



Revista EIA
ISSN: 1794-1237
revista@eia.edu.co
Escuela de Ingeniería de Antioquia
Colombia

EFECTO DE LA INCORPORACIÓN DE PASTO ESTRELLA SOBRE EL MEJORAMIENTO DEL PROCESO Y LA CALIDAD DEL PRODUCTO DEL COMPOSTAJE DE BIORRESIDUOS

Soto-Paz, Jonathan; Foronda-Zapata, Kevin; Arias-Giraldo, Cielo; Marmolejo-Rebellón, Luis Fernando; Torres-Lozada, Patricia

EFECTO DE LA INCORPORACIÓN DE PASTO ESTRELLA SOBRE EL MEJORAMIENTO DEL PROCESO Y LA CALIDAD DEL PRODUCTO DEL COMPOSTAJE DE BIORRESIDUOS

Revista EIA, vol. 17, núm. 33, 2020

Escuela de Ingeniería de Antioquia, Colombia

Disponible en: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=149263063012>

DOI: <https://doi.org/10.24050/reia.v17i33.1352>

EFECTO DE LA INCORPORACIÓN DE PASTO ESTRELLA SOBRE EL MEJORAMIENTO DEL PROCESO Y LA CALIDAD DEL PRODUCTO DEL COMPOSTAJE DE BIORRESIDUOS

EFFECT OF GRASS STAR INCORPORATION ON THE
COMPOSTING BIOWASTE PROCESS AND ON THE
QUALITY OF THE PRODUCT

EFEITO DA INCORPORAÇÃO DE PASTO ESTRELA
SOBRE O PROCESSO E A QUALIDADE DO
PRODUTO DE COMPOSTAGEM DE BIORRESIDUOS

Jonathan Soto-Paz jonathan.soto.paz@correounivalle.edu.co
Universidad del Valle, Colombia

Kevin Foronda-Zapata kevin.foronda@correounivalle.edu.co
Universidad del Valle, Colombia

Cielo Arias-Giraldo cielo.arias@correounivalle.edu.co
Universidad del Valle, Colombia

Luis Fernando Marmolejo-Rebellón
luis.marmolejo@correounivalle.edu.co
Universidad del Valle, Colombia

Patricia Torres-Lozada patricia.torres@correounivalle.edu.co
Universidad del Valle, Colombia

Revista EIA, vol. 17, núm. 33, 2020

Escuela de Ingeniería de Antioquia,
Colombia

Recepción: 26 Agosto 2019
Aprobación: 15 Enero 2020

DOI: [https://doi.org/10.24050/
reia.v17i33.1352](https://doi.org/10.24050/reia.v17i33.1352)

Redalyc: [https://www.redalyc.org/
articulo.oa?id=149263063012](https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=149263063012)

Resumen: La predominancia orgánica de los Biorresiduos (BOM) presentes en los Residuos Sólidos Municipales, favorece su aprovechamiento mediante estrategias como el compostaje; sin embargo, presentan deficiencias que pueden ser mitigadas con la incorporación de materiales acondicionadores. En este estudio se evaluó el efecto de la incorporación de Pasto Estrella (PE) como material de soporte, sobre el compostaje de BOM (proporciones BOM:PE A1 90:10, A2 80:20 y A3 70:30), evidenciándose efectos favorables. A2 mantuvo las mayores temperaturas; A2 y A3 registraron la mayor reducción de sólidos volátiles (SV) y concentración final de nitrógeno total (NT). Los productos finales de A2 y A3 también presentaron mejor calidad en términos de capacidad de intercambio catiónico, contenido de nutrientes (fósforo, potasio y nitrógeno totales), densidad aparente, capacidad de retención de humedad y contenido de materia orgánica, siendo el producto de A2 el de mayor valor agronómico, de acuerdo con la Norma Técnica Colombiana 5167.

Palabras clave: Biorresiduos - BOM, Compostaje, Co-compostaje, Material de soporte, Pasto Estrella.

Resumo: A composição predominantemente orgânica dos bioresíduos (BOM) presentes nos resíduos sólidos municipais, potencializa seu aproveitamento através da compostagem; no entanto, apresentam deficiências que podem ser mitigadas com a incorporação de materiais acondicionadores como os materiais de suporte. Neste estudo, foi avaliado o efeito da incorporação de Pasto Estrella (PE) na compostagem de BOM em três proporções BOM:PE (A1 90:10, A2 80:20 e A3 70:30), encontrando-se efeitos

favoráveis: A2 manteve as temperaturas mais altas; A2 e A3 registraram a maior redução de sólidos voláteis (SV) e concentração final de nitrogênio total (NT) e os produtos finais de A2 e A3 também apresentaram melhor qualidade quanto à capacidade de troca catiônica, teor de nutrientes (fósforo, potássio e nitrogênio totais), densidade aparente, capacidade de retenção de umidade e teor de matéria orgânica, sendo o produto de A2 o de maior valor agrônomo, de acordo com a Norma Técnica Colombiana 5167.

Palavras-chave: Bioresíduos, Compostagem, Co-compostagem, Material de suporte, Pasto Estrela.

Abstract: The predominantly organic composition of biowaste (BW) of municipal solid wastes, enhances its use through composting; however, these present deficiencies that can be mitigated with the incorporation of conditioning materials as the support materials. On this study, it was evaluated the effect of the incorporation of star grass (SG) on BW composting in three relations BW:SG (A1 90:10, A2 80:20 and A3 70:30), showing favorable effects: A2 maintained the highest temperatures; A2 and A3 recorded the greatest reduction of volatile solids (VS) and final concentration of total nitrogen (TN). The final products of A2 and A3 also presented better quality in terms of cation exchange capacity, nutrient content (total phosphorus, potassium and nitrogen), bulk density, moisture retention capacity and organic matter content; being the A2 product, the material with the highest agronomic value, in accordance with Colombian Technical Standard 5167.

Keywords: Biowaste, Composting, Co-composting, Star Grass, Support material.

INTRODUCCIÓN

El compostaje es una alternativa tradicionalmente empleada, principalmente en países en desarrollo, para el aprovechamiento de Biorresiduos de Origen Municipal – BOM, que son la fracción predominante de los Residuos Sólidos Municipales (RSM). Sin embargo, aspectos como su composición física heterogénea, alta humedad y conductividad eléctrica y deficiencia de parámetros como carbono orgánico (COT) y fósforo total (PT) (Faverial et al., 2016; Götze et al., 2016), pueden condicionar el proceso y la calidad del producto final (Nigussie et al., 2017; Oviedo et al., 2017).

Para mejorar el proceso de compostaje de BOM, es habitual incorporar materiales acondicionadores (MA) como los de enmienda (ME) y/o de soporte (MS) para mejorar tanto las características fisicoquímicas de los BOM como para favorecer el desarrollo del proceso y mejorar la calidad del producto final (Bernal et al., 2009). No obstante, si la proporción de mezcla BOM:MA es inadecuada, pueden generarse efectos antagónicos o sinérgicos (Jiang et al., 2011; Zhang y Sun, 2016), por lo que es indispensable definir la mejor proporción.

Entre los MS se encuentran materiales como aserrín, residuos verdes, cascarilla de arroz, paja, entre otros (Li et al., 2013; Soto-Paz et al., 2017). En este estudio se evaluó a escala piloto, el efecto de la incorporación de Pasto Estrella (PE) sobre el mejoramiento del proceso y sobre la calidad del producto final en términos de características agrícolas, del compostaje de BOM procedentes de un municipio que realiza separación en la fuente y recolección selectiva de los RSM (Oviedo et al., 2017).

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Unidades Experimentales

Se evaluaron tres proporciones BOM:PE (A1 90:10; A2 80:20; A3 70:30, p/p en base húmeda), las cuales fueron definidas considerando como criterios que: (i) los BOM deben ser el sustrato predominante ($> 60\%$) y (ii) la relación C/N de la mezcla resultante debe ser mayor o igual a 15 (Kumar et al., 2010). Los tratamientos se evaluaron por duplicado en pilas con forma cónica de 150 kg, altura entre 0.7 a 0.8 (Oviedo et al., 2017) y se contó con un tratamiento control que consistió en una pila de solo BOM (A0 100:00).

El sustrato (BOM) y co-sustrato (PE), tuvieron una reducción del tamaño de partícula entre 4 y 7 cm, acorde con Onwosi et al., (2017). En todos los tratamientos se aplicó una frecuencia de volteo manual de dos veces por semana durante la fase activa del proceso y durante la etapa de enfriamiento y maduración, ésta se redujo a una vez por semana (Oviedo et al., 2017).

2.2. Caracterización de sustrato y co-sustrato

Los BOM fueron obtenidos de una instalación de compostaje localizada en un municipio de Colombia donde se practica separación en la fuente y recolección selectiva (Oviedo et al., 2017). El PE se obtuvo de zonas verdes circundantes a la instalación de compostaje. Se realizó un programa de muestreo y caracterización de BOM (doce muestreos) y PE (cinco muestreos).

Las variables medidas a ambos materiales fueron: humedad (gravimetría) y pH (potenciometría en un extracto de 50 ml de agua destilada y 10 g de muestra) acorde con ICONTEC (2011); del mismo extracto se midió conductividad eléctrica (CE) y capacidad de intercambio catiónico (CIC). El contenido de sólidos volátiles (SV) se calculó por el método de calcinación a 550°C siguiendo las recomendaciones de Ali et al. (2013). COT fue determinado con los métodos descritos en la Norma Técnica Colombiana (NTC) 5167 (Icontec, 2011). NT se midió de acuerdo a la NTC 370 (Icontec, 1997); mientras que PT se cuantificó por espectrofotometría. El contenido de KT se determinó por absorción atómica. Lignina (%) y celulosa (%) de acuerdo con PJ Van Soest y Wine (1967). Adicionalmente, se midió el contenido de coliformes totales (CT) y coliformes fecales (CF) según la NTC 5167. Los datos reportados corresponden al valor medio de tres mediciones, con su respectiva desviación estándar.

2.3. Monitoreo del proceso y de la calidad del producto

Con relación al monitoreo de las pilas de compostaje, se midió diariamente la temperatura en el centroide y el perímetro de cada pila

con un termómetro de carátula de 30 cm (Termómetro Reotemp, San Diego, California, EE.UU); la temperatura ambiente se registró con una termocupla TC spring loaded. Por otra parte, se midieron el pH, SV, NT y PT (Acosta-Durán et al., 2013; Oviedo-Ocaña et al., 2017) dos veces por semana hasta el inicio de la fase de enfriamiento, donde se redujo la frecuencia a una vez por semana.

Al final del proceso, se realizó un tamizado manual (tamiz de 1,25 cm) de los productos de cada tratamiento, determinando variables como pH, CIC, CE, COT, NT, PT, KT (Navia-Cuetia et al., 2013; Bohórquez et al., 2014; Oviedo et al., 2017), además de la estabilidad de los productos en términos del índice respirométrico dinámico (IRD) a 37°C, cuantificando la concentración de oxígeno con un analizador portátil de gases modelo GFM406 (Reino Unido) (Ponsá et al. (2010).

Tanto a los resultados del proceso como de la calidad de los productos de los diferentes tratamientos, se les realizó un análisis estadístico empleando el software R versión 3.6.5^o; para determinar la existencia de diferencias estadísticas significativas ($p < 0.05$) y se realizó un análisis de varianza - ANOVA de una vía y se aplicó la prueba post-ANOVA (Tukey: $p < 0.05$) para determinar el mejor tratamiento respecto a la variable evaluada. Los parámetros de calidad del producto final, se compararon con las normas técnicas colombiana- NTC 5167 (Icontec, 2011) y chilena (NCh 2880, 2015), con la finalidad de identificar el producto que más se ajustara a las diferentes normas.

3. Resultados y discusión

3.1 Caracterización de sustrato y co-sustrato

La Tabla 1 muestra la caracterización de BOM y PE y de las mezclas evaluadas en los diferentes tratamientos. Con relación a los BOM, el pH ácido está relacionado con el alto contenido de humedad (>70%) que favorece la producción de ácidos grasos volátiles (Sundberg et al., 2013); se observa además la predominancia orgánica de los BOM y dado que el NT es superior al reportado por autores como Thi et al., (2015) y Campuzano y González-Martínez, (2016), se presenta una baja relación C/N (<21). Se observa además una baja concentración de PT (<1%) y un elevado contenido de potasio, debido a la presencia de cáscaras de plátano y banano en los BOM (Oviedo et al., 2017).

Tabla 1
Caracterización de BOM, PE y Tratamientos BOM:PE

Tratamiento	Parámetros							
	Humedad (%)	pH	SV (%)	COT (%)	NT (%)	Relación C/N	PT (%)	KT
BOM	77.3 ± 2.6	5.5 ± 0.3	74.3 ± 0.4	31.0 ± 2.5	1.5 ± 0.1	21.4 ± 1.4	0.4 ± 0.2	1.8 ± 0.2
PE	65.1 ± 4.3	7.5 ± 0.6	76.1 ± 8.4	37.8 ± 6.3	1.6 ± 0.3	23.1 ± 0.8	0.5 ± 0.2	1.4 ± 0.2
A1 (90:10)	71.8 ± 1.7	6.2 ± 0.0	58.7 ± 4.4	34.9 ± 1.7	1.5 ± 0.4	22.5 ± 0.5	0.5 ± 0.01	1.6 ± 0.1
A2 (80:20)	71.1 ± 0.5	6.9 ± 0.9	63.6 ± 6.5	36.9 ± 4.3	1.4 ± 0.3	23.5 ± 0.8	0.5 ± 0.1	1.5 ± 0.2
A3 (70:30)	71.3 ± 5.9	6.9 ± 0.5	71.4 ± 3.3	35.2 ± 4.7	1.2 ± 0.3	25.1 ± 1.4	0.7 ± 0.3	1.8 ± 0.2

Celulosa: 1.39 ± 0.19 (%) para BOM y 3.14 ± 0.93 para PE%; Lignina: 0.57 ± 0.31 (%) para BOM y 7.18 ± 1.28 % para PE; Hemicelulosa: 2.37 ± 0.15 para BOM y 6.18 ± 1.88% para PE.

Con relación al PE, éste presentó pH próximo a la neutralidad y mayor al de los BOM, similar a lo reportado en otras investigaciones (Zhang y Sun, 2016; Reyes-Torres et al., 2018). No obstante, la humedad, la relación C/N y contenido de PT y KT, son bajos en comparación con los reportados por Vandecasteele et al. (2016) para residuos verdes, lo que puede estar asociado a que éstos presentan alta variabilidad por las condiciones climáticas y geográficas de la región (Reyes-Torres et al., 2018) y por el tiempo de cosecha del mismo (Chanpla et al., 2017); el contenido de celulosa y lignina fue superior en el PE comparativamente con los BOM.

Respecto a los tratamientos BOM:PE (A1, A2 Y A3), se observa que la incorporación de PE incrementó el pH, SV, COT relación C/N y PT en comparación con los BOM, además de aportar mayor porosidad (Torres et al., 2007), lo que puede beneficiar el inicio del proceso al aumentar la disponibilidad de aire en los tratamientos y estimular la actividad biológica (Waqas et al., 2018).

3.2. Monitoreo del proceso

Degradación de la materia orgánica durante el proceso

La Figura 1 muestra los perfiles de temperatura, SV y pH, en que se observa una tendencia similar en las dos primeras variables, lo que está acorde con De Guardia et al. (2010), quienes indican que la biodegradación de la MO y la temperatura por acción de la actividad microbiana, se correlacionan positivamente.

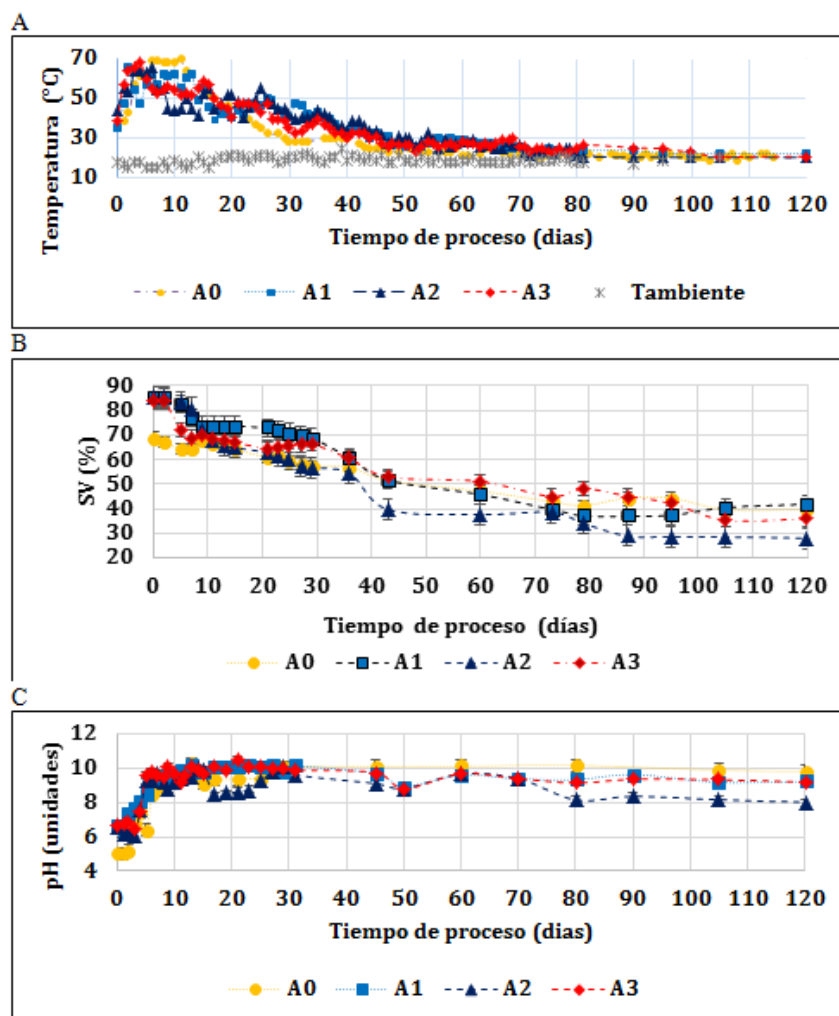


Figura 1.
Monitoreo del proceso en términos de temperatura, SV y pH. A perfil de temperaturas. B degradación de la MO (SV). C perfiles de pH

En todos los experimentos, la mayor reducción en el contenido de SV se observó durante la fase termofílica (ver Figura 1b), que está de acuerdo con la rápida descomposición de compuestos fácilmente degradables como carbohidratos, proteínas que son usados como fuente de energía y nitrógeno por los consorcios microbianos (Jiang-ming, 2017; Hemidat et al., 2018; Waqas et al., 2018). Entre los tratamientos evaluados, la máxima reducción de SV se presentó en A2 y A3, los cuales consistentemente presentaron las mayores temperaturas del proceso ($>65^{\circ}\text{C}$). En contraste, las menores pendientes de biodegradación se observaron en los tratamientos A0 y A1, los cuales no mostraron diferencias significativas ($p>0.05$).

Acorde con Soobhany (2018), estos tratamientos alcanzaron condiciones de higienización debido a que se lograron temperaturas superiores a 60°C durante tres o más días consecutivos y se evidenció que la proporción de mezcla tiene un efecto sinérgico y significativo ($p=0.012$) sobre la degradación de la MO.

La Figura 1C muestra los perfiles de pH durante el proceso. Conforme la MO fue degradada, se observó un incremento gradual del pH, pasando de ligeramente ácido a alcalino (valores entre 8.0 y 9.5 unidades). Varios autores atribuyen este comportamiento a la mineralización de compuestos ricos en NT (i.e proteínas, aminoácidos y péptidos) a nitrógeno amoniacal durante el proceso de amonificación (Cáceres et al., 2018). Adicionalmente, como los BOM presentan KT (debido a la presencia de cáscaras de plátano y banano) este elemento, en asociación con el agua presente en la matriz, pudo propiciar la formación de KOH, que es una base fuerte (Kalemelawa et al., 2012) que también pudo contribuir con el incremento del pH. Este comportamiento fue observado también por (Oviedo et al., 2017) en la zona de estudio.

Durante la etapa de enfriamiento (temperatura $<45^{\circ}\text{C}$ y después del día 55), en todos los tratamientos los perfiles de SV tendieron a estabilizarse producto del proceso de biodegradación de compuestos de lenta biodegradación como lignina y hemicelulosa; consistentemente la temperatura decreció hasta alcanzar al final del proceso valores entre 22 y 24°C . Las mayores temperaturas observadas respecto al control, están asociadas con la presencia de compuestos de lenta biodegradación que prolongan el proceso (mayor proporción de PE) (Haynes et al., 2015), pero contribuyen a incrementar la formación de compuestos húmicos (Zhang y Sun, 2016; Zhou et al., 2018; Martínez-Salgado et al., 2019).

Al final del proceso, los tratamientos A0, A1 y A3 presentaron los valores de pH más alcalinos (>9 unidades), mientras que A2 presentó el valor más bajo (8.1 unidades), que está en el rango óptimo (7.0 - 8.5 unidades) según los criterios de calidad del compost sugerida por normativas europeas (Cesaro et al., 2015) y la NTC 5167 ICONTEC (2011).

Monitoreo de nutrientes

La Figura 2 presenta los perfiles de NT y PT durante el proceso. En la Figura 2A se observa que todos los tratamientos empiezan a disminuir el contenido de NT desde el inicio del proceso, lo que está asociado a la actividad biológica, al aumento de la temperatura y a valores de pH alcalinos durante la etapa termofílica, que favorecen la volatilización de nitrógeno (Oudart et al., 2015). El menor descenso en el contenido de NT se observó en A2 y A3, probablemente asociado a una menor pérdida de amoníaco; en ese sentido, Zhang y Sun (2016) indican que la presencia de materiales lignocelulósicos en las mezclas, favorece la inmovilización de NT.

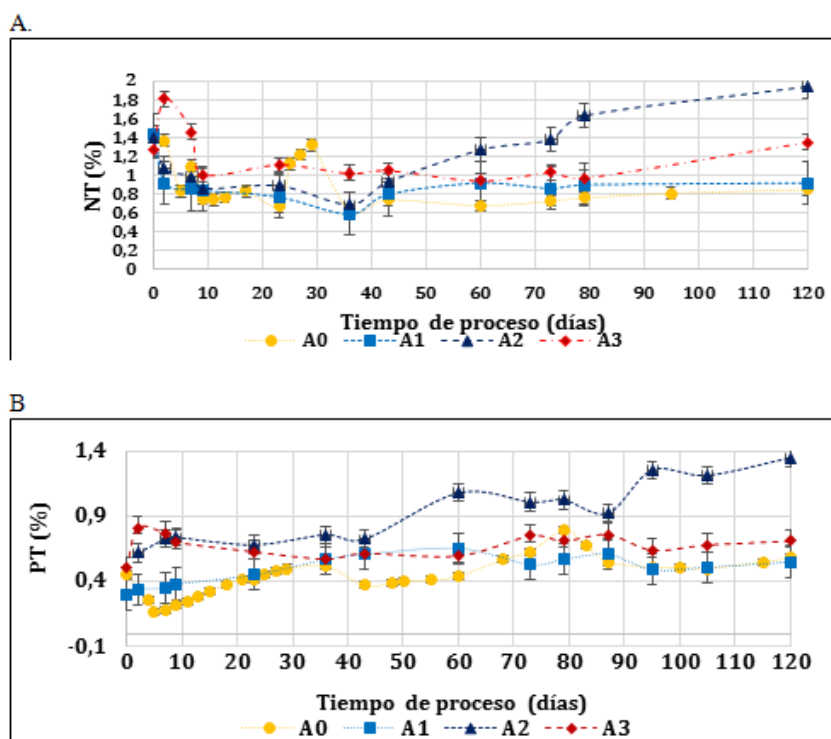


Figura 2

Evolución de los nutrientes durante el proceso. A perfiles de NT. B perfiles de PT.

La dinámica del PT fue similar a la del NT, mostrando un descenso al inicio y un incremento gradual al final del proceso, que está asociado a la mineralización de la MO (Figura 2B). Igualmente, el PT fue más alto en A2 comparativamente con los tratamientos A1 y A3. El descenso en la concentración de PT al inicio del proceso puede asociarse a la lixiviación del fósforo soluble y a su inmovilización por parte de los microorganismos (Parkinson et al., 2004). Richardson y Simpson (2011) sugieren que la incorporación de residuos verdes puede promover la mineralización del PT durante la biodegradación de la MO.

Estadísticamente, los tratamientos presentaron diferencias significativas ($p=1.23e-8$) y la prueba de Tuckey determinó que con excepción de los tratamientos A0 y A1 ($p=0.97$), todos los tratamientos presentaron diferencias significativas entre sí; A2 y A3 presentaron el mayor contenido de PT (A3 - A2, $p=0.004$). Los valores encontrados en este estudio muestran una mejora respecto a otros autores en el compostaje de BOM con residuos verdes (Reyes-Torres et al., 2018).

3.3 Calidad del producto final

La Tabla 2 muestra los resultados de la calidad fisicoquímica del producto final de cada tratamiento evaluado y su comparación con los requerimientos para abono orgánico estipulados por la norma nacional (NTC 5167, 2011) y la normativa chilena (NCh 2880, 2015).

Tabla 2
Calidad fisicoquímica del producto final

Parámetro	Unidad	Pila Control (BOM)	A1 (90:10)	A2 (80:20)	A3 (70:30)	NTC 5167	NCh 2880
pH	Unidades	8.9±0.5	8.5±0.1	8.1±0.1	7.8±0.3	4.0 - 9.0	5.0 - 8.5
CIC	meq/100g	22.4 ± 2.2	52.6 ± 1.8	65.6 ± 2.1	59.6 ± 2.8	≥30	-
CE	dS/m	0.4±0.1	1.3±0.0	0.4±0.0	0.7±0.02	-	< 3.5
NT	%	0.8±0.3	1.0 ± 0.3	2.3 ± 0.2	1.8 ± 0.1	>1.0	≥0.5
COT	%	12.8±2.4	10.8 ± 0.9	20.3 ± 0.4	23.1 ± 1.4	≥15	≥20
PT	%	0.6±0.3	1.1 ± 0.2	1.4 ± 0.1	1.2 ± 0.1	>1.0	-
KT	%	2.2±1.2	2.1 ± 0.1	2.1 ± 0.1	2.3 ± 0.3	>1.0	-
Estabilidad	mgO ₂ /gS _{vh}	0.9±0.1	0.77 ± 0.1	0.65 ± 0.1	0.66 ± 0.1	-	8
CF	NMP/g	35.0±3	nd	nd	nd	<1000	<1000
CT	NMP/g	59.0 ± 11	35.3 ± 1.4	31.9 ± 2.2	29.0 ± 3.9	<1000	-

Con respecto al pH, los productos presentaron valores con tendencia a ser alcalinos (i.e pH >7.5), aunque cumplen con lo estipulado en la normativa nacional (NTC 5167, 2011). Acorde con Lasaridi et al. (2006), el pH del producto debe fluctuar entre 6.0 y 8.5 para que el proceso se pueda aplicar a una amplia variedad de plantas, por lo que los tratamientos A2 y A3 muestran mayor potencial para estimular la actividad vegetal.

En cuanto a la CIC, todos los tratamientos presentaron valores mayores a 20 meq/100g, indicando que estimularían la actividad biológica por el intercambio de bases con el suelo. Los valores de CE son bajos en comparación del límite propuesto en las normativas e indica poca presencia de sales. Acorde con Lasaridi et al. (2006) esto es importante para reducir problemas de fitotoxicidad en las plantas.

Con respecto al contenido de COT, NKT, PT y KT el tratamiento A2 tiene el mayor potencial para el uso agrícola, ya que presenta mejor contenido de nutrientes y mejores características agronómicas como CIC y CE. Respecto a la calidad biológica, todos los tratamientos con PE presentaron condiciones de estabilidad debido a que tuvieron un consumo de oxígeno inferior a 1.0 mgO₂ gSV⁻¹ (Barrena et al., 2006). Los productos más estables se presentaron en A2 y A3, mostrando el efecto sinérgico de incrementar la proporción de mezcla.

Respecto a las características microbiológicas, todos los productos presentaron valores inferiores al límite máximo de CF (<1000 NMP/g) fijado por la NTC 5167 (2011); sin embargo, los tratamientos con incorporación de PE presentaron valores inferiores respecto al tratamiento control A0 (100 % BOM) que fue el producto que reportó los valores más altos de CT y CF.

4. Conclusiones

La composición predominantemente orgánica de los Biorresiduos de Origen Municipal – BOM, favorecen su potencial aprovechamiento biológico mediante procesos como el compostaje; sin embargo, presentan características desfavorables como pH ácido, elevada humedad, deficiencia de carbono orgánico y fósforo; la incorporación de un material de soporte como el pasto estrella, incrementó el pH y el COT y redujo el contenido inicial de humedad de los BOM, favoreciendo la aireación.

Entre las mezclas BOM:PE evaluadas, la proporción 80:20 (A2) fue la más favorable, con valores de pH más cercanos a la neutralidad, inicio más rápido de la fase termofílica y mayor reducción de sólidos volátiles durante el proceso respecto a los otros tratamientos. En cuanto a la calidad del producto final, también fue el tratamiento que mejor se ajustó a la norma técnica colombiana para productos para la industria agrícola, productos orgánicos usados como abonos o fertilizantes y enmiendas de suelo.

Acknowledgments

Los autores agradecen el apoyo financiero de la Universidad del Valle por la financiación del Proyecto C.I. 2985 y a COLCIENCIAS por el apoyo a la formación doctoral del candidato Ing. Jonathan Soto-Paz a través de la Convocatoria 727-2015.

Referencias

- Acosta-Durán, C. M.; Solís-Pérez, O.; Villegas-Torres, O. G.; Cardoso-Vigueros, L. (2013). Precomposteo de residuos orgánicos y su efecto En la dinámica poblacional de *eisenia foetida*. *Agronomía Costarricense*, 37 (1), pp. 127-139.
- Ali, U.; Khalid, A.; Mahmood, T; Aziz, I. (2013). Accelerated Biodegradation of Solid Organic Waste through Biostimulation. *Proceedings of the Pakistan Academy of Sciences*, 50 (1), pp. 37-46.
- Barrena, R.; Vázquez, F.; Sánchez, A. (2006). The use of respiration indices in the composting process: a review. *Waste Management & Research*, 24 (1), pp. 24-37. Doi:10.1177 / 0734242X06062385
- Bernal, M. P.; Albuquerque, J. A.; Moral, R. (2009). Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresource technology*, 100 (22), pp. 5444-5453. Doi: 10.1016/j.biortech.2008.11.027
- Bohórquez, A.; Puentes, Y.; Menjivar, J. C. (2014). Evaluación de la calidad del compost producido a partir de subproductos agroindustriales de caña de azúcar. *Corpoica Ciencia y Tecnología Agropecuaria*, 15 (1), pp 73-81
- Cáceres, R., Malińska, K. y Marfà, O. (2018). Nitrification within composting: A review. *Waste Management*, 72, pp. 119-137. Doi: 10.1016/j.wasman.2017.10.049
- Chanpla, M.; Kullavanijaya, P.; Janejadkarn, A.; Chavalparit, O. (2017) Effect of harvesting age and performance evaluation on biogasification from Napier

- grass in separated stages process. KSCE Journal of Civil Engineering, pp. 1–6. Doi: 10.1007/s12205-017-1164-y
- Campuzano, R.; González-Martínez, S. (2016). Characteristics of the organic fraction of municipal solid waste and methane production: A review. *Waste Management*, pp. 54: 3-12. Doi: 10.1016/j.wasman.2016.05.016
- Cesaro, A.; Belgiorno, V.; Guida, M. (2015). Compost from organic solid waste: Quality assessment and European regulations for its sustainable use. *Resources, Conservation and Recycling*, 94(0), pp. 72-79. Doi: 10.1016/j.resconrec.2014.11.003
- 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 and temperature rise. *Waste Management*, 30(3), pp. 402-414. Doi: 10.1016/j.wasman.2009.10.019
- Faverial, J.; Boval, M.; Sierra, J.; Sauvant, D. (2016). End-product quality of composts produced under tropical and temperate climates using different raw materials: A meta-analysis. *Journal of Environmental Management*, 183, pp. 909-916. Doi: 10.1016 / j.jenvman.2016.09.057
- Götze, R.; Boldrin, A.; Scheutz, C.; Astrup, T. F. (2016). Physico-chemical characterisation of material fractions in household waste: Overview of data in literature. *Waste Management*, 49, pp. 3-14. Doi: 10.1016 / j.wasman.2016.01.008
- Haynes, R.J.; Belyaeva, O. N.; Zhou, Y. F. (2015). Particle size fractionation as a method for characterizing the nutrient content of municipal green waste used for composting. *Waste Management*, 35, pp. 48-54. Doi: 10.1016/j.wasman.2014.10.002
- Hemidat, S.; Jaar, M.; Nassour, A.; Nelles, M. (2018). Monitoring of Composting Process Parameters: A Case Study in Jordan. *Waste and Biomass Valorization*, 9(12), pp. 2257-2274. Doi: 10.1007 / s12649-018-0197-x
- ICONTEC (2011). Norma Técnica Colombiana 5167. Productos para la Industria Agrícola, Productos Orgánicos Usados como Abonos o Fertilizantes y Enmiendas de Suelo.
- Jiang T., Schuchardt F., Li G., Guo R. y Zhao Y. (2011). Effect of C/N ratio, aeration rate and moisture content on ammonia and greenhouse gas emission during the composting. *Journal of Environmental Sciences*, 23 (10), 1754-1760. Doi: 10.1016/S1001-0742(10)60591-8
- J Jiang-Ming, Z. (2017). Effect of turning frequency on co-composting pig manure and fungus residue. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 67 (3), 313-321. Doi: 10.1080 / 10962247.2016.1232666
- Kalemelawa, F., Nishihara, E., Endo, T., Ahmad, Z., Yeasmin, R., Tenywa, M. M. y Yamamoto, S. (2012). An evaluation of aerobic and anaerobic composting of banana peels treated with different inoculums for soil nutrient replenishment. *Bioresource Technology*, 126, 375-382. Doi: 10.1016/j.biortech.2012.04.030
- Kumar, M., Ou, Y. y Lin, J. (2010). Co-composting of green and food waste at low C/N ratio. *Waste Management*, 30(4), 602-609. Doi: 10.1016/j.wasman.2009.11.023
- Lasaridi, K., Protopapa, I., Kotsou, M., Pilidis, G., Manios, T. y Kyriacou, A. (2006). Quality assessment of composts in the Greek market: The need for

- standards and quality assurance. *Journal of Environmental Management*, 80 (1), 58-65. Doi: 10.1016 / j.jenvman.2005.08.011
- Li, Z.; Lu, H.; Ren, L.; He, L. (2013). Experimental and modeling approaches for food waste composting: A review. *Chemosphere*, 93(7), pp. 1247-1257. Doi: 10.1016/j.chemosphere.2013.06.064
- Martínez-Salgado, M.M.; Ortega-Blu, R.; Janssens, M.; Fincheira, P. (2019). Grape pomace compost as a source of organic matter: Evolution of quality parameters to evaluate maturity and stability. *Journal of Cleaner Production*, 216, pp. 56-63. Doi: doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.01.156
- Navia-Cuetia, C. A.; Zemanate-Cordoba, Y.; Morales-Velasco, S.; Alonso Prado, F.; Albán López, N. (2013). Evaluation of different formulations From waste composting crop tomato (*solanum lycopersicum*). *Biotecnología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial*, 2, pp. 165 - 173.
- NCh -Norma chilena de compost 2880- 2004. (2015). Compost - Clasificación y requisitos, 23. Santiago de Chile, 27.
- Nigussie, A., Bruun, S., Kuyper, T. W. y De Neergaard, A. (2017). Delayed addition of nitrogen-rich substrates during composting of municipal waste: Effects on nitrogen loss, greenhouse gas emissions and compost stability. *Chemosphere*, 166, 352-362. Doi: 10.1016/j.chemosphere.2016.09.123
- Onwosi, C. O., Igbokwe, V. C., Odimba, J. N., Eke, I. E., Nwankwoala, M. O., Iroh, I. N. y Ezeogu, L. I. (2017). Composting technology in waste stabilization: On the methods, challenges and future prospects. *Journal of Environmental Management*, 190, 140-157. Doi: 10.1016/j.jenvman.2016.12.051
- Oudart, D., Robin, P., Paillat, J.-M. y Paul, E. J. W. M. 2015. Modelling nitrogen and carbon interactions in composting of animal manure in naturally aerated piles. 46, 588-598. Doi: 10.1016/j.wasman.2015.07.044
- Oviedo, R.; Marmolejo, L.; Torres, P. (2017). Advances in research on biowaste composting in small municipalities of developing countries. Lessons from Colombia. *Revista Ingenieria Investigacion y Tecnologia*, 18(01), pp. 31-42.
- Parkinson, R., Gibbs, P., Burchett, S. y Misselbrook, T. (2004). Effect of turning regime and seasonal weather conditions on nitrogen and phosphorus losses during aerobic composting of cattle manure. *Bioresource Technology*, 91 (2), 171-178. Doi: 10.1016/S0960-8524(03)00174-3
- Ponsá, S., Gea, T. y Sánchez, A. (2010). Different Indices to Express Biodegradability in Organic Solid Wastes. *Waste Managment*, 39 (2), 706-712. Doi: 10.2134 / jeq2009.0294
- Reyes-Torres, M., Oviedo-Ocaña, E. R., Dominguez, I., Komilis, D. y Sánchez, A. (2018). A systematic review on the composting of green waste: Feedstock quality and optimization strategies. *Waste Management*, 77, 486-499. Doi: 10.1016/j.wasman.2018.04.037
- Richardson, A. E. y Simpson, R. J. (2011). Soil microorganisms mediating phosphorus availability update on microbial phosphorus. *Plant Physiol*, 156 (3), 989-996. Doi: 10.1104 / pp.111.175448
- Soobhany, N. (2018). Assessing the physicochemical properties and quality parameters during composting of different organic constituents of Municipal Solid Waste. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 6 (2), 1979-1988. Doi: 10.1016/j.jece.2018.02.049

- Soto-Paz, J., Oviedo-Ocaña, R., Marmolejo-Rebellón, L. F. y Manyoma-Velásquez, P. C. (2017). Compostaje de biorresiduos: Tendencias de investigación y pertinencia en países en desarrollo. *DYNA*, 84(203), pp. 334-342. Doi: 10.15446/dyna.v84n203.61549
- Sundberg, C., Yu, D., Franke-Whittle, I., Kauppi, S., Smårs, S., Insam, H., Romantschuk, M. y Jönsson, H. (2013). Effects of pH and microbial composition on odour in food waste composting. *Waste Management*, 33 (1), 204-211. Doi: 10.1016/j.wasman.2012.09.017
- Thi, N., Kumar, G. y Lin, C.Y. (2015). An overview of food waste management in developing countries: Current status and future perspective. *Journal of Environmental Management*, 157, 220-229. Doi: 10.1016/j.jenvman.2015.04.022
- Torres, P.; Imery, R.; Perez, A.; Uribe, I. E.; Escobar Rivera, J. C. (2007). Compostaje de biosólidos de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales. *Engenharia Agrícola*, 27 (1), pp.267 - 275. Doi: 10.1590 / S0100-69162007000100021
- Vandecasteele, B., Boogaerts, C. y Vandaele, E. (2016). Combining woody biomass for combustion with green waste composting: Effect of removal of woody biomass on compost quality. *Waste Management*, 58, 169-180. Doi: 10.1016/j.wasman.2016.09.012
- Van Soest, P.J.; Wine, R.; (1967). Uso de detergentes en el análisis de alimentos fibrosos. IV. Determinación de permanganato. *Assoc. Oficial Anal. Chem* 50(1): 6.
- Waqas, M., Nizami, A. S., Aburizaiza, A. S., Barakat, M. A., Rashid, M. I. y Ismail, I. M. I. (2018). Optimizing the process of food waste compost and valorizing its applications: A case study of Saudi Arabia. *Journal of Cleaner Production*, 176, 426-438. Doi: 10.1016/j.jclepro.2017.12.165
- Zhang, L. y Sun, X. (2016). Influence of bulking agents on physical, chemical, and microbiological properties during the two-stage composting of green waste. *Waste Management*, 48, 115-126. Doi: 10.1016/j.wasman.2015.11.032
- Zhou, H., Zhao, Y., Yang, H., Zhu, L., Cai, B., Luo, S., Cao, J. y Wei, Z. (2018). Transformation of organic nitrogen fractions with different molecular weights during different organic wastes composting. *Bioresource Technology*, 262, 221-228. Doi: 10.1016 / j.biortech.2018.04.088.