

EFFECTOS DE LA RECIRCULACIÓN DE LIXIVIADOS SOBRE LAS PROPIEDADES FÍSICAS Y QUÍMICAS DE LOS RSU SOMETIDOS A DIGESTIÓN ANAERÓBICA

Erick Alejandro MENDOZA CHÁVEZ, Liliana MÁRQUEZ-BENAVIDES*, Juan M. SÁNCHEZ-YÁÑEZ, Otoniel BUENROSTRO DELGADO y José Guadalupe RUTIAGA-QUIÑONES

Instituto de Investigaciones Agrícolas y Forestales. Av. Laboratorio de Residuos Sólidos y Medio Ambiente. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, San Juanito Itzicuaró s/n. C.P. 58337, Morelia, Mich. México
*Autora responsable; lmarquez@umich.mx.

(Recibido agosto 2011, aceptado enero 2013)

Palabras clave: digestores anaerobios, relleno sanitario

RESUMEN

En el presente trabajo se estudió el efecto de la recirculación de lixiviados (LIX) en residuos sólidos urbanos (RSU) bajo condiciones anaeróbicas. Para la experimentación se usaron distintas tasas de recirculación 40, 60 y 80 % del volumen de RSU cargados (%v/v) a un bioreactor anaeróbico, con el fin de analizar los cambios físicos y químicos en los RSU, producidos por la recirculación de LIX a diferentes volúmenes. Se dio seguimiento a los cambios en la matriz de RSU durante 195 días. En el experimento, se operaron tres grupos de siete biorreactores anaeróbicos de sustratos sólidos (BAS) con recirculación de LIX y un grupo sin recirculación. Se desmontó un BAS de cada grupo periódicamente y se analizaron los parámetros de pH, porcentaje de lignina, y celulosa, capacidad calorífica (CC) y capacidad amortiguadora (CB) de los RSU desmontados. Con excepción del pH, el resto de las propiedades físicas y químicas estudiadas en este trabajo se ven afectadas por el régimen de recirculación de LIX.

Key words: anaerobic digesters, landfill

ABSTRACT

This paper studies the effect of leachate recirculation in municipal solid waste under anaerobic conditions. Different leachate recirculation rates were used for the experimentation, using 40, 60 and 80% of the volume of MSW loaded (% v/v) to an anaerobic bioreactor; the physical and chemical changes in MSW produced by the leachate recirculation were analyzed. The changes in the MSW matrix were monitored for 195 days. In the experiment, three groups of seven bioreactors were operated using leachate recirculation and an additional group was operated without recirculation. A bioreactor was dismantled in each group periodically and the solid content was analyzed for pH, percentage of lignin and cellulose, heat capacity and buffering capacity. Except pH, all other physical and chemical properties studied in this work were affected by the leachate recirculation.

INTRODUCCIÓN

En México, la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (DOF 2013) define a los residuos como material o producto cuyo propietario o poseedor desecha y que se encuentra en estado sólido o semisólido, o es un líquido o gas contenido en recipientes o depósitos, y que puede ser susceptible de ser valorizado o requiere sujetarse a tratamiento o disposición final conforme a lo dispuesto en esta ley y demás ordenamientos que de ella deriven.

De acuerdo con la Secretaría de Desarrollo Social (SEDESOL) en 2004 el método más común para disponer de los residuos sólidos urbanos (RSU) fue la utilización de rellenos sanitarios (RESA), ya que 64 % de los RSU generados se dispusieron de acuerdo con la normativa ambiental (SEDESOL 2005).

Una vez en un RESA, la carga microbiana en los RSU comienzan un proceso complejo de degradación anaerobia generando biogás y lixiviados (LIX), ambos potencialmente contaminantes. En el caso de los LIX, un efluente líquido de alta carga orgánica, se genera la oportunidad de tratar el RESA como un biorreactor al recircular el LIX generado. Esta práctica fue recomendada desde 1972 (Palma *et al.* 2000), ya que favorece el flujo de humedad a través de la matriz de RSU del RESA, acelera la degradación de la fracción orgánica (Reinhart *et al.* 2002, Renou *et al.* 2008) y estimula la actividad microbiana al permitir un mejor contacto entre los sustratos insolubles y solubles con los microorganismos (Reinhart *et al.* 2002); además de que se puede lograr una reducción significativa tanto de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) como de metales que son arrastrados por el LIX (Giraldo 2001). Sin embargo, la recirculación de lixiviados en México aún es incipiente y aún en países donde es una práctica más frecuente, se reconocen múltiples necesidades de investigación en el tema, tales como: (i) la disposición de los residuos (por ejemplo, usar o no compactación, uso de metodologías para compactar), (ii) asentamiento (la recirculación es fuente potencial de desplazamiento de residuos), (iii) desempeño del sistema de recolección de lixiviados utilizado (criterios para definir desempeño, métodos para monitorear desempeño, métodos para identificar atascos en el sistema, etc.), (iv) recirculación del lixiviado propiamente (métodos para humedecer de manera uniforme, métodos para controlar y medir la humedad en el sitio, uso de líquidos diferentes a lixiviados, etc.), (v) control interno de la matriz de RSU para mejorar el desempeño del sitio (identificación de cambios de permeabilidad, identificación de factores clave para optimización e

indicadores, metas de operación para estabilización, etc.), y (vi) generación y manejo del gas (adquisición de datos de emisión, determinación de potenciales de emisiones de biogás bajo regímenes de recirculación, etc.) (Palma *et al.* 2000, Reinhart *et al.* 2002, Renou *et al.* 2008, Hernández *et al.* 2010).

Dentro del control interno de la matriz de RSU, el estudio de las propiedades físicas y químicas ha sido escasamente reportado, sobre todo bajo distintos regímenes de recirculación de LIX. Las propiedades físicas y químicas de los RSU están ligadas a los criterios de estabilización y/o valorización de los residuos (Francois *et al.* 2006) e incluyen parámetros como humedad (%), capacidad calórica (CC), pH, sólidos totales volátiles, capacidad amortiguadora, asentamiento, capacidad de campo, tamaño de partícula, porosidad, etc. Se sabe que tras un composteo aerobio, las propiedades físicas y químicas de residuos o de suelos suelen modificarse (Tejada *et al.* 2009), por lo que el objetivo de este trabajo a escala laboratorio fue usar diferentes regímenes de recirculación de LIX para estudiar la matriz de RSU y los cambios que presenta en un proceso de degradación anaerobia acelerada.

EXPERIMENTACIÓN

Toma de muestra del relleno sanitario

Se recolectaron RSU frescos del RESA intermunicipal de Pátzcuaro, Michoacán en febrero de 2009. La muestra de RSU se tomó de la parte superficial de una celda activa. Se recolectaron 300 kg de RSU y mediante el método de cuarteo (SECOFI 1985) se tomaron de 50 kg de muestra final, la que fue colocada en bolsas negras de plástico, éstas se sellaron herméticamente y se transportaron al laboratorio para separar manualmente la muestra en 15 subproductos y fraccionar a tamaño de partícula < 1 cm.

Construcción y operación de los BAS

Se construyeron 28 biorreactores anaeróbicos de sustratos sólidos (BAS) usando PVC de acuerdo con lo detallado por Hernández *et al.* (2010), se llenaron con 215.19 g de una mezcla de RSU (**cuadro I**) y posteriormente se acoplaron a un sistema de recirculación de LIX, en condiciones anaeróbicas.

De los 28 BAS, 21 se operaron con un sistema de recirculación de LIX con tres diferentes volúmenes de LIX y los siete restantes sin recirculación como grupo testigo. La recirculación de LIX inició con la adición de agua potable a cada BAS para obtener un contenido de humedad teórica en la matriz de residuos de 40, 60 y 80 % v/v. El LIX se vertió en

CUADRO I. CATEGORÍAS UTILIZADAS PARA LA MEZCLA INICIAL DE RSU

SUBPRODUCTOS	RSU	
	% p/p	g
Residuos alimenticios	34.25	73.71
Residuos de jardinería	31.86	68.56
Papel	5.97	12.84
Plástico de película	4.74	10.2
Polietileno de alta densidad	3.81	8.21
Vidrio	3.48	7.49
Trapo	3.31	7.12
PET	2.67	5.75
Material de construcción	1.91	4.1
Pañal desechable	1.89	4.06
Material ferroso	1.76	3.78
Material no ferroso	1.31	2.83
Envase de cartón encerado	1.21	2.6
Cartón	1.07	2.3
Unicel	0.76	1.64
Total	100	215.19

% p/p, por ciento peso base húmeda

un depósito con agua potable en una proporción de diez veces el volumen de un BAS. La operación para la recirculación de LIX se continuó dos veces por semana. La operación de todos los BAS se realizó a 23 ± 2 °C. Los BAS se desmontaron en diferentes periodos como se muestra en la **figura 1**.

Métodos analíticos

El muestreo y análisis de los RSU se realizaron al inicio y tras cada descarga de los grupos de BAS hasta el final del experimento. Una vez desmontados los BAS inmediatamente se tomaron muestras para determinar, por duplicado, remoción de sólidos volátiles totales (RSVT), pH, capacidad amortiguadora (CB) y capacidad calórica (CC).

El pH se determinó como lo indica la NMX-AA-25-1984 (SECOFI 1984), con un pH-metro marca Conductronic PC18. La determinación de la CB, se realizó por triplicado mediante la modificación del método de Federer y Hornbeck (1985) utilizando 13 vasos de precipitado (pp) con muestra de RSU digeridos de cada grupo de BAS; a seis de los 13 vasos de pp se les añadió HCl 1.0 N en los siguientes volúmenes: 0.1 mL, 0.5 mL, 0.9 mL, 1.4 mL, 1.8 mL y 2 mL; a otros seis vasos de pp se les agregó NaOH 1.0 N en los mismos volúmenes que los anteriores y al vaso restante sólo se le agregó agua destilada. Se llevó el volumen de todos los vasos de pp a 20 mL; se midió y registro el pH. Se calcularon los miliequivalentes (mEq) y el peso (kg) de material seco que se utilizó en cada muestra.

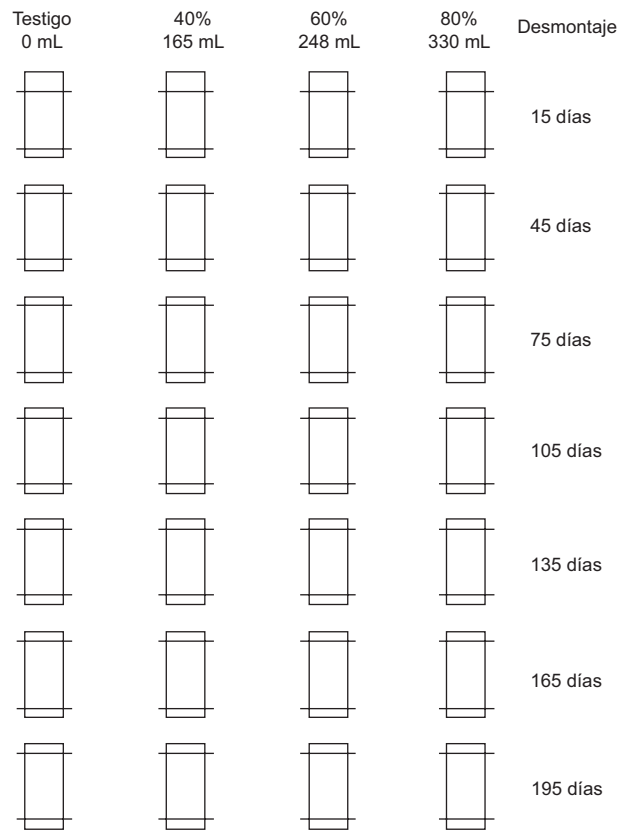


Fig. 1. Periodos de desmontado de los BAS

La determinación de CC se realizó utilizando la fórmula $Hu=45(B-P)+80P-6W$, donde Hu: capacidad calorífica (Kcal/kg), B: materia combustible (%), W: humedad (%), P: plástico (%) (Bin-Yousuf y Rahman 2007). La preparación de los RSU libre de extractos se realizó con una adecuación a la norma D1105-56 (ASTM 1979) para posteriormente determinar el contenido de lignina (LIG) por el método reportado por Runkel y Wilke (1951) y el contenido de celulosa (CEL) de acuerdo con el método del clorito (Wise *et al.* 1946).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El poder calorífico de un material es la cantidad de energía desprendida en la reacción de combustión, referida a la unidad de masa del material (Velázquez 2006). Se observó que bajo las condiciones operadas en el experimento, la CC de los RSU sometidos a DA se vio influida por los diferentes regímenes de recirculación. El valor del material fresco fue de 3369.7 kcal/kg, pero la CC disminuyó conforme el proceso de DA se llevó a cabo. Esto debido a que los carbohidratos (azúcares simples, celulosa,

hemicelulosa, etc.) se metabolizan hasta la producción de CH₄ y CO₂; además, en el caso de los BAS con recirculación, el menor valor de CC fue observado en los BAS de 80 % de recirculación, lo que sugiere que los LIX causan un arrastre a través de la matriz de RSU digeridos. De acuerdo con Bin-Yousuf y Rahman (2007) un valor de CC_{inferior} de al menos 1500 kcal/kg (6280 kJ/kg, base húmeda) se requiere para que la incineración del material produzca potencia.

Se apreció que la remoción de SVT tiene una relación directa con el régimen de recirculación ya que a mayor tasa de recirculación hubo una mayor remoción de SVT (**Cuadro II**) corroborando que el movimiento del agua a través de la matriz de residuos sólidos fue clave para la transferencia de masa entre las fases sólida y líquida, lo que permitió una mayor disponibilidad de nutrientes como lo reportan Benbelkacem *et al.* (2010). Existe una remoción de SVT similar para los tres regímenes de recirculación, lo cual puede explicarse por el alto contenido de LIG en los RSU, ya que su estructura compleja pudo haber interferido con la DA de la CEL (Barlaz *et al.* 1997, Micales y Skog 1997).

La adición de agua al inicio de la experimentación produjo lixiviados con valores ácidos, ya que los RSU frescos revelaron un valor de pH de 6.56. El **cuadro II** muestra los valores de pH del material sólido sometido a DA. En el grupo testigo (sin recirculación), el valor ácido del pH se mantuvo durante toda la experimentación, esto coincide con lo observado por Mehta *et al.* (2002) quienes encontraron que los RSU que se digieren solamente con la humedad intrínseca difícilmente alcanzan valores de pH apropiados para la metanogénesis. Por otro lado, los resultados obtenidos muestran que en ninguno de los grupos de BAS con recirculación hubo diferencias en el pH de la matriz de sólidos.

El pH, además de la humedad está reconocido como una de las variables más influyentes en el desarrollo de la DA (Mata 2003). En relación con la regulación de pH, los RSU poseen de manera natural una capacidad amortiguadora (CB) intrínseca, lo que permite que el sistema se autorregule durante las fases de la DA en un equilibrio que existe entre la acidez activa y la intercambiable. En las curvas de titulación en donde se observa que la adición de una base o de algún ácido sólo conduce a ligeros cambios en el pH, implica que la CB es alta. Cuando se produce un cambio brusco de pH con pequeñas adiciones de alguna base o de algún ácido la CB es baja (Fassbender 1984). Mientras mayor sea la capacidad de intercambio mayor será la CB de un material. Esto es porque más acidez de reserva debe

CUADRO II. CARACTERIZACIÓN PERIÓDICA DE RESIDUOS SÓLIDOS DIGERIDOS, BAS

Parámetro / Desmontado (días)	Testigo						40						60						80							
	pH	CEL (%)	LIG (%)	CC (kcal/kg de RSU)**	RSVT (%)	pH	% CEL	% LIG	CC (kcal/kg de RSU)**	RSVT (%)	pH	CEL (%)	LIG (%)	CC (kcal/kg de RSU)**	RSVT (%)	pH	CEL (%)	LIG (%)	CC (kcal/kg de RSU)**	RSVT (%)	pH	CEL (%)	LIG (%)	CC (kcal/kg de RSU)**	RSVT (%)	
0	6.56	56.91	16.88	3369.69	-	*	*	*	*	-	*	*	*	*	-	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
15	4.88	-	-	3322.89	1.46	5.41	-	-	3204.15	4.97	5.77	-	-	3024.30	6.82	5.49	-	-	2854.80	-	5.02	-	-	-	2836.80	8.93
45	5.6	-	-	3158.98	3.14	4.92	-	-	3189.21	5.93	5.82	-	-	2969.56	8.03	5.02	-	-	2836.80	-	7.23	-	-	-	2786.90	10.48
75	5.17	-	-	3115.53	4.59	7.12	-	-	3111.00	7.86	6.91	-	-	2933.47	9.65	7.23	-	-	2786.90	-	7.13	-	-	-	2619.00	15.71
105	5.1	-	-	3098.79	5.16	7.52	-	-	3022.81	10.61	7.42	-	-	2901.45	10.65	7.13	-	-	2619.00	-	7.25	-	-	-	2504.74	19.27
135	5.42	-	-	3084.30	5.65	7.61	-	-	2953.93	12.75	7.49	-	-	2786.03	14.25	7.25	-	-	2504.74	-	7.37	-	-	-	2451.15	20.94
165	5.34	-	-	3033.21	7.4	7.83	-	-	2836.16	16.42	7.18	-	-	2627.60	19.18	7.37	-	-	2451.15	-	7.03	-	-	-	2373.54	23.36
195	5.47	54.18	16.69	3016.74	10.99	7.03	30.46	30.30	2651.89	22.16	7.01	29.85	31.16	2502.30	23.08	7.03	29.36	31.89	2373.54	-	7.03	29.36	31.89	2373.54	23.36	

(RSVT) Remoción de sólidos volátiles totales. (*) valores iniciales. (**) Base húmeda. (-) No determinado.

ser neutralizada para dar lugar a una elevación o disminución de pH. La importancia de esta propiedad ha sido ampliamente estudiada en el suelo, donde es de valor primordial. La analogía de una matriz de sólidos con sus intersticios ocupados por gas y por líquidos es factible de ser trasladada a los RSU, donde también un cambio de pH marcado afecta la actividad de microorganismos, la disponibilidad de nutrientes y la presencia de distintas especies metálicas.

La CB se define como el número de moles de H^+ u OH^- necesarios para subir o bajar el pH de un kilogramo de residuos (peso seco) en una unidad; por lo tanto, este valor será recíproco de la curva de titulación. En el **cuadro III** se muestra el efecto de la recirculación sobre la CB de los RSU en los diferentes periodos de operación. La CB de los residuos frescos fue de 89.96 y 15.46 (mEq de H^+ , OH^- /kg de RSU seco). En el caso de los BAS testigo, ambos valores aumentaron a 300 y 181 (mEq de H^+ , OH^- /kg de RSU seco) al final de la experimentación. Los valores de CB para los residuos digeridos con recirculación fueron más bajos que los reportados por el tratamiento testigo. En el caso particular de los regímenes del 40 y 60 % v/v los valores ácidos al final de la experimentación son de sólo 7.52 y 7.09 % respectivamente en relación con el valor de los RSU digeridos sin recirculación de lixiviados al día 195. Los resultados del **cuadro III** indican que en los BAS bajo regímenes de recirculación, la CB se ve disminuida en el rango ácido, mientras que en el rango básico aumenta. Esto significa que la dinámica y el intercambio de iones se ve afectada por el proceso mismo de DA (ya que hubo cambio en todos los BAS) y que el valor de la CB depende de la fase de degradación. La autorregulación de la matriz de residuos es evidente dado que al final de la DA, donde se alcanza la producción estable de biogás en el día 195 (resul-

tados no mostrados), el valor del pH (**Cuadro II**) se encuentra alrededor de 7 apto para metanogénesis (Barlaz *et al.* 1997) y más bien el sistema está preparado para regular del lado básico. Además, la adición de humedad y las condiciones de arrastre del lixiviado deben estudiarse más para comprender la dinámica de los intercambios de iones/cationes.

CONCLUSIONES

Es conocido que procesos biológicos como el composteo aerobio o la adición de suplementos (cenizas o composta) a suelos empobrecidos suelen ser capaces de cambiar las propiedades físicas y químicas del material original. Por ende, la hipótesis de que el proceso de DA aunado al uso de distintos regímenes de recirculación afecta las propiedades físicas y químicas (PFQ) de los RSU se usó como premisa en esta investigación. Las conclusiones de este trabajo son:

Bajo las condiciones descritas para esta investigación, los diferentes regímenes de recirculación generaron un cambio en las PFQ de los residuos sólidos digeridos, aunque este cambio está relacionado con la adición o ausencia de humedad y no a los diferentes regímenes de recirculación. Por ejemplo, el pH de los RSU mostró cambios a través de las diferentes fases de la degradación anaerobia pero no entre el grupo que recibió humidificación y el grupo testigo; sin embargo la CC fue la propiedad que sí mostró diferencias entre los diferentes regímenes de recirculación. Esto significa que el arrastre por un mayor volumen de LIX modifica la CC, muy probablemente debido a un lavado del contenido orgánico.

Con excepción del pH, el resto de las propiedades físicas y químicas estudiadas en este trabajo se ven afectadas por el régimen de recirculación de LIX.

CUADRO III. CB (MEQ DE H^+ , OH^- /Kg DE RSU SECO) PROMEDIO DE RSU DIGERIDOS SIN Y CON TRES DIFERENTES REGÍMENES DE RECIRCULACIÓN DE LIX

Días de operación	Testigo		40 % v/v		60 % v/v		80 % v/v	
	Ácido*	Básico ⁺	Ácido*	Básico ⁺	Ácido*	Básico ⁺	Ácido*	Básico ⁺
0	86.96	15.46	86.96	15.46	86.96	15.46	86.96	15.46
15	27.1	33.11	20.04	23.31	58.14	13.72	29.76	16.95
45	81.30	67.11	111.11	109.89	46.08	33.11	23.75	17.24
75	196.08	73.00	62.50	16.92	35.59	18.21	33.11	20.49
105	232.56	98.04	60.00	24.27	20.49	20.79	33.44	24.57
135	255.32	105.26	50.25	13.51	32.26	26.18	35.78	24.10
165	270.27	175.44	26.88	21.55	28.01	75.19	-	33.90
195	300.00	181.82	22.57	50.76	21.28	75.76	-	30.30

(*) mEq de H^+ / kg de RSU seco

(⁺) mEq de OH^- / kg de RSU seco

(-) Valores no determinados

AGRADECIMIENTOS

Se agradece el excelente apoyo técnico de la M. en C. Fabiola Eugenia Pedraza Bucio y el generoso financiamiento proporcionado por el CONACyT mediante la beca número 266629.

REFERENCIAS

- ASTM. (1979). D 1105-56. Método estándar para la preparación de la madera libre de extraíbles. Annual Book of ASTM Standards, Part 22 wood; adhesives. Filadelfia, Pensilvania, Estados Unidos de America. 1192 pp.
- Barlaz M.A., Eleazer W.E., Odle W.S., Qian X. y Wang Y-S. (1997). Biodegradative Analysis of Municipal Solid Waste in Laboratory-Scale Landfills. Project Summary. Research and Development EPA/600/SR-97/071 September 1997. Environmental Protection Agency, National Risk Management, Research Laboratory Agency, Research Triangle Park NC 27711. Estados Unidos de América.
- Benbelkacem H., Bayard R., Abdelhay A., Zhang Y. y Gourdon R. (2010). Effect of leachate injection modes on municipal solid waste degradation in anaerobic bioreactor. *Bioresour. Technol.* 101, 5206-5212.
- Bin-Yousuf T y Rahman M.M. (2007). Monitoring quantity and characteristics of municipal solid waste in Dhaka City. *Environ. Monit. Assess.* 135, 3-11.
- DOF (2013). Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los residuos. Diario Oficial de la Federación. Ley. México, D. F. 46 pp.
- Fassbender H.W. (1984). Bases edafológicas de los sistemas de producción agroforestales. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. San José de Costa Rica, Costa Rica. 192 pp.
- Federer A.C. y Hornbeck J.W. (1985). The buffer capacity of forest soils in New England. *Water, Air, Soil Pollut.* 26, 163-173.
- Francois V., Feuillade G., Skhiri N., Lagier T. y Matejka G. (2006). Indicating the parameters of the state of degradation of municipal solid waste. *J. Hazard. Mater.* 137, 1008-1015.
- Giraldo G.E. (2001). Tratamiento de lixiviados de rellanos sanitarios: avances recientes. *Revista de Ingeniería* 14, 44-55.
- Hernández-Berriel, M.C., Mañón-Salas, M.C., Sánchez Yáñez, J.M. y Márquez-Benavides, L. (2010). Influence of Recycling Different Leachate Volumes on Refuse Anaerobic Degradation. *The Open Waste Management Journal* 3,155-166.
- Mata-Alvarez J. (2003). Anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: a perspective. En: *Biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes.* (J. Mata-Alvarez, Ed.). IWA. Londres, Reino Unido. 91-110 pp.
- Mehta R., Barlaz M.A., Yazdani R., Augenstein D., Bryars M. y Sinderson L. (2002). Refuse decomposition in the presence and absence of leachate recirculation. *J. Environ. Eng.* 128, 228-236.
- Micales J.A., y Skog K.E. (1997). The decomposition of forest products in landfills. *Int. Biodeterior. Biodegrad.* 39, 145-158.
- Palma G.J., Valenzuela T.P.I. y Espinace A.R.H. (2000). Reducción de los tiempos de estabilización en rellenos sanitarios operados con recirculación de lixiviados tratados. *Memorias. Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental.* Porto Alegre. 3 al 8 de Diciembre, 2000. CD-ROM.
- Reinhart D.R., McCreanor P.T., Townsend T. (2002). The Biorreactor Landfill: Its Status and Future. *Waste Manage. Res.* 20, 172-186.
- Renou S., Givaudan J. y Poulain S. (2008). Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *J. Hazard. Mat.* 150, 468-493.
- Runkel R.O.H. y Wilke D.D. (1951) Zur Kenntnis des thermoplastischen Verhalten von Holz. *Holz Roh Werksr.* 9, 260-270.
- SECOFI. (1984). Norma Mexicana NMX-AA-25-1984. Protección al Ambiente. Contaminación del Suelo-Residuos Sólidos Municipales. Determinación del pH. Método Potenciométrico. Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. Modificada 6 de Noviembre 1992.
- SECOFI. (1985). Norma Mexicana NMX-AA-015-1985. Protección al Ambiente. Contaminación del Suelo-Residuos Sólidos Municipales. Muestreo. Método de Cuarteo. México. Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. Modificada 6 de Noviembre 1992.
- SEDESOL-INE (2005). El manejo de los residuos sólidos urbanos y de manejo especial en México. (Sancho y Cervera J. Rosiles, G). Secretaría de Desarrollo Social – Instituto Nacional de Ecología. México, D.F. 85 pp.
- Tejada M., García-Martínez A.M. y Parrado J. (200). Relationships between biological and chemical parameters on the composting of a municipal solid waste. *Bioresour. Technol.* 100, 4062-4065.
- Velázquez B.M. (2006). Caracterización de los residuos forestales. Aprovechamiento de los residuos forestales para uso energético. Universidad Politécnica de Valencia. España. 158 pp.
- Wise L.E., Murphy M. y D'Adieco A. (1946). Chlorite holocellulose, its fractionation and beating on summative wood analysis and on studies on the hemicelluloses. *Paper Trade Journal* 122, 35-45.