

Impacto de la tasa de humedad en la biodegradación de los residuos sólidos urbanos de la ciudad de Veracruz, México

Gloria I. González^{1*}, Elena Rustrían², Eric Houbbron² y Abigail Zamora¹

¹ Instituto de Ingeniería, Universidad Veracruzana

Av. S. S. Juan Pablo II S/N Zona Universitaria, Fracc. Costa Verde Costa Verde, 94294 Veracruz, México

² Facultad de Ciencias Químicas, Universidad Veracruzana

Prolongación Oriente 6 No. 1009, 94349 Orizaba, Veracruz, México

Recibido 13 Marzo 2008, Revisado 9 Junio 2008, Aceptado 1 Julio 2008

Impact of humidity rate on the biodegradation of municipal solid wastes from Veracruz city, Mexico

Abstract

The Veracruz State (Mexico), produces about 5,280 tons daily of municipal solid waste (MSW), 70% of them are disposed without any technology in open places and there are only five landfills available (INEGI, 2005). This study proposes to analyze the humidity rate impact in MSW biodegradation in Veracruz City, using lab scale bioreactors. Three bioreactors were designed, built and loaded with homogeneous samples of MSW of Veracruz City landfill; they were humidified twice with leachates collected in the lagoons of the final disposal site. The valves located in the equipment bottom and top, allowed to take biogas and leachates samples. This experiment was developed during 118 days. In first step, the hydrolysis rate of the MSW organic fraction reached 274 mgDQO/l d and in second step it was quadruple. On the other hand, conductivity was 10,200 and rose to 150,000 μ S/cm. Finally, humidity generated for leachates accelerates the hydrolysis rate of organic fraction in MSW. However acidogenesis was inhibited due to there was no AVG's and methane production. Because of this, next stages were no developed.

Keywords: Municipal solid waste, landfills, leachates, biogas.

Resumen

El estado de Veracruz (México), genera cerca de 5,280 toneladas por día de residuos sólidos urbanos (RSU), de los cuales el 70% se descargan sin tecnología en espacios abiertos y sólo se dispone de cinco rellenos sanitarios (INEGI, 2005). Este estudio propone analizar el impacto de la tasa de humedad en la biodegradación de RSU de la ciudad de Veracruz, utilizando biorreactores a escala. Se diseñaron y construyeron 3 biorreactores, que se cargaron con muestras homogéneas de RSU del relleno sanitario de Veracruz; se humedecieron 2 veces con lixiviados recolectados en las lagunas del mismo sitio de disposición final. Las válvulas colocadas en el fondo y domo de los equipos, permitieron tomar muestras de biogás y lixiviados percolados. El experimento duró 118 días. En la primera etapa se logró alcanzar una tasa de hidrólisis de la fracción orgánica de los RSU de 274 mgDQO/l d; en la segunda etapa, la tasa de hidrólisis se cuadruplicó. Por otro lado, la conductividad pasó de 10,200 a 150,000 μ S/cm. Se concluye que la humedad aportada por los lixiviados introducidos, aceleró la tasa de hidrólisis de la fracción orgánica contenida en los RSU. No obstante, se inhibió la acidogénesis, lo cual se evidenció por la falta de producción de ácidos grasos volátiles (AGVs) y de metano. Por tal motivo, no se desarrollaron el resto de las etapas.

Palabras clave: Residuos sólidos urbanos, rellenos sanitarios, lixiviados, biogás.

Introducción

El Estado de Veracruz se localiza al este de la República Mexicana, con 745 km de costa a lo largo del Golfo de México. Es el tercer estado más

poblado del país con 6.9 millones de personas, que generan 5,280 toneladas de RSU por día, de los cuales el 80% son recolectados y sólo el 37% son llevados a rellenos sanitarios (INEGI, 2005). La disposición de RSU en la zona del Golfo de

* Autor para correspondencia
E-mail: giglzlzy@yahoo.com.mx

México enfrenta dos problemas principales: la falta de espacios donde construir rellenos que cumplan los requerimientos establecidos por la legislación ambiental (NOM-83-SEMARNAT-2003) y el alto costo que implica la adecuación de los limitados lugares disponibles, empleando obras de ingeniería, aunado al equipamiento con infraestructura necesaria para operar de manera eficiente.

Sin embargo, la falta de parámetros y metodología para permitir la reutilización del espacio disponible en sitios ya acondicionados producirá en el mediano plazo, la necesidad de elegir y adaptar nuevos lugares cuando concluya su vida útil.

Por tal razón, se diseñó y construyó un biorreactor a escala, para efectuar pruebas con desechos del Puerto de Veracruz, con el propósito de obtener las condiciones de operación adecuadas a las características climáticas de la zona del Golfo de México. Los resultados obtenidos en esta investigación pueden ser usados en rellenos de esta región.

Digestión anaerobia de los residuos sólidos orgánicos

Cuando los residuos sólidos se biodegradan bajo condiciones anaerobias, se produce una mezcla de gases llamada biogás, que se compone básicamente de metano (CH_4) y dióxido de carbono (CO_2). La alternativa más prometedora ante la incineración y el compostaje de los residuos sólidos orgánicos es la digestión anaerobia. La principal ventaja de este proceso es la producción de biogás, el cual puede ser usado para producir electricidad. La alta carga orgánica que maneja y la baja producción de lodos son las principales ventajas del proceso anaerobio (Bouallagui et al., 2004).

Bioquímica de la digestión anaerobia

En el catabolismo anaerobio, el oxígeno sirve como el aceptor final de electrones que reduce el agua. Esta forma de material carbónico se oxida a CO_2 . Este proceso genera grandes cantidades de energía en forma de trifosfato de adenosina (ATP) y reduce grandes cantidades de masa celular. Los microorganismos involucrados en la digestión anaerobia no toleran el oxígeno. En la respiración anaerobia, los aceptores de electrones inorgánicos,

tales como nitrato (NO_3^-) y nitrito (NO_2^-), se reducen a gas nitrógeno (N_2); también el sulfato (SO_4^{2-}) se reduce a sulfuro de hidrógeno (HS^-), y los protones (H^+) pasan a gas de H_2 ; el CO_2 se reduce a CH_4 .

En México, la fracción orgánica de los RSU generados es superior al 60%. Se pueden distinguir 4 etapas metabólicas de la digestión anaerobia:

1) Hidrólisis – el material orgánico insoluble complejo se solubiliza por medio de enzimas excretadas por microorganismos hidrolíticos.

2) Acidogénesis – los compuestos orgánicos solubles, incluyendo los productos de la hidrólisis se convierten en ácidos orgánicos, alcoholes, hidrógeno y CO_2 .

3) Acetogénesis – los productos de la etapa anterior se convierten en ácido acético, hidrógeno y CO_2 .

4) Metanogénesis – Se genera CH_4 a partir de ácido acético, hidrógeno y CO_2 , lo mismo que directamente de otros sustratos, de los cuales el ácido fórmico y el metanol son los más importantes.

En un proceso de digestión anaerobia bien balanceada, todos los productos de una etapa metabólica previa se deben convertir en los siguientes, sin la producción significativa de productos intermedios. El resultado final es una conversión anaeróbica casi completa del material orgánico biodegradable, en productos finales como: CH_4 , CO_2 , sulfuro de hidrógeno y amoníaco (Veeken et al., 2000).

Factores ambientales que controlan la digestión anaerobia

a) pH y alcalinidad: El intervalo óptimo de pH para la digestión anaerobia es de 6.8–7.5, pero puede operarse efectivamente entre 6 y 8.

b) Temperatura: Las bacterias termófilas son muy sensibles a pequeños cambios de temperatura, incluso 1 a 2 grados. De esta manera, los digestores deben ser operados en condiciones mesófilas.

c) Humedad. Para una buena metanogénesis se requiere de una concentración superior a 60% de humedad en los residuos (Robles, 2005). La degradación biológica de la materia orgánica mejora con la humedad entre 50 y 70% (Palma, 1999).

d) Nutrientes: La relación sugerida para C:N:P es

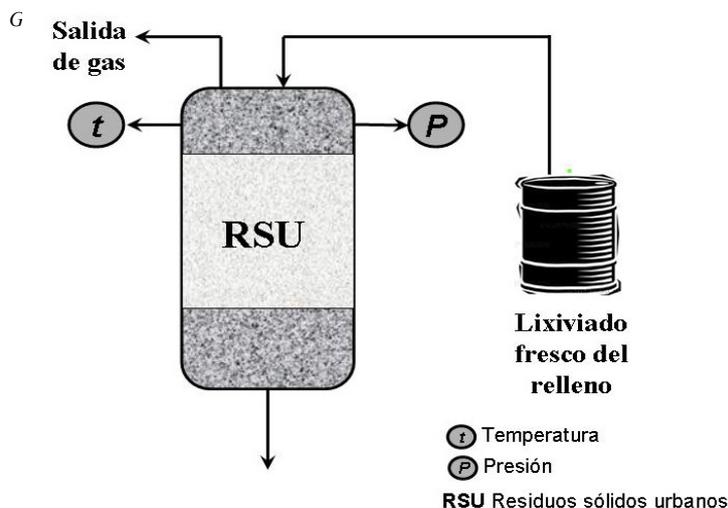


Figura 1. Esquema del biorreactor piloto de laboratorio utilizado en el ensayo.

150:15:1 para digestión óptima, o DQO/N/P 100/5/1 (DQO= demanda química de oxígeno). Los requerimientos de los micronutrientes incluyen también: magnesio, potasio, cobalto, zinc, manganeso y cobre.

e) Toxinas, las cuales pueden ser orgánicas o inorgánicas y tienden a inhibir el crecimiento anaerobio (Yilmaz, 2003).

Material y métodos

Equipamiento

El biorreactor piloto de laboratorio (Fig. 1) consta de un cuerpo cilíndrico de policloruro de vinilo (PVC Cédula 80), con una capacidad de 19.5 litros. Se seleccionó este material debido a que los lixiviados son muy corrosivos. Con el fin de reproducir el experimento por triplicado, se construyeron 3 biorreactores.

Cada biorreactor tiene 60 cm de altura por 20.3 cm de diámetro. Constan de tres compartimentos: cuerpo para contener los RSU, domo para el biogás generado y fondo donde se concentran los lixiviados producidos. En cada uno de los 3 compartimentos se instaló un termopar para medir la temperatura interior. Además, la parte superior cuenta con un sensor de presión y una válvula de salida de biogás. En el fondo del cuerpo se colocó un dispositivo para separar el líquido percolado de

los residuos sólidos y el gas.

La recolección de lixiviados y su recirculación se hizo utilizando válvulas de acero inoxidable, tubería y llaves plásticas reforzadas de PVC (cédula 80). Los reactores cuentan con una capa de aislamiento térmico externa, para preservar la temperatura interna. La temperatura y la presión se registraron diariamente (Fig. 1).

Procedimiento Experimental

Los lixiviados frescos que se introdujeron en los biorreactores para humedecer los residuos, en las dos etapas del experimento, se extrajeron de las lagunas del relleno controlado de la Ciudad de Veracruz. Se les analizaron varios parámetros previamente, incluyendo: DQO, Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), sólidos, grasas y aceites, metales pesados, pH, N, P, cianuro (CN) y coliformes (NOM-001-SEMARNAT-1996). Además, se midió la conductividad (Tabla 1). Este relleno cuenta con dos celdas, en las cuales se han dispuesto 700 mil toneladas de RSU.

Los biorreactores se cargaron con 10 kg RSU tomados del relleno de Veracruz. Se hicieron muestras homogéneas con basura fresca descargada en el sitio; las determinaciones previas fueron cenizas y humedad (NOM-AA-18 y 16). Para el estudio se consideró la humedad promedio inicial de 43% en los RSU que se introdujeron al equipo

piloto. Se compactaron hasta obtener una densidad de 700 kg/m³.

Después de 38 días, se agregaron a cada biorreactor 4.3 litros de lixiviados frescos (tomados del relleno), para alcanzar una humedad del 70%; 52 días después, se recolectaron y se analizaron 1.6 litros de líquido que pasaron a través de la basura y se depositaron en el fondo de cada biorreactor. Transcurridos 5 días, con el fin de conservar la humedad de los residuos, se agregó nuevamente un litro de lixiviado fresco a cada equipo (proveniente del relleno).

Se registró un segundo periodo de contacto de 23 días; al término, el lixiviado del fondo de los biorreactores fue extraído y analizado también. Las determinaciones fueron: conductividad, DQO, pH, ácidos grasos volátiles (AGV's), metales pesados, N, P y coliformes. Los resultados se presentan en la Tabla 2, donde R1, R2 y R3 son los tres biorreactores utilizados. También se analizó la composición del biogás, por medio de un cromatógrafo; las muestras se colectaron en bolsas tedlar.

Análisis efectuados

Como se mencionó en el procedimiento experimental, los análisis efectuados a todos los lixiviados del estudio fueron los que marca la NOM-001. Además, se midió la conductividad. Los lixiviados se preservaron de acuerdo con los procedimientos establecidos por los Métodos Normalizados para el análisis de aguas potables y residuales (1989). El laboratorio donde se

realizaron contaba con certificación de la Entidad Mexicana de Acreditamiento (EMA).

Los procedimientos seguidos fueron los de las Normas Mexicanas (NMX), correspondientes a los diferentes parámetros. En el caso de las muestras de RSU se analizó cenizas y humedad. Para los metales se empleó la espectrofotometría de absorción atómica de acuerdo a la norma NMX-AA-051-2001.

Las muestras del gas fueron analizadas en un cromatógrafo de gases. El cromatógrafo de gases estuvo equipado con una columna empacada con malla molecular (2.0 m × 1/8 pulgada); el gas de arrastre fue Helio a una velocidad de alimentación de 14 ml/min; la temperatura de la columna fue establecida a 80° C.

Resultados y discusión

Considerando los resultados obtenidos en los análisis efectuados a los lixiviados frescos y los que se colectaron en el fondo de los biorreactores, se hacen las siguientes observaciones. El pH y el fósforo mantuvieron su valor constante a lo largo del estudio. La variación más importante se observó en la conductividad y DQO, con un incremento de 10,200 a 150,000 µS/cm (valores menor y mayor) y de 3,900 a 44,500 mg DQO/l, respectivamente (Tabla 1 y 2). La acidez presentó diferentes valores en los tres biorreactores, medida como AGV's, pero no se observó evolución a lo largo del tiempo (Tabla 2).

El perfil de nitrógeno se incrementó de 700 a 9,300

Tabla 1. Comparación de lixiviados de las lagunas del relleno sanitario de la Cd. de Veracruz.

	Celda 1	Celda 2 (inicial)	Celda 2 (final)*	Según bibliografía
pH	7.5	7	-	6.9-8-11 ¹
Conductividad (µS/cm)	14,200.0	10,200	30,000	4,000-49,000 ²
DQO (mg/l)	5,748.0	3,929	5,609	1,050-17,000 ²
DBO (mg/l)	5,057.0	3,501	1,251	50-20,000✓
Nitrógeno total (mg/l)	1,665.0	723	-	70-2,000✓
STV (mg/l)	5,350.0	3,600	2,704	-
Coliformes (NMP/100 ml)	430.0	230	-	-
Ni (mg/l)	0.024	0.060	-	1-2 ¹
Pb (mg/l)	0.089	n.d.	-	19-75 ²
Zn (mg/l)	0.398	0.110	-	10-50 ³

*11 meses después

¹ Noyola et al (1992); ² Torres et al (1999); ³ McBean et al (1995)

Tabla 2. Comparación de los lixiviados recirculados dentro de los biorreactores (R1, R2, R3).

	R1 (52 días)	R2 (52 días)	R3 (52 días)	R1 (23 días)	R2 (23 días)	R3 (23 días)
pH	7.12	7.26	7.17	7.51	7.06	7.16
Conductividad (μ S/cm)	65,000	67,000	61,000	150,788	150,490	150,490
DQO (mg/l)	17,893	19,625	17,027	44,500	43,100	42,700
Nitrógeno total (mg/l)	9,576	8,956	9,332	3,596	2,817	2,580
Fósforo total (mg/l)	141.0	135.0	113.0	300.0	287.5	325.0
Coliformes (NMP/100 ml)	<3	<3	<3	110	<3	<3
Ni (mg/l)	2.45	2.67	2.31	1.96	1.84	2.15
Pb (mg/l)	1.81	1.86	1.93	1.37	1.17	1.43
Zn (mg/l)	1.81	1.51	2.61	4.20	3.88	25.26
AGV's (%)	3.69	4.66	9.65	3.60	2.55	9.11

mg/l (en promedio), durante la primera recirculación de lixiviados, que duró 52 días. En la segunda inyección de líquido percolado, cuyo lapso fue de 23 días, se redujo a 3,000 mg/l. Se pudo apreciar un decaimiento importante en la presencia de coliformes en las tres celdas. Ni, Pb, y Zn no presentan variación y mantuvieron valores promedio de 2.2, 1.6 y 2.8 mg/l, respectivamente. Las concentraciones de otros metales pesados permanecen inferiores a 1 mg/l. Todo lo anterior, en el periodo de recirculación de lixiviados.

El aumento en la concentración de la DQO en la fase líquida, demuestra que la hidrólisis de la fracción orgánica sólida ocurre en la cama de residuos humedecida con lixiviados. Lo anterior se confirmó por el elevado nivel de conductividad, que se relaciona con la concentración de iones. En la primer etapa se disolvieron 14,252 mg DQO/l en 4.3 l durante 52 días, lo cual representa una tasa de hidrólisis de 274 mg DQO/l d. En la segunda fase, de 23 días, la tasa de hidrólisis aumentó hasta 1,096 mg DQO/l. La recirculación de lixiviados incrementa la interacción entre las bacterias y la materia orgánica.

Adicionalmente, la baja acidez, confirmada por el pH 7 mantenido, muestra una baja producción de AGV, lo cual no permitió que se produjera biogás. En este caso, se inhibió la acidificación de la materia orgánica. De acuerdo al perfil del nitrógeno, se podría considerar que tuvo efecto negativo sobre la acidogénesis. La reducción de nitrógeno observada podría estar afectada por el crecimiento bacteriano, asociado a la disolución del

carbono disponible. La metanogénesis se inhibió completamente, no se detectó presencia de metano en los análisis. Finalmente, la materia inorgánica no sufrió alteraciones a lo largo de este estudio.

Conclusiones

Estos experimentos demuestran que un alto nivel de humedad favorece la hidrólisis de RSU. Además, la condición hidráulica y el tiempo de contacto permiten incrementar la tasa de hidrólisis. Lo anterior indica que los RSU depositados en rellenos sanitarios en condiciones ambientales semejantes a la ciudad de Veracruz, deberían humedecerse con lixiviados.

Sin embargo, estas condiciones pueden ser causadas por la concentración de nitrógeno, la cual limita la producción de AGV y metano. Los metales pesados no se podrían disolver bajo estas condiciones. Como perspectiva de este trabajo, la recirculación y extracción continua de lixiviados, podrían reducir la concentración de compuestos inhibidores para lograr el desarrollo de todas las etapas de la digestión anaerobia.

Agradecimientos

Los autores desean agradecer a la Ing. Maria Guadalupe Tejeda, por su valiosa ayuda en el trabajo analítico. Así mismo, el apoyo financiero del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología-Sistema del Golfo, CONACYT-SIGOLFO (Proyecto 00-06-009-V).

Bibliografía

- Bouallagui H., Touhami Y., Ben Cheikh R., Hamdi M., 2005. Bioreactor performance in anaerobic digestion of fruit and vegetable wastes. *Process Biochemistry*, 40: 989-995.
- Diamadopoulos E., 1994. Characterization and treatment of recirculation-stabilized leachate. *Water Research*, 28: 2493-2445.
- Houbron E., Larrinaga A., Rustrián E., 2003. Liquefaction and methanization of solid and liquid coffee wastes by two phase anaerobic digestion process. *Water Science and Technology*, 48: 255-262.
- Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática, INEGI, 2005. Censo general de población y vivienda. Estadísticas ambientales. México.
- McBean E.A., Rovers F.A., and Farquhz G.J., 1995. Treatment of leachate. In: *Solid wastes landfill engineering and design*. Prentice Hall. PTR, Englewood Cliffs, NJ. USA.
- Norma Mexicana NMX-AA-16-1984, protección al ambiente-Contaminación del suelo-Residuos sólidos municipales-Determinación de humedad. Diario oficial de la federación, 14-12-1984. México.
- Norma Mexicana NMX-AA-18-1984, protección al ambiente-Contaminación del suelo-Residuos sólidos municipales-Determinación de cenizas. Diario oficial de la federación, 10-12-1984. México.
- Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996. Diario oficial de la federación, 11-10-1996. México.
- Norma Oficial Mexicana NOM-083-SEMARNAT-2003. Diario oficial de la federación, 20-10-2004. México.
- Noyola A., Kano G.M.T., and Ordeñana P., 1992. Anaerobic treatability of sanitary landfill leachates. Instituto de Ingeniería. UNAM. Technical Report, Mexico.
- Palma J., Espinace R., Valenzuela P., Szanto M., 1999. Reducción de los tiempos de estabilización en rellenos sanitarios operados con recirculación de lixiviados. XIII Congreso de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, AIDIS, Chile, 1-6.
- Reinhart D.R., and Al-Yousfi A.B., 1996. The impact of leachate recycling on municipal solid waste landfill operating characteristics. *Waste Management and Research*, 14: 337-346.
- Robles Martínez, F., 2005. Formación de biogás y lixiviados. En *Generación de biogás y lixiviados en los rellenos sanitarios*. Instituto Politécnico Nacional, México, 32.
- Torres L., Perez S., Bello G. and Orta T., 1999. Characterization and biodegradability of leachates arising from Ciudad de Mexico sanitary landfill Bordo Poniente Step IV. 1er. Simposio Latinoamericano de Tratamiento y Reuso del Agua y Residuos Industriales, Mexico.
- Veeken, A., Kalyuzhnyi S., Scharff, H., Hamelers, B., 2000. Effect of pH and VFA on hydrolysis of organic solid waste. *Journal of Environmental Engineering*, 126: 1076-1081.
- Weimer, R., 1996. Estadística. En análisis de la varianza. Compañía Editorial Continental, S.A. de C.V. México.
- Yilmaz A. H. and Atalay F. S., 2003. Modeling of the Anaerobic Decomposition of Solid Wastes. *Energy Sources*, 25: 1063-1072.