La primera parte corresponde a las pruebas preliminares de adaptación y crecimiento de microorganismo. En la etapa de adaptación se observa una elevada eficiencia de remoción de DQO, la cual es atribuida al fenómeno filtración física, debido a que la porosidad del medio de soporte es grande, en esta etapa la biodegradación es mínima (EPA,2004). Durante la etapa de crecimiento (2ª semana) se observa la formación de biopelícula, y aún cuando la remoción de DQO disminuye con respecto a días anteriores, dicho comportamiento es atribuido a los microorganismos más que a la filtración física.

Las pruebas definitivas inician en la tercera semana, cuando se observa un crecimiento considerable de la biopelícula y remoción de DQO (Malina, 1992; EPA, 2004). De manera global, podemos observar dos cosas fundamentales en la Fig. 2; 1) a mayor TRH se logra una mayor remoción de MO para una DQO inicial; 2) se puede observar que conforme aumenta la concentración de DQO inicial en el FA, mayores eficiencias de remoción pueden lograrse.

La caída de eficiencia que se observa a TRH mayores a 24 h para concentraciones elevadas, obedece a una posible saturación de la porosidad del medio de soporte con grasas y aceites (G y A); debido a la alta concentración de estos componentes en la agua de entrada Figuras 2 y 3. Es necesario considerar un dispositivo de eliminación de G y A en el diseño de la PTAR.

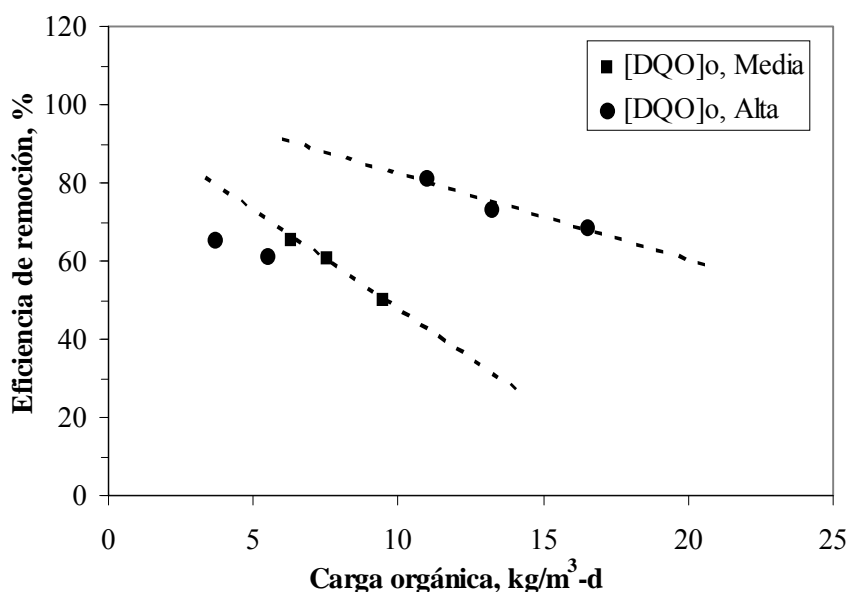


Figura 3: Eficiencia de remoción en función de la CO y concentración.

En la Fig. 3 se presenta la eficiencia en función de la CO para las dos series de experimentos a concentraciones iniciales de DQO media y alta. En esta figura podemos observar que las dos series de experimentos presentan la misma tendencia; es decir, la eficiencia de remoción de DQO incrementa conforme disminuye la CO, no obstante después de 24 h la eficiencia disminuye por la saturación del medio de soporte con grasas y aceite. En esta figura, observa también que se alcanzaron mejores eficiencias de remoción para una CO dada, cuando la concentración inicial de DQO fue mayor.

Por su parte, las pruebas de tratabilidad vía aerobia, realizadas a las muestras del efluente del FA, tuvieron una degradación representada por una reacción de pseudo primer orden con respecto a la concentración de MO como DQO, Ecuación 1. En las 3 primeras horas la degradación promedio fue del 70%, después de 6 h fue de aproximadamente 80%; al final de las 9 horas de aireación se logró eliminar 90% de la DQO del efluente anaerobio y el 95% de la concentración de DQO inicial.

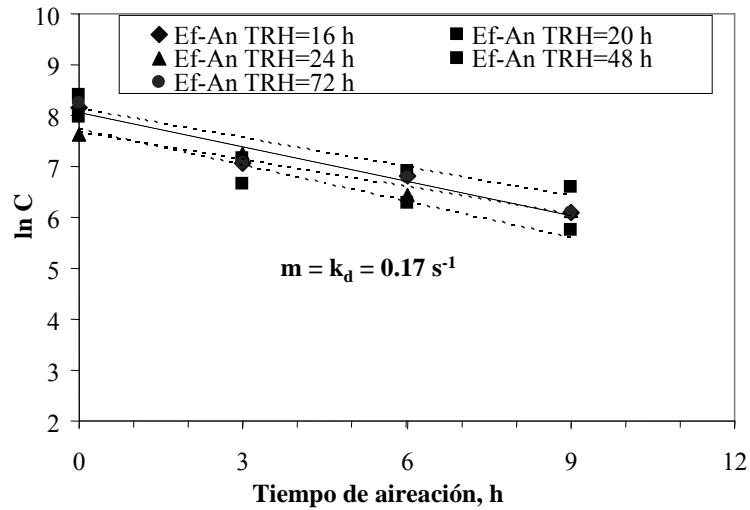


Figura 4: Cinéticas de degradación de pseudo primer orden.

Finalmente, en las 3 últimas horas la reducción de materia orgánica fue mínima.

$$- \frac{dC}{dt} = k_d C \dots\dots\dots(1)$$

donde:  $-\frac{dC}{dt}$  velocidad de degradación de la MO como DQO,  $mg\ l^{-1}\cdot s^{-1}$

C: la concentración de DQO,  $mg\ l^{-1}$

$k_d$ : la constante de biodegradación de pseudo primer orden,  $s^{-1}$ , ordenando términos e integrando obtenemos la forma lineal de la Ecuación 1, tenemos:

$$\ln C = -k_d t + \ln C_o \dots\dots\dots(2)$$

Así, la Fig. 4 representa la cinética de degradación aerobia de pseudo-primer orden de los Efluentes Anaerobios (Ef-An) para concentraciones elevadas. Podemos observar claramente que la constante de biodegradación ( $k_d$ ) representado por las pendientes de las graficas es muy similar en todos los casos y es del orden  $0.17\ s^{-1}$  en promedio.

Las replicas de las gráficas obtenidas confirman que el sustrato contenido en el agua residual es el mismo. Graficas similares fueron obtenidas para los Ef-An de concentración media.

Finalmente, con las pruebas de tratabilidad realizadas, se logró establecer las mejores condiciones de tratamiento global (Anaerobio+Aerobio) del agua residual. La Tabla 2 resume las condiciones globales de las pruebas de tratabilidad y las eficiencias de remoción de DQO. Observamos que los porcentajes de remoción de DQO cuando sólo se aplica el proceso anaerobio varían en un intervalo 60-80%; sin embargo la eficiencia incrementa a más del 90% cuando el agua recibe un tratamiento Anaerobio+Aerobio.

Las mejores condiciones de tratamiento global anaerobio+aerobio, se dieron para TRH de 20 y 9 h para el FA y el SBR respectivamente, condiciones correspondientes al experimento 5. Los parámetros de calidad, para este experimento, del agua antes y después de cada tratamiento están citados en la Tabla 3. Después del tratamiento global la calidad del agua cumple con NOM-001-ECOL-1996, en la modalidad de agua para riego agrícola.

Tabla 2: Resumen de eficiencias de remoción de los diferentes experimentos

Exp.	Concentración DQO	Anaerobio		Aerobia % remoción	Anaerobio+Aerobio % remoción
		TRH, h	% remoción		
1	Media	16	50.1	90.23	94.1
2	Media	20	61.0	77.3	92.2
3	Media	24	65.8	87.8	95.8
4	Alta	16	68.8	87.1	95.9
5	Alta	20	73.4	89.2	97.1
6	Alta	24	81.2	77.7	95.8
7	Alta	48	61.3	78.2	91.1
8	Alta	72	65.4	88.1	95.9

a: remoción después 9 hrs de aireación del efluente anaerobio

Tabla 3: Parámetros de calidad de agua antes y después de cada tratamiento

Parámetro	Unidad	Sin tratamiento	Con tratamiento An.	Con tratamiento + Ar	An	Límite máximo*
pH	U.P.	7.1	7.5	7.8	7.8	5.5 a 10
Color	U. Pt/Co	2000	1100	130	130	---
DBO	mg l <sup>-1</sup>	8360	2570	90	90	200
DQO	mg l <sup>-1</sup>	11000	3250	284	284	---
SST	mg l <sup>-1</sup>	8150	2060	62	62	200
G y A	mg l <sup>-1</sup>	784	< 360	136	136	25
PO43-	mg l <sup>-1</sup>	82.68	31	16.5	16.5	30
N orgánico	mg l <sup>-1</sup>	180.20	170	10	10	---
N-NH3	mg l <sup>-1</sup>	137.34	115	< 10	< 10	---
N-NO3	mg l <sup>-1</sup>	<0.1	---	1.3	1.3	---
Coliformes fécales	NMP/100ml	90	19	< 19	< 19	2000

\* Valor establecido por la NOM-001-ECOL-1996 para riego agrícola.

## Conclusiones

Se logró establecer el acoplamiento de un sistema An/Ar, compuesto por un FA y un SBR de forma secuencial, para tratar agua de rastro municipal. Este sistema permitió remover más 95% de MO medida como DQO, cuando éste operó con CO de 13.2 kg/m<sup>3</sup>-d y TRH de 20 y 9 h para el FA y el SBR, respectivamente; además el FA trabajó mejor cuando se incremento la concentración de DQO a la entrada del sistema de tratamiento. La cinética de degradación de la MO en el SBR pudo ser representada por una reacción de pseudo primer orden. Los resultados aquí reportados sirven hoy en día para el diseño y escalamiento de una planta de tratamiento para rastro municipal.

## Bibliografía

- APHA, AWWA, WEF, 2005. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 21st Edition. Ed. by the American Water Works Association.
- Caldera, Y., Madueño, P., Griborio, A., Fernández, N., and Gutiérrez, E., 2005. Effect of the organic load in the performance the UASB reactor treating slaughterhouse effluent Rev. Téc. Ing. Univ. Zulia, 28:119-127.
- EPA, 2004. Onsite Wastewater Treatment Systems Technology Fact Sheet 5: Vegetated Sbmmerged Beds and Other High-Specific-Surface Anaerobic Reactors. EPA 625/R-04/08, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington DC.
- Gutiérrez-Sarabia, A., Fernández-Villagómez, G., Martínez-Pereda, P., Rinderknecht-Seijas, Noemí and Poggi-Varaldo, H., 2004. Slaughterhouse Wastewater Treatment in a Full-Scale System UIT Constructed Wetlands. Water Environmental Research 76:334-343.
- INEGI, 2006. Estadística de sacrificio de ganado en rastros municipales por entidad federativa 2000-2005; Editado por el Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática, México D.F.
- Johns, M.R., 1995. Developments in wastewater treatment in the meat processing industry: A review. Bioresource Technology 54:203-216.
- Malina, J.F. and Pohland, F.G., 1992. Design of anaerobic processes for the treatment of industrial and municipal waste. Ed. Technomic Publishing Company, pp. 214. Pennsylvania, USA.
- Massé, D.I. and Masse, L. 2002a, Characterization of wastewater from hog slaughterhouse in Eastern Canada and Evaluation of their in-plant wastewater treatment system. Canadian Agriculture Engineering 42:139-146.
- Massé, D.I. and Masse, L. 2002b, Treatment of slaughterhouse wastewater in anaerobic sequencing batch reactors. Canadian Agriculture Engineering 42: 131-137.
- Metzner, G. and Temper, U., 1990. Operation and optimization of a full -scale fixed-bed reactor for anaerobic digestion of animal rendering wastewater. Water Science Technology 22:373-384.
- Mittal, G.S., 2006. Treatment of wastewater from abattoirs before land application—a review. Bioresource Technology 27:1119-1135.
- NOM-001-ECOL-1996. Norma Oficial Mexicana que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales.



- Omil, F., Garrido J.M. Méndez R., 2003. Anaerobic filter reactor performance for the treatment of complex dairy wastewater at industrial scale. *Water Research*, 40:99-4108.
- Rodríguez, J., Sosa, G., y Garza, Y., 2002. Bioconversión anaerobia como una alternativa para la remoción de DQO contenido en aguas residuales del rastro municipal del rastro municipal de la Ciudad de Saltillo, Coahuila, México. *Revista de la Sociedad Química de México*. 46:185-188.
- Tritt, W.P., and Schuchardt, F., 1992. Materials flow and possibilities of treating liquid and solids wastes from slaughterhouse in Germany. *Bioresource Technology* 41:235-245.
- Veall, F., 1993. Estructura y funcionamiento de mataderos medianos en países en desarrollo, Editado por FAO, ([www.fao.org/DOCREP/004/T0566s/T0566S00.htm](http://www.fao.org/DOCREP/004/T0566s/T0566S00.htm)).