
Influencia del pH y nutrientes sobre la biodegradabilidad aerobia de biorresiduos de origen municipal

Jonathan Soto Paz*², Patricia Torres-Lozada¹, Ricardo Oviedo-Ocaña³, Luis Fernando Marmolejo-Rebellón⁴ y Paola Andrea Zambrano Cuenca⁵

^{1,2,3,4,5}Escuela de Ingeniería de Recursos Naturales y del Ambiente-EIDENAR, Universidad del Valle. Calle 13 # 100-00, Cali, Colombia. ³Escuela de Ingeniería de Civil, Universidad Industrial de Santander. Cra 27 calle 9, Bucaramanga, Colombia

Influence of pH and nutrients on the aerobic biodegradability of municipal biowastes

Influència del pH i nutrients sobre la biodegradació aeròbia dels bioresidus d'origen municipal

Recibido: 7 de octubre de 2014; revisado: 3 de marzo de 2015; aceptado: 11 de marzo de 2015

RESUMEN

En los países en desarrollo, los biorresiduos de origen municipal-BOM constituyen la fracción predominante de los residuos sólidos municipales-RSM, siendo el compostaje la tecnología más utilizada para su aprovechamiento; sin embargo, algunas características de los BOM pueden ser adversas para su biodegradabilidad, afectando el desarrollo del proceso de compostaje y la calidad del producto. En este estudio se emplearon técnicas respirométricas a escala de laboratorio, para evaluar la influencia del pH y los nutrientes sobre la biodegradabilidad aerobia de los BOM, encontrándose que las condiciones más favorables para la cinética de transformación del sustrato y de crecimiento de la biomasa, se presentaron cuando se adicionaron nutrientes y se ajustó a pH entre 7 a 8 unidades.

Palabras claves: Biorresiduos; tasa de consumo de oxígeno-TCO; tasa de crecimiento de biomasa-TCB; Tasa de utilización de sustrato-TUS.

SUMMARY

In developing countries, municipal bio-BOM origin constitute the predominant fraction of municipal solid waste-RSM, composting being the most widely used technology for exploitation; however some features of the BOM may be adverse to its biodegradability, affecting the development of the composting process and product quality. In this study respirometric techniques were used in laboratory scale to evaluate the influence of pH and nutrients on the aerobic biodegradability of BOM, found that the

most favorable kinetics and substrate processing biomass growth conditions, presented when nutrients were added and adjusted to pH 7 to 8 units.

Key words: Municipal biowaste-MBW; oxygen consumption rate biomass growth rate; substrate utilization rate.

RESUM

Als països en desenvolupament, els bioresidus d'origen municipal-BOM constitueixen la fracció predominant dels residus sòlids municipals-RSM, sent el compostatge la tecnologia més utilitzada per al seu aprofitament; però, algunes característiques dels BOM poden ser adverses per a la seva biodegradació, afectant el desenvolupament del procés de compostatge i a la qualitat del producte. En aquest estudi es van emprar tècniques respiromètriques a escala de laboratori, per avaluar la influència del pH i els nutrients sobre la biodegradació aeròbia dels BOM, trobant-se que les condicions més favorables per a la cinètica de transformació del substrat i de creixement de la biomassa, es van presentar quan es van addicionar nutrients i es va ajustar el pH entre 7 i 8.

Paraules clau: Residus biològics, Taxa de consum d'oxigen-TCO; Taxa de creixement de la biomassa-TCB, taxa d'utilització del substrat-TUS.

*Autores para la correspondencia: ¹patricia.torres@correounivalle.edu.co; ²jonathan.soto.paz@correounivalle.edu.co; ³eroviedo@uis.edu.co; ⁴luis.marmolejo@correounivalle.edu.co; ⁵paola.zambrano@correounivalle.edu.co

INTRODUCCIÓN

La generación creciente de los Residuos Sólidos Municipales- RSM representa una problemática a nivel mundial que se ha agudizado en los últimos años. En el caso de los países desarrollados, la tasa de generación típica oscila entre 1.43 a 2.08 kg/habitante*día, mientras que en los países en desarrollo es del orden de 0.3 a 1.4 kg/habitante*día [1]. En el caso de Colombia, se generan aproximadamente 26.537 toneladas diarias de RSM [2]. Los biorresiduos de origen municipal-BOM constituyen la mayor fracción de los RSM, su disposición final en rellenos sanitarios, agota la vida útil de estos sitios y conduce a la generación de gases efecto invernadero y lixiviados nocivos para el ambiente y la salud. El compostaje se constituye en la alternativa de mayor aplicación para la valorización de los BOM, [4] debido a que su producto final tiene un alto potencial de aprovechamiento agrícola al utilizarlo como mejorador de suelos y fertilizante para cultivos [5]. El proceso y la calidad del producto final del compostaje dependen de las condiciones de los sustratos, tales como la composición de la materia orgánica y características fisicoquímicas como pH y contenido de nutrientes; estos elementos inciden en la cinética de transformación de la materia orgánica y por ende, en aspectos de diseño y operación de los procesos biológicos [5]. El desarrollo de ensayos de biodegradabilidad aerobia, permite estudiar a escala de laboratorio las condiciones bajo las cuales se podría mejorar el desempeño del proceso de compostaje; aspectos como la modificación de las características fisicoquímicas de los sustratos (pH y nutrientes), podrían facilitar la identificación de las condiciones óptimas para el proceso. Estos ensayos de respiración aerobia están basados en la producción de dióxido de carbono o el consumo de oxígeno, y permiten estimar la biodegradabilidad de los residuos, cuantificando la cantidad de carbono que puede ser mineralizado y la tasa con la que es degradado [6]. Además suministra información para el diseño como la determinación de la concentración de oxígeno que se requiere para llevar a cabo los procesos de oxidación y la medición indirecta de la actividad microbiana [7, 8, 9, 10]. En este estudio se evaluó a escala de laboratorio y mediante técnicas respirométricas, la influencia del pH y los nutrientes sobre la biodegradabilidad aerobia de los BOM procedentes de un municipio donde se realiza separación en la fuente y recolección selectiva y se aprovechan los BOM mediante procesos de compostaje.

MATERIALES Y MÉTODOS

Los ensayos se desarrollaron a escala de laboratorio en reactores tipo batch, en los cuales se simuló el perfil de temperaturas de las fases mesofílica y termofílica del proceso de compostaje, considerando lo reportado por diferentes autores [11], [12] y [13]. En el primer ensayo se evaluó la influencia del pH y en el segundo el efecto de los nutrientes sobre el proceso biológico. En ambos casos la duración de los ensayos correspondió a 120 horas.

DESCRIPCIÓN DEL SUSTRATO

El sustrato correspondió a una muestra representativa obtenida en la planta de compostaje de BOM de un municipi-

pio en el cual se realiza separación en la fuente y recolección selectiva. A la muestra de BOM se le retiró el material inerte y se trituró a fin de alcanzar tamaños de partícula entre 5 y 7 cm aproximadamente [14]. El material fue homogenizado tanto para la caracterización físico-química como para los ensayos biológicos.

Para los ensayos de biodegradabilidad aerobia, los BOM fueron triturados y homogenizados de acuerdo con estudios previos a escala de laboratorio [15]. Las variables de medición de los BOM y de los reactores al inicio y final de los ensayos, son mostradas en la Tabla 1.

Tabla 1. Características físico-químicas evaluadas en los BOM y en los reactores

Característica	Método	Frecuencia de Medición
Temperatura	2550 B.	Diaria
pH	4500-H+	Diaria
Humedad	NTC 5167	Inicio
Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV)	2540E	Diaria
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	5220 D.	Diaria
Carbono Orgánico Total – COT	5310C	Inicio y final de cada etapa
Nitrógeno Total – NTK	4500-Norg B	
Proteínas	Análisis Proximal	
Carbohidratos	Análisis Proximal	
Fósforo	Análisis Proximal	

Fuente: [16]

CONFIGURACIÓN EXPERIMENTAL

Los ensayos se realizaron en reactores de vidrio con un volumen de dos litros (2 L) de capacidad. Se simuló los rangos de temperatura termofílica y mesofílica a través de un circuito eléctrico en paralelo por el que circuló una corriente de 3.0 Amperios y un voltaje de 120 Voltios en los reactores, los cuales fueron controlados por un Dimer de estado sólido de 25 amperios con el que se controló cada rango de temperatura en función de las etapas del proceso. Las muestras de BOM crudo adicionadas a los reactores se mantuvieron agitadas a través de paletas de doble hélice impulsadas mediante motores Dinamic de 1.5 Amperios controladas por Dimers. Para garantizar condiciones aerobias en cada reactor, se suministró aireación constante mediante difusores de piedra pómez a través de un compresor Discover de 3.5HP con un flujo de aire de 25 L/min. Los reactores fueron cubiertos con un velo negro para evitar el crecimiento de algas. La Figura 1 muestra un esquema del tipo de reactor que se utilizó en el estudio.

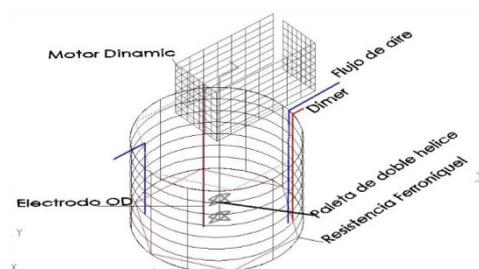


Figura 1. Reactor utilizado

INFLUENCIA DEL PH Y LOS NUTRIENTES

Para evaluar la influencia del pH y de los nutrientes sobre la biodegradabilidad aerobia de los BOM, se conformaron dos baterías de ensayos, cada uno con cuatro reactores. En la primera batería, el primer reactor se mantuvo el pH del sustrato (5.5 unidades) y en los tres reactores restantes se modificó el pH en el rango sugerido por la literatura [5], empleando un modificador de pH alcalino (NaOH) al 50% de pureza en solución sin adicionar nutrientes. En la segunda batería, los valores de pH de los reactores correspondieron a los presentados en la Tabla 3, a los cuales se les modificó el pH con NaOH hasta alcanzar el mismo valor de este parámetro en cada reactor de la batería uno y se adicionó un mililitro (1mL) de la solución de nutrientes propuesta por [17] por cada litro del sustrato.

Tabla 2. Valores de pH evaluados en los ensayos

Batería 1 Evaluación de la Influencia del pH	Reactores	pH (Und)
	Reactor 1*	5.50
Reactor 2	6.00	
Reactor 3	7.00	
Reactor 4	8.00	
Batería 2 Evaluación de la Influencia de los Nutrientes	Reactores	pH (Und)
	Reactor 1*	5.70
	Reactor 2	6.40
	Reactor 3	7.40
	Reactor 4	8.20

* Reactores sin la adición de la solución de Hidróxido de Sodio

Tabla 3. Solución de nutrientes utilizada en el ensayo 2

Reactivo	Cantidad
KH_2PO_4	8.50 g
K_2HPO_4	21.75 g
$Na_2HPO_{4.2} \cdot H_2O$	33.40 g
NH_4Cl	2.00 g

Fuente: [17]

Las Tasas de Utilización del Sustrato-TUS y de Crecimiento de Biomasa-TCB, se determinaron con el método cinético diferencial a partir de la linealización de la curva de sustrato medida en términos de DQO y SSV respectivamente [18, 19, 20], lo que permitió determinar el orden de reacción (Ver Ecuaciones 1, 2 y 3).

$$In_A = -k_1 t + In_{A0} \quad (1)$$

$$\frac{1}{A} - \frac{1}{A^c} = kt \quad (2)$$

$$In_A = -k_2 t + In_{A0} \quad (3)$$

Donde:

AO: Concentración inicial de DQO (mg/L) para TUS ó SSV (mg/L) para TCB

A: Concentración final de DQO (mg/L) para TUS ó SSV (mg/L) para TCB

t: Tiempo de degradación o crecimiento para TUS y TCB respectivamente

K: Constante que define el orden de la reacción de primer o segundo orden

OD: concentración de oxígeno disuelto (mg/L)

-m: Tasa específica de consumo de oxígeno

Tx: Tiempo en minutos

La Tasa de Consumo de Oxígeno-TCO (mg/L-h) se determinó de acuerdo con [21] considerando lo sugerido en la Prueba de ZahnWellens/EMPA, en la que el proceso biológico aerobio se puede llevar a cabo con una concentración de 2.5mg/L de OD; para este estudio, la potencia del equipo aireador utilizado permitió garantizar valores superiores a 5 mg/L de OD durante todo el ensayo.

RESULTADOS Y DISCUSION

CARACTERIZACIÓN DEL SUSTRATO

La Tabla 4 presenta las características físico-químicas del sustrato (BOM) utilizado en los ensayos.

Tabla 4. Resultados de la caracterización físico-química del sustrato crudo

Parámetro	Unidad	Sustrato
pH	Unidades	5.500
Humedad	%	66.71
Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV)	mg/L	34.715
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	mg/L	43.530
Carbono Orgánico Total-COT	%BS*	27.310
Nitrógeno Total	%BS*	1.400
Relación C/N	-----	19.500
Proteínas	%BS*	0.080
Carbohidratos	%BS*	0.410
Fósforo	%BS*	0.002
Relación DQO:N:P**	-----	100:3.6:0.003

*Resultados reportados en base seca (%BS). Sin la humedad del sustrato

** Relación DQO/N/P para los reactores sin adición de nutrientes

Como se observa en la Tabla anterior, el valor de pH del sustrato es ligeramente ácido lo cual es típico de residuos rápidamente acidificables y adicionalmente asociado al proceso previo de fermentación que ocurre durante el período de almacenamiento en las viviendas [22]. El contenido de materia orgánica de del sustrato es elevado, como se evidencia con los valores de Carbono Orgánico Oxidable, DQO y SV, los cuales están asociados a la composición física y fina del sustrato [23, 24] y el contenido de Nitrógeno Total es superior al reportado por diferentes autores [23, 25]; estas características hacen que la relación C/N sea próxima al rango recomendado por diferentes autores [26, 27]. No obstante, si se mejora la relación C/N posiblemente sea más eficiente la transformación del sustrato mejorando la calidad del producto.

El alto contenido de carbohidratos y proteínas se debe al predominio de alimentos no procesados como cáscaras de plátano, yuca, naranja, cebolla y papa. En términos del fósforo, el nivel fue deficiente para garantizar mejores condiciones de biodegradación aerobia [28]. Estas características en general, muestran que el BOM presenta características que hacen recomendable un acondicionamiento del pH y de los nutrientes para favorecer el desempeño del proceso biológico aerobio.

Por otra parte, el sustrato para la batería con adición de la solución de nutrientes presenta una relación DQO:N:P de 100: 4.1:0.2 lo que puede favorecer el proceso debido a que los microorganismos cuentan con mejores condiciones para llevar a cabo sus procesos metabólicos[20].

INFLUENCIA DEL PH Y LOS NUTRIENTES

El seguimiento del pH y la temperatura (Figura 2) durante todo el tiempo que duraron los ensayos, mostró la ocurrencia de las etapas mesofílica y termofílica que se espera alcanzar en un proceso de compostaje. La etapa mesofílica se presentó durante los dos primeros días, con rangos de temperatura entre 25°C y 40°C, y la termofílica

ocurrió entre los días 3 a 5, con rangos de 45° y 65°C. El pH fue entre ligeramente ácido y neutro durante la etapa mesofílica (valores entre 5.34 y 7.14 unidades) y entre ligeramente ácido y alcalinos en la etapa termofílica (Valores entre 6.18 y 8.93 unidades). Estos valores coinciden con los reportados por autores como Sundberg et al., [29] y Castrillon et al., [30].

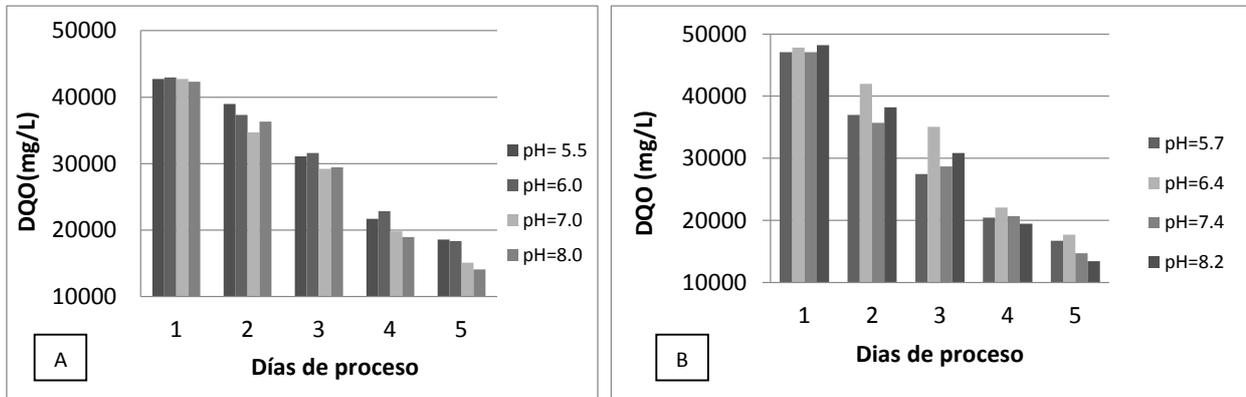


Figura 2. A. Comportamiento de la temperatura y pH para la batería sin adición de nutrientes B: Comportamiento de la temperatura y pH para la batería con adición de nutrientes

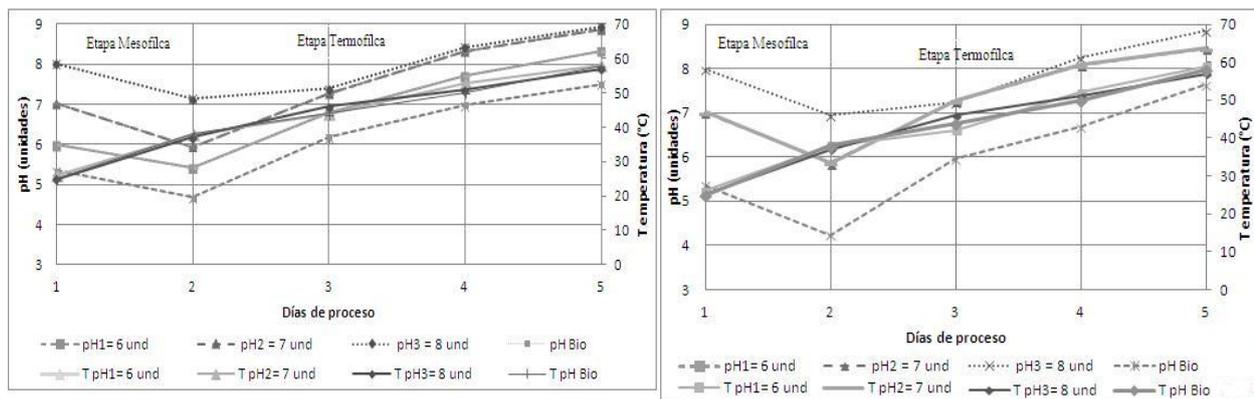


Figura 3. A. Degradación del sustrato sin adición de nutrientes y B. Degradación del sustrato con adición de nutrientes

Tabla 5. Tasa de utilización de sustrato, tasa de crecimiento de biomasa y tasa de consumo de oxígeno para los reactores sin adición de nutrientes

Tasa Reactor	Tasa de Utilización del sustrato- TUS (d ⁻¹)			Tasa de crecimiento de biomasa-TCB (d ⁻¹)			Tasa de consumo de oxígeno-TCO (mg/Lh)	
	E. mesofílica	E. Termofílica	TUS total	E. mesofílica	E. termofílica	TCB Total	E. mesofílica	E. termofílica
pH: 5.50	0.090	0.160	0.170	0.008	0.021	0.013	15-17	29-36
pH: 6.00	0.140	0.170	0.180	0.009	0.019	0.020	16-17	31-35
pH: 7.00	0.200	0.210	0.230	0.047	0.036	0.027	19-20	34-38
pH: 8.00	0.150	0.200	0.220	0.027	0.021	0.024	18-19	33-37

Tabla 6. Tasa de utilización de sustrato, tasa de crecimiento de biomasa y tasa de consumo de oxígeno para los reactores con adición de nutrientes

Tasa Reactor	Tasa de Biodegradación del sustrato- TUS (d ⁻¹)			Tasa de crecimiento de biomasa-TCB (d ⁻¹)			Tasa de consumo de oxígeno-TCO (mg/Lh)	
	E. Mesofílica	E. termofílica	TUS-Total	E. Mesofílica	E. termofílica	TCB Total	E. Mesofílica	E. termofílica
pH= 5.7	0.100	0.180	0.240	0.020	0.023	0.021	16-17	30-38
pH= 6.4	0.130	0.220	0.260	0.021	0.033	0.02	16-18	33-37
pH= 7.4	0.280	0.250	0.320	0.046	0.040	0.025	21-25	36-41
pH= 8.2	0.230	0.230	0.290	0.026	0.034	0.024	19-23	34-39

La Figura 3 muestra la degradación del sustrato medida en términos de la reducción de la DQO tanto para la condición de biodegradabilidad sin adición como con adición de nutrientes.

Se destaca que en ambas condiciones, en general ocurrió una adecuada reducción del sustrato; sin embargo, se observa que esta reducción fue mayor en la batería de ensayos con adición de nutrientes, lo que confirma que el proceso se ve favorecido dado a que los microorganismos cuentan con los nutrientes para realizar mejor los procesos metabólicos [20]. Otro aspecto que se observa es que los reactores con pH entre 7.0 y 8.2 unidades, presentaron una mayor degradación de la DQO, debido a que la tasa de respiración se reduce cuando el pH es inferior a 6 unidades [29]. Autores como [31] plantean que un pH inicial de 8.0 unidades puede afectar el proceso, debido a que un pH básico puede incidir adversamente en la actividad metabólica de los microorganismos [32], por lo que autores como Homada et al., [33] plantea que el proceso de transformación de la materia orgánica se favorece con pH cercanos a la neutralidad.

Las Tablas 5 y 6 muestran las tasas de utilización de sustrato-TUS, crecimiento de biomasa-TCB y consumo de oxígeno-TCO para las dos condiciones del estudio (sin y con nutrientes) y con los diferentes niveles de pH evaluados.

El primer aspecto a resaltar es que el sustrato siguió una cinética de primer orden, resultado similar al reportado por diversos autores [25, 33, 34, 35] y las tasas encontradas en este estudio, están acordes con la literatura, ya que según Tosun et al. [35], en un estudio para evaluar la cinética de compostaje de residuos de procesamiento de rosa y la fracción orgánica de los RSM, los cuales encontraron tasas de degradación de sustrato entre 0.111 – 0.254 d⁻¹. Adicionalmente, las tasas en general son mayores en la etapa termofílica [34, 38, 39], ya que en esta etapa es más eficiente la transformación de las macromoléculas en compuestos más simples y fácilmente asimilables por los microorganismos y por que temperaturas entre 45 y 55°C maximizan la tasa de biodegradación, [20, 38, 39, 40]. De igual manera, conforme la TUS incrementó la TCB presentó el mismo comportamiento, lo cual mostró que en los reactores, parte de la energía liberada producto de la oxidación del sustrato, se utilizó para la formación de nuevo material celular, lo que permitió tener una velocidad mayor de crecimiento de biomasa en comparación a la fase mesofílica, lo que implicó un mayor consumo del sustrato

[20, 39, 41], y adicionalmente ésta es la fase del proceso donde se presentó la mayor tasa de consumo de oxígeno siendo acorde por lo reportado por Negro et al., [44]

En relación con la influencia de los nutrientes, se encontró que éstos tienen una incidencia directa en el proceso de biodegradación del sustrato, observándose que su adición contribuyó a superar el bajo contenido fósforo de los BOM, nutrientes esenciales para todos los procesos biológicos [40] y que se deben encontrar en una relación DQO: N: P de 100:5:1, mejorando con ello la relación C/N inicial favoreciendo el proceso [30, 33, 43]. De esta manera, la tasa de utilización de sustrato, crecimiento de biomasa y de consumo de oxígeno fueron mayores en comparación a la batería que no tuvo esta condición, lo cual evidenció que el aporte de nutrientes al proceso mejora la degradación del sustrato.

Por otra parte, los resultados obtenidos coinciden en lo encontrado por Oviedo et al., [46] quienes al sustrato procedente de la Planta de manejo de Residuos Sólidos de Versalles le incorporaron material de soporte (Pasto estrella- *Cynodon plectostachyus*) para influenciar la cinética de biodegradación y rendimiento del proceso, con el cual lograron ajustar el pH inicial de los biorresiduos a un valor cercano a la neutralidad y con ello mejoraron la eficiencia del proceso.

En la Tabla 7 se presentan los resultados obtenidos al final de los ensayos para los dos tratamientos realizados a los BOM, en los cuales se observa que los mejores resultados en términos de Carbono Orgánico Oxidable, Nitrógeno total y Fósforo son mejores cuando se mejora la relación K-P, lo que es acorde con los resultados encontrados en este estudio.

CONCLUSIONES

Los biorresiduos presentan un alto contenido de materia orgánica biodegradable, que los hace potencialmente valorizables mediante su aprovechamiento por procesos biológicos; sin embargo, presentan limitaciones en términos del pH (relativamente ácido) y deficiencia de nutrientes, principalmente fósforo.

El comportamiento de la temperatura y el pH durante los ensayos en escala de laboratorio, mostró que ésta es una opción viable para simular el comportamiento típico del proceso de digestión aerobia que ocurre en el compostaje. El ajuste del pH a rangos entre 7 y 8 unidades y la adición de nutrientes, particularmente del fósforo, permitieron alcanzar mejores condiciones del proceso aerobio, en términos de

Tabla 7. Resumen de los Resultados encontrados para los Reactores sin y con adición de nutrientes al final del ensayo

Ensayo 1. Reactores sin adición de Nutrientes				
*Parámetro(%) / Reactor	pH= 5.5	pH=6.0	pH=7.0	pH=8.0
Carbono Orgánico Oxidable	1.75	1.36	1.59	1.7
Nitrógeno Total	0.17	0.14	0.14	0.22
Fósforo	121.04	81.61	53.38	54.53
Ensayo 2. Reactores con adición de Nutrientes				
*Parámetro (%) / Reactor	pH = 5.7	pH= 6.4	pH=7.4	pH= 8.2
Carbono Orgánico Oxidable	1.05	1.03	1.01	1.01
Nitrógeno Total	0.09	0.09	0.04	0.06
Fósforo	155.78	116.21	99.3	102.58

*Resultados reportados en base húmeda

mayores tasas de degradación del sustrato, de crecimiento de biomasa y de consumo de oxígeno, por lo que se recomienda considerar la digestión de los BOM con materiales de enmienda que aporten alcalinidad y los nutrientes que se encuentren en cantidad insuficiente para favorecer la actividad de los microorganismos

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a: Universidad del Valle de financiación el proyecto "Aprovechamiento de los subproductos de la digestión biológica de los biorresiduos de origen municipal CI-2811" de investigación y por los recursos materiales que facilitaron el desarrollo y conclusión del proyecto.

BIBLIOGRAFIA

1. TROSCHINETZ, A. & MIHELICIC, J. 2009. Sustainable recycling of municipal solid waste in developing countries. *Waste Management*, 29, 915-923.
2. SSPD- Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios. 2011. Diagnóstico 2011. Situación de la disposición final de residuos sólidos en Colombia
3. MAVDT & EPAM 2008. Colombia. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial República y EPAM S.A. Estudios y Proyectos Ambientales y Mecánicos-. Construcción de criterios técnicos para el aprovechamiento y valorización de residuos sólidos orgánicos con alta tasa de biodegradación, plásticos, vidrio, papel y cartón. Manual 1: Generalidades. Bogotá
4. SSPD- Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios 2008. Diagnóstico sectorial plantas de aprovechamiento de residuos sólidos.
5. STENTIFORD, E., DE BERTOLDI, M., 2010. Composting: process. In: Christensen, T.H. (Ed.), *Solid Waste Technology and Management*. John Wiley & Sons, Ltd., Chichester, ISBN 978-1-405-17517-3, Chapter 9.1.
6. GOMEZ, R., LIMA, F., FERRER, A. 2006. The use of respiration indices in the composting process: a review. *Waste Management Research* 24 (1), 37-47.
7. ADANI F., UBBIALLI, C. & GENERINI, P. 2005. The determination of biological stability o composts using the dynamic respiration index: the results of experience after two years. *Waste Manage* 26, 41-48.
8. BARRENA, R., VÁZQUEZ, F. & SÁNCHEZ, A. 2006. The use of respiration indices in the composting process: a review. *Waste Management & Research*, 24:37.
9. WAGLY, S. T. & TYRREL, S. F. 2009. Test methods to aid in the evaluation of the diversion o biodegradable municipal waste (BMW) rom lyfill. Sustainable Systems Department, School o Applied Sciences, Cranfield University. *Waste Management*, 30, 934- 939.
10. PONSÁ, S., GEA, T. & SÁNCHEZ, A. 2010. Different Indices to Express Biodegradability in Organic Solid Wastes. *Waste Management*, 706-712.
11. MASON, I. G. & MILKE, M. W. 2005a. Physical modelling of the composting environment: A review. Part 1: Reactor systems. *Waste Management*, 25, 481-500.
12. MASON, I. G. & MILKE, M. W. 2005b. Physical modelling of the composting environment: A review. Part 2: Simulation performance. *Waste Management*, 25, 501-509.
13. LASHERMES, G., BARRIUSO, E., LE VILLIO-POITRENAUD, M. & HOUOT, S. 2012. Composting in small laboratory pilots: Performance y reproducibility. *Waste Management*, 32, 271-277.
14. CHRISTENSEN, T. 2011. *Solid waste technology & management (Vol. 2)*. Chichester, West Sussex, UK: Wiley.
15. SOTO, J., Y ZAMBRANO, P. 2014. Evaluación de la biodegradabilidad aerobia de los biorresiduos de origen municipal. Tesis de pregrado. Facultad de ingeniería. Universidad del Valle
16. APHA, AWWA & WEF 2005. *Styard Methods for the Examination of Water & Wastewater*. 21 ed. Washington DC: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation.
17. TOXICITY-UP, A. O. 2001. *OECD GUIDELINE FOR TESTING OF CHEMICALS*.
18. HIMMELBLAU, D. 1997. *Principios Básicos y Cálculos en Ingeniería Química*. Prentice Hall Hispanoamericana S.A. Sexta Edicion
19. FOGLER, H. S. 2001. *Elementos de ingeniería de las reacciones químicas*, Pearson educación.
20. MADIGAN, M. T., MARTINKO, J. M., PARKER, J., FERNÁNDEZ, E. G., FERNÁNDEZ, C. R. & PÉREZ, M. S. 2004. *Brock biología de los microorganismos*, SciELO España
21. VAN HAANDEL, A. & MARAIS, G. 1999. O comportamento do Sistema de Lodo Activado teoria e aplicações para projetos e operação.
22. MARMOLEJO, L. 2011. Marco conceptual para el aprovechamiento en plantas de manejo de residuos sólidos de poblaciones menores a 20.000 habitantes del Norte del Valle del Cauca, Colombia. Tesis de Doctorado en Ingeniería. Universidad del Valle, Valle del Cauca- Colombia
23. ADHIKARI, B. K., BARRINGTON, S., MARTINEZ, J. & KING, S. 2008. Characterization of food waste y bulking agents for composting. *Waste Management*, 28, 795-804.
24. CHANG, J. I. & CHEN, Y. J. 2010. Effects of bulking agents on food waste composting. *Bioresource Technology*, 101, 5917-5924
25. DE GUARDIA, A., MALLARD, P., TEGLIA, C., MARIN, A., LE PAPE, C., LAUNAY, M., BENOIST, J. C. & PETIOT, C. 2010. Comparison of five organic wastes regarding their behaviour during composting: Part 1, biodegradability, stabilization kinetics y temperature rise. *Waste Management*, 30, 402-414.
26. DULAC, N. 2001. The organic Waste flow in Integrated sustainable Waste Management- In *Integrated Sustainable Waste Managemet*. . Netherlys.
27. NEKLYUDOV, 2008. "Intensification of composting processes by aerobic microorganisms: A review," *Biochemistry and Microbiology*, vol. 44, pp. 6-18.
28. OVIEDO, R., MARMOLEJO, L., Y TORRES, P. 2014. Evaluation of the Addition of Wood Ash to Control the pH of Substrates in Municipal Biowaste Composting. *Ingeniería Investigación y Tecnología*, 15(3), 469-478
29. SUNDBERG, C., SMÅRS, S. & JÖNSSON, H. 2004. Low pH as an inhibiting factor in the transition from

-
- mesophilic to thermophilic phase in composting. *Bioresource Technology*, 95, 145-150.
30. CASTRILLÓN QUINTANA, O., BEDOYA MEJÍA, O. y MONTOYA MARTÍNEZ, D. V. 2012. Efecto del pH sobre el crecimiento de microorganismos durante la etapa de maduración en pilas estáticas de compost.
31. SUNDBERG, C. & JÖNSSON, H. 2008. Higher pH y faster decomposition in biowaste composting by increased aeration. *Waste Management*, 28, 518-526
32. Carrillo, L. 2003. Actividad microbiana. *Microbiología Agrícola*. Capítulo 3. Disponible en: <http://www.unsa.edu.ar/matbib/micragri/micagricap3.pdf>.
33. HAMODA, M. F., ABU QDAIS, H. A., NEWHAM, J. (1998). Evaluation of municipal solid waste composting kinetics. *Resources, Conservation and Recycling*, 23(4), 209-223.
34. LIWARSKA, E., BIZUKOJC, M. & LEDAKOWICZ, S. 2002. Kinetics of the aerobic biological degradation of shredded municipal solid waste in liquid phase. *Water Research*, 36, TOSUN I., M.T. GO'NU' LLU' B, E. ARSLANKAYA B, A. GU NAY. 2007. Co-composting kinetics of rose processing waste with OFMSW. *Turquía. Bioresource Technology*
35. DE BERTOLDI, M., SEQUI, P., UEMMES, B. & PAPI, T. 1996. *The Science of Composting*. London, Blackie. 1405 p.
36. SMÅRS, S., GUSTAFSSON, L., BECK-FRIIS, B., & JÖNSSON, H. 2002. Improvement of the composting time for household waste during an initial low pH phase by mesophilic temperature control. *Bioresource Technology*, 84(3), 237-241.
37. CHERNICHARO, C. 2001. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. PROSAB.
38. LIWARSKA, E. & LEDAKOWICZ, S. 2003. Estimation of viable biomass in aerobic biodegradation processes of organic fraction of municipal solid waste (MSW). *Journal of Biotechnology*, 101, 165-172.
39. TANG, J., SHIBATA, A., ZHOU, Q. & KATAYAMA, A. 2007. Effect of temperature on reaction rate y microbial community in composting of cattle manure with rice straw. *Journal of Bioscience y Bioengineering*, 104, 321-328.
40. EWEIS, ERGAS S., D., C. Y ED., S. 1999. *Principios de Biorrecuperación: Tratamientos para la descontaminación y regeneración de suelos y aguas subterráneas mediante procesos biológicos y fisicoquímicos*. Madrid, España.
41. NEGRO, M., VILLA, F., AIBAR, J., ALARCÓN, R., CIRIA, P., CRISTOBAL, M. V., DEBENITO, A., GARCÍA, A., GARCÍA, G., LABRADOR, C., LACASTA, C., LEZAÚN, J. A., MECO, R., PARDO, G., SOLANO, M. L., TORNER, C. & ZARAGOZA, C. 2000. *Producción Y Gestión Del Compost*.
42. BECK-FRIIS, B., SMÅRS, S., JÖNSSON, H. & KIRCHMANN, H. 2001. SE—Structures y Environment: Gaseous Emissions of Carbon Dioxide, Ammonia y Nitrous Oxide from Organic Household Waste in a Compost Reactor under Different Temperature Regimes. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 78, 423-430.
43. OVIEDO E. DAZA, M., MARMOLEJO, L., OSORIO, Á. y TORRES, P. 2013. Influencia de la incorporación de pasto estrella como material de soporte (*Cynodon Plectostachyus*) en el compostaje de biorresiduos de origen municipal. *Revista Científica Ingeniería y Desarrollo*, 31, 251-271.