

Influencia de la incorporación de lixiviados sobre la biodegradabilidad anaerobia de aguas residuales domésticas

The influence of incorporating leachate on anaerobic biodegradability of domestic sewage

Luz Edith Barba¹, Patricia Torres², Jenny Alexandra Rodríguez Victoria³, Luís Fernando Marmolejo⁴
y Carlos Alexander Pizarro⁵

RESUMEN

El tratamiento de los lixiviados constituye uno de los retos más importantes en el diseño y operación de rellenos sanitarios; la combinación de éstos con aguas residuales domésticas para su tratamiento mediante sistemas anaerobios constituye una opción con alto potencial de aplicación, principalmente en países en vía de desarrollo. Este trabajo presenta un estudio de la influencia de la incorporación de lixiviados generados en un relleno sanitario en el que se disponen residuos sólidos residenciales sobre la biodegradabilidad anaerobia de aguas residuales típicamente domésticas. Fueron estudiados cinco sustratos que correspondieron a agua residual doméstica y lixiviado, y tres mezclas de agua residual y lixiviado en proporciones de 10, 20 y 30% de lixiviado. El seguimiento de la biodegradabilidad se realizó durante 30 días mediante la medición de la producción acumulada de metano y la variación en la concentración y composición de los ácidos grasos volátiles (AGV); al final del ensayo se hizo el análisis de los componentes de la demanda química de oxígeno (DQO). Los resultados obtenidos indicaron que en las condiciones en que fue realizado el ensayo y para el tipo de lixiviado evaluado, la proporción máxima en volumen que puede ser degradada conjuntamente con agua residual doméstica por vía anaerobia sin que cause efectos inhibitorios significativos fue del 10%. Proporciones de lixiviados superiores presentaron comportamiento similar al del lixiviado, indicando potenciales efectos inhibitorios en el proceso anaerobio.

Palabras clave: agua residual doméstica, biodegradabilidad anaerobia, inhibición, lixiviado.

ABSTRACT

Treating leachate is one of the most important challenges in designing and operating a sanitary landfill. Anaerobic treatment using a mixture of leachate and domestic sewage represents a suitable treatment option having good potential applicability in developing countries. The influence of adding leachate from a domestic sanitary landfill on the anaerobic biodegradability of domestic sewage has been evaluated in this paper. Five samples were evaluated for the study: 100% domestic sewage (DS), 100% leachate (L) and three leachate mixtures (L) with domestic sewage (DS) as follows: 10%(L):90%(DS), 20%(L):80%(DS) and 30%(L):70%(DS). The samples' anaerobic biodegradability was monitored for 30 days using methane production accumulation and variation in volatile fatty acid (VFA) concentration and composition. A detailed analysis of chemical oxygen demand (COD) composition was performed at the end of the monitoring period. The results of the study showed that a 10%(L):90%(DS) mixture provided the maximum leachate (L) domestic sewage (DS) combination mixture which could be anaerobically biodegradable with no significantly inhibitory effects. Mixtures using a higher percentage of leachate showed significantly potential inhibition effects on the anaerobic biodegradation of domestic sewage.

Keywords: anaerobic biodegradability, domestic sewage, inhibition, leachate.

Recibido: febrero 26 de 2009

Aceptado: marzo 1 de 2010

Introducción

Uno de los problemas más importantes en el diseño y mantenimiento de rellenos sanitarios es el manejo de los lixiviados generados por la percolación del agua a través del suelo, los cuales repre-

sentan un riesgo potencial para la salud de los ecosistemas y de la población (Salem et al., 2008). El agua residual doméstica —ARD— es un residuo líquido que por su alto contenido de materia orgánica biodegradable —alta relación de demanda bioquímica de oxígeno (DBO)₅/DQO— y adecuado nivel de nutrientes (relación DBO₅: N: P) puede ser tratada de una forma eficiente a través de

¹ Químico. M.Sc., Universidad del Valle, Colombia. Profesora titular, Facultad de Ingeniería, Universidad del Valle, Colombia. luebarba@univalle.edu.co

² Ingeniera sanitaria, Universidad del Valle, Colombia. M.Sc. y Ph.D., Universidad Sao Paulo, Brasil. Profesora asociada, Facultad de Ingeniería, Universidad del Valle, Colombia. patoloz@univalle.edu.co

³ Ingeniera sanitaria, Universidad del Valle, Colombia. M.Sc. y Ph.D., Universidad Sao Paulo, Brasil. Profesora asociada, Facultad de Ingeniería, Universidad del Valle, Colombia. yennyrod@univalle.edu.co

⁴ Ingeniero sanitario, M.Sc., Universidad del Valle, Colombia. Candidato a Ph.D., en Ingeniería Área de Énfasis Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Profesor asistente, Facultad de Ingeniería, Universidad del Valle, Colombia. lufermar@univalle.edu.co

⁵ Ingeniero sanitario, Universidad del Valle, Colombia. Estudiante M.Sc., en Ingeniería Área de Énfasis Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Facultad de Ingeniería, Universidad del Valle, Colombia. carpizar@univalle.edu.co

procesos biológicos como los anaerobios, principalmente en países de clima tropical donde las condiciones de temperatura (mayor a 20 °C) son favorables para el adecuado desarrollo de los procesos anaerobios (Speece, 1996; Foresti, 2002).

La incorporación de lixiviados al tratamiento anaerobio de ARD viene siendo utilizada en los últimos años como una estrategia de manejo de lixiviados debido principalmente a su sencillez y bajos costos operativos (Ahn *et al.*, 2002). Un argumento a favor del tratamiento combinado de estos residuos es el aporte de nitrógeno en forma amoniacal por parte del lixiviado y de fósforo del ARD, lo que permite suprimir o reducir la adición de nutrientes al sistema de tratamiento (Renou *et al.*, 2008); adicionalmente, se disminuye el requerimiento de ajuste del pH dadas las características alcalinas del lixiviado (Borzaconni *et al.*, 1996; Torres *et al.*, 2005).

Experiencias como las reportadas por Facchin *et al.* (2000), Silva *et al.* (2002), Tavares *et al.* (2002) y Bohdziewicz *et al.* (2008) evidencian la potencialidad de tratar en forma conjunta el ARD y los lixiviados en sistemas anaerobios; aunque una estimativa de la producción de lixiviados y de aguas residuales domésticas de una comunidad representa una relación volumétrica de tan solo 1 a 2% de lixiviados, las experiencias reportan porcentajes de lixiviado hasta del 20%, debido a que en muchos lugares se encuentran grandes volúmenes almacenados en lagunas de lixiviados. En algunos de esos estudios se observó la reducción en la eficiencia del tratamiento por problemas de inhibición causados por la presencia en el lixiviado de metales pesados y compuestos orgánicos de baja biodegradabilidad (Ceçen y Aktas, 2004).

Una forma de mitigar los posibles efectos inhibitorios sobre el tratamiento anaerobio causados por el lixiviado es la de determinar la cantidad máxima a ser incorporada al ARD, lo cual puede realizarse con estudios de tratabilidad a escala de laboratorio, entre los que se incluye la biodegradabilidad anaerobia, que cuantifica la fracción máxima de materia orgánica que podrá ser transformada por digestión anaerobia durante un determinado periodo de tiempo y en determinadas condiciones operacionales, en comparación con la fracción teórica estequiométricamente convertida (Field, 1994; Rozzi *et al.*, 2004, citados por Amaral *et al.*, 2008). Los ensayos de biodegradabilidad anaerobia se basan en el seguimiento de la producción acumulada de biogás, particularmente el metano, o del acompañamiento de la reducción en la concentración del sustrato, tal como se observa en la figura 1. La mayoría de los ensayos emplea métodos volumétricos o manométricos para el monitoreo de la producción de metano y cromatografía para determinar la composición del biogás (Amaral *et al.*, 2008).

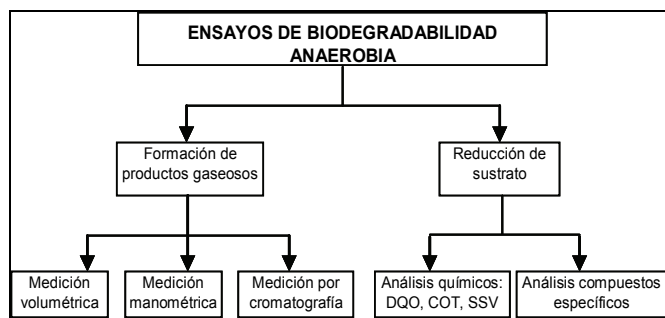


Figura 1. Descripción de los tipos de ensayos de biodegradabilidad anaerobia. Fuente: Amaral *et al.* (2008)

Para determinar la cantidad máxima de lixiviado que puede ser tratada de manera conjunta con el ARD de forma que garantice una buena eficiencia en el tratamiento anaerobio y minimice efec-

tos inhibitorios, en este estudio se evaluó la influencia de la incorporación de lixiviados generados en un relleno sanitario regional sobre la biodegradabilidad anaerobia de aguas residuales típicamente domésticas, evaluando diferentes proporciones de lixiviado a incorporar al ARD (10, 20, 30 y 100%).

Desarrollo experimental

Inóculo

El inóculo fue obtenido del lodo proveniente de un reactor UASB que trata ARD, el cual fue evaluado en términos de la concentración de sólidos totales y volátiles (APHA, 2005), sedimentabilidad, estabilidad y actividad metanogénica específica —AME— (Field, 1994). Antes de iniciar los ensayos el inóculo fue sometido a un lavado con agua destilada para eliminar residuos de materia orgánica. Las concentraciones utilizadas para la realización de los ensayos correspondieron a 1,5 g SSV/L para sustratos con valores de DQO menores de 4g/L, y para valores superiores se aumentó la cantidad sin exceder una relación lodo: sustrato (L:S) de 1:2,7.

Sustrato

Los sustratos utilizados en el ensayo se relacionan en la tabla 1.

Tabla 1. Sustratos utilizados en el ensayo de biodegradabilidad anaerobia

SUSTRATO	PROPORCIÓN	
	ARD (%)	LIXIVIADO (%)
1	100	0
2	0	100
3	90	10
4	80	20
5	70	30

El lixiviado fue obtenido de un relleno sanitario regional del departamento del Valle del Cauca que opera desde hace diez años y que recibe los residuos sólidos domésticos de dieciséis municipios. El sitio de toma de muestra fue seleccionado teniendo en cuenta que fuera representativo de la generación de lixiviados del relleno, el cual presentó una concentración promedia de DQO de 6267 mg/L. El ARD se tomó de la unidad de cribado de una planta de tratamiento de aguas residuales domésticas en una zona típicamente residencial de la ciudad de Cali, con una concentración promedia de DQO de 478 mg/L.

Los sustratos fueron caracterizados a través de la determinación de pH, DQO, alcalinidad bicarbonática y total, NTK, N-NH₄⁺ y P total según APHA (2005); los AGV fueron medidos por cromatografía gaseosa según Franco (2000).

Montaje del ensayo de biodegradabilidad anaerobia

Los ensayos se llevaron a cabo en reactores de 1 L, en los que se adicionó el inóculo y el respectivo sustrato. Se corrieron en forma paralela blancos de lodo sin sustrato para corregir el aporte de metano por parte del lodo. En los ensayos no se adicionaron nutrientes ni se acondicionó el pH. La Figura 2 presenta el montaje básico del ensayo realizado con una temperatura controlada de 30 ± 2 °C; cada uno de los sustratos y los blancos fueron evaluados por triplicado.

Seguimiento y control

La biodegradabilidad anaerobia se determinó mediante el monitoreo durante 30 días de la producción acumulada de metano, el consumo diario del sustrato (DQO) y la formación de productos intermedios (composición de AGV) dos veces por semana. La producción de metano se determinó por el método volumétri-

co a través del sistema de desplazamiento de líquido (NaOH 3%) siguiendo la metodología descrita por Field (1994).

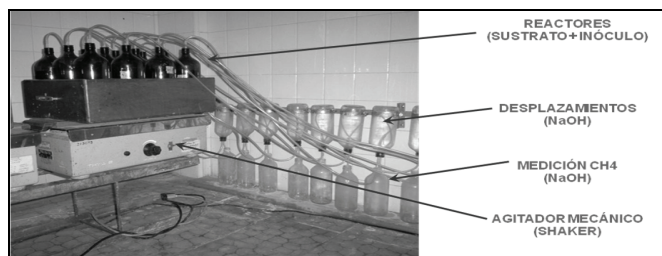


Figura 2. Montaje básico del ensayo de biodegradabilidad anaerobia

Para calcular la fracción biodegradable en cada uno de los reactores, se convirtió el volumen acumulado de metano en masa de DQO considerando que estequiométricamente, a 30 °C, 1 g de DQO corresponde a 393 mL de metano, y se dividió ese valor por la masa incubada de DQO (Chernicharo, 2007). Al final del ensayo se evaluaron los componentes de la DQO en cada uno de los sustratos.

Resultados y discusión

Caracterización del inóculo y los sustratos

Los resultados de la caracterización del inóculo se presentan en la Tabla 2.

Tabla 2. Caracterización del inóculo

VARIABLE	UNIDAD	VALOR	VALOR DE REFERENCIA*
ST	g ST/L	45,9	--
STV	g SVT/L	20,1	Lodo ARD digeridas: 15 – 40
STV/ST	--	0,44	>0,45
Sedimentabilidad	m/h	0,5	Lodo Disperso: 0,05-0,2 Lodo Floculento: 2
Estabilidad	mL CH ₄ /gSSV.d	48	<50
AME	g DQO-CH ₄ /g SSV.d	0,31	Lodo ARD digeridas: 0,02 - 0,2 Lodo de Reactor Anaerobio: 0,4-1,5

*Fuentes: Field (1994); Field *et al.* (1995); Espitia *et al.* (1998)

Con base en los valores y referencias reportados en la tabla 2, y de acuerdo con la clasificación de Field *et al.* (1995), el lodo usado como inóculo presenta características entre floculento y disperso, y además cumple con los requisitos y características mínimas para tratamiento anaerobio (Field, 1994; Espitia *et al.*, 1998) respecto de su contenido de ST, STV, estabilidad y AME.

En la Tabla 3, donde se señalan las características de los sustratos, se aprecia que en general éstos presentaron condiciones adecuadas para su tratabilidad anaerobia, una vez que la predominancia de la alcalinidad en forma bicarbonática en el lixiviado fue favorable para garantizar la capacidad de tampón al sistema; adicionalmente, no se presentó déficit de nutrientes ya que la relación DQO: N: P fue superior a 350:5:1, valor recomendado para la operación eficiente de reactores anaerobios (Chernicharo, 2007). Los valores de pH presentes en las mezclas con lixiviados se hallan también en el rango establecido para la digestión anaerobia (Field, 1994). A pesar de que el nitrógeno amoniacal presentó concentraciones cercanas a 1.500 mg/L, valor que según Amaral *et al.* (2008) puede causar efecto inhibitorio al proceso anaerobio, Field (1994) reporta que una inhibición severa sólo se presenta por encima de los 3.500 mg/L con un lodo adaptado.

Tabla 3. Caracterización de los sustratos

VARIABLE	UNIDAD	SUSTRATO				
		ARD	LIXIVIADO	90:10	80:20	70:30
pH	Unidades	6.95	8.05	7.41	7.71	7.75
DQO	mg/L	478	6267	952	1426	2350
Alcalinidad Bicarbonática	mgCaCO ₃ /L	325	10121	1727	2077	3050
Alcalinidad Total	mg CaCO ₃ /L	490	12965	1657	2967	4236
N – NH ₄ ⁺	mg/L	37	1555	162	317	501
N-NTK	mg/L	44	1636	223	362	522
P Total	mg/L	12.1	19.3	12.8	13.5	14.3
Relación DQO:N:P	--	350:27:9	350:87:1	350:60:5	350:78:3	350:75:2

Ensayos de biodegradabilidad

AGV

El seguimiento de la degradación anaerobia a través del análisis de los AGV para los diferentes sustratos se muestra en la figura 3. Se evidencia que el ácido acético fue el predominante, seguido por el ácido butírico, lo que favoreció la biodegradabilidad anaerobia del sustrato, ya que la metanogénesis acetoclástica es la responsable de la mayor fracción de metano producido a partir de la degradación anaerobia de la materia orgánica (Van Haandel y Lettinga, 1994).

La fase acidogénica varió en cada sustrato, siendo más lenta a medida que aumentó el porcentaje de lixiviado incorporado; mientras que en el ARD la máxima producción de AGV se presentó el día 3 y una reducción completa el día 12, en el lixiviado puro se alcanzaron los más altos niveles de ácido acético entre el día 12 y el día 15, y su máxima reducción, que estuvo alrededor del 30% del valor inicial, se obtuvo el día 30. Este comportamiento indica que el ARD es un sustrato fácilmente acidificable y que ocurrió un efecto inhibitorio gradual por la incorporación del lixiviado.

Biodegradabilidad

La figura 4 muestra la composición de la DQO de los diferentes sustratos al final del ensayo, donde se puede observar la biodegradabilidad total o DQO biodegradable que está constituida por la transformada en crecimiento celular (Cel) y metano (M) y la fracción de AGV no degradada (AGV). La DQO biodegradable representa la DQO reducida.

En el ARD el 85% de la materia orgánica fue biodegradable y completamente transformada a metano, lo cual es un comportamiento típico de sustratos fácilmente acidificables (Chernicharo, 2007); el 15% restante representó la materia orgánica resistente a la degradación anaerobia.

En el lixiviado puro se obtuvo una biodegradabilidad del 46%, del que apenas el 13% correspondió a la fracción transformada a metano, mostrando efectos inhibitorios sobre la etapa metanogénica causados por la posible presencia en el lixiviado de compuestos orgánicos de baja biodegradabilidad, como lo reportan Ceyen y Aktas (2004).

La biodegradabilidad anaerobia obtenida fue similar a la alcanzada por Berrueta *et al.* (1996), oscilando entre 40 y 50%. Otros autores (Torres *et al.*, 1997; Santos *et al.*, 2004; Collazos y Gómez, 2006 y Amaral *et al.*, 2008) reportan valores hasta del 93%; estas diferencias están asociadas tanto a las características del lixiviado (origen, edad, etc.) como a las condiciones en las cuales se realiza el ensayo de biodegradabilidad anaerobia (cantidad y calidad de inóculo, relación lodo-sustrato, tiempo del ensayo, etcétera).

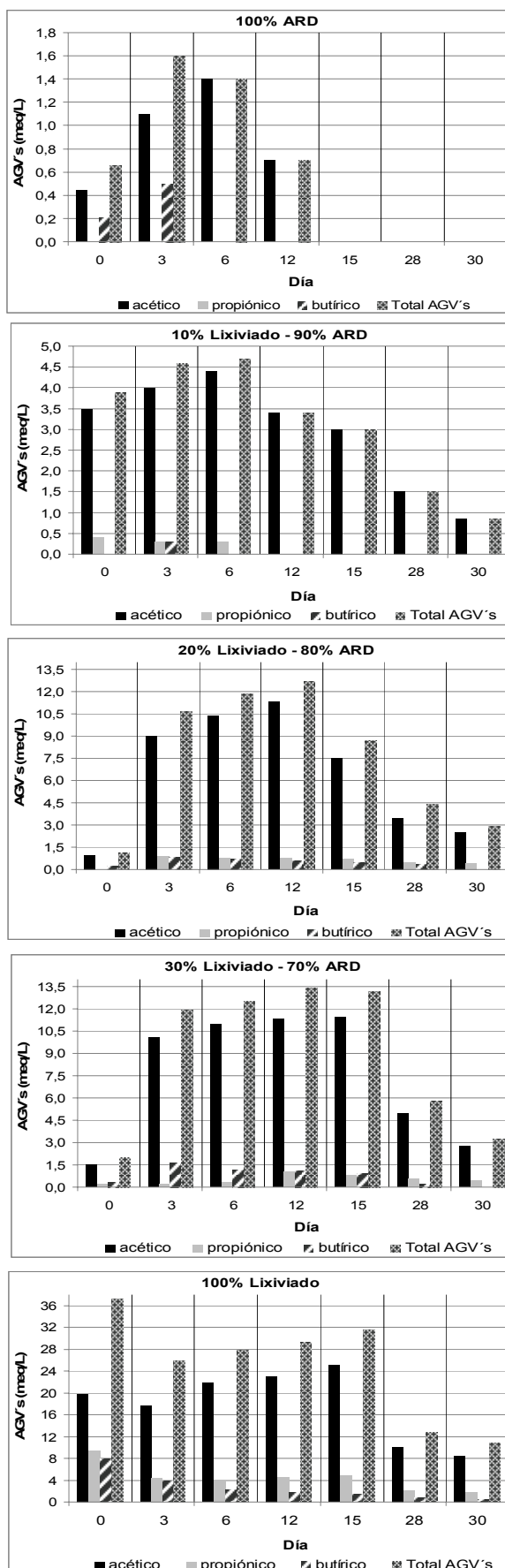


Figura 3. Variación de los AGV en el tiempo

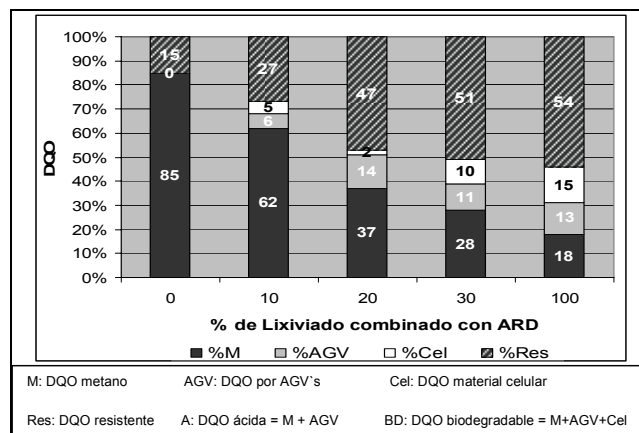


Figura 4. Componentes de la DQO en los ensayos de biodegradabilidad

En los sustratos con mezclas de ARD y lixiviados se ve que, a medida que el porcentaje en volumen del lixiviado se incrementa, ocurre un aumento de la DQO resistente, alcanzando valores de 27, 47 y 51% para los porcentajes de 10, 20 y 30% de lixiviado, respectivamente. Valores por encima del 20% fueron similares al hallado para el lixiviado puro (54%), indicando que para porcentajes iguales o superiores al 20% la inhibición es significativa y tan compleja como la degradación del lixiviado puro. En términos generales, la DQO resistente se asocia a la presencia de sustratos complejos que no son degradados debido a que la biomasa anaerobia aun no se encuentra adaptada, o a la presencia de compuestos biológicamente inertes (Field, 1994). Autores como Renou *et al.* (2008) mencionan que estas proporciones pueden ser mayores cuando se efectúa un pretratamiento al lixiviado como la adsorción con carbón activado.

Conclusiones

La incorporación de lixiviado al ARD causó un retardo en el desarrollo de la etapa acidogénica y un desequilibrio entre ésta y la etapa metanogénica del proceso de biodegradación anaerobia, lo que se tradujo en una acumulación de los AGV. Este efecto fue más notorio en la medida en que se incrementó el porcentaje en volumen de lixiviado.

En las condiciones del ensayo y para el tipo de lixiviado evaluado, se encontró que la proporción máxima en volumen que puede ser degradada anaeróbicamente conjuntamente con agua residual doméstica y sin causar efectos inhibitorios significativos, es del 10%, pues a valores mayores se incrementa el porcentaje de DQO resistente.

Se recomienda usar los ensayos de biodegradabilidad anaerobia para definir previamente y en cada caso en particular (tipo y características de lixiviado, agua residual e inóculo disponible) la fracción máxima de lixiviado que puede ser incorporada a un sistema de tratamiento anaerobio de aguas residuales domésticas, sin generar problemas de inhibición que comprometan el desempeño y eficiencia de éste.

Bibliografía

- Ahn, W. Y., Kang, M. S., Yim, S. K. Choi, K. H., Advanced Landfill Leachate Treatment Using Integrated Membrane Process., Desalination, Vol. 149, 2002, pp. 109-114.
- Amaral, M., Ferreira, C., Lange, L., Aquino, S., Avaliacao da Biodegradabilidade Anaeróbica de Lixiviados de Aterro Sanitário.,

- Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, Vol.13, No. 1, 2008, pp. 38 -45.
- American Public Health Association (APHA)., Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20th edition, Washington D.C., USA, 2005
- Berrueta, J., Gutiérrez, A., Fueyo, G., Anaerobic Treatment of Leachates in Pilot-Scale UASB: Strategy of Star-Up., Journal of Chemical Technology and Biotechnology, Vol. 67, No. 3, 1996, pp. 302-314.
- Bohdziewicz, J., Neczaj, E., Kwarciakreuse, A., Landfill Leachate Treatment by Means of Anaerobic Membrane Bireactor., Desalination, Vol. 221, 2008, pp. 559-565.
- Borzacconi, L., Lopez, I., Ohanian, M., & Viñas, M., Degradación Anaerobia de Lixiviado de Relleno Sanitario y Posttratamiento Aerobio., Memorias del IV Seminario-Taller Latinoamericano de Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales, Bucaramanga, Colombia, Universidad Industrial de Santander, 1996, pp. 569-578.
- Ceçen, F., Aktas, O., Aerobic Co-Treatment of Landfill Leachate with Domestic Wastewater., Environmental Engineering Science, Vol. 21, No. 3, 2004, pp. 303-312.
- Chernicharo, C. A., Princípios Do Tratamiento Biológico de Águas Residuárias., Reatores Anaeróbios, Vol. 5, UFMG (ed.), Brasil, 2007, pp. 379.
- Collazos, C. J., Gómez, L., Biodegradabilidad Anaerobia del Lixiviado del Relleno Sanitario Doña Juana., Memorias del IX Seminario Internacional de Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible, Universidad Industrial de Santander, Bucaramanga, Colombia, 2006, pp. 123-134.
- Espitia, S., Vargas, C., Diaz-Baez, M., Caracterización Físicoquímica y Microbiológica de Lodos Utilizados en Plantas de Tratamiento Anaerobio., Memorias del V Taller y Seminario Latinoamericano Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales, Viña del Mar, Chile, Universidad Católica de Valparaíso - Universidad Técnica Federico Santa María, 1998.
- Facchin, J., Colombo, M., da Silva, S., Reichert, G., Avaliação do Tratamento Combinado de Esgoto e Lixiviado de Aterro Sanitário na Ete Lami (Porto Alegre) após o Primeiro Ano de Operação., Memorias del XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, Porto Alegre, Brasil, Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2000, pp. 1-11.
- Field, J., Medición de Parámetros, Manual de Arranque y Operación de Sistemas de Flujo Ascendente con Manto de Lodo – UASB., Universidad del Valle, CVC, Universidad Agrícola de Wageningen, Colombia, 1994.
- Field, J., Sierra, R., Lettinga, G., Effect Wastewater Characteristics and Environmental Factors., Curso Internacional de Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales, Universidad de Wageningen, Holanda, 1995.
- Foresti, E., Anaerobic Treatment of Domestic Sewage: Stablished Technologies and Perspectives., Water Science and Technology, Vol. 45, No. 10, 2002, pp. 181-186.
- Franco, D. F., Estudio de las Metodologías Analíticas para la Determinación de las Características Físicoquímicas de Lodos Anaerobios y Sustrato., Tesis presentada a la Universidad del Valle, para optar al grado de Químico, 2000.
- van Haandel, A., Lettinga, G., Anaerobic sewage treatment: A Practical Guide for Regions with a Hot Climate., John Wiley & Sons Ltd (ed.), Chichester, England, 1994, pp. 226.
- Renou, S., Givaudan, J., Poulain, S., Dirassouyan, F., Moulin, P., Landfill Leachate Treatment: Review and Opportunity., Journal of Hazardous Materials, Vol. 150, 2008, pp. 468-493.
- Salem, Z., Hamouri, K., Djemaa, R., Allia, K., Evaluation of Landfill Leachate Pollution and Treatment., Desalination, Vol. 220, 2008, pp. 108-114.
- Santos, A., Kato, M., Florencio, L., Estudo Comparativo Entre a Biodegradabilidade Aeróbia e Anaeróbia de Chorume de Aterro Controlado., Memorias del XI SILUBESA - Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Natal, Brasil, 2004.
- Silva, M., Duarte, V., Prasad, S., Silva W., Barbosa, G., Tratamento Biológico Conjugado de Percolado e Esgoto Sanitário em Reator UASB., Memorias del VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Vitória, Brasil, 2002.
- Speece, R., Anaerobic Biotechnology for the Industrial Wastewaters., Archae Press (Ed.), Vanderbilt University, Tennessee, USA, 1996, pp. 394.
- Tavares, J., Duarte, V., Silva, W., Dantas, F., Barbosa, G., Batista, J., Avaliação de Parâmetros Operacionais UASB Tratando Líquido Percolado Conjuntamente Esgotos Domésticos., Memorias del VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Vitória, Brasil, 2002.
- Torres, P., Barba, L., Riascos, J., Vidal, J., Tratabilidade biológica de chorume produzido em aterro nao controlado, Engenharia Sanitária e Ambiental, Vol. 2, No. 2, 1997, pp. 55-62.
- Torres, P., Rodríguez, J., Barba, L., Moran, A., Narváez, J., Tratamiento Anaerobio de Lixiviados en Reactores UASB., Revista Ingeniería y Desarrollo, No. 18, 2005, pp. 50-60.