

Influencia de la separación en la fuente sobre el compostaje de residuos sólidos municipales

Influence of source separation on municipal solid waste composting

Luis Fernando Marmolejo^{1,2}, Édgar Ricardo Oviedo¹, Juan Carlos Jaimes¹ y Patricia Torres¹

RESUMEN

En Colombia, el aprovechamiento de la fracción putrescible de los residuos sólidos municipales (RSM) ha aumentado en años recientes, siendo el compostaje la opción más utilizada para ello. Sin embargo la efectividad de esta transformación se ve afectada por lo incipiente de los procesos de separación en la fuente. Con la aplicación efectiva de los mismos se espera una mayor eficiencia de operación, así como una disminución en los tiempos de procesamiento y en la cantidad de residuos a disponer. El propósito del presente estudio fue la evaluación de la influencia de esta práctica sobre el proceso de compostaje. Para ello se realizó un montaje a escala de laboratorio utilizando muestras de RSM separados y no separados en la fuente, generados en el municipio de La Victoria (Valle del Cauca, Colombia), población cuya planta de manejo de residuos sólidos incluye el compostaje de la fracción putrescible. La evaluación incluyó: i) la calidad de las materias primas, ii) el comportamiento de la Temperatura y el pH durante el proceso, y iii) la calidad microbiológica de los productos. Los resultados indican que los residuos separados en la fuente presentan mayor facilidad de degradación, requieren menor tiempo para alcanzar la temperatura ambiente, y además permiten obtener un producto final de mejor calidad microbiológica.

Palabras clave: aprovechamiento de residuos, compost, residuos putrescibles.

ABSTRACT

In Colombia, the recovery and utilization of the putrescible fraction of municipal solid wastes – MSW has increased in recent years. Although composting is the most frequently applied option for this purpose, its effectiveness is limited by incipient source separation (SS) processes. An effective implementation of the latter is expected to render higher operation efficiency and shorter processing times, as well as a reduction in the amount of waste to be deposited in landfills. Thus, the objective of this study was to evaluate the influence of SS on the composting process. In order to achieve this, a laboratory scale test was carried out using separated and non-separated MSW generated in the municipality of La Victoria (Valle del Cauca, Colombia), where there is a solid waste management plant that includes composting for the transformation of putrescible waste. The evaluation included: i) raw material quality, ii) temperature and pH variation during the process, and iii) microbiological quality of the product. The composting of source separated solid waste not only attained higher degradability and better microbiological quality of the product, but also took shorter to reach ambient temperature when compared to non-separated waste.

Key words: resource recovery, compost, putrescible waste.

Introducción

En América Latina y el Caribe, los residuos domiciliarios constituyen entre 50 y 75% de los residuos sólidos municipales (RSM); la fracción putrescible corresponde al 56% de estos (OPS, 2005). El manejo adecuado de esta fracción es importante no solo por su cantidad, sino por los impactos sanitarios y ambientales que su disposición origina. La emisión de gas metano en rellenos sanitarios se considera la mayor fuente de gases efecto invernadero, en sistemas de manejo de residuos (Bogner *et al.*, 2007); además, se estima que en un periodo de 30 años, una tonelada de residuo dispuesto produce aproximadamente 276 L de lixiviado (Williams, 1998), subproducto que contiene, además de materia orgánica biodegradable, compuestos orgánicos de

difícil degradación e inorgánicos, siendo uno de los problemas más difíciles de resolver en la operación de rellenos sanitarios (Del Borghi *et al.*, 2003).

El compostaje se considera un método económico comparado con otros tratamientos (Barreira *et al.*, 2006) y eficaz para disminuir la cantidad de residuos por transportar y disponer (Zurbrügg *et al.*, 2005). El producto obtenido puede utilizarse como acondicionador de suelos, aplicado en agricultura o huertas caseras (Kim *et al.*, 2008; Masó y Bonmatí, 2008) o como material de cobertura en sistemas de disposición final.

La calidad del producto del compostaje de RSM está condicionada por aspectos como la aplicación de prácticas

Fecha de recepción: 3 de junio de 2009. Aceptado para publicación: 28 de julio de 2010

¹ Escuela de Ingeniería de Recursos Naturales y del Ambiente, Universidad del Valle, Cali (Colombia).

² Autor de correspondencia. lufermar@univalle.edu.co

TABLA 1. Composición física de los residuos sólidos municipales (RSM), en diferentes países de América Latina.

Pais	Putrescibles	Cartón y papel	Metales	Vidrio	Plásticos	Textiles	Otros e inerte
Colombia ¹	52,3	18,3	1,6	4,6	14,2	3,8	5,2
Costa Rica ²	49,8	20,7	2,1	2,3	17,7	4,1	3,3
Ecuador ²	71,4	9,6	0,7	3,7	4,5	---	---
Guatemala ²	63,3	13,9	1,8	3,2	8,1	0,9	8,8
Perú ²	54,5	7,5	2,3	3,4	4,3	1,5	25,9

Fuente: ¹Acurio *et al.* (1997); ²OPS (2005).

de separación en la fuente (SF), la recolección selectiva y monitoreo y el control de los procesos. La Tab. 1 muestra la composición física de los RSM generados en diferentes países de América Latina, observándose el predominio de residuos putrescibles y proporciones significativas de cartón y papel, vidrio y plásticos, corroborando la necesidad de la SF para la efectividad del proceso.

Acorde con esta composición, la problemática asociada al manejo de los residuos sólidos y la Política Nacional sobre Gestión Integral de los Residuos Sólidos en los municipios colombianos, se han venido implementando opciones de manejo que incluyen su aprovechamiento. Según el diagnóstico realizado por la Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios (Correa *et al.*, 2008), en 2007 había en el país 34 plantas de manejo de residuos sólidos (PMRS); de estas, 28 aprovechaban la fracción putrescible a través del compostaje (54%), lombricultura (15%) o ambos (31%). Además, se encontró que 88,2% de las PMRS se ubicaba en pequeños municipios, entendiéndose en este caso, como aquellos con poblaciones menores de 20.000 habitantes, segmento poblacional incluido entre los que presentaban los mayores problemas en la gestión de los residuos sólidos (Procuraduría, 2003; Unicef y Procuraduría, 2006).

En 2008, 98 municipios contaban con PMRS, manejando en su conjunto 615 t d⁻¹ de residuos, correspondientes al 2,45% de la producción nacional; de estos municipios, 88 eran menores de 20.000 habitantes (SSPD, 2008). Estas PMRS generalmente presentan un bajo grado de mecanización, y su operación y mantenimiento se realizan con mano de obra local. Estudios de la Procuraduría (2003) y Correa *et al.* (2008) determinaron que, en general, el funcionamiento de las PMRS es inadecuado, señalando la baja aplicación de la SF como una de las principales causas. Correa *et al.* (2008) encontraron que dicha práctica sólo se aplicaba en el 36% de las PMRS existentes, y observaron en estas una mayor eficiencia de operación y cantidad de materiales aprovechados, así como disminución en los tiempos de proceso y en la cantidad de residuos por disponer.

El compostaje es una opción con aplicación creciente en el país; sin embargo, para su implementación no se evidencian experiencias de investigación que propicien la adaptación de la tecnología a las condiciones locales, y por esta razón es conveniente profundizar en aspectos como la influencia de la SF en la efectividad del proceso. Con tal propósito, en este trabajo se evaluó la influencia de la SF sobre el compostaje de los residuos putrescibles generados en La Victoria, Valle del Cauca, población menor de 20.000 habitantes, que cuenta con PMRS. La evaluación incluyó el análisis de la calidad de las materias primas, del comportamiento de la temperatura y el pH durante el proceso y de la calidad microbiológica de los productos, estableciendo relaciones entre los mismos.

Materiales y métodos

Área de estudio

El estudio fue desarrollado en La Victoria, población de 13.778 habitantes, ubicada en el norte del departamento del Valle del Cauca (Colombia), a 920 msnm y con una temperatura ambiente media de 24°C. El servicio de aseo incluye la recolección conjunta en volquetas de 8 m³ de capacidad y el traslado a una PMRS, donde los residuos son separados manualmente, clasificándolos en compostables, reciclables y no aprovechables. Este manejo es similar al reportado para poblaciones colombianas menores de 20.000 habitantes (Procuraduría, 2003; Correa *et al.*, 2008). En la localidad se generan aproximadamente 4,6 t d⁻¹ de RSM, de los cuales 70% tienen potencial para ser compostados; la SF es una práctica no arraigada.

Selección y caracterización de sustratos

La evaluación de la influencia de la SF sobre el compostaje aerobio de RSM se realizó a escala de laboratorio utilizando muestras tomadas en la cabecera municipal; para esto, se consideraron dos tipos de sustrato, obtenidos en sectores similares y generados durante el mismo periodo de tiempo (cuatro días) y fechas:

Sustrato A: residuos putrescibles separados en la fuente. Para motivar la SF, se realizó un trabajo con líderes

comunitarios y representantes de la administración municipal, que incluyó la selección de un sector representativo de la localidad y el desarrollo de visitas domiciliarias y talleres de sensibilización; el sector seleccionado comprendió 344 viviendas y cinco expendios de alimentos. Los residuos putrescibles entregados por cada predio se recogieron en un vehículo destinado para esta actividad, obteniendo una muestra de 680 kg.

Sustrato B: residuos putrescibles no separados en la fuente. Fueron tomados directamente del vehículo recolector del servicio de aseo. Considerando que el sistema de recolección es conjunto, se separó la fracción putrescible contando con el apoyo de recuperadores que laboran en la PMRS. Para equiparar las condiciones experimentales, se procesó igual cantidad a la utilizada en el sustrato A.

Ambos tipos de residuos fueron triturados con machete, alcanzando tamaños de partícula máximos de 5 cm. Utilizando el método indicado por Sakurai (2000), se obtuvo una muestra de 2 kg de cada uno de los sustratos, a la cual se realizaron los análisis reportados en la Tab. 2 en los Laboratorios de Combustión Combustibles y de Microbiología Ambiental de la Universidad del Valle.

TABLA 2. Técnicas utilizadas para el análisis de parámetros fisicoquímicos y microbiológicos de residuos sólidos municipales.

Análisis	Unidades	Método
pH	Unidades	Potenciométrico
Humedad	%	Norma ASTM D 5142
Cenizas	%	Norma ASTM D 5142
Carbono	%	Norma ASTM D 5373
Nitrógeno	%	Norma ASTM D 5373
Coliformes totales	ufc/mL	Norma NTC 4458 /98
Coliformes fecales	ufc/mL	Norma NTC 4458 /98

Montaje experimental

La opción evaluada fue el compostaje aerobio en pilas (Dulac, 2001) con volteo manual. Debido a la cantidad de residuos recolectada, para cada sustrato se montaron pilas por triplicado de 226 kg denominadas pilas A y B, respectivamente, con forma cónica y altura de 0,6 a 0,7 m. Las pilas se ubicaron en iguales condiciones ambientales en un espacio con techo impermeable, sobre una superficie revestida en concreto, conservando una distancia mínima de tres metros entre pilas.

Monitoreo del proceso

Las variables de control fueron temperatura, pH y humedad, siendo monitoreadas *in situ*. La temperatura fue medida diariamente en el centroide de cada pila, utilizando

un termómetro de bulbo de 30 cm. Para la determinación del pH y la humedad, en cada pila se tomaba una muestra de 200 g, proveniente de cuatro puntos opuestos que luego eran integrados. El pH se estableció utilizando el método potenciométrico, con un pHmetro WTW (Wissenschaftlich-Technische Werkstätten GmbH, Weilheim, Alemania), Modelo 315i; para la humedad se empleó un analizador de humedad Ohaus MB-35 (Ohaus Corporation, Pine Brook, NJ). Durante las primeras cuatro semanas, estas variables fueron medidas a diario, y posteriormente una vez por semana. Para evitar la reducción de la actividad biológica se mantuvo el contenido de humedad por encima del 40% mediante la humectación con agua del acueducto municipal. La cantidad de agua por aplicar se determinó utilizando los valores de humedad y peso de la pila; para garantizar la distribución uniforme del agua se extendió la pila, asperjándola con una regadera; culminada la humectación se conformó nuevamente la pila y se determinó la humedad. El volteo de las pilas también se realizó cuando registraban temperaturas mayores o iguales a 65°C.

Durante el monitoreo se observó la formación de grumos, favorecida posiblemente por la presencia de grasas contenidas en los sustratos, los cuales fueron fraccionados para facilitar la aireación de las pilas.

El monitoreo se desarrolló hasta que la temperatura de las pilas fue cercana a la temperatura ambiente (dentro de un rango de aproximadamente 5°C) y el producto tenía olor a suelo, criterios que, según Dulac (2001), indicaban la finalización de la etapa de curado. La caracterización microbiológica del producto se realizó en el Laboratorio de Microbiología Ambiental de la Universidad del Valle, utilizando la misma técnica indicada en la Tab. 2.

Con la información recopilada, se llevó a cabo un análisis descriptivo del comportamiento de la temperatura y el pH, relacionándolos con la calidad de las materias primas y con la calidad microbiológica del producto.

Resultados y discusión

Caracterización de sustratos

Al inicio del experimento, los sustratos mostraban diferencias en el pH y la temperatura (40 a 45°C y 55 a 60°C en los sustratos A y B, respectivamente) (Tab. 3), lo que indica que el sustrato B presentaba un mayor avance en el proceso de degradación de la materia orgánica. Estas diferencias se deben posiblemente a la exposición y acumulación al aire libre del sustrato B durante un día, antes de iniciar el montaje en el área experimental. Sin embargo, en determinaciones de

pH realizadas a muestras frescas de residuos putrescibles recientemente descargadas por el vehículo recolector, se encontraron valores de pH entre 6,1 y 6,3 unidades, infiriendo que la transformación del sustrato B también inició bajo condiciones de acidez. Lo anterior podría explicarse porque al inicio de una degradación orgánica hay un cambio del pH hacia valores ácidos por la formación de CO₂ y de ácidos orgánicos, y posteriormente el pH se incrementa a valores entre 8 y 9 unidades como resultado de la liberación del CO₂ y la producción de amoníaco (Chiumenti *et al.*, 2005). Esto se corrobora con los menores contenidos de carbono y nitrógeno en el sustrato B.

TABLA 3. Caracterización de los residuos sólidos municipales de La Victoria, Valle del Cauca (Colombia)

Parámetro	Unidad	Sustrato	
		A	B
Fisicoquímico			
pH ¹		4,90	8,40
Humedad	%	75,00	64,30
Cenizas	% BS	32,22	61,99
Carbono	% BS	35,75	19,25
Nitrógeno	% BS	1,65	1,05
Microbiológico			
Coliformes totales	ufc/g	1,20·10 ⁰⁷	4,00·10 ⁰⁷
Coliformes fecales	ufc/g	8,40·10 ⁰⁶	2,10·10 ⁰⁷

A, residuos putrescibles separados en la fuente; B, residuos putrescibles no separados en la fuente. BS, base seca.

¹ En el momento de la determinación, el sustrato tenía 1 día de almacenamiento.

Según varios autores, estos contenidos de humedad son elevados para un material orgánico que se someterá a compostaje (Minambiente, 2002; Chiumenti *et al.*, 2005); sin embargo, Eggen y Vethe (2001) afirman que el contenido óptimo de humedad depende de la disponibilidad de agua suficiente para la actividad microbiana, manteniendo un suministro constante de oxígeno y una estructura que permita la aireación. La menor humedad del sustrato B refleja el avance de la degradación orgánica con incremento de temperatura, que favoreció la pérdida de agua en forma de vapor.

El mayor porcentaje de cenizas en el sustrato B se debe a la presencia de materiales como papel, plástico y textil mezclados con los residuos putrescibles; estas trazas afectan el proceso de transformación biológica.

La mayor proporción de carbono en el sustrato A se debe a que es netamente residuo orgánico, a diferencia del sustrato B, que provenía de residuos mezclados, y además porque en este último se habría dado una mayor liberación de carbono en forma de CO₂ como subproducto de la transformación de la materia orgánica. El porcentaje de nitrógeno del sustrato

B está dentro del rango indicado por Dulac (2001) (0,6 a 1,5%) y Norbu *et al.* (2005) (1,00 a 1,05%) para residuos mezclados.

Al inicio del experimento, los sustratos A y B presentaron una relación C/N de 21 y 18, respectivamente. Estos valores son inferiores al rango reportado por Dulac (2001) para RSM mezclados (34-80) y a los recomendados por diferentes autores para la aplicación del compostaje, sugiriendo relaciones entre 25 y 30 (Dulac, 2001; López, 2002) e incluso hasta 35 (Chiumenti *et al.*, 2005). Sin embargo, el Reglamento Técnico de Agua Potable y Saneamiento (RAS) de la República de Colombia (Mindesarrollo, 2000) indica que proporciones entre 20 y 25 son apropiadas para compostaje, lo cual facilitaría el proceso del sustrato A.

Los valores de los coliformes totales son similares en ambos sustratos; el mayor valor de coliformes fecales en el sustrato B se debe posiblemente al mayor contenido de residuos de la higiene personal, que constituyen aproximadamente 8,9% de los residuos residenciales generados en la localidad (Marmolejo *et al.*, 2009).

Monitoreo del proceso

Temperatura

Las Figs. 1 y 2 presentan la variación de la temperatura en las pilas A y B, respectivamente. En ambos casos este parámetro se comportó y presentó valores muy similares en las tres pilas de cada sustrato.

En el caso del sustrato A, a partir del tercer día se inició un incremento rápido de la temperatura que se prolongó hasta el noveno día; este comportamiento inició posteriormente a lo reportado por Chiumenti *et al.* (2005), quienes indican que este ocurre entre las 12 y 48 h. Esta situación puede indicar el mayor grado de dificultad para los procesos de biodegradación, debido a las características de los residuos que incluían alimentos procesados, los cuales contenían elementos como grasas y sales.

En las pilas B, al inicio de la experimentación la temperatura ya presentaba valores termofílicos mayores a 60°C, alcanzando hasta 70°C durante los primeros 3 d del proceso; este comportamiento se asocia con reacciones exotérmicas que conducen a la acumulación de calor y al incremento de la temperatura hasta alcanzar valores típicos de esta fase.

En ambos casos se alcanzaron temperaturas del rango termofílico, por periodos mayores o iguales a 4 d, cumpliendo lo recomendado por Neklyudov *et al.* (2008); además, no se superaron los 70°C, lo cual podría haber afectado la actividad metabólica y deteriorar la calidad

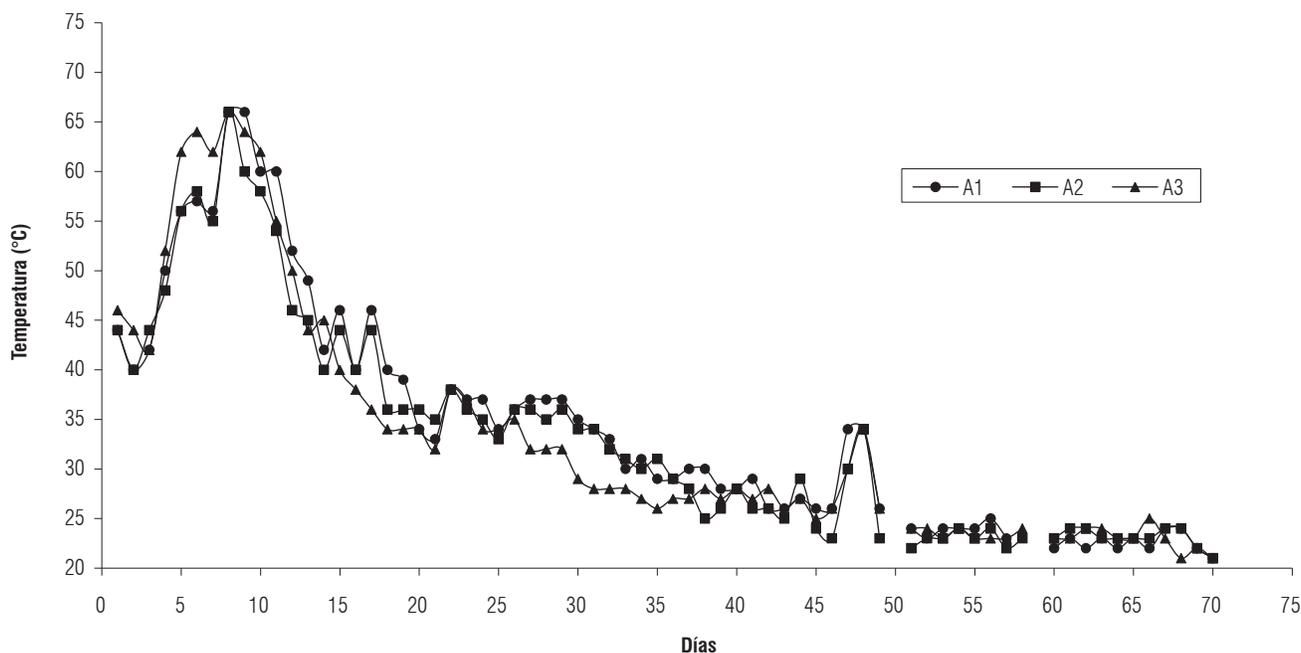


FIGURA 1. Comportamiento de la temperatura en pilas (A) con residuos putrescibles separados en la fuente.

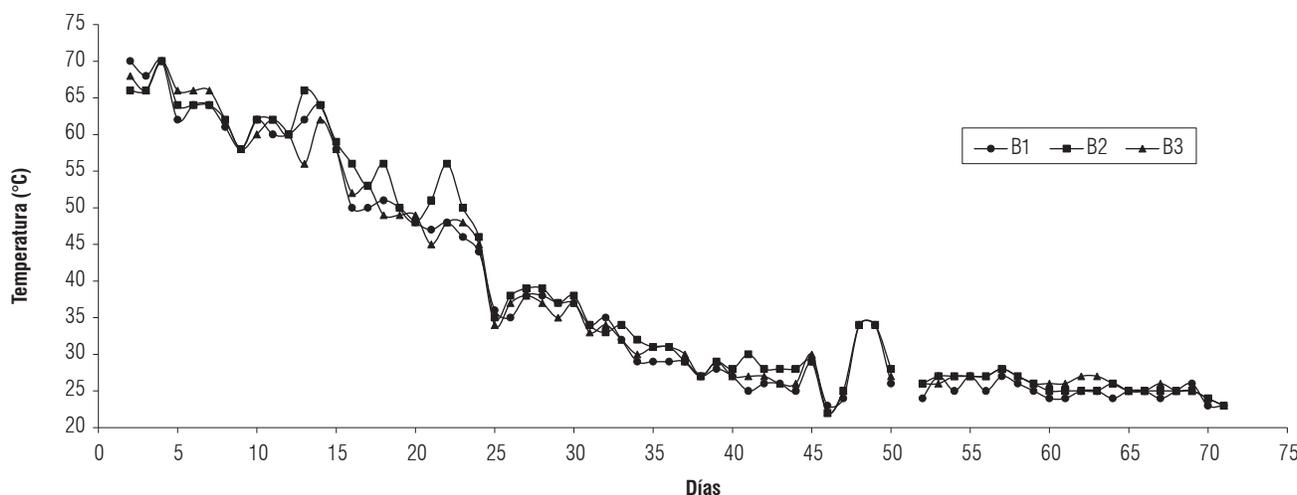


FIGURA 2. Comportamiento de la temperatura en pilas (B) con residuos putrescibles no separados en la fuente.

del sustrato. Coincidiendo con lo reportado por Tognetti *et al.* (2007), para el compostaje de residuos orgánicos de origen municipal no separados en fuente, las pilas de los sustratos estudiados alcanzaron temperaturas termofílicas poco tiempo después del montaje; no obstante estas temperaturas se mantuvieron entre dos y tres semanas, periodo significativamente inferior al encontrado por esta misma fuente (11 semanas), pero mayor al reportado por Masó y Bonmatí (2008) para residuos de una plaza de mercado en Nicaragua (una semana).

En los dos tipos de pilas se observó un periodo en el que se presentó un descenso significativo en la temperatura

(entre los días 10 a 20 en las pilas A y 3 al 30 en las pilas B); el gradiente de este descenso fue más pronunciado en las pilas A, lo cual podría indicar la mayor facilidad de degradación del sustrato, atribuible al mayor contenido de materia orgánica y a la menor presencia de elementos inhibidores del proceso. Posteriormente, este gradiente disminuyó debido al decaimiento de la materia orgánica y de la actividad microbiana, indicando el inicio de la estabilización del producto.

Las pilas A, a partir del día 50 alcanzaron temperaturas menores o iguales a la temperatura media de la localidad; en las pilas B, entre los días 50 y 59 la temperatura fue lige-

ramente superior a la temperatura ambiente, tendiendo a alcanzarla el día 69. De acuerdo con los criterios indicados por Dulac (2001), la etapa de curado de los residuos sólidos separados en la fuente se presentó entre 10 y 19 días antes que los residuos sólidos no separados en la fuente, lo que puede incidir en los costos de inversión y operación.

pH

Las Figs. 3 y 4 muestran el comportamiento del pH para las pilas A y B, respectivamente.

Coincidiendo con lo reportado por Chiumenti *et al.* (2005), en las pilas A, al inicio del proceso, los valores de pH fueron

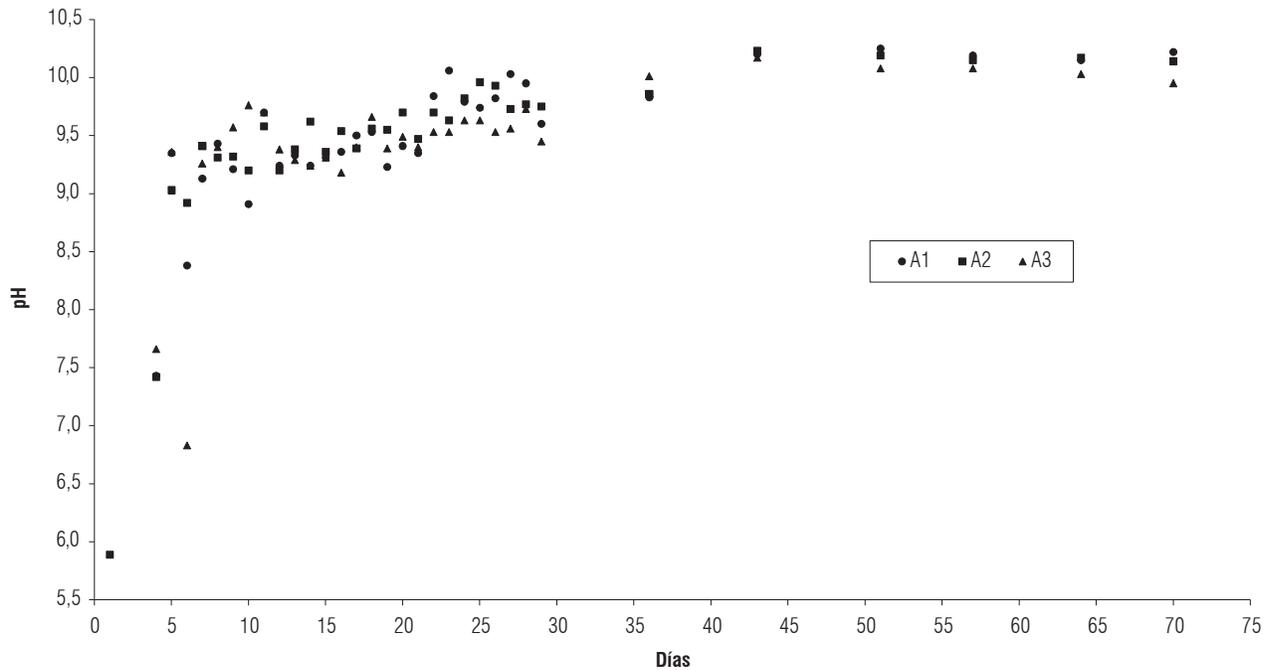


FIGURA 3. Comportamiento del pH en pilas (A), con residuos putrescibles separados en la fuente.

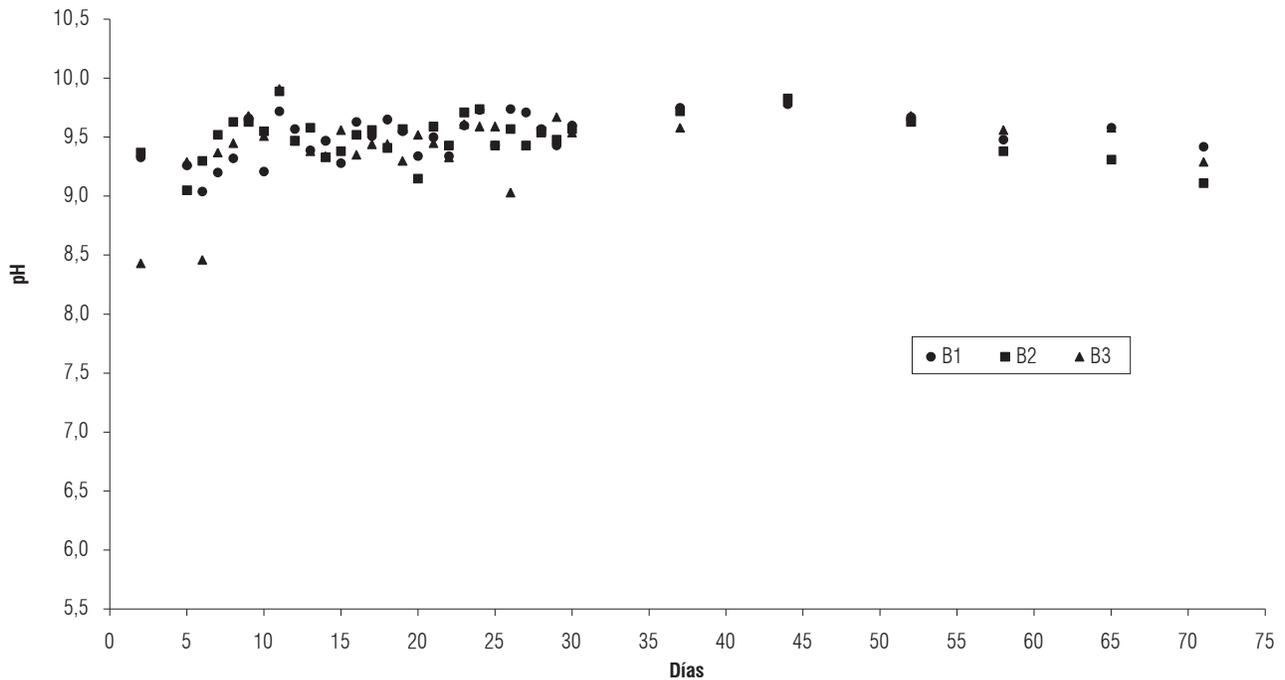


FIGURA 4. Comportamiento del pH en pilas (B), con residuos putrescibles no separados en la fuente.

ácidos. Hacia el quinto día, el pH se incrementó a valores superiores a 9,0 unidades. Una vez alcanzados estos pH alcalinos, se mantuvo en esta condición oscilando entre 9,0 y 10,3 unidades. Los valores superiores a 10,0 unidades se reportaron después del día 35 hasta el final del proceso. La tendencia de la variación significativa del pH desde valores del rango ácido a alcalinos en el compostaje de RSM mezclados también se evidenció en ensayos realizados en Tailandia por Norbu *et al.* (2005).

En las pilas B, un día después del inicio de la experimentación presentaban pH que variaba entre 8,3 a 9,5 unidades, valores mayores a los de las pilas A. Esto ratifica el avance de la transformación de la materia orgánica antes de haber iniciado la prueba. La evolución del pH en las pilas B se mantuvo entre 9,0 y 10,0 unidades hasta el final de la prueba. En estas pilas tampoco disminuyó el pH luego de avanzada la fase de enfriamiento.

El significativo aumento del pH, según Chiumenti *et al.* (2005) se asocia con la liberación de CO₂, la aireación de la biomasa y la producción de amoníaco por la degradación de las proteínas. Lin (2008) explica este incremento por la descomposición del nitrógeno contenido en la materia orgánica, llevando a la acumulación de NH₃ que se disuelve con la humedad formando NH₄, y adicionalmente a la descomposición biológica de los ácidos orgánicos que genera la formación de CO₂ y agua. Así mismo, la descomposición de la grasa contenida en los sustratos conlleva a la formación de ácidos grasos que posteriormente se descomponen en pequeñas moléculas ácidas que se evaporan. Esta situación puede haber incidido en el comportamiento del pH de los sustratos evaluados, debido al alto contenido de comida preparada.

En experimentos con residuos residenciales en un reactor en condiciones controladas, Beck-Friis *et al.* (2001) encontraron que la presencia de ácidos grasos influyó en el comportamiento del pH del material en compostaje; cuando estos ácidos estaban presentes, el pH era bajo y viceversa. Así mismo, verificaron que el incremento del pH (5,8 a 9,0 unidades) coincidió con la degradación de los ácidos grasos y con el inicio de la fase termofílica. Esta misma condición podría asociarse con el comportamiento encontrado en este ensayo, con la diferencia que los valores de pH final fueron más elevados.

En ambos casos, el pH final de las pilas fue superior al recomendado por diferentes fuentes (Icontec, 2003; INN, 2004; Mindesarrollo, 2000; Neklyudov *et al.*, 2008; Tcho-banoglous *et al.*, 1993). Los valores obtenidos pueden limitar la aplicación directa del producto en suelos, siendo

recomendable acondicionar la materia prima con opciones, como la mezcla con otros materiales que, además, podrían mejorar otras variables como la relación C/N (enmienda) y minimizar la formación de grumos, al igual que atenuar la humedad inicial (soporte).

Caracterización microbiológica de los productos

En la Tab. 4 se presentan los parámetros microbiológicos analizados para los productos al final del proceso.

En los productos de las pilas A y B se evidenció la reducción en los coliformes totales y fecales respecto a los valores reportados para las materias primas; este resultado está asociado con el comportamiento de la temperatura, que alcanzó valores del rango termofílico, hasta llegar a valores mayores a 55°C, pudiendo disminuir los patógenos entéricos. En el producto de las pilas A, los coliformes fecales fueron menores, posiblemente porque el tipo de material y la homogeneidad de estas pilas facilitaron la transferencia de calor en toda la masa. La no eliminación total puede atribuirse a procesos de contaminación inherentes a la experimentación en condiciones reales. En experimentos realizados en Túnez, utilizando RSM separados en planta, se encontró que aunque en la sexta semana del proceso se presentaron los menores valores de coliformes fecales, hacia la novena hubo un incremento atribuido a la recontaminación del producto o la redistribución durante el volteo de las pilas (Hassen *et al.*, 2001),

TABLA 4. Parámetros microbiológicos evaluados en los productos de compostaje.

Muestra	Coliformes totales ¹	Coliformes fecales ¹
	ufc/g	ufc/g
Sustrato A		
Pila A1	06·10 ⁰²	02·10 ⁰²
Pila A2	< 1	< 1
Pila A3	09·10 ⁰⁴	29·10 ⁰²
Sustrato B		
Pila B1	02·10 ⁰⁶	23·10 ⁰⁴
Pila B2	06·10 ⁰⁴	02·10 ⁰⁴
Pila B3	18·10 ⁰⁴	04·10 ⁰⁴

A, residuos putrescibles separados en la fuente; B, residuos putrescibles no separados en la fuente.

¹ Recuento de colonias según NTC 4458 de 1998.

Conclusiones

La separación en la fuente influyó en la calidad fisicoquímica y microbiológica de los sustratos y en el proceso de compostaje. Los residuos no separados en la fuente presentan mayores valores en parámetros como cenizas, coliformes totales y coliformes fecales, y una relación C/N inferior a la recomendada por el RAS para compostaje.

El comportamiento de la temperatura en las pilas es indicio de la actividad biológica en los dos sustratos; en ambos casos se alcanzaron valores de la fase termofílica por periodos superiores a cuatro días, contribuyendo a la higienización del producto. Sin embargo, una vez concluido este periodo, el gradiente del descenso fue mayor en los residuos separados en la fuente, posiblemente por su mayor facilidad de degradación.

Los valores finales del pH son altos, y muestran la necesidad de acondicionamientos en la materia prima, como puede ser la mezcla con otros materiales, que además podrían actuar como materiales de enmienda o soporte, contribuyendo a mejorar el proceso y la calidad del producto.

El tipo de material y la homogeneidad de los residuos separados en la fuente facilitan la transferencia de calor en la masa, propiciando la reducción de los coliformes fecales. La no eliminación total puede atribuirse a procesos de recontaminación inherentes a la experimentación en condiciones reales y a la redistribución durante el volteo, lo cual hace necesario evaluar procesos de higienización del material producido.

En el proceso de los residuos separados en la fuente se observó una mayor facilidad de degradación, menores tiempos para alcanzar la temperatura ambiente y menor contenido de coliformes totales y coliformes fecales en los productos; estos aspectos pueden incidir en los costos de operación y mantenimiento de los sistemas y en el mercadeo de los productos.

Agradecimientos

Los autores agradecen a la Universidad del Valle, a Ciencias y a la Administración Municipal de La Victoria (Valle) por su apoyo para el desarrollo del proyecto de investigación a través del cual se obtuvieron los resultados presentados en este artículo. Así mismo, a los estudiantes de la Universidad del Valle, Jawel Marín y Solanyi Murillo, quienes participaron en la fase de monitoreo en el marco de su proyecto de grado.

Literatura citada

- Acurio, G., A. Rossin, P.F. Teixeira y F. Zepeda. 1997. Diagnóstico de la situación del manejo de los residuos sólidos en América Latina y el Caribe. No. ENV. 97-107. Banco Interamericano de Desarrollo (BID); Organización Panamericana de la Salud (OPS), Washington DC.
- Barreira, L.P., J. Philippi y M. Rodrigues. 2006. Usinas de compostagem do estado de São Paulo: qualidade dos compostos e processos de produção. Eng. Sanit. Ambient. 11(4), 385-393.
- Beck-Friis, B., S. Smasrs, H. Jonsson y H. Kirchmann. 2001. Gaseous emissions of carbon dioxide, ammonia and nitrous oxide from organic household waste in a compost reactor under different temperature regimes. J. Agric. Eng. Res. 78(4), 423-430.
- Bogner, J.M., A. Abdelrafie, A. Díaz, G. Hashimoto, K. Mareckova, R. Pipatti y T. Zhang. 2007. Waste management. pp. 585-618. En: Metz, B., O.R. Davidson, P.R. Bosch, R. Dave y L.A. Meyer (eds.). Climate Change 2007. Mitigation. Contribution of Working. Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel of Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Correa, M.C., C.X. Ramos y S. Alfonso. 2008. Diagnóstico sectorial plantas de aprovechamiento de residuos sólidos-Marzo de 2008. Colombia. En: Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios (SSPD), http://www.superservicios.gov.co/c/document_library/get_file?p_l_id=335228&folderId=65121&name=DLFE-5514.pdf; consulta: junio de 2010.
- Chiumenti, A., R. Chiumenti, L. Díaz, G. Savage, L. Eggerth y N. Goldstein. 2005. Modern composting technologies. BioCycle-JG Press, Emmaus, PA.
- Del Borghi, A., L. Binaghi, A. Converti y M. Del Borghi. 2003. Combined treatment of leachate from sanitary landfill and municipal wastewater by activated sludge. Chem. Biochem. Eng. Q. 17(4), 277-283.
- Dulac, N. 2001. The organic waste flow in integrated sustainable waste management. En: Scheinberg, A. (ed.). Serie Tools for Decision-makers: Experiences from the Urban Waste Expertise Programme (1995-2001). WASTE, Gouda, The Netherlands.
- Eggen, T. y Ø. Vethe. 2001. Stability indices for different composts. Compost Sci. Util. 9(1), 19-26.
- Hassen A., K. Belguith, N. Jedidi, A. Cherif, M. Cherif y A. Boudabous. 2001. Microbial characterization during composting of municipal solid waste. Bioresource Technol. 80(3), 217-225.
- Icontec. 2003. Productos para la industria agrícola. Productos orgánicos usados como abonos o fertilizantes y enmiendas de suelo. Norma Técnica Colombiana 5167. Bogotá.
- INN, Instituto Nacional de Normalización. 2004. Compost, clasificación y requisitos. Norma Chilena Oficial NCh 2880. Of 2004. Chile.
- Kim, J.D., J. Park, B. In, D. Kim y W. Namkoong. 2008. Evaluation of pilot-scale in-vessel composting for food waste treatment. J. Hazard Mater. 154(1-3), 272-277.
- Lin, C. 2008. A negative-pressure aeration system for composting food wastes. Bioresource Technol. 99(16), 7651-7656.
- López, P. 2002. Compostaje de residuos orgánicos. Facultad de Ingeniería, Universidad del Valle, Cali, Colombia.
- Marmolejo, L.F., P. Torres, E.R. Oviedo, D.F. Bedoya, C.P. Amézquita, R. Klinger, F. Albán y L.F. Díaz. 2009. Flujo de residuos. Elemento base para la sostenibilidad del aprovechamiento de residuos sólidos municipales. Ingeniería y Competitividad 11(2), 79-93.
- Masó, A.M. y A. Bonmatí. 2008. Evaluation of composting as a strategy for managing organic wastes from a municipal market in Nicaragua. Bioresource Technol. 99(11), 5120-5124.
- Minambiente, Ministerio del Medio Ambiente. 2002. Selección de tecnologías de manejo integral de residuos sólidos. Guía Ambiental. República de Colombia, Bogotá.

- Mindesarrollo, Ministerio de Desarrollo Económico. 2000. Reglamento técnico del sector agua potable y saneamiento básico - RAS 2000. Sección II, Título F, Sistemas de Aseo Urbano. Dirección de Agua Potable y Saneamiento Básico, Ministerio de Desarrollo Económico, República de Colombia, Bogotá.
- Neklyudov, A.D., E. Fedotov y A. Ivankin. 2008. Intensification of composting processes by aerobic microorganisms: A review. *Appl. Biochem. Microbiol.* 44(1), 6-18.
- Norbu, T., C. Visvanathan y B. Basnayake. 2005. Pretreatment of municipal solid waste prior to landfilling. *Waste Manage.* 25(10), 997-1003.
- OPS, Organización Panamericana de la Salud. 2005. Informe regional sobre la evaluación de los servicios de manejo de residuos sólidos municipales en la Región de América Latina y el Caribe. Washington DC.
- Procuraduría, Procuraduría General de la Nación de Colombia. 2003. Informe de seguimiento de gestión de los residuos sólidos en Colombia. Procuraduría Delegada para Asuntos Ambientales y Agrarios, Bogotá.
- Sakurai, K. 2000. Método sencillo del análisis de residuos sólidos. HDT 17. En: Cepis, <http://www.cepis.ops-oms.org/eswww/proyecto/repidisc/publica/hdt/hdt017.html>; consulta: abril de 2010.
- SSPD, Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios. 2008. Situación de la disposición final de residuos sólidos en Colombia 2008. Extraído en junio de 2010 desde http://www.superservicios.gov.co/c/document_library/get_file?p_l_id=25030&folderId=25192&name=DLFE-8354.pdf
- Tognetti, C., M.J. Mazzarino y F. Laos. 2007. Improving the quality of municipal organic waste compost. *Bioresource Technol.* 98(5), 1067-1076.
- Tchobanoglous, G., H. Theisen y S. Vigil. 1993. Gestión integral de residuos sólidos. Editorial McGraw-Hill/Interamericana, Madrid.
- Unicef, Fondo de las Naciones Unidas para la Infancia y Procuraduría, Procuraduría General de la Nación. 2006. La infancia, el agua y el saneamiento básico en los planes de desarrollo departamentales y municipales. En: <http://www.unicef.org/colombia/pdf/Agua1.pdf>; consulta: junio de 2010.
- Williams, P.T. 1998. Waste treatment and disposal. John Wiley & Sons, West Sussex, UK.
- Zurbrügg, C., S. Drescher, I. Rytz, A.H.Md. Maqsood Sinha, e I. Enayetullah. 2005. Decentralised composting in Bangladesh, a win-win situation for all stakeholders. *Resour. Conservat. Recycl.* 43(3), 281-292.

