



Evaluación de la aireación sobre la actividad microbiana del proceso de compostaje de residuos vegetales de mercado

Evaluation of aeration on microbial activity of vegetable market food waste's composting process

Miguel Angel Quevedo Beltrán^{1*}; Luis Ruben Bazán Tapia²; Vicente Luis Rojas Rojas³

¹ Universidad Nacional Agraria La Molina, Apartado Postal 15-012, Av. La Molina s/n., Lima, Perú. miguel.quevedob@gmail.com

² Departamento de Suelos. Facultad de Agronomía. Universidad Nacional Agraria La Molina, Av. La Molina s/n. Apartado Postal 15-012. Lima, Perú. rbt@lamolina.edu.pe

³ Escuela de Posgrado, Universidad Nacional Agraria La Molina, Apartado Postal 12-056, Av. La Molina s/n., Lima, Perú. vicente@lamolina.edu.pe

Recepción: 14/04/2020; Aceptación: 15/05/2020

Resumen

Los desechos de alimentos dispuestos inadecuadamente generan contaminación del suelo, aire y agua, focos infecciosos de vectores, así como emisiones de CO₂. El objetivo de esta investigación fue utilizar residuos de corona de piña como agente estructurante para evaluar la influencia de los espacios de aire libre inicial buscando favorecer la actividad microbiana y alcanzar un menor tiempo de estabilización del proceso de compostaje. La metodología consistió en evaluar un diseño de bloques completamente al azar de pilas de compostaje de 200 kg de residuos de papa, camote y zanahoria en una relación 1:1:1 en peso (TA), mezcladas con coronas de piña al 10% (TB) y 30% (TC) en peso. Se monitoreó los espacios de aire libre, la relación C/N final, la respiración microbiana, la temperatura, el pH, la conductividad eléctrica y la humedad, durante 105 días. Los resultados evidenciaron que los espacios de aire libre inicial están asociados directamente con la temperatura ($r = 0,60108$; $p = 0,0387$), la conductividad eléctrica en el tercer muestreo ($r = 0,73414$; $p = 0,0066$) y cuarto muestreo ($r = 0,73253$; $p = 0,0067$), así como inversamente con la respiración microbiana final ($r = -0,81385$; $p = 0,0013$). Los espacios de aire libre iniciales de TC (33,25%), lograron un tiempo de estabilización menor con respecto a TB (25,42%) y TA (20,83%), confirmando la influencia de los espacios de aire libre iniciales mayores al 30% y el uso beneficioso de las coronas de piña como agente estructurante que podría mejorar con otros insumos.

Palabras clave: agente estructurante; residuos de alimentos; compostaje; coronas de piña; espacios de aire libre.

Forma de citar el artículo: Quevedo, M.; Bazán, L.; Rojas, V. 2020. Evaluación de la aireación sobre la actividad microbiana del proceso de compostaje de residuos vegetales de mercado. Anales Científicos 81 (1):136-151(2020). <http://dx.doi.org/10.21704/ac.v81i1.1585>

DOI: <http://dx.doi.org/10.21704/ac.v81i1.1585>

Autor de correspondencia (*): Miguel Angel Quevedo Beltrán. Email: miguel.quevedob@gmail.com

© Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima, Perú.

Abstract

Improperly disposed food waste generates contamination of soil, air and water, infectious sources of vectors as well as CO₂ emissions. The objective was to use pineapple crown residues as a bulking agent to evaluate the influence of the initial free air spaces searching for favor microbial activity and achieve a shorter stabilization time of the composting process. The methodology consisted of evaluating a completely randomized block design of composting piles of 200 kg of potato, sweet potato and carrot residues in a 1: 1: 1 weight ratio (TA), mixed with 10% pineapple crowns (TB) and 30% (TC) in weight. The free air spaces, the final C / N ratio, microbial respiration, temperature, pH, electrical conductivity and humidity were monitored for 105 days. The results showed that the initial free air spaces are directly associated with temperature ($r = 0,60108$; $p = 0,0387$), the electrical conductivity in the third sampling ($r = 0,73414$; $p = 0,0066$) and fourth sampling ($r = 0,73253$; $p = 0,0067$), as well as inversely with the final microbial respiration ($r = -0,81385$; $p = 0,0013$). The initial free air spaces of TC (33,25%), achieved a lower stabilization time with respect to TB (25,42%) and TA (20,83%), confirming the influence of the initial free air spaces greater than 30% and the beneficial use of pineapple crowns as a bulking agent that could be improved with other materials.

Keywords: bulking agent; food waste; composting; pineapple crown; free air space.

1. Introducción

Los residuos orgánicos se generan en todas las actividades humanas de forma directa o indirecta, son fuente de contaminación del suelo, el aire y el agua, así como foco de vectores tales como roedores e insectos. El crecimiento poblacional se mantendrá para el 2050 (UNEP, 2019), ocasionando consecuentemente el incremento de residuos sólidos. Respecto a esta tendencia, 50,91% del total per cápita a nivel nacional son residuos orgánicos (MINAM, 2012), para el 2014 esta tendencia se mantuvo, registrándose que el 50,43% comprendió residuos orgánicos de cocina y de preparación de alimentos, así como 27,88% de residuos no peligrosos reaprovechables (MINAM, 2014).

Según la FAO (2011) y HPLE (2014) en América Latina la generación de desperdicios y pérdidas de alimentos es de 25 kg por persona al año, representando el 18,65% del consumo total, provenientes de cereales, raíces y tuberosas, plantas oleaginosas, frutas y vegetales, carne,

pescado y productos de consumo diario como lácteos entre otros.

Así mismo FAO (2019), según información analizada hasta el 2016 en el Perú, registró que la pérdida solamente de papa fue del 14,5% de la producción total de ese año. Es probable que esta pérdida de alimentos se mantenga o se incremente debido a la tendencia de crecimiento poblacional mundial que también ocurre en el Perú.

Así también la generación de desperdicios y pérdidas de alimentos ocasiona efectos negativos en el ambiente, como la reducción de la vida útil de los rellenos sanitarios (CGR, 2013), la generación de gases de efecto invernadero, contaminación de cuerpos de agua superficial y del suelo, así como atracción de vectores como insectos y roedores que son fuente de enfermedades cuando los desechos son vertidos en botaderos (Martínez, 2012).

Los desechos y pérdidas de alimentos pueden ser retornados al suelo utilizando el compostaje, tecnología difundida

principalmente en el tratamiento de residuos agropecuarios que podría ser utilizada para tratar desechos y pérdidas de alimentos de zonas urbanas. Así mismo, el compostaje puede ser optimizado utilizando diferentes técnicas, procesos e insumos; contribuyendo de esta forma con el reciclaje de residuos orgánicos, el cual es parte de las estrategias de la economía circular para alcanzar el desarrollo sostenible (Morseletto, 2020).

El objetivo de esta investigación es utilizar residuos de corona de piña como agente estructurante para evaluar la influencia que tienen los espacios de aire libre inicial (FAS inicial) sobre la actividad microbiana a fin de obtener un proceso de estabilización de los residuos compostados en menos tiempo, así mismo, para respaldar estos los resultados se analiza la correlación que tienen los espacios de aire libre con otras variables que determinan el desempeño de la actividad microbiana como la temperatura, el pH, la conductividad eléctrica y el contenido de humedad.

2. Materiales y métodos

La presente investigación se realizó en las instalaciones del Centro Modelo de tratamiento de Residuos y Aguas Residuales (CEMTRAR) de la UNALM; se hizo uso del Laboratorio de Investigación en Análisis de Suelos, Plantas y Agua, así como del Centro de Investigación en Química, Toxicología y Biotecnología (CIQTOBIA), todos pertenecientes a la Universidad Nacional Agraria La Molina (UNALM).

Insumos

Los insumos que se utilizaron para la construcción de pilas, fueron residuos de papa, camote y zanahoria, procedente de Gran Mercado Mayorista de Lima y coronas de piña procedentes del Mercado Mayorista de frutas N° 02.

Construcción de pilas

Se construyeron pilas de compostaje según 3 tratamientos. El tratamiento control TA consistió en pilas de compostaje de 200 kg residuos de papa, camote y zanahoria en una proporción 1:1:1, el tratamiento TB que consistió en las pilas de 200 kg de los mismos residuos en una proporción 1:1:1 con 10% (p/p) de coronas de piña picada (20kg) de un tamaño menor a 5 cm y el tratamiento TC que consistió en las pilas de 200 kg de los mismos residuos en una proporción 1:1:1 con 30% (p/p) de coronas de piña picada (60kg) de un tamaño menor a 5 cm.

Se utilizó el método de pilas a cielo abierto (Carrasco, 2009), para lo cual se dispuso una capa de residuos de corona de piña luego con los residuos de papa, zanahoria o camote, seguido con los residuos de corona de piña y así sucesivamente para luego mezclar las capas consecutivas utilizando trinchas, hasta lograr pilas de 2 metros de largo, 2 m de ancho y 0,8 m de alto.

Muestreo de variables

Para poder analizar los parámetros físico-químicos y biológicos de las pilas de compostaje se realizó el muestreo por cuarteos según la TMECC 02.01 citadas por Ventura y Sarmiento (2007), para esto se extrajeron 8 submuestras de la parte superior, central e inferior de la pila a una profundidad de 25 a 30 cm, luego se mezclaron y se separaron en cuartos hasta obtener 500g. La frecuencia del muestreo fue quincenal, y para la respiración microbiana que sirvió para determinar la estabilización tuvo una frecuencia de 4 muestreos, representando las 4 fases del proceso de compostaje de residuos vegetales de mercado.

Análisis físico químico

Densidad aparente

La Densidad aparente se determinó

siguiendo el método establecido por la [Ohio State University \(2015\)](#), para lo cual se utilizó un balde de 1 galón para luego pesar el balde, el volumen de agua a una marca conocida, así como el volumen del compost, seguidamente se obtuvieron los resultados de acuerdo a la siguiente fórmula:

$$\text{Densidad Aparente} = \frac{1000 \text{ kg de H}_2\text{O}}{\text{m}^3} \times \frac{Wbc - Wb}{Wbw - Wb}$$

Wb = Peso del balde

Wbw = Peso del balde con agua

Wbc = Peso del balde con compost

Espacios de Aire Libre (FAS)

Los espacios de aire libre se determinaron en función a los datos obtenidos para determinar la densidad aparente y la mezcla de compost con agua a una marca conocida como indica la [Ohio State University \(2015\)](#), y se muestra a continuación:

$$\text{Espacios libre de aire (FAS)} = \frac{Wbcw - Wbc}{Wbw - Wb} \times 100\%$$

Wb = Peso del balde

Wbw = Peso del balde con agua

Wbc = Peso del balde con compost

Wbcw = Peso del balde con compost y agua

Temperatura

La temperatura fue medida en la parte central superior de cada pila, se introdujo un termómetro digital a una profundidad de 30 cm en los lados de la pila, considerando 4 puntos a una misma altura ([Del Pozo, 2007](#)).

Humedad

La humedad se reguló 2 veces a la semana, procurando mantener una humedad

aproximada de 60%. Para determinar el contenido de agua, las muestras procedentes de las pilas se llevaron a la estufa a 60°C por 24 horas, el contenido de agua se obtuvo por la siguiente fórmula ([Ventura y Sarmiento, 2007](#)):

$$\text{HR (\%)} = \frac{\text{P.Inicial} - \text{Peso Final}}{\text{P.Inicial}} \times 100\%$$

Potencial de iones Hidrógeno (pH)

Se utilizó el método potenciométrico según la norma [ÖNORM M 6201](#), consistió en extraer una muestra, llevarla a una dilución 1:10 con agua destilada, agitar por 5 minutos y luego se dejó en reposo por 15 min, para luego medir el pH con el potenciómetro ([ÖNORM, 2006](#)).

Conductividad Eléctrica

Las muestras fueron llevadas a una dilución 1:10 en agua destilada, agitadas por 15 min, para luego de un reposo de 15min, medir la conductividad eléctrica con el conductímetro ([TMECC, 2004](#)).

Carbono Total Orgánico

Se obtuvo por diferencias de pesos entre la muestra fresca y la muestra después de someterse a calcinación (550 °C) por 5 horas en mufla según el método descrito por [Nelson y Sommers \(1982\)](#) mencionado por la norma [ÖNORM S 2023 \(ÖNORM, 1993\)](#).

Nitrógeno Total Kjeldhal

Se realizó el método descrito por [Bremner \(1965\)](#) mencionado por la norma [ÖNORM S 2023 \(1993\)](#), se tomó una muestra de 0,25 a 1 g que se sometió a digestión con Ácido Sulfúrico y una mezcla de sales que facilitaron la oxidación de materia orgánica para transformar todas las formas de nitrógeno a N^{3+} , seguidamente se transformó el N^{3+} a NH_4^+ y se destiló con

una base fuerte para obtener el amoníaco y agua. El amoníaco colectado se tituló con ácido sulfúrico y finalmente se determinó por fórmula la concentración de nitrógeno en función del volumen de ácido sulfúrico gastado para titular.

Relación Carbono/Nitrógeno

Se dividió la concentración de carbono total obtenido por calcinación de muestra a 550°C por 5 horas y el Nitrógeno total determinados por el método Kjeldhal como recomienda la norma Ö NORM S 2023 (Ö NORM, 1993).

Estabilización

Se midió la estabilización por medio de la respiración microbiana, utilizando el método de la [Cornell University \(2015\)](#), que consistió en utilizar baldes de 1 galón de volumen, sellados, donde se incorporó previamente una muestra de compost (20 g) y 20 ml de una solución de NaOH a 1 Molar. Al día siguiente se tituló la solución que captó el CO₂ con una solución de HCl a 1 Molar, hasta que el indicador de fenolftaleína cambió a transparente. La titulación se realizó durante 4 veces por semana para luego determinar el promedio. La frecuencia de este análisis fue 4 veces representando las etapas del proceso de compostaje.

Análisis de Datos

Se llevó a cabo el análisis estadístico de los datos monitoreados a lo largo del proceso de compostaje de cada pila con la aplicación de Diseño de Bloques Completamente al Azar (DBCA) utilizando el análisis de variancia (ANOVA) con 3 tratamientos y 4 bloques, así como la prueba de comparación múltiples de medias de Tukey para diferenciar tratamientos. Así también, con la finalidad de respaldar las observaciones de los Espacios de aire libre (FAS) con las demás variables del proceso de compostaje se utilizó el coeficiente de correlación

de Pearson. El programa estadístico para computarizar los datos que se analizaron fue el Programa Statistical Analysis Software (SAS) versión 9.1.

3. Resultados y discusión

Densidad aparente

Como muestra la [Figura 1](#), los valores de densidad aparente fueron reduciéndose en el tiempo, de forma más marcada en el tratamiento TC y TB, mientras que en el tratamiento TA fue el tratamiento que mostró una menor reducción. Estos resultados evidencian la influencia de la biodegradación que va reduciendo la densidad aparente al ser mayor la biodegradación, principalmente por hidrólisis de los compuestos fácilmente biodegradables de la materia orgánica que se sometió a compostaje. Estos resultados fueron menos alentadores que los obtenidos en la comparación de mezclas de residuos de destilación de yuca (680 kg/m³) y paja (650 kg/m³) para el compostaje de lodos de agua residuales ([Pan et al., 2017](#)).

De forma similar estos resultados fueron menos optimistas a los realizados en pruebas con reactores, el primero (166 kg/m³) que contenía 42,86% de cortezas de pino, 34,28% de césped, 20% de aserrín y 2.86% plumas de pollo de engorde; y también en el segundo (139 kg/m³) reactor que contenía 25,54% de cortezas de pino, 10,63% de paja de trigo, 51,07% de aserrín y 12,76% de plumas de pollo de engorde ([Bohacz, 2018](#)), sin embargo es necesario mencionar que los resultados de los reactores se obtuvieron después de 30 semanas.

De acuerdo al análisis de varianza ([Tabla 1](#)), existen diferencias significativas entre los tratamientos a un nivel de significancia mayor al 95% ($p < 0,05$). El primer análisis muestra alta significancia del modelo ($p < 0,0062$), el segundo análisis muestra también una alta significancia entre tratamientos ($p < 0,0011$), pero el efecto del bloqueo no fue significativo ($p = 0,8386$).

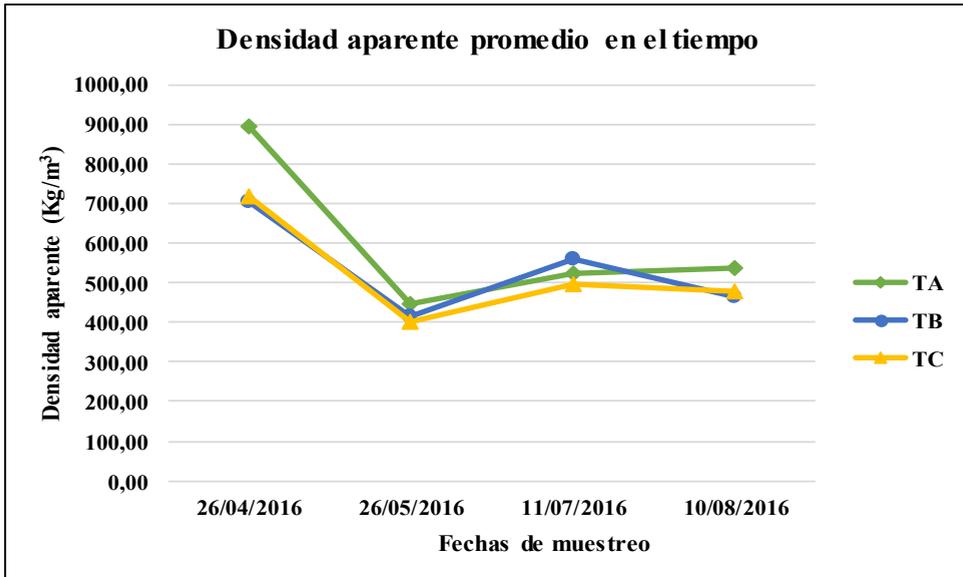


Figura 1. Densidad aparente promedio de los tratamientos durante el periodo de estudio

Así también, según la Prueba de medias de Tukey, indica que no existen diferencias significativas entre los tratamientos TC (704,17 kg/m³ en promedio) y TB (716,67 kg/m³ en promedio) que mostraron mejores resultados con respecto al tratamiento TA (895,84 kg/m³ en promedio).

Espacios de aire libre (FAS)

Como se observa en las Figuras 2 y 3, los valores de FAS van incrementándose en el tiempo en las diferentes fases del compostaje, sobre todo durante la primera y segunda fase del proceso de compostaje, para luego irse estabilizando, siendo el tratamiento TC el que más constante se mantuvo entre la fase de curado y maduración. Se puede observar en los resultados de coeficiente de correlación de Pearson (Tabla 2) que la densidad aparente inicial tiene una asociación inversa ($r = -0,71456$) a los espacios de aire libre a un nivel de significancia mayor al 95% ($p = 0,009$), esta relación inversamente proporcional está de acuerdo con lo

investigado por Pan *et al.* (2017), Huet *et al.* (2014) así como Agnew y Leonard (2003). Los resultados de FAS inicial obtenidos en esta investigación son menos optimistas a los obtenidos en la comparación de mezclas de residuos de destilación de yuca (43,12%) y paja (44,32%) para el compostaje de lodos de agua residuales (Pan *et al.*, 2017).

De acuerdo al análisis de varianza (Tabla 1), existen diferencias significativas entre los tratamientos a un nivel de significancia mayor al 95% ($p < 0,05$) para los espacios de aire libre inicial. El primer análisis muestra significancia del modelo mayor al 95% ($p < 0,0001$), el segundo análisis muestra significancia entre tratamientos también mayor al 95% ($p < 0,001$), pero el efecto del bloqueo no fue significativo ($p=0,8386$).

Las pruebas de medias de Tukey para los espacios de aire libre inicial (FAS inicial), muestran que el tratamiento TC fue el mejor tratamiento (Figura 3), seguido de TB, mientras que el tratamiento control TA mostró resultados menos alentadores.

Tabla 1. Análisis de varianza de las variables que obtuvieron diferencias significativas entre tratamientos

Fuente de Variabilidad	G.L.	Espacios de Aire libre Inicial	Densidad Aparente Inicial	Respiración Microbiana Final
		C.M. y Significancia	C.M. y Significancia	C.M. y Significancia
Tratamiento	2	157,5855750**	45995,78241***	19,24335833**
Bloque	3	0,9530889	493,87656	2,69763333
Error	6	-	-	-
Total	11	-	-	-

*Significancia $p < 0,05$

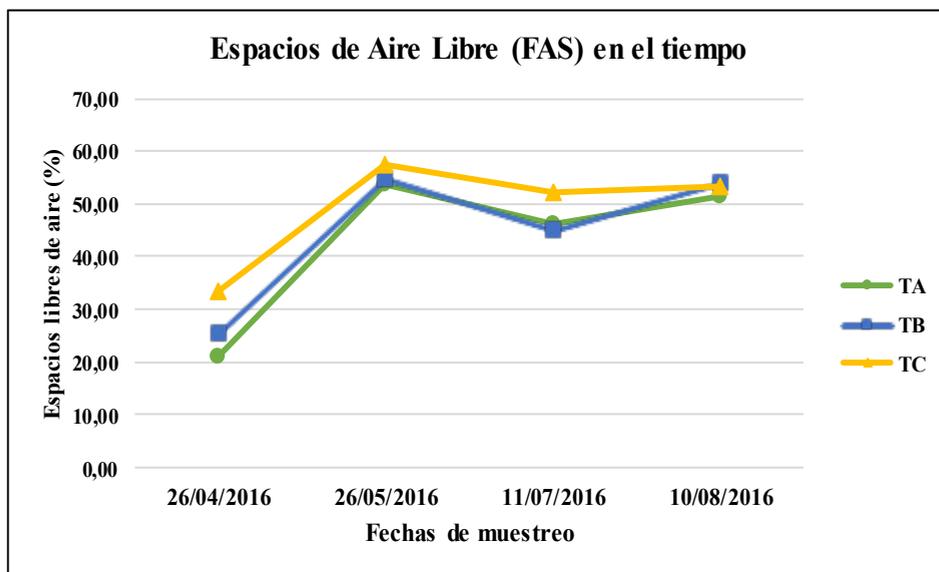


Figura 2. Espacios de aire libre (FAS) promedio de los tratamientos durante el periodo de estudio

Temperatura

Como se puede observar en la [Figura 4](#), la temperatura promedio de los tratamientos TB y TC son similares en el inicio del proceso de compostaje, luego el tratamiento TC muestra resultados más optimistas al tener menos temperatura que TB durante el proceso de curado y de maduración. Por otro lado, el tratamiento control TA no mostró temperatura en concordancia a un proceso de compostaje adecuado, mostrando más bien variabilidad y no logrando una fase termofílica aceptable. Según el análisis de

coeficiente de correlación de Pearson ([Tabla 2](#)), la temperatura tiene una asociación inversa con la densidad aparente inicial ($r = -0,75994$ y $p = 0,0041$) durante el muestreo del 26/05/2016 que coincide con la fase termofílica, esto podría deberse a la presencia de agua que contienen los residuos, razón principal de los resultados de densidad aparente inicial promedio de TC ($895,3 \text{ kg/m}^3$), TB ($704,17 \text{ kg/m}^3$) y TA ($716,67 \text{ kg/m}^3$). Así también la temperatura durante la etapa termofílica (26/05/2016) tiene una asociación inversa con la densidad aparente

($r = -0,75994$ y $p = 0,0041$) y directa con los espacios de aire libre inicial ($r = 0,60108$; $p = 0,0387$), lo cual podría explicar el incremento de la actividad microbiana.

Sin embargo, es necesario resaltar que, de acuerdo al análisis de varianza, no existen diferencias significativas ni en el modelo ni entre tratamientos a lo largo de las 4 fechas representativas del proceso de compostaje. Así también según la prueba de Tukey no existen diferencias significativas entre los tratamientos.

pH

Los resultados de la [Figura 5](#) muestran que los niveles de pH en los tratamientos TC y TB fueron similares y mostraron una mejor respuesta al proceso de biodegradación de materia orgánica con respecto al tratamiento control TA, que ocasiona un incremento de los niveles de pH, siendo TC (8,07) el tratamiento que mostró una respuesta más temprana con respecto a TB (7,14) en el segundo muestreo. Por otro lado,

el tratamiento control TA no mostró un incremento de pH mejor con respecto a TC y TB durante el proceso de compostaje, evidenciando un retraso y así como un inadecuado proceso de compostaje. Como menciona [Roca-Pérez *et al.* \(2009\)](#) citado por [Pan *et al.* \(2017\)](#), el incremento de pH puede deberse al incremento de mineralización de nitrógeno orgánico y producción de amonio, confirmando el posible retraso del tratamiento Control TA (7,14) con respecto al tratamiento TC (8,07). Es necesario remarcar que fue posible la generación de pérdidas de nitrógeno por volatilización en forma de amoniaco debido a las temperaturas y los niveles de pH mayores a 7 ([Cáceres *et al.*, 2017](#)).

Sin embargo, es necesario resaltar que, de acuerdo al análisis de varianza, no existen diferencias significativas ni en el modelo ni entre tratamientos a lo largo de las 4 fechas representativas del proceso de compostaje. Así también según la prueba de Tukey no existen diferencias significativas entre los tratamientos.

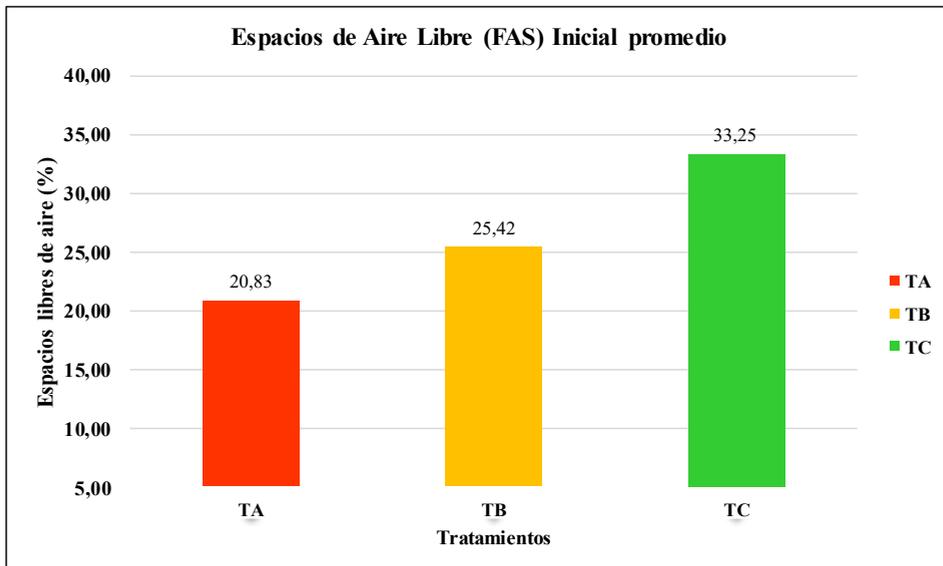


Figura 3. Espacios de aire libre inicial promedio de los tratamientos

Tabla 2. Análisis de Coeficiente de Correlación de Pearson (r) y valor p entre los espacios de aire libre inicial y la densidad aparente inicial, la temperatura, la conductividad eléctrica y la respiración microbiana final

Variable Respuesta	r	Valor p
Densidad Aparente Inicial	-0,71456	0,0090
Temperatura (26/05/2019)	0,60108	0,0387
C. Eléctrica 11/07/2019	0,73414	0,0066
C. Eléctrica 10/08/2016	0,73253	0,0067
Respiración Microbiana Final	-0,81385	0,0013

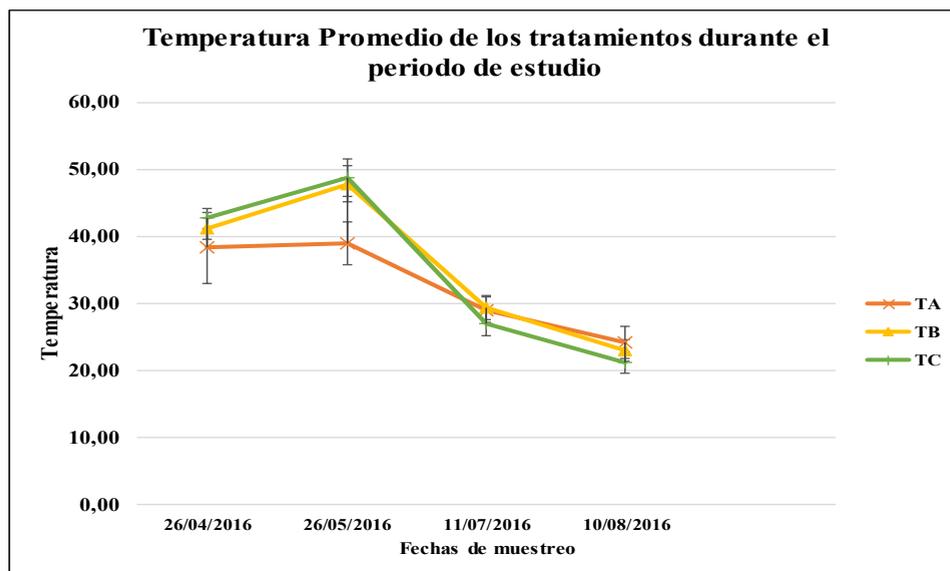


Figura 4. Temperatura promedio de los tratamientos durante el periodo de estudio

Conductividad Eléctrica

Los resultados en la [Figura 6](#) muestran que los valores de conductividad eléctrica fueron incrementándose en el tiempo, de forma más evidente en el tratamiento TC seguido del tratamiento TB. Por otro lado, en el caso del tratamiento control TA mostró menores valores de conductividad eléctrica, esto se podría deber a la capacidad de absorción de las coronas de piña debido a las características de las fibras que la componen porque presentan

una considerable capacidad de absorción de agua, entre un promedio de 4,49 y 9,71 ml de agua/g de masa seca ([Ramos et al., 2014](#)), debido a su composición de lignina (4,5%), celulosa (29,6%) y hemicelulosa (23,2%) principalmente ([Upadhyay et al., 2010](#)), siendo el agua con la que se regó de moderada salinidad (4,81 dS/m) mayor a los valores recomendados para aguas de riego ([FAO, 1992](#)).

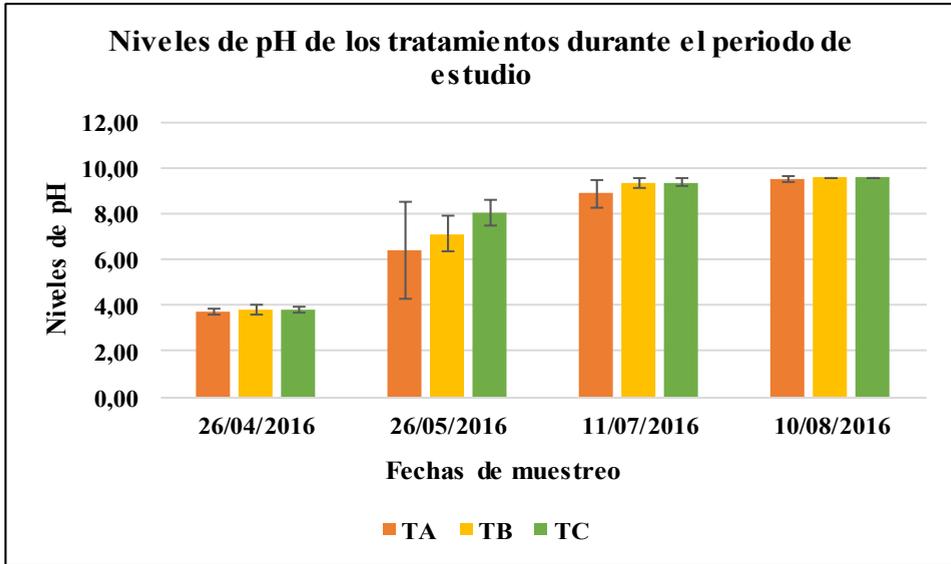


Figura 5. Niveles de pH de los tratamientos durante el periodo de estudio

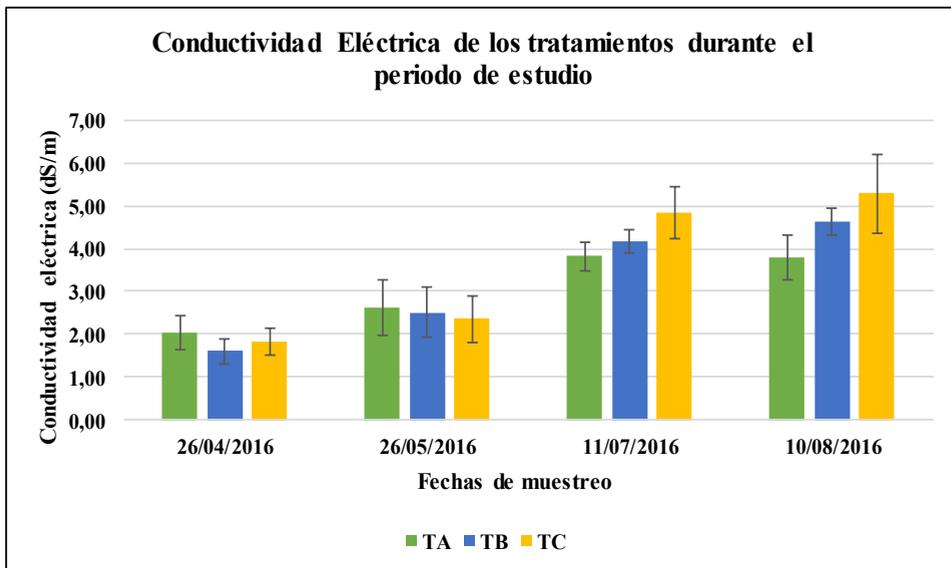


Figura 6. Conductividad eléctrica de los tratamientos durante el periodo de estudio

Es posible también que la actividad microbiana haya liberado sales durante la fase de curado y maduración, ya que los coeficientes de correlación de Pearson (Tabla 2) muestran una relación directa con la conductividad eléctrica del tercer muestreo ($r = 0,73414$; $p = 0,0066$) y el cuarto muestreo ($r = 0,73253$; $p = 0,0067$), lo cual podría explicar en parte el incremento de la actividad microbiana ya que al descomponerse la materia orgánica se liberan sales.

Contenido de Humedad

Como muestra la Figura 7, el contenido de humedad se mantuvo más constante, alrededor de 60% con el tratamiento TC y TB, mientras que el tratamiento control TA durante el proceso de compostaje mostró un endurecimiento de los residuos sobre todo de camote y papa que dificultaron mantener

la humedad recomendada, a diferencia del tratamiento TC y TB que mostraron una mejor absorción de agua puesto que no necesitaron mayor esfuerzo para mantener la humedad recomendada, estos resultados podrían deberse a la capacidad de absorción de agua entre un promedio de 4,49 y 9,71 ml de agua/ g de masa seca (Escobedo *et al.*, 2014), de los residuos de corona de piña que se componen de celulosa (29,6%), hemicelulosa (23,2%) y lignina (4,5%) principalmente (Upadhyay *et al.*, 2010).

Sin embargo, es necesario resaltar que, de acuerdo al análisis de varianza, no existen diferencias significativas ni en el modelo ni entre tratamientos a lo largo de las 4 fechas representativas del proceso de compostaje. Así también según la prueba de Tukey no existen diferencias significativas entre los tratamientos.

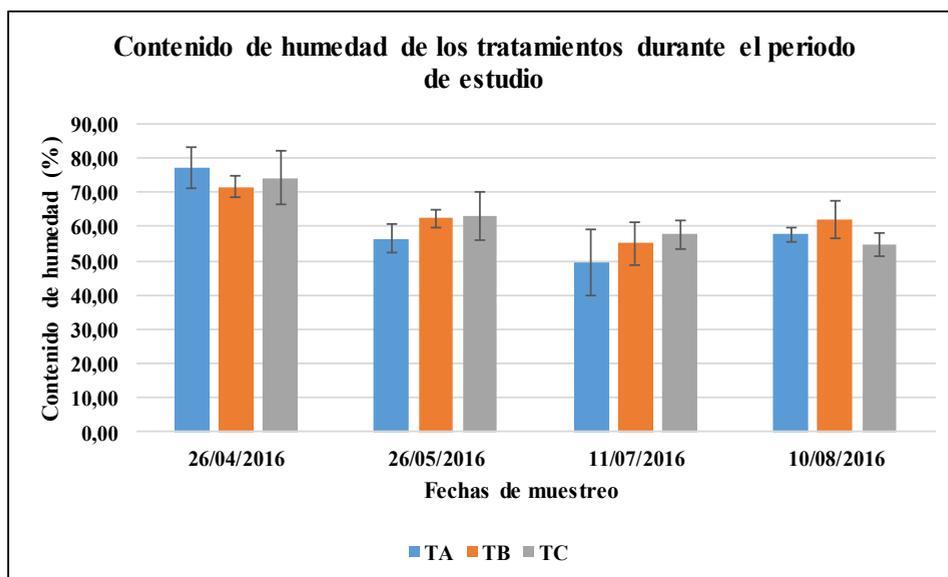


Figura 7. Contenido de humedad de los tratamientos durante el periodo de estudio

Relación Carbono/ Nitrógeno

Como se observa en la [Figura 8](#), los valores de la relación C/N fueron reduciéndose de forma más evidente en el tratamiento TC y TB, mientras que el tratamiento control TA muestra una reducción de la relación C/N más lenta y más variable. Esto indicaría que, a pesar de ser los residuos de papa y camote biodegradables, las condiciones para promover la biodegradación por la actividad microbiana no fueron las apropiadas. Los resultados de relación C/N final promedio de los tratamientos TC (14,15), TB (15,86) y TA (14,38) evidenciaron el considerable contenido de materia orgánica biodegradable que fue consumida con respecto a las relaciones C/N iniciales de los tratamientos TC (45,12), TB (52,71) y TA (46,83). Los resultados obtenidos de relación C/N final fueron menores a los obtenidos durante el compostaje de estiércol con paja de arroz (26,6), similares al compostaje de la mezcla lodos y residuos urbanos (13,9) y mayores a los obtenidos al compostaje de residuos urbanos y paja de arroz (11,5) durante 14 días ([Tang *et al.*, 2010](#)).

Sin embargo, es necesario señalar que, de acuerdo al análisis de varianza, no existen diferencias significativas ni en el modelo ni entre tratamientos en el muestreo final.

Respiración microbiana

Los resultados de la [Figura 9](#), muestra la evolución de la emisión de CO₂ por gramo de carbono orgánico de compost de los tratamientos, evidenciándose que el tratamiento TC en el tiempo mostró mejores resultados durante los 105 días de duración del proceso de compostaje, seguido de TB que tuvo una mayor tendencia hacia una menor respiración microbiana final, debido a una mayor actividad microbiana porque consumió más rápidamente la materia orgánica disponible y menos recalcitrante. Por otro lado, los valores promedio del tratamiento control TA pertenecientes al muestreo final mostraron resultados menos

alentadores, evidenciándose que la actividad microbiana no fue la suficiente por no encontrar las condiciones apropiadas para un buen proceso de compostaje a pesar de que el material utilizado estaba compuesto por materia orgánica fácilmente biodegradable por las características de los residuos de papa, camote y zanahoria.

De acuerdo al análisis de varianza, si existe diferencias significativas en el muestreo final ($p = 0,0163$). Así mismo la prueba de Tukey ([Figura 10](#)), evidencia que en promedio el tratamiento TC (3,435) muestra mejores resultados que TB (6,308), que a su vez no difiere significativamente del tratamiento control TA (7,742), por tanto, TC alcanzó una mayor estabilización. Los resultados de TC (3,435) fueron menos prometedores a los obtenidos (menores a 2,5 mg CO₂ por gramo de carbono orgánico de compost) en reactores a una tasa de aireación de 0,72 L/ materia seca por minuto para compostaje de estiércol de cerdo y tallos de maíz con una humedad promedio de 75% y una relación C/N inicial de 21 durante 40 días ([Guo *et al.*, 2012](#)). Así también, los resultados finales promedio obtenidos en el tratamiento TC (3,435 mg de CO₂/ g de C. orgánico por día) fueron menos optimistas a los resultados obtenidos en pruebas de compostaje por medio de tambores rotatorios (0,702 mg de CO₂/ g de C. orgánico por día) para una mezcla de residuos vegetales (54 kg), residuos de ganado (27 kg) y aserrín (9 kg) durante 20 días ([Varma *et al.*, 2014](#)).

Así también, según los coeficientes de correlación de Pearson ([Tabla 2](#)), los espacios de aire libre presentan una asociación inversa ($r = -0,81385$) a la respiración final a un nivel de significancia mayor al 95% ($p = 0,0013$) confirmando que a mayor FAS inicial el proceso de compostaje es más rápido. Se observó que el proceso de compostaje tiene diferentes etapas en las que el FAS inicial muestra asociaciones diferentes al comportamiento de la actividad microbiana con respecto a la

respiración microbiana la cual no es lineal durante el proceso de compostaje, pero si muestra la asociación esperada durante las diferentes etapas del proceso de compostaje. Así podemos observar que los espacios de aire libre muestran una asociación directa

durante la fase mesofílica ($r = 0,03134$; $p = 0,92$) y termofílica ($r = 0,22288$; $p = 0,4863$), para luego mostrar una relación inversa en la fase de curado ($-0,38710$; $p = 0,2138$) y de maduración ($r = -0,81385$; $p = 0,0013$).

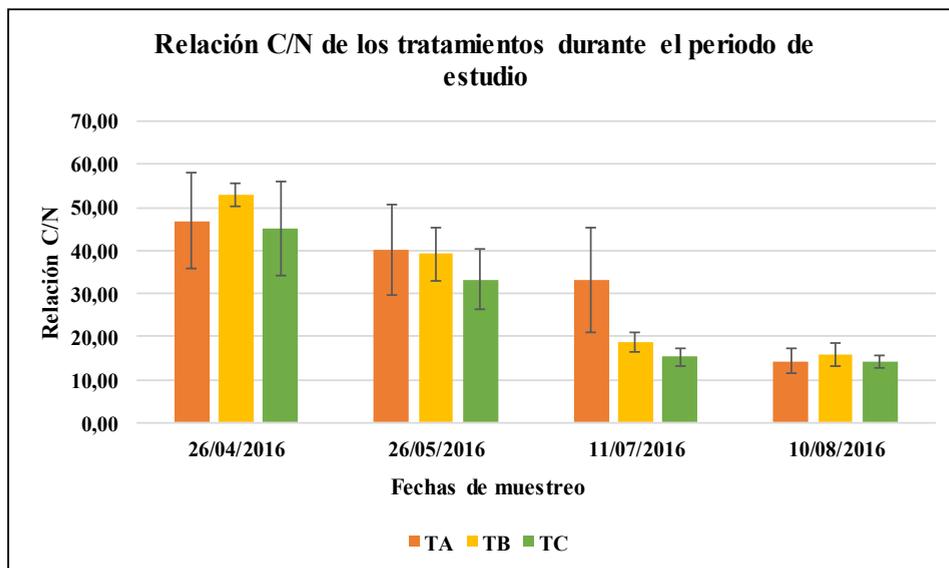


Figura 8. Relación Carbono/Nitrógeno de los tratamientos durante el periodo de estudio

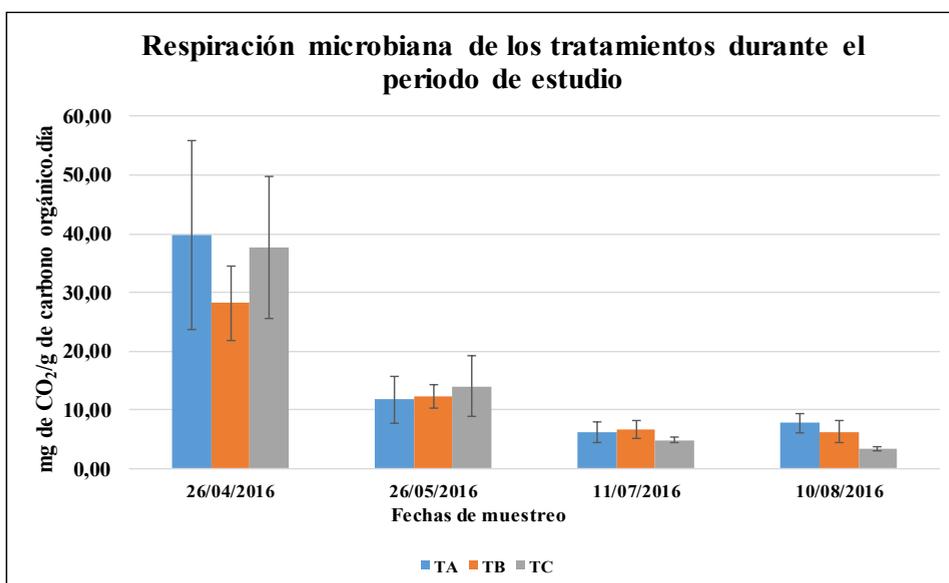


Figura 9. Respiración microbiana de los tratamientos durante el periodo de estudio

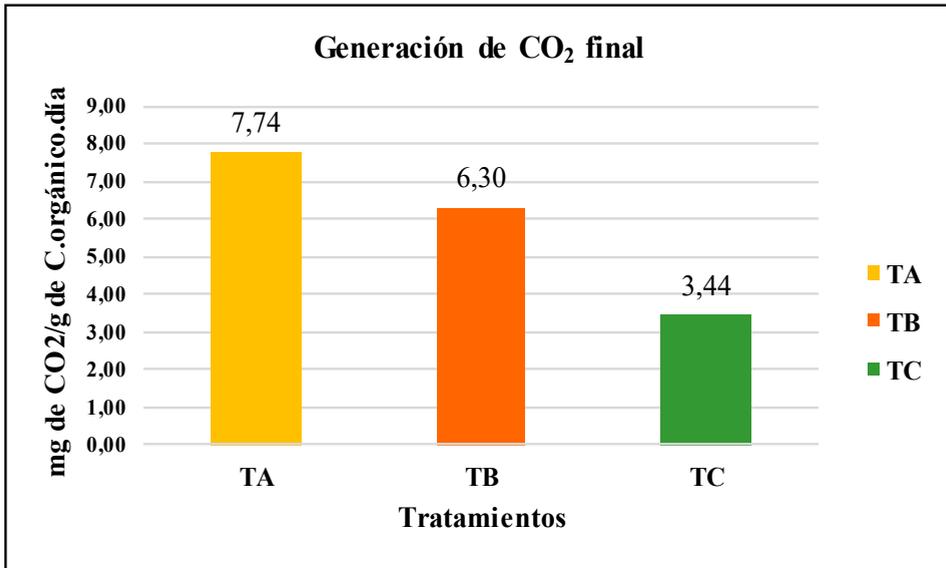


Figura 10. Generación de CO₂ en el muestreo final

4. Conclusiones

En esta investigación se evidenció que el uso de espacios de aire libre (FAS) iniciales mayores al 30% como sucedió con el tratamiento TC (33,25% en promedio), logró una estabilización en menos tiempo que el tratamiento TB (25,42% en promedio) y el tratamiento control TA (20,83% en promedio), por tanto, el uso de coronas de piña picada si puede ser utilizada como un agente estructurante complementario y no único para el compostaje de residuos vegetales de mercado.

La temperatura durante la etapa termofílica tiene una asociación inversa con la densidad aparente ($r = -0,75994$ y $p = 0,0041$) y directa con los espacios de aire libre (FAS) inicial ($r = 0,60108$; $p = 0,0387$), lo cual podría explicar el incremento de la actividad microbiana por medio de la respiración microbiana final.

Los espacios de aire libre (FAS) iniciales tienen una relación directa con la conductividad eléctrica del tercer muestreo

($r = 0,73414$; $p = 0,0066$) y el cuarto muestreo ($r = 0,73253$; $p = 0,0067$), lo cual podría explicar en parte el incremento de la actividad microbiana ya que al descomponerse la materia orgánica se liberan sales. No se evidenció una asociación ni correlación significativa entre los niveles de pH y contenido de humedad con otras variables.

5. Agradecimientos

Expresamos nuestros agradecimientos al Gran Mercado Mayorista de Lima que es administrado por la Empresa Municipal de Mercados S.A. perteneciente a la Municipalidad Metropolitana de Lima, por facilitarnos los residuos de papa, camote y zanahoria necesarios para esta investigación.

6. Literatura citada

Agnew, J.M.; Leonard, J.J. 2003. The physical properties of compost. Compost Science & Utilization

- 11(3): 238-264.
- Bohacz, J. 2018. Composts and Water Extracts of Lignocellulosic Composts in the Aspect of fertilization, Humus-Forming, Sanitary, Phytosanitary and Phytotoxicity value Assessment. Waste and Biomass Valorization 10, 2837–2850 (2019).
- Bremner, J. M. 1965. Nitrogen availability indexes. Methods of soil analysis, Part 2. Agronomy. Am. Soc. of Agron, 9:1324-1345.
- Cáceres, R.; Malińska K.; Marfà, O. 2017. Nitrification within composting: A review 72 (2018): 119-137.
- Carrasco, N. 2009. Evaluación de tres diferentes tipos de sustratos (bagacillo, aserrín e ichu picado) en la producción de EM – compost. Tesis de Ing. Ambiental. Lima, PE. Universidad Nacional Agraria- La Molina. La Molina-Lima- Perú. 77p.
- CGR (Contraloría General de la República, PE). 2013. Contraloría advierte que faltan rellenos sanitarios para la disposición final de más de 5.8 millones de toneladas de residuos sólidos generadas cada año. Nota de prensa N° 128 - 2013-CG/COM. (en línea). Lima, PE. Consultado el 2 de junio del 2015. Disponible en http://www.contraloria.gob.pe/wps/wcm/connect/0f45a046-da3b-440b-a4c1-1ad694db368a/NP_128-2013_CG+03-12-2013.pdf?MOD=AJPERES&CONVERT_TO=url&CACHEID=0f45a046-da3b-440b-a4c1-1ad694db368a
- Cornell University. 2015. Cornell Composting Science and Engineering. (en línea). Ithaca, US. Disponible en <http://compost.css.cornell.edu/science.html>.
- Del Pozo, A. 2007. “Evaluación del proceso de compostaje de estiércol de vacuno empleando buenas prácticas de manejo”. Tesis de Ing. Zootecnista. Lima, PE. Universidad Nacional Agraria - La Molina. La Molina-Lima- Perú. 102 p
- FAO (Food and Agriculture Organization, IT). 2011. Global Food Losses and Food Waste. Study conducted for the International Congress SAVE FOOD. Düsseldorf, GE. Disponible en <http://www.fao.org/docrep/014/mb060e/mb060e.pdf>
- FAO (Food and Agriculture Organization, IT). 1992. The use of saline waters for crop production - FAO irrigation and drainage paper 48. Rome, IT. Disponible en <http://www.fao.org/3/T0667E/T0667E00.htm>.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations, IT). 2019. The State of Food and Agriculture 2019. Moving forward on food and waste reduction. Rome, Italy. Disponible en: <http://www.fao.org/3/ca6030es/ca6030es.pdf>
- Guo, R; Li.; Jiang, T; Schuchardt, F.; Chen, T.; Zhao, Y.; Shen, Y. 2012. Effect of aeration rate, C/N ratio and moisture content on the stability and maturity of compost. Bioresource Technology 112 (2012) 171–178.
- Huet, J.; Celine, D.; Tremier A.; Benoist, J.; Debenest G. 2014. The impact of compaction, moisture content, particle size and type of bulking agent on initial physical properties of sludge-bulking agent mixtures before composting. Retrieved from <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00955724>.
- HLPE (High Level Panel of Experts, IT). 2014. Food losses and waste in the Context of Sustainable food Systems. HLPE Report 8. Rome, IT. Disponible en: http://www.un.org/en/zerohunger/pdfs/HLPE_FLW_Report-8_EN.pdf
- Martínez, J. 2012. Sustainability

- assessment of municipal compost use in horticulture using a life cycle approach. Tesis Doctoral. Universitat Autònoma de Barcelona, España.
- MINAM (Ministerio del Ambiente). 2012. Informe Anual de Residuos sólidos Municipales y No Municipales en el Perú Gestión 2012. Lima, PE. Disponible en <https://redrss.minam.gob.pe/material/20140423145035.pdf>
- MINAM (Ministerio del Ambiente). 2014. Sexto Informe Nacional de Residuos Sólidos de la Gestión del Ámbito Municipal y No Municipal 2013. Lima, PE. Disponible en <https://redrss.minam.gob.pe/material/20160328155703.pdf>
- Morseletto, P. 2020. Targets for a circular economy. *Resources, Conservation & Recycling* 153 (2020) 104553.
- ÖNORM S2023. 1993. Untersuchungsmethoden und Güteüberwachung von Komposten. Österreichisches Normungsinstitut, Wien.
- ÖNORM S2220. 1993. "Gütekriterien für Komposte aus biogenen Abfällen Österreichisches Normungsinstitut, Wien.
- ÖNORM M 6201. 2006. pH Messung Begriffe. ÖNORMEN Austrian Standards.
- Ohio State University. 2015. Ohio Compost Operator Education Course. Ohio, US. Disponible en: https://ocamm.osu.edu/sites/ocamm/files/imce/Compost/Compost-Calculations/Lab_workbook.pdf
- Pan, T.; Chen T.; Gao D.; Zheng G.; Chen J.; Zhou, H. 2017. Comparison of Cassava Distillery Residues and straw as bulking agents for full-scale sewage sludge composting. *Compost and Science & Utilization*, Vol 25 (1), 1-12. doi.org/10.1080/1065657X.2015.1088420
- Ramos, M.; Sánchez, M.; López, M.; Escobedo. 2014. Structural, Physicochemical and Functional Properties of Industrial Residues of Pineapple (*Ananas comosus*). *Cellulose Chemistry and Technology* 48 (7-8), 633-641.
- Roca-Pérez, L.; Martínez, C.; Marcilla P.; Boluda, R. 2009. Composting rice Straw with sewage sludge and compost effects on the soil-plant system. *Chemosphere* 75 (6), 781-87.
- Tang, J.; Qixing Z.; Katayama, A. 2010. Effects of Raw Materials and Bulking Agents on the Thermophilic Composting Process. *Journal of Microbiology and Biotechnology* 20(5), 925-934.
- TMECC 04.10. 2004. Test method for Electrical Conductivity. Test Methods for the Examination of Composting and Compost of the US Composting Council. US Composting Council.
- UNEP (United Nations Environment Programme). 2019. Global Environmental Outlook GEO-6, Healthy Planet Healthy People. Nairobi. DOI 10.1017/9781108627146.
- Upadhyay, A; Lama, J; Tawata, S. 2010. Utilization of Pineapple waste: A review. *Journal of Food Science Technology*, 6:10 – 18.
- Varma, V.; Mayur, C.; Kalamadhad. 2014. Effects of bulking agent in composting of vegetable waste and leachate control using rotary drum composter. *Sustainable Environment Research* 24(4), 245-256.
- Ventura, E.; Sarmiento, O. 2007. "Parámetros de calidad en compost de cuatro niveles de estiércol de ovino". Tesis de Ing. Zootecnista. Universidad Nacional Agraria - La Molina. Lima - Perú. 144 p