



COLEGIO DE POSTGRADUADOS

INSTITUCIÓN DE ENSEÑANZA E INVESTIGACIÓN EN CIENCIAS AGRÍCOLAS

CAMPUS MONTECILLO

POSTGRADO DE EDAFOLOGIA

RELACIÓN CARBONO NITRÓGENO EN EL PROCESO DE LOMBRICOMPOSTAJE Y SU POTENCIAL NUTRIMENTAL EN JITOMATE Y MENTA

JOSE CRUZ ROMERO FIGUEROA

T E S I S

**PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL
PARA OBTENER EL GRADO DE :**

MAESTRO EN CIENCIAS

MONTECILLO, TEXCOCO, EDO. DE MÉXICO

AGOSTO DE 2013.

La presente tesis titulada: "**Relación carbono nitrógeno en el proceso de lombricompostaje y su potencial nutrimental en jitomate y menta**" realizada por el alumno: **Jose Cruz Romero Figueroa** bajo la dirección del Consejo Particular indicado, ha sido aprobada por el mismo y aceptada como requisito parcial para obtener el grado de:

MAESTRO EN CIENCIAS

EDAFOLOGIA

CONSEJO PARTICULAR

CONSEJERA


DRA. MA. DE LAS NIEVES RODRÍGUEZ MENDOZA

ASESOR


DR. JULIO SANCHEZ ESCUDERO

ASESOR


DRA. MA. DEL CARMEN GUTIERREZ CASTORENA

Montecillo, Texcoco, Estado de México, Agosto 2013.

RELACIÓN CARBONO NITRÓGENO EN EL PROCESO DE LOMBRICOMPOSTAJE Y SU POTENCIAL NUTRIMENTAL EN JITOMATE Y MENTA

Romero Figueroa Jose Cruz, M.C.
Colegio de Postgraduados, 2013

El objetivo del presente trabajo fue determinar el efecto de la relación carbono/nitrógeno (C/N) inicial de los materiales orgánicos a compostar sobre el monitoreo de los grados de descomposición y la calidad nutrimental del vermicompost, para la producción de jitomate y menta. La elaboración de los compost se utilizó paja de maíz (PM) y estiércol de bovino (E B), a los que se les determinó materia orgánica y nitrógeno total. Los cálculos se hicieron en base a las fórmulas propuestas por Comité Técnico de Normalización Nacional de Productos Agrícolas y Pecuarios (2007), la rel C/N de PM y EB fueron 90.84 y 26.32, respectivamente. La relación C/N de 45 se utilizó 670 kg y 1,330 kg; 35; 320 kg y 1,680 kg y rel C/N 26; 2,000 kg y 0 kg, de PM y EB respectivamente. Durante el compostaje la rel C/N 45 registró las más altas temperaturas (63.5°C), las rel C/N 35 y 26 fueron similares; 47.8 y 46.8 °C, respectivamente. Las temperaturas durante la etapa de vermicompostaje no rebasaron los 30 °C. Las rel C/N fueron 45, 35, y 26, posteriormente estas quedaron en 21, 27 y 13, respectivamente, siendo la última la de mayor contenido nutrimental. Durante la etapa de compostaje y vermicompostaje se realizaron muestreos para el análisis de secciones delgadas mediante firmas espectrales que permitieran la cuantificación de los diferentes grados de descomposición de la materia orgánica. Se utilizó el método de la acetona con el objetivo de reemplazar el agua y haciendo factible la impregnación con resina. En el análisis micromorfológico cualitativo las estructuras de los materiales orgánicos fueron identificados claramente, lo que permitió definir con mayor exactitud la determinación de las firmas espectrales. La rel C/N sea baja o alta no influyeron en los grados de descomposición analizados, esto definió que los patrones de firmas espectrales son únicas. Por otro lado, en invernadero se hizo una mezcla de vermicompost y agrolita (3:1 v:v) para determinar el efecto del contenido nutrimental de los vermicompost en los cultivos de jitomate silvestre y menta. Las tres relaciones C/N evaluadas permitieron el crecimiento y desarrollo de ambos cultivos. Sin embargo, hubo diferencias estadísticas ($p \leq 0.05$) en la concentración de nitratos y potasio entre tratamientos, siendo las plantas (jitomate y menta) que se desarrollaron en el vermicompost de la rel C/N 13 con y sin efluentes, obteniendo las mayores concentraciones de esos elementos. El cultivo de jitomate se vio afectado en la biomasa fresca cuando se le incorporaban los efluentes en la rel C/N 13. La rel C/N está íntimamente relacionada con la disponibilidad nutrimental del vermicompost. Por lo tanto, una elevada rel C/N inicial (45) menor concentración nutrimental del vermicompost. Esto se vio reflejado en el crecimiento y desarrollo del cultivo de jitomate y menta, al obtener menor concentración de nitrato y potasio. El vermicompost con rel C/N final 13 con y sin la incorporación de efluentes orgánicos favoreció el desarrollo de ambos cultivos. En particular el cultivo de menta obtuvo los mayores rendimientos en pesos frescos como en seco. Por su composición mineral, su estructura y el grado de maduración del vermicompost, surge como una alternativa viable para la producción orgánica y además para el manejo de restos agrícolas.

Palabras clave: vermicompost, micromorfología, sustrato, concentración nutrimental, firmas espectrales

CARBON-TO-NITROGEN RATIO IN THE VERMICOMPOSTING PROCESS AND ITS NUTRIENT POTENTIAL IN TOMATO AND MINT

Romero Figueroa Jose Cruz, M.C.
Colegio de Postgraduados, 2013

The aim of this study was to determine the effect of the initial carbon-to-nitrogen ratio (C/N) of the organic materials of the materials to be composted on the degrees of decomposition and the nutrient quality of the vermicompost, for the production of tomatoes and mint. The compost was made using corn stover (CS) and cattle manure (CM), for which organic matter and total nitrogen were determined. The calculations were based on the formulas proposed by the Technical Committee for National Standardization of Agricultural and Livestock Products (2007). The C/N ratios of CS and CM were 90.84 and 26.32, respectively. For the 45 C/N ratio, 670 kg and 1,330 kg of CS and CM, respectively, were used; for the 35 C/N ratio, 320 kg and 1,680 kg of CS and CM, respectively; and for the 26 C/N ratio, 2,000 kg and 0 kg of CS and CM, respectively. During composting, the 45 C/N ratio recorded the highest temperatures (63.5 °C), whereas the 35 and 26 C/N ratios had similar temperatures, 47.8 and 46.8 °C, respectively. Temperatures during the vermicomposting stage did not exceed 30 °C. The C/N ratios were 45, 35, and 26; subsequently, they were 21, 27 and 13 respectively, with the latter having the highest nutrient content. During the composting and vermicomposting stage, samplings were carried out for the analysis of thin sections through spectral signatures that enable quantifying the different degrees of decomposition of organic matter. The acetone method was used in order to replace the water and make impregnation with resin feasible. In qualitative micromorphological analysis, the structures of the organic materials were clearly identified, allowing us to determine more precisely the spectral signatures. Whether low or high, the C/N ratios did not influence the decay rates analyzed; this demonstrated that the spectral signature patterns are unique. On the other hand, in the greenhouse a mixture of vermicompost and perlite (3:1 v: v) was made to determine the effect of the nutrient content of the vermicompost on wild tomato and mint crops. The three C/N ratios evaluated allowed the growth and development of both crops. However, there were significant differences ($p \leq 0.05$) in the concentration of nitrates and potassium between treatments, with the plants (tomato and mint) that developed in the vermicompost with the 13 C/N ratio, with and without effluents, obtaining the greatest concentrations of these elements. The tomato crop was affected in terms of fresh biomass when effluents were incorporated into the vermicompost with the 13 C/N ratio. The C/N ratio is closely linked to the nutrient availability of the vermicompost. Therefore, a high initial C/N ratio (45) vermicompost results in a lower nutrient concentration in the vermicompost. This was reflected in the growth and development of the tomato and mint crops, as they obtained a lower concentration of nitrate and potassium. The vermicompost with a final C/N ratio of 13, with and without the addition of organic effluents, favored the development of both crops. In particular, the mint crop obtained higher yields in fresh and dry weights. Due to its mineral composition, structure and degree of maturity, vermicompost emerges as a viable alternative for organic production and also for the management of agricultural waste.

Keywords: vermicompost, micromorphology, substratum, nutrient concentration, spectral signatures

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), por el financiamiento otorgado para realizar mis Estudios de Postgrado.

Al Colegio de Postgraduados, en especial al Postgrado de Edafología, por brindarme la oportunidad de realizar mis estudios de Maestría.

A la Línea LPI-4 Agronegocios, Agroecoturismo y Arquitectura del Paisaje, por el apoyo otorgado en la realización de dicha investigación.

A la Dra. María de las Nieves Rodríguez Mendoza, por guiarme y compartir su experiencia y conocimientos para realizar esta investigación de calidad.

Al Dr. Julio Sánchez Escudero por sus acertadas observaciones durante el desarrollo de la presente investigación.

A la Dra. Ma. del Carmen Gutiérrez Castorena por la aportación de sus vastos conocimientos e ideas para hacer un trabajo de calidad.

Al personal del laboratorio de Nutrición Vegetal. Al Laboratorio de Génesis, Morfología y Clasificación de suelos y en especial al M. C. Patricio Sánchez Guzmán.

A mis amigos y compañeros que de alguna u otra forma contribuyeron con su amistad para llegar a la meta.

DEDICATORIA

A mi padre: José Romero Sales.

A mis dos madres: Juventina Figueroa Arce y Estela Romero Figueroa.

A mis hermanos: Estela Karina de la Rosa Romero y Jorge Alan de la Rosa Romero.

Y a toda mi familia con especial cariño.

A mi esposa Karla Daniela, por el apoyo y dedicación incondicional para lograr esta meta.

A la familia González Solano.

A la familia Gervasio González.

Por último, pero no el menos importante a todos mis amigos y a sus respectivas familias por la amistad recibida.

ÍNDICE

	Pág.
1. INTRODUCCIÓN GENERAL	1
1.1 Justificación	1
2. OBJETIVOS	2
2.1 Objetivo General.....	2
2.1.1 Objetivos particulares	2
3. HIPÓTESIS.....	3
3.1 Hipótesis General.....	3
3.1.1 Hipótesis particulares.....	3
4. REVISIÓN DE LITERATURA	3
4.1 Proceso de compostaje.....	3
4.2 Proceso de vermicompostaje	15
4.3 La micromorfología en la materia orgánica.....	18
4.4 Vermicompost como sustrato para producción de plantas	22
5. LITERATURA CITADA.....	26
CAPÍTULO I. RELACIÓN CARBONO NITRÓGENO EN LA ELABORACIÓN DE VERMICOMPOST	45
Resumen	45
Abstract.....	46
1.1 Introducción	46
1.2 Materiales y métodos	48
1.3 Resultados y discusión.....	55
1.4 Conclusiones.....	64
1.5 Literatura citada	65
CAPÍTULO II. LA MICROMORFOLOGÍA EN EL MONITOREO DEL PROCESO DE COMPOSTAJE.....	68
Resumen	68
Abstract.....	69
2.1 Introducción	69
2.2 Materiales y Métodos	70

2.3 Resultados y Discusión.....	73
2.4 Conclusiones.....	75
2.5 Literatura citada.....	76
CAPÍTULO III. FIRMAS ESPECTRALES DE LOS DIFERENTES GRADOS DE DESCOMPOSICIÓN DE LA MATERIA ORGANICA DURANTE EL PROCESO DE COMPOSTAJE	78
Resumen	78
Abstract.....	79
3.1 Introducción	79
3.2 Materiales y Métodos	81
3.3 Resultados y Discusión.....	85
3.4 Conclusiones.....	98
3.5 Literatura Citada	98
CAPÍTULO IV. VERMICOMPOST COMO SUSTRATO EN LA PRODUCCIÓN DE MENTA (<i>Menta piperita</i> L.).....	104
Resumen	104
Abstract.....	104
4.1 Introducción	105
4.2 Materiales y Métodos	106
4.3 Resultados y Discusión.....	108
4.4 Conclusiones.....	115
4.5 Literatura citada	115
CAPÍTULO V. RELACIÓN CARBONO NITRÓGENO DE VERMICOMPOST COMO SUSTRATO EN LA PRODUCCIÓN DE TOMATE SILVESTRE	119
Resumen	119
Abstract.....	120
5.1 Introducción	121
5.2 Materiales y métodos	123
5.3 Resultados y discusión.....	125
5.4 Conclusiones.....	137
5.5 Literatura citada	137

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES GENERALES	143
1. Discusión general.....	143
2. Conclusiones generales.....	145

ÍNDICE DE CUADROS

INTRODUCCIÓN GENERAL	Pág.
Cuadro 1. Diversos artículos sobre el efecto de los vermicompost utilizados como sustrato en diferentes cultivos.....	22
CAPÍTULO I	
Cuadro 1. Caracterización química de los dos materiales orgánicos utilizados para el proceso de compostaje.....	51
Cuadro 2. Kilogramos y partes por millón de nitrógeno y carbono de dos materiales orgánicos utilizados en la investigación.....	52
Cuadro 3. Kilogramos de materiales orgánicos a compostar en base a la relación C/N inicial.	52
Cuadro 4. Principales condiciones climáticas durante los procesos en la elaboración de humus de lombriz.....	58
Cuadro 5. Análisis químico de los vermicompost generados a partir de la rel C/N inicial.	63
CAPÍTULO III	
Cuadro 1. Caracterización química de los dos materiales orgánicos utilizados para el proceso de compostaje.....	81
Cuadro 2. Intervalos de códigos de color para la interpretación de los diferentes grados de alteración de los materiales orgánicos.	84
Cuadro 3. Cuadros medios del análisis de varianza para los grados de descomposición de los materiales orgánicos compostados.	89
Cuadro 4. Parámetros iniciales y finales durante el proceso de compostaje.....	94
CAPÍTULO IV	
Cuadro 1. Cantidad de material orgánico para la obtención de las relaciones carbono nitrógeno en el proceso de pre-compostaje.	107
Cuadro 2. Generación de tratamientos evaluados.	107
Cuadro 3. Análisis químico de tres vermicompost generados de dos materiales orgánicos.....	109

Cuadro 4. Cuadrados medios del análisis de varianza para los índices morfológicos en el cultivo de menta bajo condiciones de invernadero con sustratos orgánicos y efluentes (73 DDT).	112
Cuadro 5. Comparación de medias con la prueba de Tukey para las variables evaluadas en el cultivo de menta (73 DDT).	114

CAPÍTULO V

Cuadro 1. Factores de estudio y sus respectivas edificaciones dentro del escrito.	124
Cuadro 2. Análisis químico de los sustratos (vermicompost) generados a partir de dos materiales orgánicos.	126
Cuadro 3. Análisis químico del agua de riego utilizada en invernadero.	126
Cuadro 4. Cuadrados medios del análisis de varianza para las variables evaluadas en el cultivo de jitomate silvestre bajo condiciones de invernadero con vermicompost y efluentes (109 DDT).	127
Cuadro 5. Cuadrados medios del análisis de varianza para las variables evaluadas en el cultivo de jitomate silvestre bajo condiciones de invernadero con vermicompost y efluentes (109 DDT).	128
Cuadro 6. Cuadrados medios del análisis de varianza para las variables evaluadas en el cultivo de jitomate silvestre bajo condiciones de invernadero con vermicompost y efluentes (109 DDT).	129
Cuadro 7. Comparación de medias con la prueba de Tukey para las variables evaluadas en el cultivo de jitomate silvestre (109 DDT).	130
Cuadro 8. Comparación de medias con la prueba de Tukey para las variables evaluadas en el cultivo de jitomate silvestre (109 DDT).	134
Cuadro 9. Comparación de medias con la prueba de Tukey para las variables evaluadas en el cultivo de jitomate silvestre (109 DDT).	136

ÍNDICE DE FIGURAS

CAPÍTULO I	Pag.
Figura 1. Modulo del área de Agroecología para la elaboración de compost y vermicompost.	49
Figura 2. Actividades realizadas durante el proceso de compostaje.	53
Figura 3. Actividades realizadas durante el proceso de vermicompostaje.	55
Figura 4. Temperaturas registradas durante los procesos de compostaje y lombricompostaje en la rel C/N 45 inicial.	56
Figura 5. Temperaturas registradas durante los procesos de compostaje y lombricompostaje en la rel C/N 35 inicial.	57
Figura 6. Temperaturas registradas durante los procesos de compostaje y lombricompostaje en la rel C/N 26 inicial.	57
Figura 7. Presencia de lombrices en la parte superficial de la cama.	61
Figura 8. A) Cosecha del humus de lombriz. B) Secado del humus a la sombra. C) Embolsado del vermicompost. D) Vermicompost listo para la producción de plantas.	64
CAPÍTULO II	
Figura 1. (A) Toma de muestra <i>in situ</i> , (B) elaboración de contenedores (C) secado de muestras por remplazó de agua por acetona. (D) impregnación de las muestras con resina. (E) Corte longitudinal de muestras con una cortadora de disco. (F) pulimiento d e las muestras, (G) muestra adherida al portaobjetos, (H) corte de la superficie sobrante, (I) sección delgada con espesor de 30 μm	72
Figura 2. (A) corte transversal y (B) longitudinal de un tallo de maíz, primer muestreo, Luz Polarizada Plana (LPP), (C) y (D) mismo corte y muestreo que las anteriores imágenes pero con Luz Polarizada Cruzada (LPC), (E) y (F) solo contornos de tejidos de maíz (LPP). Tejidos conductores de maíz xilema y floema primer muestreo (G), fragmentación de los tejidos conductores tercer muestreo (H). Muestra de estiércol primer muestreo (I), (J) material orgánico amorfo cuarto muestreo. (K) contorno de una hoja con tricomas de maíz tercer muestreo (LPP) (L) misma imagen pero con LPC.	74

CAPÍTULO III

Figura 1. Obtención de muestras inalteradas en las pilas de compost para la realización de secciones delgadas.	82
Figura 2. Grados de descomposición de la materia orgánica durante el proceso de compostaje. A). Ligeramente descompuesto. B) Moderadamente Descompuesto. C) Marcadamente Descompuesto. D) Material muy Humificado. Todas las imágenes son de luz polarizada plana.	84
Figura 3. Procedimiento para la obtención de los porcentajes correspondientes a los diferentes grados de descomposición.	86
Figura 4. Residuos orgánicos al inicio de compostaje. 1) Corte transversal del tallo de maíz (flechas señalan haces vasculares). 2) Corte transversal de la hoja de maíz A. Haz vascular, B. Parénquima y C. Epidermis. 3) Corte longitudinal del tallo de maíz. 4) Estiércol de bovino con tejidos no reconocibles y materiales humificados.	87
Figura 5. Grados de humificación de la materia orgánica. A) Haces vasculares Ligeramente Descompuestos. B) Descomposición Moderadamente. C) Células individuales marcadamente descompuestos. D) Micro-agregados amorfos de color pardo oscuros (1). E) Materiales humificados adheridos al tallo de maíz (2). F) Pequeños agregados amorfos de color oscuro con materiales y contornos del tallo de maíz (3).	88
Figura 6. Registro de temperaturas durante el proceso de compostaje en las tres diferentes relaciones C/N.	91
Figura 7. Grados de descomposición de la materia orgánica con diferentes relaciones carbono nitrógeno durante 45 días. LD = Ligeramente Descompuesto, MD = Moderadamente Descompuesto, MMD = Marcadamente Descompuesto MMH = Material Muy Humificado y PR = Porosidad. Medias con letras iguales dentro de la gráfica no son estadísticamente diferentes ($\alpha=0.05$).	92
Figura 8. Porcentaje de los grados de descomposición de los materiales orgánicos durante el proceso de compostaje en dos diferentes profundidades (60 y 120 cm) durante 45 días. LD =Ligeramente Descompuesto, MD = Moderadamente Descompuesto, MMD = Marcadamente Descompuesto MMH = Material Muy	

Humificado y PR = Porosidad. Medias con letras iguales dentro de la gráfica no son estadísticamente diferentes ($\alpha=0.05$).	93
Figura 9. Porcentaje de los diferentes grados de descomposición de la materia orgánica mediante el compostaje en la rel C/N 45, durante los tres muestreos (M1, M2, y M3). LD =Ligeramente Descompuesto, MD = Moderadamente Descompuesto, MMD = Marcadamente Descompuesto y PR = Porosidad. Medias con letras iguales dentro de la gráfica no son estadísticamente diferentes ($\alpha=0.05$).....	95
Figura 10. Porcentaje de los diferentes grados de descomposición de la materia orgánica mediante el compostaje en la rel C/N 35, durante los tres muestreos (M1, M2, y M3). LD = Ligeramente Descompuesto, MD = Moderadamente Descompuesto, MMD = Marcadamente Descompuesto y PR = Porosidad. Medias con letras iguales dentro de la gráfica no son estadísticamente diferentes ($\alpha=0.05$).....	96
Figura 11. Porcentaje de los diferentes grados de descomposición de la materia orgánica mediante el compostaje en la relación C/N 26, durante los tres muestreos (M1, M2, y M3). LD = Ligeramente Descompuesto, MD = Moderadamente Descompuesto, MMD = Marcadamente Descompuesto y PR = Porosidad. Medias con letras iguales dentro de la gráfica no son estadísticamente diferentes ($\alpha=0.05$).....	97
CAPÍTULO IV	
Figura 1. Lecturas SPAD en hojas de menta en diferentes intervalos de tiempos, sobre los tratamientos evaluados. (VC 21 + EF = Vermicompost C/N 21 + efluente; VC 21 = Vermicompost C/N 21; VC 27 + EF = Vermicompost C/N 27 + efluente; VC 27 = Vermicompost C/N 27: VC 13 + EF = Vermicompost C/N 13 + efluente; VC 13 = Vermicompost C/N 13). Medias con letras iguales dentro de la gráfica no son estadísticamente diferentes (Tukey, 0.05).	110
Figura 2. Concentración NO_3^- y K^+ en el cultivo de menta a los 73 DDT. Medias con letras iguales dentro de la gráfica no son estadísticamente diferentes (Tukey, 0.05).....	111
Figura 3. Rendimiento (g) de Biomasa Fresca (BF) y Biomasa Aérea (BA) a los 73 DDT de los 6 tratamientos evaluados en el cultivo de menta. Medias con letras iguales dentro de la gráfica no son estadísticamente diferentes (Tukey, 0.05).	113

CAPÍTULO V

Figura 1. Concentración en partes por millón de nitratos (NO_3^-) y potasio (K^+) en el cultivo de jitomate silvestre, a los 109 DDT. T1= VC 21 + EF; T2= VC 21; T3= VC 27+ EF; T4= VC 27; T5= VC 13 + EF y T6= VC 13. Medias con letras diferentes dentro de la gráfica son estadísticamente diferentes ($\alpha=0.05$)..... 131

Figura 2. Rendimiento (g) de Peso Fresco de Hojas (PFH), Peso Fresco de Tallos (PFT) y la Biomasa Fresca Total (BFT) por planta a los 109 DDT de los 6 tratamientos evaluados en el cultivo de jitomate silvestre. T1= VC 21 + EF; T2= VC 21; T3= VC 27 + EF; T4= VC 27; T5= VC 13 + EF y T6= VC 13. Medias con letras iguales dentro de la gráfica no son estadísticamente diferentes ($\alpha=0.05$)..... 132

Figura 3. Rendimiento (g) del Peso Total de Frutos (PF) producidos por el cultivo de jitomate silvestre en los 6 tratamientos evaluados. T1= VC 21 + EF; T2= VC 21; T3= VC 27+ EF; T4= VC 27; T5= VC 13 + EF y T6= VC 13. Medias con letras diferentes dentro de la gráfica son estadísticamente diferentes ($\alpha=0.05$)..... 135

1. INTRODUCCIÓN GENERAL

En este primer apartado se pretende dar a conocer la estructura que conforma la revisión bibliográfica, comenzando con la descripción del proceso de compostaje y los principales factores que influyen en la obtención del producto final, así como también en el proceso de vermicompostaje; posteriormente, la micromorfología como herramienta para el análisis de imágenes en los grados de descomposición de la materia orgánica, además de aportes de estudios y ensayos sobre el uso del vermicompost como sustrato sobre el crecimiento y desarrollo de las plantas.

En el Capítulo 1 se describe cómo afecta la relación carbono nitrógeno (C/N) en los procesos de compostaje y vermicompostaje.

En el Capítulo 2 se realizó una descripción micromorfológica de secciones delgadas durante diferentes tiempos del proceso de compostaje.

En el Capítulo 3 se llevó a cabo el análisis de imágenes de secciones delgadas con un enfoque cuantitativo y cualitativo, con diferentes grados de descomposición de la materia orgánica durante el proceso de compostaje con relaciones C/N diferentes.

En los Capítulos 4 y 5 se determinó el potencial nutrimental de los vermicompost generados a partir de tres relaciones C/N usados como sustratos en la producción de menta y jitomate silvestre, respectivamente.

1.1 Justificación

Los materiales orgánicos dependiendo de la actividad de donde se generen, se pueden clasificar en: agrícolas, ganaderos, forestales, industriales y urbanos; en su mayoría son utilizados como fuente de materia orgánica incorporándolos directamente al suelo o después de un proceso de transformación; sin embargo, muchos de estos residuos no se les da el manejo adecuado para la obtención de productos de buena calidad que permitan reducir problemas ambientales.

En México, de acuerdo con el SIAP (2013), actualmente se siembran a rededor de 22,136,018.05 hectáreas de las cuales 35.03% son destinadas al cultivo de maíz. En cuanto a la cadena pecuaria 70% de las excretas generadas a nivel mundial son de ganado bovino (Bernal y Gondar, 2008); mientras que en nuestro país, existen 32,936,334 cabezas de ganado (SIAP,

2013) que generan 61 millones de toneladas de estiércol de ganado bovino estabulado y no estabulado (Bernal y Gondar, 2008).

Dado las grandes cantidades que se producen de estas dos actividades, es necesario desarrollar tecnologías que sean viables, sencillas y rentables para el manejo de los residuos; en consecuencia, el proceso de compostaje y vermicompostaje surge como una alternativa para la producción de abonos orgánicos de buena calidad que posibiliten su comercialización y correcta utilización en el ámbito agrícola. En la actualidad, los dos procesos han ido ganando más atención como un medio alternativo en el manejo de residuos agropecuarios. Hoy en día, en una era de conciencia medioambiental, el compostaje y vermicompostaje son parte muy importante de las tres erres: reducir, reutilizar y reciclar, una filosofía de la sociedad moderna. Además, de una propuesta popularizada por la organización ecologista Greenpeace, por las energías renovables y eficaces para una agricultura de calidad (Greenpeace, 2012).

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo General

Determinar el efecto de la relación carbono/nitrógeno inicial de los materiales orgánicos a compostar sobre el monitoreo de los grados de descomposición y la calidad nutrimental del vermicompost, para la producción de jitomate y menta.

2.1.1 Objetivos particulares

- Determinar el efecto de las relaciones Carbono Nitrógeno (C/N) al inicio del proceso de compostaje y final del lombricompostaje.
- Determinar si las diferentes relaciones C/N al inicio del proceso de compostaje modifican su velocidad de humificación y tiempo de elaboración.
- Determinar cuantitativamente las diferentes etapas de descomposición de la materia orgánica en tres relaciones C/N durante el compostaje mediante su firma espectral en análisis de imágenes de secciones delgadas.
- Medir el efecto de la relación C/N en las vermicompost con la producción y concentración nutrimental de jitomate y menta. .

3. HIPÓTESIS

3.1 Hipótesis General

La relación carbono/nitrógeno de los materiales orgánicos a compostar influyen en la degradación de la materia orgánica, en el proceso de lombricompostaje, y en el contenido nutrimental que aporta para la producción de cultivos.

3.1.1 Hipótesis particulares

- La relación Carbono Nitrógeno inicial influye en el contenido nutrimental del producto final.
- El análisis de secciones delgadas permite observar la degradación de la materia orgánica de una etapa inicial macroscópica hasta unidades microscópicas complejas.
- El análisis de imágenes permite obtener firmas espectrales únicas para determinar los grados de descomposición de la materia orgánica durante el proceso de compostaje.
- La relación carbono nitrógeno 26 inicial permite la producción y desarrollo de ambos cultivos.

4. REVISIÓN DE LITERATURA

4.1 Proceso de compostaje

El compostaje es un proceso biológico aeróbico donde los microorganismos convierten materiales orgánicos (estiércoles, lodo, hojas de papel, desechos de alimentos y residuos de cosecha) en un material estabilizado o maduro llamado compost (Labrador, 2001). Para llegar a esto, los microorganismos consumen oxígeno mientras se alimentan de la materia orgánica y en el proceso se genera dióxido de carbono (CO_2), calor y mineralización de elementos químicos (Epstein, 1997). El compostaje es esencialmente la aplicación de condiciones controladas (aireación, humedad y volteos) para mejorar un proceso de descomposición natural.

El proceso de compostaje se puede dividir en cuatro fases principales:

1. Fase inicial o mesófila. Es un período de corta duración, en donde son utilizados los azúcares y otros compuestos simples y fácilmente degradables, predominan los microorganismos mesófilos (hongos y bacterias acidificantes) y la temperatura se eleva hasta $40\text{ }^\circ\text{C}$ (Huang *et al.*, 2002).

2. Fase termófila. Esta fase puede durar varias semanas o meses dependiendo del contenido de celulosa y hemicelulosa en el material de partida. En ésta se alcanzan las temperaturas más altas de entre 60-80 °C, y se degradan polímeros menos complejos. Predominan microorganismos termófilos que sobrepasan los 60 °C, que son responsables de la descomposición de la celulosa y hemicelulosa. Las bacterias termófilas, también tienen un comportamiento similar a los hongos; sin embargo, en principio descomponen las proteínas y carbohidratos no celulósicos, atacando también los lípidos y las hemicelulosas, mientras que, la celulosa y la lignina ofrecen más resistencia a su acción. A medida que la temperatura desciende, la materia orgánica es recolonizada por los hongos termófilos y se alcanza la fase con mayor tasa de degradación, y es aquí donde se debe brindar las mejores condiciones para acelerar el proceso y obtener un compost de mayor calidad.

3. Fase de enfriamiento. La temperatura cae por debajo de los 40 °C, y la tasa de descomposición disminuye conforme van desapareciendo los componentes más biodegradables (Peigné y Girardin 2004). Por otro lado, los microorganismos mesófilos vuelven a recolonizar el medio, y es aquí donde comienzan a atacarse los polímeros complejos (ligninas).

4. Fase de maduración. Esta última etapa es fundamental para obtener un compost de buena calidad; así mismo se utilizan ciertos parámetros que permiten establecer cuál es el tiempo en el que se puede considerar que el proceso de compostaje ha finalizado. Sin embargo, dichos criterios no son aplicables a todos los materiales que pasan por este proceso. Algunos de estos criterios son: apariencia (color), olor, pH, relación lignina/celulosa, relación (C/N), aumento en la capacidad de intercambio catiónico (C.I.C.), presencia de microorganismos indicadores, efectos sobre la germinación y crecimiento vegetal.

El compostaje es un proceso en donde se controlan factores, que permiten la reducción del tamaño y la obtención de nutrientes para las plantas en menor tiempo. También se puede incluir la eliminación de patógenos, parásitos, semillas de malezas y las emisiones de olores desagradables. Beffa *et al.* (1996a, 1996b) reportaron pruebas de una gran diversidad de bacterias termófilas que prosperan en el compost a temperaturas de 65-82 °C. Temperaturas >70 °C aumenta la probabilidad de una mayor destrucción de patógenos potenciales para el ser humano, así como fitopatógenos y semillas de malas hierbas.

Relación Carbono Nitrógeno (C/N). El carbono (C) es una fuente importante de energía para los microorganismos y el nitrógeno (N) es necesario para la síntesis proteica (Ndegwa y Thompson, 2000). La relación adecuada de estos, favorece el crecimiento y la reproducción de los microorganismos en el proceso. Sztern y Pravia (2001) coinciden que una relación C/N óptima inicial de material a compostar es de 25; sin embargo, la mayoría de los autores mencionan que esta puede situarse en un rango de 20 a 30. Por lo tanto, si la relación C/N es 10, el N será mayor, contrariamente, si la relación es de 40 el material tendrá más carbono, entonces la biodegradación de material a compostar requerirá un mayor número de generaciones de microorganismos y el tiempo necesario para alcanzar una relación C/N final entre 13-15 que es apropiada para su uso agronómico. Por otra parte, si la relación es inferior a 20 se producirán pérdidas importantes de nitrógeno (Marchoil *et al.*, 1999; Rivero *et al.*, 2001).

Otros materiales añadidos a las compostas también pueden influir en reducción de la pérdida de nitrógeno. Al respecto, Zvomuya *et al.* (2005) reportaron que cuando se añade yeso al estiércol fresco se redujo las pérdidas de N de 19.3% sin embargo, para el tratamiento control fue de 0.3%. Al-Kanani *et al.* (1992) mencionan que la pérdida de nitrógeno puede estar relacionado con valores bajos de pH, ya que existe una relación bien establecida entre la pérdida de N por amoníaco (NH_3^+) por volatilización a medida que se acidifica. Por lo tanto, se debe conocer qué relación C/N tienen los materiales que vamos a utilizar.

Los residuos de origen vegetal, presentan por lo general una relación C/N elevada, en contraparte con los de origen animal que es relativamente baja. En la mayoría de los casos se realizan mezclas con otros materiales para lograr una relación C/N apropiada; este proceso es conocido como Balance de Nutrientes (Sztern y Pravia, 2001).

Dentro de los cambios químicos durante el compostaje, los principales ocurren en el carbono, nitrógeno y fósforo (Olson, *et al.*, 2005). No obstante, una comparación en la concentración inicial y final de nutrientes puede ser engañoso cuando se compara con el volumen reducido del material final principalmente en la pérdida de C (Breitenbeck y Schellinger, 2004) ya que el tipo de material utilizado, la tecnología empleada, la humedad, la oxigenación y las condiciones ambientales juegan un papel importante en la calidad nutrimental del compost (Eghball *et al.*, 1997; Lores *et al.*, 2006; Tiquia *et al.*, 2002). Dado que el compostaje es un proceso de estabilización, los nutrientes en el compost final son más

estables y se encuentran en mayor disponibilidad para las plantas. Sin embargo, durante el proceso se conducen pérdidas de nutrientes, y para minimizar estas es importante conocer las condiciones ambientales (un ejemplo, la temporada de lluvias) que afectan la lixiviación de nutrientes durante el compostaje (Barrington *et al.*, 2002; Parkinson *et al.*, 2004). Así como también sobre el conocimiento de los materiales a emplear.

Dado que los microorganismos consumen carbono durante el proceso de compostaje, se observa que hay una disminución en la concentración de este (principalmente en forma de CO₂). Larney *et al.* (2006) reportaron que la concentración el carbono total fue de 314 g kg⁻¹ de estiércol con paja (cereal) y 358 g kg⁻¹ de estiércol con aserrín, esta diferencia no fue significativa. Sin embargo, en todas las 16 fechas de muestreo posteriores, la concentración de carbono total de estiércol con aserrín, fue significativamente mayor que la de origen de cereales. Cabe destacar que al día 10, la concentración de carbono total disminuyó con cantidades de 70 g kg⁻¹ de C en los materiales de estiércol con paja de cereales y en cuanto al carbono originado de aserrín solo fue 25 g kg⁻¹ de C. Esto fue debido a la descomposición microbiana más rápido de las calidades de C y de liberación en forma de CO₂ de la paja en comparación con el aserrín. Los compuestos de carbono en la madera están íntimamente relacionados con las ligninas, que son altamente resistentes a la degradación biológica, mientras que el carbono en la paja (que es principalmente de celulosa) es menos resistente.

Larney *et al.* (2006) reportaron que es significativamente mayor las pérdidas de carbono durante el proceso (66.9%) que ya en la estabilización (37.5%), debido a una mayor descomposición en un inicio. Tiquia *et al.* (2002) encontraron que las pérdidas de C para pilas de compost con aireación activa fue de 64%, que fue significativamente mayor al 50% correspondiente a las hileras sin mover de estiércol de cerdo. Las pérdidas de carbono de otros estudios de compostaje son: 45-62% para el estiércol originado a partir de la alimentación con forraje (Eghball *et al.*, 1997) 45 a 74% a partir de aserrín y el 54-79% de estiércol del ganado lechero alimentadas con paja (Frederick *et al.*, 2004).

Durante el compostaje los compuestos orgánicos pasan a formas inorgánicas. En las primeras etapas la mayor parte del N inorgánico está presente como N-NH₄⁺ y muy poco en forma de N-NO₃⁻. Hacia la maduración en la etapa de compostaje, la nitrificación conduce a una disminución en los niveles de N-NH₄⁺ y un aumento de N-NO₃⁻. Por lo tanto la relación N-NH₄⁺: N-NO₃⁻ se usa a menudo como un índice en la madurez del compost, en donde

valores más bajos (<10) indican producto estable (Bernal *et al.*, 1998; Bhattacharya y Chattopadhyay, 2004). Larney *et al.* (2002b) reportan que N-NO₃⁻ aumentó de 1 a 430 mg kg⁻¹ durante el compostaje mientras N-NH₄⁺ disminuyó desde 1,950 hasta 590 mg kg⁻¹. También encontraron que la Disponibilidad de Nitrógeno para las Plantas [DNP = (N-NH₄⁺ + N-NO₃⁻) / NT x 100] disminuyó con el compostaje. El mayor descenso fue para el estiércol con paja de cereales, que pasó de 43.7% del DNP en material fresco a tan sólo el 4.6% para el compost, dicho valor debe ser tomado en cuenta cuando se utiliza el compost en los sistemas de cultivo como una fuente de nutrientes para altos rendimientos. También informaron que el DNP en el compost final varió desde 4.6 hasta 6.3% del NT de estiércol con paja de cereales y 6.8 a 11.0% para el estiércol con paja de madera.

La pérdida de nitrógeno durante el compostaje se debe a la volatilización en su mayoría de NH₃⁺. Møller *et al.* (2000) reportaron pérdidas de N de 15 a 42% durante un período de 143 días de compostaje del estiércol de cerdo. Aserrín más estiércol de ganado lechero perdió de 8-26% de su N inicial mientras que la paja mezclado con estiércol se pierde de 15-43% N (Frederick *et al.*, 2004).

Tiquia *et al.* (2002) encontraron que la relación C/N de la materia prima inicial fue el factor más importante que afecta a la pérdida de N. Proporciones más bajas significan que los microbios utilizan todo el C antes, y el N se estabiliza, lo que resulta en pérdidas de N sobre todo como NH₃⁺ y no en formas N-NH₄⁺. DeLaune *et al.* (2004), informaron que a partir del compostaje derivado de las pajas utilizadas como camas para pollo, pollinaza y con la adición de sulfato de aluminio reduce la volatilización de NH₃⁺ en 76% mientras que el ácido fosfórico reduce en 54%.

Haug (1993) informó que la cantidad de NH₃⁺ perdido durante el compostaje de pollinaza, se vio afectada por las condiciones durante el proceso tal como la relación C/N, frecuencia de volteo y tamaño de partícula. Así mismo aproximadamente durante los primeros cinco días de compostaje se emitió 85% de NH₃⁺ con una relación C/N 20. La adición de carbono para lograr una relación C/N de 30 permite la mínima pérdida de NH₃⁺, pero puede aumentar los costos en el manejo de materiales.

A diferencia del N, el fósforo (P) generalmente muestra bajas pérdidas durante el proceso de compostaje, a menos que las pilas sean sometidas a un exceso de humedad y por efecto allá, una mayor lixiviación de efluentes. Las concentraciones totales de P generalmente

aumentan mientras va hacia la maduración el compost. Dado que las pérdidas de P son mínimos, el aumento de la concentración de P es en gran parte, debido a pérdidas en materia seca de los materiales orgánicos. Larney *et al.* (2002a) mostraron un incremento de 5.3 g kg^{-1} en el producto final en comparación con 4 g kg^{-1} en estiércol fresco. Del mismo modo, en un estudio de compostaje, Sommer (2001) encontró que las pérdidas de P del estiércol de ganado lechero mezclado con paja fueron bajas. Sin embargo, después de 132 días, 2% de P total se perdió en un segundo proceso por lixiviación. En contraste, Parkinson *et al.* (2004) informaron de pérdidas de P de 12 a 28% en el lixiviado generado a partir del compostaje de estiércol a la intemperie debido a las condiciones de precipitación de 400 a 500 mm durante 16 - 19 semanas.

En cuanto a la salinidad las concentraciones de sales minerales aumentan durante el compostaje debido a que la materia orgánica se pierde por la descomposición y el contenido de éstas permanece más o menos constante. Precisamente el alto contenido de sales, es una de las limitaciones en la utilización del compost sobre la producción agrícola, por lo que es importante determinar mediante pruebas químicas y biológicas la madurez del compost (Sullivan y Miller, 2001). Para medios de crecimiento en almácigos, una Conductividad Eléctrica $CE > 3 \text{ dS m}^{-1}$ suele ser fitotóxico. Las pruebas de germinación de semillas se pueden usar para evaluar la toxicidad potencial del contenido salino del compost maduro. Una reducción de la ingesta de sal en la dieta del ganado es eficaz para reducir los niveles de sales en el estiércol y por lo tanto en el producto final. De esta manera, el compost se concentra principalmente en los niveles del contenido salino en comparación con el estiércol fresco. Miller *et al.* (2005) encontraron que la aplicación de compost de estiércol en cebada sobre un suelo franco arcilloso de 3 años con una aplicación 77 t ha^{-1} no causó un aumento en la salinidad y sodicidad en comparación con el estiércol fresco. Sin embargo, calcio (Ca^{++}), Magnesio (Mg^{++}), K, Cloro (Cl^-), y la relación de adsorción de potasio fueron significativamente mayores en comparación con el estiércol fresco.

Estructura y Tamaño Numerosos materiales pierden rápidamente su estructura física cuando ingresan al proceso de compostaje (excretas), no obstante otros son muy resistentes a los cambios, tal es el caso de materiales leñosos, en donde el contacto con la superficie y los microorganismo es pobre (Rodríguez-Salinas y Rojas 2000; Sztern y Pravia, 2001). Cuando se tiene una situación similar a lo anterior, se deben realizar correcciones necesarias, por

ejemplo, mezclar residuos de diferente estabilidad estructural, se utiliza en la mezcla de restos de podas (triturado o molido para obtener un diámetro promedio) con estiércoles, con el objetivo de repercutir la biodisponibilidad y tiempo de compostaje en comparación con partículas de mayor tamaño (Rodríguez-Salinas y Rojas, 2000).

Los cambios físicos durante el compostaje (reducción de masa y volumen) permiten mayor capacidad de transporte del producto final en comparación con estiércol fresco, además de un menor contenido de agua en el mismo; además, la densidad aparente es superior que la del estiércol fresco lo que significa que contiene mayor cantidad de material seco. Las pérdidas de materia seca durante el proceso de compostaje se ven afectada principalmente por la descomposición microbiana sobre las materias primas que se utilizan, estas reducciones masivas de material inicial, durante el compostaje se encuentran en el rango de 20-30% (Larney *et al.*, 2000). Sin embargo, hay reportes de reducción de hasta el 58% (Larney *et al.*, 2006). En un estudio se encontró que las pérdidas de material húmedo de estiércol de corral variaron desde 14.9 hasta 20% y que esto va depender de las condiciones climáticas, de los niveles de C inicial y la cantidad de materiales mezclados con estiércol (Eghball *et al.*, 1997). Sommer y Dahl (1999) reportaron pérdidas conforme al material inicial y final de 39 a 43% sobre deyecciones de ganado lechero.

La densidad aparente en peso seco se incrementó desde 0.1 hasta 0.36 Mg m⁻³ y con humedad de 0.1-0.18 Mg m⁻³ en el compost maduro realizado de estiércol de ganado de carne (Larney *et al.*, 2000). Cuando las condiciones son las adecuadas para el proceso de compostaje, la reducción de volumen puede llegar hasta un 66% con mezclados constantes y solamente un 44% cuando estos volteos son intercalados en días o semanas. La influencia del tipo de modificación en el volumen inicial es una consideración importante para la gestión en las operaciones del tamaño de las pilas de compost y sobre el diseño de las instalaciones. Frederick *et al.* (2004) con enmiendas de estiércol de ganado lechero mezclados con paja o serrín determinaron volumen y peso de estiércol inicial, así como la reducción de estos dos aspectos, mezclado con paja dio lugar a una disminución de volumen mayor que con la adición de aserrín, debido a los cambios en la densidad aparente y el espacio poroso.

Humedad. El contenido en los residuos orgánicos frescos es muy variable, tal es el caso de los estiércoles, donde el contenido está íntimamente relacionado con la dieta (Arreaza *et al.*, 2002; Islam *et al.*, 2000). Cuando la humedad inicial de los residuos a compostear es

superior a 50%, necesariamente se debe buscar la forma de reducir este factor, lo cual se puede lograr si se extiende el material en capas delgadas a la intemperie (perdida de humedad por evaporación natural), o bien mezclando con materiales secos, procurando que la relación C/N inicial sea la adecuada. El rango de humedad para una biodegradación aeróbica es muy cambiante; sin embargo, se sitúa en un rango de 15 a 35%, incluso de 40 al 60%, claro sí se puede mantener una buena aireación y no permitir condiciones anaeróbicas. No obstante, con una humedad menor de 10%, reducirá la actividad biológica y el proceso se haría extremadamente lento (Cetina, 1987; Sztern y Pravía, 2001).

Denotativamente, el suministro de agua durante el compostaje implica un delicado equilibrio entre dos funciones: fomentar la actividad microbiana óptima y permitir el suministro de oxígeno adecuado. La pérdida y exceso del contenido de humedad es uno de los problemas más comunes con la mala implementación del proceso de compostaje. La manipulación de la cantidad de los materiales, así como el tamaño de las partículas puede aliviar situaciones en cuanto a la humedad y la aireación (Richard *et al.*, 2002).

Los niveles de agua óptima también son importantes en la economía del sistema de compostaje y más cuando éste es escaso. Ekinici *et al.* (2004) realizaron un modelo en función de la aireación inicial y la temperatura, en un sistema de ventilación forzada y encontraron que cuando se añadieron lodos (80-90% Humedad) se logró una máxima descomposición con 44% de aireación durante el proceso, obteniendo una temperatura de alrededor de 58 °C. En contraste, con un sistema de compostaje con aireación activa que alcanza una temperatura de 60 °C, se reduce el costo de energía del ventilador (tractor + cargador frontal) en 31%.

Un inconveniente con el proceso de compostaje en verano es la pérdida de agua por evaporación y un secado parcial en las pilas debido a las altas frecuencias de volteos. Sin embargo, se ha observado que la pérdida de agua en invierno asciende a 44% significativamente menor para un periodo en verano (83%) (Larney *et al.*, 2000). Aunque mencionan que durante el verano resultó con mayor reducción de volumen (72%) en comparación con el periodo de invierno (51%), debido al mayor contenido de agua en los compost. Durante el proceso de compostaje, con una mezcla de estiércol de cerdo y viruta de madera, la reducción de humedad fue de 62% al inicio y de 46.8% al final de experimento debido a la aireación continua; sin embargo, con aireación intermitente fue de 55.3% final (Keener *et al.*, 2001). Con estas reducciones se demostró que las compostas deben de

humedecerse de forma continua, con la finalidad de mantener la humedad óptima durante el proceso; sin embargo, en zonas de alta precipitación, el compost terminado puede tener un peso total más alto que el estiércol fresco inicial debido a la retención de humedad, a pesar de que la pérdida puede ser sustancial en cuanto al volumen (Frederick *et al.*, 2004). De acuerdo con Larney *et al.* (2000), al realizar un compost con estiércol fresco de corral resultó la pérdida de agua de hasta 80%.

pH. El rango tolerado por las bacterias es amplio, sin embargo, cercano al neutro (pH 6.5- 7.5), ligeramente ácido o ligeramente alcalino asegura el desarrollo favorable de la gran mayoría de los grupos (Kim *et al.*, 2000), valores de pH inferiores a 5.5 inhiben el crecimiento de la gran mayoría de las bacterias, de la misma manera a pH 9. En el proceso de compostaje se produce una variación natural del pH, necesaria en el proceso y va acompañada por una sucesión de microorganismos (Rodríguez-Salinas y Rojas, 2000; Rivero *et al.*, 2001).

Aireación. Es otro parámetro a controlar en el proceso de compostaje, debido a que una baja aireación da como resultado a fermentaciones y respiraciones anaeróbicas, lo que provoca malos olores (olor a amoníaco), y en donde la degradación de la materia orgánica es por la vía de la putrefacción. Por tal razón, la anaerobiosis es consecuencia del exceso de humedad o bien de la compactación excesiva de los materiales (Roe, 1998a, 1998b).

Dado que el compostaje es un proceso aeróbico, el medio por el cual el aire se introduce en el sustrato a menudo define la tecnología a emplear: 1. En el compostaje en pilas, la aireación se genera haciendo mezclas frecuentes, utilizando equipo agrícola convencional (tractor + cargador frontal o cargador de dirección deslizante) o equipo especializado inflexión en hileras; 2. Con aireación pasiva (a menudo llamado pilas estáticas aireadas), el aire entra a través de un sistema de tubos en los extremos abiertos perforados y colocados bajo las hileras (Sartaj *et al.*, 1995; Burton y Turner, 2003). Con la necesidad de reducir costos de energía y mano de obra la aireación pasiva en el compostaje puede surgir como alternativa en la ventilación sobre pilas. Sin embargo, de acuerdo con Larney *et al.* (2000) encontraron que la aireación con cargador frontal funciona mejor para grandes volúmenes de composta amontonados en hileras a la intemperie. Con aireación pasiva resultó un material parcialmente compostado (ligeramente maduro), debido que en el centro de las hileras hubo falta de mezclado. Solano *et al.* (2001) encontraron que la aireación pasiva resultó en una menor pérdida de N en comparación con el torneado y la aireación forzada de estiércol de oveja.

Cuando no se cuenta con maquinaria y materiales para realizar la aireación pasiva se pueden realizar volteos manualmente permitiendo la reducción del contenido de humedad, mayor ataque microbiano a los residuos y la aireación al compost.

Microbiológico. En el compostaje los microorganismos van sustituyendo a otros, produciendo de esta manera riqueza en microorganismos benéficos para las plantas y la ausencia de patógenos, con lo cual se determina la calidad biológica del abono final. Por otro lado, la finalización del proceso desde el punto de vista microbiológico se caracteriza por la baja actividad metabólica (Mejía-Sánchez, 1995; Roe, 1998a; Roe, 1998b), pero en condiciones de campo se puede determinar mediante parámetros físicos (color, olor y temperatura), además de laboratorio (Donald, 1998; Rodríguez-Salinas y Rojas, 2000; Sztern y Pravia, 2001).

Durante el proceso de compostaje no todo el material se biodegrada con la misma velocidad, ya que muchos materiales requieren por su estructura física y composición química mayor tiempo para perder su morfología inicial, por lo cual, usualmente en la composta, se presentan restos de materiales en distintas etapas de biodegradación, más aun cuando se compostan residuos heterogéneos (Mejía-Sánchez, 1995; Trejo-Vázquez; 1996). Por otra parte, para obtener una composta agrónomicamente utilizable, se debe contar con una granulometría adecuada y estar libre de elementos inorgánicos que dificulten su aplicación, por lo cual existen alternativas como; la separación de materiales indeseables, centrífuga, o cribado. Las cribas, pueden ser vibratorias o de rotación. El número de malla dependerá de la granulometría que se desea obtener, no obstante para uso agrícola se recomiendan mallas de 1 cm x 1 cm (Mejía-Sánchez, 1995; Rodríguez-Salinas y Rojas, 2000; Sztern y Pravia, 2001). Finalizado el tiempo de compostaje, es conveniente extender el material en capas, no rebasando los 30 cm. de espesor, para facilitar la pérdida de humedad.

Fuente de nutrientes para la producción de cultivos. La aplicación directa al suelo es el uso final predominantemente por el productor. En los sistemas convencionales, el compost se aplica a menudo como un complemento a los fertilizantes sintéticos, mientras que en rotaciones orgánicas se utiliza para complementar la demanda nutrimental del cultivo.

Una de las preguntas más frecuentes sobre el compost se refiere a la liberación de N y P, en comparación con el estiércol fresco que es aplicado al suelo y la liberación de dichos elementos es gradual. La dinámica de liberación de determinadas cantidades de N y P de los

materiales orgánicos deberá ser la mineralización de estos. Una vez que los nutrientes se han estabilizado, las velocidades de liberación son generalmente más bajas que cuando se usan del estiércol fresco. Basso y Ritchie (2005) encontraron que los niveles más bajos de lixiviación de N-NO_3^- fue cuando se llevaron a cabo por un proceso de compostaje y aplicados al suelo, en comparación cuando se suministran 120 kg N ha^{-1} , como fertilizante químico. Sin embargo, Ferguson *et al.* (2005) encontraron que después de una década de altas tasas de aplicación de compost existe poca diferencia sobre el rendimiento en los cultivos, sobre la absorción de nutrientes, y la recuperación del suelo. A pesar de eso, Miller *et al.* (2005) no encontraron diferencias sobre el rendimiento en cebada entre los tratamientos de estiércol fresco y compostado durante 3 años.

Helgason *et al.* (2006) encontraron que la absorción de N en un ensayo con compost en el cultivo de canola (*Brassica napus* L.) estaba fuertemente relacionada con la mineralización del N agregado a los abonos (compost). El contenido de N mineral del compost (antes de su aplicación) prevé la liberación y disponibilidad del nitrógeno para el cultivo. Compost <5% de N orgánico se mineraliza después de 425 días, lo que sugiere que el N orgánico en el abono es en gran parte disponible para las plantas después del año de aplicación. Con lo anterior, DeLuca y DeLuca (1997) indican que las tasas de mineralización del N para el abono de estiércol de ganado varió entre 5 y 34% año^{-1} . Por otro lado, Eghball (2000) informó que del N orgánico aplicado en el año anterior (del estiércol compostado), 11% se mineralizó, en comparación con un 21% de estiércol no compostado durante la temporada de cultivo siguiente (Eghball, 2002). Eghball y Power (1999b) estimaron la disponibilidad de N de 40% para el estiércol recientemente fresco y 15% para el compost, en el primer año, así mismo, para el segundo año se estimó 18% para estiércol y 8% para compost. A través de 4 años, la eficiencia de uso de N aparentemente fue de 17% para el estiércol fresco de corral, el 12% para el estiércol compostado (Eghball y Power 1999a). Preusch *et al.* (2002) reportaron una tasa de mineralización de N del 1-9% para un compost de pollinaza en comparación con un 42-64% si este es fresco. La menor mineralización de N a partir de compost de estiércol refleja la pérdida de compuestos fácilmente convertibles C y N durante el compostaje y la presencia de compuestos N-NO_3^- más estables (Eghball *et al.*, 2002; Gale *et al.*, 2005).

En relación a la capacidad del compost para suministrar nutrientes para los cultivos en comparación con los fertilizantes inorgánicos tradicionales. Sikora y Enkiri (2004)

encontraron que la gallinaza como abono equivale al superfosfato triple para el suministro de P en el cultivo de festuca (*Festuca arundinacea* Schreb). Warman y Cooper (2000) compararon los efectos de la fertilización mezclado con compost y los fertilizantes inorgánicos solos N, P y potasio (K) sobre el cultivo en forraje. El tratamiento de fertilizante más compost produjo rendimientos altos como la dosis recomendada de N, P y K, además, de que el abono suministró eficientemente P y K para el forraje, también resultó en un aumento sobre los niveles de P y K sobre los primeros 15 cm de la capa arable. Anteriormente, Schlegel (1992) encontró que en el cultivo de sorgo los rendimientos fueron mayores a partir de combinaciones de compost y fertilizantes.

Øgaard (1996) indica que el P mineralizado a partir de estiércol compostado se adsorbe en un grado mayor en las partículas del suelo que el P de los fertilizantes sintéticos, y llegó a la conclusión de que los ácidos orgánicos en el estiércol compostado influyen en la adsorción/desorción en las partículas del suelo. Estudios anteriores reportados por Chand y Tomar (1992) indican que los aniones orgánicos no sólo son eficaces en la reducción de la retención del P, sino que también ayudan en la movilización de este elemento retenido en el suelo, por lo que el P puede estar disponible para la absorción por la planta.

La disponibilidad de P en el primer año después de la aplicación de materiales compostados fue de 85% para estiércol de ganado de engorda y 73% para el estiércol de ganado lechero (Eghball *et al.*, 2002). La menor disponibilidad de P del estiércol compostado indica que las reacciones químicas durante el proceso de compostaje pueden ser una causa del P retenido y no estar disponible para las plantas. Wen *et al.* (1997) encontraron que el 69% de estiércol que contenía P estaba disponible para las plantas. Sin embargo, Gagnon y Simard (2003) encontraron que el estiércol a base de ganado lechero da un aumento neto más alto en fracciones lábiles de P en términos de porcentaje de P total, mientras que las excretas de las aves de corral compostadas fueron más eficaces en el contenido total de este elemento. Adler y Sikora (2003) mencionan que un compost maduro contiene formas de P más estables, y recomendaron que se deba tener precaución en la aplicación de compost inmaduros en zonas donde se aplican riegos constantes, ya que son más vulnerables las pérdidas de P en el escurrimiento superficial y la erosión.

Dado la gran importancia que existe sobre los contenidos nutrimentales de los compost también hay una gran cantidad de literatura que detalla los beneficios de la misma como un

supresor de enfermedades cuando se utiliza en sistemas de cultivo (Litterick *et al.*, 2004; Noble y Coventry, 2005). Esto puede ser visto como una ventaja para el papel del compost no solamente en el reciclaje de nutrientes, si no en la obtención de microorganismo benéficos. Huag *et al.* (2002) examinaron los residuos orgánicos, como el estiércol compostado, como supresores de *Sclerotinia* que afecta a muchos cultivos agrícolas. En otro estudio, Ringer *et al.* (1997) encontraron que la gallinaza, estiércol de ganado lechero y compost de estiércol de caballo suprimieron damping-off causado por *Pythium* y *Rhizoctonia*. También demostraron que los niveles bajos de $N-NO_2^-$ o $N-NO_3^-$ se asociaron con la supresión de *Pythium*.

Stone *et al.* (2004) encontraron que la magnitud de la supresión de algunas enfermedades fúngicas transmitidas por el suelo depende de la estabilidad del compost. Debido a los hongos como *Pythium* son buenos colonizadores de materia orgánica fresca, pero no buenos competidores con otros microorganismos, la colonización previa por los microorganismos de la materia orgánica del estiércol compostado normalmente reduce la infección por *Pythium* en las plántulas. Por otro lado, Scheuerell *et al.* (2005) reportaron que la represión de otras enfermedades transmitidas por el suelo como *Rhizoctonia spp.* requiere la presencia de antagonistas microbianos específicos. En la agricultura convencional y orgánica, la aplicación foliar de té de compost es cada vez más popular, principalmente como supresor de enfermedades de las plantas (Scheuerell y Mahaffee 2002). Té de compost es un extracto acuoso, que contiene tanto las fracciones solubles en agua y microbiana de compost (Bess, 2000; Bess *et al.*, 2002; Touart, 2000). Idealmente, el té de compost se deriva de abono que no contiene patógenos humanos (Duffy *et al.*, 2002).

4.2 Proceso de vermicompostaje

El vermicompostaje o lombricompostaje es un proceso biotecnológico que permite degradar y estabilizar residuos orgánicos bajo condiciones aeróbicas, mediante la acción de ciertas especies de lombrices capaces de alimentarse del residuo después de un proceso de pre-compostaje o compostaje. Descomponiendo los residuos mediante la acción de sus enzimas digestivas y de la microflora aeróbica y anaeróbica presente en el interior del intestino de la lombriz (Edwards, 1988).

Eisenia fetida y *Eisenia andrei*. Son las especies más empleadas en el vermicompostaje debido a su gran capacidad para adaptarse a las diferentes características y condiciones durante

el proceso, ya que poseen un amplio rango de tolerancia a pH, temperatura y humedad del sustrato en el que se desarrollen y reproduzcan (Domínguez, 2004). Además son fuertes, resistentes, fáciles de manejar, y viven en cautiverio sin fugarse de su lecho, son muy voraces y bajo condiciones óptimas pueden llegar a consumir diariamente lo equivalente a su propio peso (Riggle y Holmes, 1994).

Ambas especies (*E. fetida* y *andrei*) son muy parecidas, pudiendo convivir y desarrollarse en el mismo sustrato (Bouché, 1972), al grado de ser en ocasiones una única especie de lombriz (*E. foetida*). Pese a esto, actualmente ha sido demostrado que son especies diferentes (Domínguez *et al.*, 2003), distinguiéndose a *E. foetida* por su color marrón con bandas pálidas y/o amarillentas, recibiendo el sobrenombre de lombriz tigre, mientras que *E. andrei* es conocida como la lombriz roja californiana debido a su pigmentación rojo oscuro sin bandas. Ambas especies presentan similar ciclo de vida y dado que son muy voraces se recomiendan para utilizarlas en el manejo de residuos orgánicos en el vermicompostaje.

Cualquiera de las especies de lombrices involucradas en el proceso de vermicompostaje son capaces de ingerir al día cantidades equivalentes entre 50-100% de su propio peso, dependiendo del tipo de residuo y la especie de lombriz empleada (Garg *et al.*, 2008). Las transformaciones físico-químicas ocurridas en el residuo, van a depender en gran medida a la especie de lombriz utilizada, a la microbiota autóctona de ésta, y sobre el material consumido, favoreciendo o dificultando la supervivencia de los diversos microorganismos (Domínguez *et al.*, 2010; Monroy *et al.*, 2009). La digestión del residuo orgánico por la lombriz conlleva una alteración física ya que este es fragmentado, reduciéndose su volumen hasta aproximadamente 50% (Sinha *et al.*, 2010), a la vez que aumenta la colonización microbiana del residuo excretado (Domínguez, 2004). El paso del residuo orgánico a través del intestino de la lombriz, el mucus segregado y las excreciones, estimulan la proliferación de microorganismos degradadores de materia orgánica, alterando así la composición química del residuo e incrementando la concentración de nutrientes fácilmente asimilables por los microorganismos lo que favorece que proliferen rápidamente en el residuo recién excretado (Domínguez, *et al.*, 2010; Parthasarathi y Ranganathan, 1999). Igualmente, Domínguez (2004) señaló que el movimiento de las lombrices a través del residuo del que se alimenta promueve la aireación estimulando la bioxidación microbiana. De este modo, el residuo orgánico es

degradado hasta humificarse, mineralizarse y estabilizarse gracias a la acción conjunta de lombrices y microorganismos presentes en el medio.

La mineralización y estabilización de los residuos orgánicos causada por el vermicompostaje se refleja en una disminución de los valores de carbono orgánico total, la cual ocurre en un grado variable (entre 10 y 55%, respecto al contenido inicial en carbono orgánico) esto va depender de la naturaleza del residuo, su biodegradabilidad, la especie de lombriz utilizada y el tamaño de partículas, así como las condiciones en las que se desarrolla el proceso de vermicompostaje (Nogales *et al.*, 2008). Todos estos factores también condicionan el grado de polimerización de la materia orgánica durante el vermicompostaje, originándose tras este proceso la aparición de compuestos húmicos y fúlvicos (Li *et al.*, 2011; Romero *et al.*, 2007).

El vermicompostaje produce un aumento general de la concentración de nutrientes (Buchanam *et al.*, 1988). Este fenómeno es consecuencia de la mineralización la materia orgánica, la cual resulta en un aumento especialmente en el caso del fósforo, magnesio, calcio y micronutrientes (Nogales *et al.*, 2008). Además favorece que elementos de la materia orgánica se mineralicen hasta formas químicas solubles que son fácilmente absorbibles por las plantas (Orozco *et al.*, 1996). En el caso particular del nitrógeno, el vermicompostaje tiene un efecto variable en la concentración de este elemento, ya que existen tanto aumentos como disminuciones, dependiendo de las condiciones particulares del vermicompostaje (Bansal y Kapoor, 2000), procesos de desnitrificación (Hobson *et al.*, 2005), o a pérdidas de volatilización en forma de amonio (Nogales *et al.*, 2005). No obstante, con bajo contenido en nitrógeno causa generalmente un incremento en la concentración del producto vermicompostado, debido al efecto de la mineralización del residuo (Atiyeh *et al.*, 2000d), a procesos microbianos de fijación de nitrógeno (Bhattacharya y Chattopadhyay, 2004), y tanto a la adición de compuestos nitrogenados que están contenidos en el mucus de la lombriz y en sus excreciones (Tripathi y Bhardwaj, 2004), e incluso a la descomposición de lombrices que mueren en el vermicompostaje (Suthar y Singh, 2008). Por el contrario, el potasio puede perderse tras el vermicompostaje, si existe un exceso de agua aplicada a las camas, causando que las formas químicas altamente solubles liberadas tras la mineralización puedan ser arrastradas con el agua drenada (Garg y Kaushik, 2005).

De las características requeridas durante el proceso de vermicompostaje se mencionan las siguientes:

- a) El contenido de humedad (Edwards y Bohlen, 1996).
- b) Estructura (Garg *et al.*, 2008; Nogales *et al.*, 2008).
- c) El pH (Edwards y Bohlen, 1996; Nogales *et al.*, 2008).
- d) Contenido de carbono y nitrógeno (Ndegma y Thompson, 2000; Suthar, 2007)
- e) Concentración de sales (Edwards, 1988; Nogales *et al.*, 2008).
- f) Concentración de amoníaco y amonio (Edwards, 1988; Elvira *et al.*, 1996).
- g) Concentración de sustancias o elementos tóxicos (Elvira *et al.*, 1995; Garg *et al.*, 2008; Srivastava *et al.*, 2005; Suthar, 2008; Suthar y Singh, 2009; Yasmin y D'Souza, 2010).
- h) Actividad biológica (Anastasi *et al.*, 2004, 2005; Aira *et al.*, 2007a; Benítez *et al.*, 2002; Fracchia *et al.*, 2006; Monroy *et al.*, 2009; Nogales *et al.*, 2005; Parthasarathi y Ranganathan, 2000; Pramanik *et al.*, 2007; Pizl y Novakova, 2003; Sen y Chandra, 2009; Vaz-Moreira *et al.*, 2008; Vivas *et al.*, 2009; Yasir *et al.*, 2009).
- i) Sistema de vermicompostaje (Garg *et al.*, 2008; Martínez *et al.*, 2003).

4.3 La micromorfología en la materia orgánica

La micromorfología es una de las ramas de la ciencia del suelo que se encarga del estudio inalterado de suelos o sedimentos. Este estudio se basa en el análisis de secciones delgadas (25-30 μ m de espesor) preparadas a partir de muestras no alteradas de suelo y es un método que es utilizado recientemente para la evaluación de efectos, con la interacción de diversos factores agroecológicos sobre propiedades del suelo (Vera *et al.*, 2007). Aunque la micromorfología como ciencia está estrechamente relacionada con la génesis del suelo, su aplicación se está incrementando en diversos campos de la ciencia del suelo: física, química, biológica y bioquímica (Bullock *et al.*, 1985). Por lo anterior, se observa que su uso es amplio en el campo de la agricultura, pero se empieza a utilizar en arqueología, ecología, geología y mecánica de suelos.

Por otro lado, se debe contar con un equipo compuesto (microscopio, computadora y una cámara) para llevar a cabo análisis de imágenes. La micromorfología junto con el análisis de imágenes permiten estudiar objetos de interés sobre una imagen digital tomada del

microscopio, en donde se pueden examinar objetos sobre una amplia gama de escalas (Bui, 1990). Si se desea observar cambios incipientes en la estructura del suelo originados por las actividades del hombre, la micromorfología es una de las disciplinas que puede permitir detectar dichos cambios. Según Bisdom *et al.* (1990), constituye una herramienta única para el estudio de la estructura del suelo, precisamente porque se realiza *in situ* y se puede relacionar con otros factores de observación (ultra, micro y macroscópico).

Por mucho tiempo, la micromorfología ha sido una herramienta útil en la caracterización de la interacción fauna y propiedades físicas del suelo (Canti, 1998), en la cuantificación de la porosidad y la estructura (Moran *et al.*, 1989), así como también la caracterización de partículas fecales de la fauna y su interacción con el suelo (Pawluk, 1987), y no dejando atrás, la agregación de materia orgánica sobre la formación de agregados (Bautista *et al.*, 2005). Sin embargo, la micromorfología como disciplina en el estudio de la materia orgánica fue ampliamente descrita por Babel (1985) donde menciona que se debe describir la mineralización de materiales orgánicos de muestras inalteradas y dividiéndola en fracción gruesa, fina y material amorfo. Dichos materiales, se presenta en una gran variedad de formas cuando se han incorporado al suelo o se han dejado por años y han sufrido alteraciones por el manejo agronómico (Bautista *et al.*, 2005). Uno de los principales objetivos en la descripción de los componentes orgánicos en sección delgada es seguir la descomposición de los residuos vegetales en diferentes condiciones ecológicas (Babel, 1985).

Con la utilización de las secciones delgadas se puede identificar fácilmente el origen de los órganos vegetales o partes de ellos, y más aún hasta la especie de la planta (Babel, 1985), para ello se debe contar con un manual de histología vegetal que permita compara e identificar claramente los tejidos presentes. Es importante mencionar que en etapas avanzadas de descomposición el origen no es fácilmente identificable. Cuando las diferentes partes son identificadas claramente, estos pueden tener alguna alteración interna debido a procesos biológicos, químicos o físicos y además en diferentes grados (Babel, 1985). En este sentido, la micromorfología ayuda a identificar cuál de los procesos puede estar influyendo sobre estas alteraciones observando a través de cambios en la estructura, el color, la utilización de la birrefringencia y la forma que toma los diferentes compuestos generados después de un manejo.

En el análisis de secciones delgadas, se utilizan tres tipos de luces: luz polarizada plana (LPP), luz polarizada cruzada (LPC, y compensador (C). Los colores que presentan los

materiales orgánicos en LPP, varían ampliamente de: incoloros, amarillo pálido, pardo, pardo muy oscuro y pardos rojizos de alta intensidad.

En muchos casos, cuando la estructura vegetal no es visible en luz polarizada normal, se puede observar entre polarizadores cruzados debido a que los tejidos no descompuestos o están vivos presentan birrefringencia (FitzPatrick, 1990). De acuerdo con Babel (1985), en el momento en que los componentes orgánicos no presentan estructura celular, ya han sufrido un grado de descomposición (bueno, moderado, pobre y solo contornos), y cambio en el color se utiliza la luz incidente que permite identificar el reflejo de puntos brillantes de los minerales para discriminar a los óxidos de Fe (rojos) y los óxidos de Mn (negros), ya que los componentes orgánicos humificados son opacos.

Existen algunos materiales que son resistentes a la degradación microbiana por tal motivo es recomendable el desmenuzamiento o la reducción del volumen y se formen fragmentos de tejidos y células individuales o fragmentos ellas. Esta reducción en la superficie permitirá que la secuencia de alteración de débil a fuerte del material vegetal sufra cambios en las características principales: tamaño y estructura interna.

Con base a lo anterior, el análisis de las secciones delgadas permite describir los cambios morfológicos que ocurren en determinado tiempo. Sin embargo, el desmenuzamiento y la alteración interna no se desarrollan paralelamente y se pueden presentar combinaciones entre estos dos aspectos. Por ejemplo, en órganos completos (haces vasculares), la estructura celular interna puede estar degradada mientras que células individuales relacionadas a tejidos (epidermis) están completamente preservadas en forma y contenido. Esto se puede relacionar con lo mencionado por Liu *et al.* (2010), en donde la lignina es la más resistente a la descomposición por la actividad microbiana, en tanto que los restos de los componentes presentes en las plantas como celulosa y hemicelulosa, polisacáridos y proteínas, son fácilmente descompuestos.

Con las características antes descritas sobre los procesos de la degradación de la materia orgánica como color, tamaño, forma y además la utilización de herramientas como la luz incidente se puede obtener resultados que sustenten que la utilización de diferentes materiales influyen en la degradación de la materia orgánica. Es importante destacar que la realización de secciones delgadas en el proceso de compostaje es nulo, pero existen trabajos sobre cómo realizar la impregnación de resina en los materiales orgánicos de turbas (Fox,

1984, 1985; Murphy, 1986), descripción de componentes orgánicos (Babel, 1985), así como nuevas técnicas en el análisis de imágenes que proveen de nuevas oportunidades para cuantificar ciertas características de interés, tal es el ejemplo del espacio poroso (Adderley *et al.*, 2002).

En el análisis de imágenes, ciertos caracteres pueden ser aislados y por lo tanto se puede realizar una cuantificación automática utilizando un software. Deleporte *et al.*, (1997) utilizaron secciones delgadas para investigar el humus del bosque y los cambios en el espacio poroso entre las partículas minerales; mientras que, VandenBygaart *et al.*, (2000) investigaron la influencia de las lombrices de tierra en suelos agrícolas, así como el cambio en las propiedades de la estructura. No obstante, la mayoría de los estudios han estado relacionados para cuantificar la distribución del tamaño de los poros, así como su orientación y forma, además de la estructura y caracterizar la irregularidad de estos (Deeks *et al.*, 1999).

En base a todo lo anterior, se concluye que el análisis de imágenes ha sido enfocado principalmente a suelo para determinar o cuantificar sus propiedades físicas, por lo que se pueden llevar a cabo investigaciones que vayan enfocadas a la descomposición de la materia orgánica en los procesos de compostaje y vermicompostaje, ya que existe nula literatura sobre estudios realizados en este campo.

Con las técnicas antes descritas es posible realizar un análisis cuantitativo, porque proporciona bases para la interpretación acertada en el uso y manejo de la tecnología empleada en la descomposición de la materia orgánica. Al respecto los primeros trabajos cuantitativos relacionados con la micromorfología, fueron evaluadas; la porosidad y estructura del suelo con métodos manuales y propensos a cometer errores (Marschallinger, 1997). Pese al problema anterior, surgieron sistemas en análisis de imágenes que consistieron en el procesamiento digital de imágenes captadas a partir de una cámara y enfocadas a la recopilación de antecedentes sobre características particulares del factor suelo (Terribile y Fitzpatrick *et al.*, 1992; Protz y VandenBygaart 1998). A la fecha, no se tiene conocimiento de ningún estudio relacionado con la degradación de los materiales orgánicos durante el compostaje, y menos aún sobre sus patrones espectrales, ya que estos estudios en los procesos, se han enfocado, principalmente en la caracterización nutrimental y la actividad microbiana.

4.4 Vermicompost como sustrato para producción de plantas

El vermicompost en sus diferentes términos (humus de lombriz, biohumus, lumbricompost) es definido como un producto estabilizado obtenido a partir de materiales orgánicos. Este material debe ser inodoro, higiénico, estable, maduro y con un apreciable contenido de nutrientes que se encuentran disponibles para las plantas, además de sustancias orgánicas complejas ácidos húmicos y fúlvicos (Buchanam *et al.*, 1988; Edwards y Burrows, 1988; Hait y Tare, 2011; Orozco *et al.*, 1996; Romero *et al.*, 2007; Sangwan *et al.*, 2008).

El humus de lombriz contiene 5 veces más la cantidad de nitratos que en el compost, 7 más de fósforo, 11 veces más de potasio, 3 más de magnesio y 5 veces más de calcio (Le Bayon y Binet, 2006). En el Cuadro 1 se muestran algunos trabajos enfocados a la utilización de los vermicompost como materiales orgánicos con excelentes cualidades agrícolas.

Cuadro 1. Diversos artículos sobre el efecto de los vermicompost utilizado como sustrato en diferentes cultivos.

Cultivo	Autor (es)
Jitomate	(Atiyeh <i>et al.</i> , 1999; Atiyeh <i>et al.</i> , 2000a; Atiyeh <i>et al.</i> , 2000b; Atiyeh <i>et al.</i> , 2001; Hashemimajd <i>et al.</i> , 2004; Gutiérrez-Miceli <i>et al.</i> , 2007)
Lechuga	Tomati <i>et al.</i> , 1990
Pimiento	Arancon <i>et al.</i> , 2004a
Ajos	Argüello <i>et al.</i> , 2006
Fresas	Arancon <i>et al.</i> , 2004b; Ameri <i>et al.</i> , 2012
Plantas medicinales	Prabha <i>et al.</i> , 2007
Leguminosas	
Garbanzo (verde)	Karmegam <i>et al.</i> , 1999
Gramíneas	
Sorgo	Reddy y Ohkura 2004, Sunil <i>et al.</i> , 2005
Arroz	Bhattacharjee <i>et al.</i> , 2001
Plantas Aromáticas	
Albahaca	Anwar <i>et al.</i> 2005
Frutales	
Plátano	Cabanas Echevarria <i>et al.</i> , 2005
Papaya	Acevedo y Pire 2004
Ornamentales	
Geranio	Chand <i>et al.</i> 2007
Crisantemo	Hidalgo y Harkess 2002a
Petunias	Arancon <i>et al.</i> , 2008
Cempaxúchitl	Atiyeh <i>et al.</i> , 2002a
Noche buena	Hidalgo y Harkess 2002b

Los investigaciones llevadas a cabo con vermicompost han estado relacionadas como medio de crecimiento para los cultivos (Chaoui *et al.*, 2003; Saha *et al.*, 2008, 2010), utilizándolos solos o con mezclas con otros sustratos inorgánicos (Arancon *et al.*, 2004, 2008; Warman y AngLopez, 2010; Zaller, 2007), que mejora significativamente las propiedades físicas del medio donde se desarrollan (Hidalgo y Harkess 2002a; Ferreras *et al.*, 2006). Además, se han estudiado sus beneficios en la agricultura, al mejorar la fertilidad del suelo y su relación con el incremento en el rendimiento de los cultivos (Arancon *et al.*, 2005; Gutiérrez-Miceli *et al.*, 2007; Manivannan *et al.*, 2009; Vasanthi y Kumaraswamy, 1999), debido a que durante el vermicompostaje se originan sustancias con acción fitohormonal y con interesantes propiedades biológicas (Tomati *et al.*, 1988).

Algunos estudios han demostrado que los vermicompost contienen enzimas extracelulares en su materia orgánica, las cuales se mantienen activas tras la utilización para el cultivo mejorando su estatus químico en el medio (Benítez *et al.*, 1999, 2000; Pascual *et al.*, 2002). Esto se debe a que constituye una fuente de nutrientes de liberación lenta (Chaoui *et al.* 2003). La descomposición de los residuos orgánicos da lugar a un sustrato con actividad y diversidad microbiana (Aira *et al.*, 2007b), otras investigaciones revelan desde el punto de vista microbiológico, la presencia de una proliferación de microorganismos beneficiosos capaces de incrementar la fertilidad del suelo y favorecer el crecimiento vegetal (Gopal *et al.*, 2009; Kale *et al.*, 1992). Aunado a lo anterior y debido a sus propiedades microbiológicas los vermicompost han sido usados para combatir diversas plagas en los cultivos exitosamente (Arancon *et al.*, 2005b; Yardim *et al.*, 2006), así como para controlar el efecto de los plaguicidas y/o biorremediar suelos contaminados por estos compuestos químicos (Di Gennaro *et al.*, 2009; Moreno *et al.*, 2009, 2011).

Recientemente se ha conseguido aislar microorganismos que son utilizados biotecnológicamente gracias a su capacidad de resistir y degradar compuestos químicos como los xenobióticos (Blaszak *et al.*, 2011; Moreno *et al.*, 2011), además de reproducir enzimas con utilidad en procesos industriales que permitan la degradación de material orgánico en menor tiempo (Zambare *et al.*, 2011), e incluso ser utilizadas como efecto antifúngico que evite el crecimiento y desarrollo de hongos fitopatógenos presentes en los materiales vegetales a utilizar (Gopalakrishnan *et al.*, 2011; Yasir *et al.*, 2009). De esta manera el lombricompost debería ser considerado, no sólo como una enmienda en la aportación de nutrientes, sino como

bio-producto con características microbiológicas atractivas tanto para la recuperación de suelos contaminados, la fertilidad del suelo y para su utilización en invernadero.

Por las razones anteriores, es recomendable utilizar el vermicompost como una alternativa a la aplicación de fertilizantes sintéticos, ya que es un material rico en nutrientes, derivado de una serie de transformaciones bioquímicas y microbiológicas a través del tracto digestivo de la lombriz (Edwards y Fletcher, 1988). Asimismo, se ha demostrado, que los microorganismos son capaces de producir sustancias reguladoras del crecimiento; como auxinas, giberelinas, citocininas, etileno y ácido abscísico (Arshad y Frankemberger 1993; Frankemberger y Arshad 1995). Vessey (2003) encontró que ciertas cepas bacterianas de la rizosfera de distintas especies vegetales, son capaces de producir auxinas (86%), 58% de ellas producían giberelinas, y 90% se sustancias de quinitina.

Diversos autores concluyen que las lombrices podrían ser los agentes que fomentan las sustancias promotoras del crecimiento vegetal por la estimulación y promoción de la actividad microbiana en el suelo y en sustratos orgánicos (Tomati *et al.* 1988; Grappelli *et al.* 1987; Dell'Agnola y Nardi 1987; Nardi *et al.* 2002; Tomati *et al.* 1990; Tomati y Galli 1995). Krishnamoorthy y Vajranabhiah (1986) demostraron, con varias poblaciones de lombrices eran capaces de incrementar la producción de sustancias de auxinas y citocininas en los residuos orgánicos y que ambas sustancias podían persistir en el medio por varias semanas, pero que si estas, eran expuestas a los rayos solares serían propensas a la degradación en pocos días. Existe una evidencia clara de que las giberelinas, auxinas y citocininas de origen microbiano pueden alterar el crecimiento y desarrollo de las plantas. De acuerdo a Mirza *et al.* (2001) el crecimiento en caña de azúcar fue debido a la producción de auxinas por las rizobacterias del género *Enterobacter*. Gutiérrez-Mañero *et al.* (2001) demostraron que las rizobacterias *Bacillus pumilus* y *Bacillus licheniformis* contenían giberelinas capaces de estimular el crecimiento vegetal.

La adición de sustancias húmicas (efluentes) a los sustratos de cultivo ha provocado una respuesta hormonal sobre especies vegetales en diferentes maneras. A concentraciones bajas, el aporte de sustancias húmicas produce un incremento sobre la altura de la planta, mientras que a concentraciones altas se observa una disminución (Atiyeh *et al.*, 2000a; Li *et al.*, 2011; Rodríguez-Caché *et al.*, 2010).

El vermicompost pone de manifiesto dado los casos anteriores que es un producto orgánico complejo que contiene materia orgánica humificada, deyecciones de lombriz que incluyen metabolitos propios de ésta, así como también microorganismos benéficos, capaces de producir sustancias que permiten obtener mayor crecimiento y desarrollo en las plantas, y que promueven resistencia a daños causados por fitopatógenos. Por tal motivo, la presente investigación se discute el efecto que existe entre las relaciones C/N sobre los materiales orgánicos a través del proceso de compostaje y vermicompostaje, y así obtener un producto de calidades nutrimentales que nos permita delimitar cual es el apropiado para la producción de jitomate y menta. Además de correlacionar estos resultados con el análisis micromorfológico en secciones delgadas a través de la descomposición de la materia orgánica durante estos dos procesos.

5. LITERATURA CITADA

- Acevedo I. y R. Pire. 2004. Efectos del lombricompost como enmienda de un sustrato para el crecimiento del lechoso (*Carica papaya* L.). *Interciencia* 29 (5): 274-279.
- Adderley W. P., Simpson I. A. and A. Davidson D. 2002. Colour description and quantification in mosaic image of soil thin sections. *Geoderma* 108: 181-195.
- Adler P. R. and L. J. Sikora. 2003. Changes in soil phosphorus availability with poultry compost age. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 34: 81-95.
- Aira M., F. Monroy and J. Domínguez. 2007a. *Eisenia fetida* (Oligochaeta, Lumbricidae) modifies the structure and physiological capabilities of microbial communities improving carbon mineralization during vermicomposting of pig manure. *Microbial Ecology* 54: 662-671.
- Aira M., F. Monroy and J. Domínguez. 2007b. Earthworms strongly modify microbial biomass and activity triggering enzymatic activities during vermicomposting independently of the application rates of pig slurry. *Science of the Total Environment* 385: 252-261.
- Al-Kanani T., E. Akochi, F. MacKenzie A., I. Alli and S. Barrington. 1992. Organic and inorganic amendments to reduce ammonia losses from liquid hog manure. *Journal of Environmental Quality* 21: 709-715.
- Anastasi A., G. C. Varese, S. Voyron, Scannerini S. and M. V. Filipello. 2004. Characterization of fungal biodiversity in compost and vermicompost. *Compost Science and utilization* 12: 185-191.
- Anastasi A., G. C. Varese and M. V. Filipello. 2005. Isolation and identification of fungal communities in compost and vermicompost. *Mycologia* 97: 33-44.
- Anwar M., D. D. Patra, S. Chand, A. Kumar, A. A. Naqvi and P. S. Khanuja. S. 2005. Effect of organic manures and inorganic fertilizer on growth, herb and oil yield, nutrient accumulation, and oil quality of French basil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 36 (13-14): 1737-1746.
- Arancon N. Q., C. A. Edwards, A. Babenko, J. Cannon, P. Galvis and J. D. Metzger. 2008. Influences of vermicomposts, produced by earthworms and microorganisms from cattle manure, food waste and paper waste, on the germination, growth and flowering of petunias in the greenhouse. *Applied Soil Ecology* 39: 91-99.

- Arancon N. Q., C. A. Edwards, P. Bierman, Metzger J. D. and Ch. Lucht. 2005a. Effects of vermicomposts produced from cattle manure, food waste and paper waste on the growth and yield of peppers in the field. *Pedobiologia* 49: 297-306.
- Arancon N. Q., Galvis P. A. and C. A. Edwards. 2005b. Suppression of insect pest populations and damage to plants by vermicompost. *Bioresource Technology* 96: 1137-1142.
- Arancon N. Q., C. A. Edwards, P. Bierman, C. Welch, and J. D. Metzger. 2004b. Influences of vermicomposts on field strawberries: 1. effects on growth and yields. *Bioresource Technology* 93: 145-153.
- Arancon N. Q., C. E. Edwards, R. Atiyeh and J. D. Metzger. 2004a. Effects of vermicompost produced from food waste on the growth and yields of greenhouse peppers. *Bioresource Technology* 93: 139-144.
- Argüello J. A., A. Ledesma, S. B. Núñez, C. H. Rodríguez and M. D. C. Díaz G. 2006. Vermicompost effects on bulbing dynamics nonstructural carbohydrate content, yield, and quality of 'Rosado Paraguayo' garlic bulbs. *Hortscience* 41(3): 589-592.
- Arreaza T. L. C., L. Sánchez M., J. Medrano L., O. Pardo B., H. Mateus, S. Reza G., J. Becerra, M. O. Santana, J. C. Arcos, H. Romero H., L. Peláez y J. Londoño. 2002. Nutrición y alimentación de bovinos en el trópico colombiano. Manual Técnico. Plan de Modernización Tecnológica de la Ganadería Bovina Colombiana. pp 5-9.
- Arshad M., and W. T. Frankenberger Jr. 1993. Microbial production of plant growth regulators. Pp. 307-347. In: F. B. Metting Jr. (Ed.). *Soil microbial ecology: applications in agricultural and environmental management*. Marcell Dekker, New York.
- Atiyeh R. M., N. Arancon, C. A. Edwards and J. D. Metzger. 2000b. Influence of earthworm-processed pig manure on the growth and yield of greenhouse tomatoes. *Bioresource Technology* 75: 175-180.
- Atiyeh R. M., N. Q. Arancon, C. A. Edwards and J. D. Metzger. 2002. The influence of earthworm processed pig manure on the growth and productivity of marigolds. *Bioresource Technology* 81: 103-108.
- Atiyeh R. M., J. Dominguez, S. Subler and C. A. Edwards. 2000c. Changes in biochemical properties of cow manure during processing by earthworms (*Eisenia andrei*, Bouché) and the effects on seedling growth. *Pedobiologia* 44: 709-724.

- Atiyeh R. M., C. A. Edwards, S. Subler and J. D. Metzger. 2000d. Earthworm processed organic wastes as components of horticultural potting media for growing marigolds and vegetable seedlings. *Compost Science and Utilization* 8(3): 215-223.
- Atiyeh R. M., C. A. Edwards, S. Subler and J. D. Metzger. 2001. Pig manure vermicompost as a component of a horticultural bedding plant medium: Effects on physicochemical properties and plant growth. *Bioresource Technology* 78: 11-20.
- Atiyeh R. M., S. Subler, C. A. Edwards, G. Bachman, J. D. Metzger and W. Shuster. 2000a. Effects of vermicomposts and compost on plant growth in horticultural container media and soil. *Pedobiologia* 44: 579-590.
- Atiyeh R. M., S. Subler, C. A. Edwards and J. D. Metzger. 1999. Growth of tomato plants in horticultural media amended with vermicompost. *Pedobiologia* 43: 724-728.
- Babel, U. 1985. Componentes orgánicos básicos. pp. 95-112. In: Bullock, P., A. Jongerius, T. Tursina, N. Fedoroff y G. Stoops. *Manual para la descripción micromorfológica de suelos*. Trad. al español por Ma. C. Gutiérrez C. y C.A. Ortiz S. 1a edición. Colegio de Postgraduados. Texcoco, estado de México, México.
- Bansal S. and K. K. Kapoor 2000. Vermicomposting of crop residues and cattle dung with *Eisenia foetida*. *Bioresource Technology* 73: 95-98.
- Barrington S., D. Choinière, M. Trigui and W. Knight. 2002. Effect of carbon source on compost nitrogen and carbon losses. *Bioresource Technology* 83: 189-194.
- Basso B. and J. T. Ritchie. 2005. Impact of compost, manure and inorganic fertilizer on nitrate leaching and yield for a 6-year maizealfalfa rotation in Michigan. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 108: 329-341.
- Bautista C. A., M. C. Gutiérrez C., R. F. Castillo S. and J. D. Etchevers B. 2005. Cronosecuencia de un suelo y su clasificación en un área originalmente ocupada por bosque mesófilo de montaña. *TERRA Latinoamericana* 23(2): 147-157.
- Beffa T., M. Blanc, P. F. Lyon, G. Bogt, M. Marchiani, J. L. Fischer and M. Aragno. 1996a. Isolation of *Thermus* strains from hog composts (60 to 80°C). *Applied Environmental Microbiology* 62: 1723-1727.
- Beffa, T., M Blanc and M. Aragno. 1996b. Obligately and facultatively autotrophic, sulfur- and hydrogen-oxidizing thermophilic bacteria isolated from hot composts. *Archive Microbiology* 165: 34-40.

- Benítez E., R. Nogales, C. Elvira, G. Masciandaro and B. Ceccanti. 1999. Enzymes activities as indicators of the stabilization of sewage sludges composting by *Eisenia andrei*. *Bioresource Technology* 67:297-303.
- Benítez E., R. Nogales, G. Masciandaro and B. Ceccanti. 2000. Isolation by isoelectric focusing of humic-urease complexes from earthworm (*Eisenia fetida*)-processed sewage sludge. *Biology and fertility of soils* 31: 489-493.
- Benítez E., H. Sainz, R. Melgar and R. Nogales. 2002. Vermicomposting of a lignocellulosic waste from olive oil industry: A pilot scale study. *Waste Management and Research* 20: 134-142.
- Bernal C. M.P. y B. Gondar. 2008. Producción y gestión de los residuos orgánicos: situación actual a nivel mundial, comunitario y estatal. pp. 9-42 *In: Moreno Casco J. y R. Moral Herrero. (Eds.). Compostaje. Mundiprensa. España.*
- Bernal, M. P., C. Paredes, M. A. Sánchez-Monedero and Cegarra, J. 1998. Maturity and stability parameters of composts prepared with a wide range of organic wastes. *Bioresource Technology* 63: 91–99.
- Bess, V. H. 2000. Understanding compost tea. *BioCycle* 41(10): 71–72.
- Bess V. H., M. Manes, B. S. Richter and J. L. Snodgrass. 2002. E. coli survival in compost tea using different nutrient substrates. *In: Michel F. C. et al., (Eds.). Composting and Compost Utilization, 2002 May 06–08, Columbus, OH. The JG Press Inc., Emmaus, PA.*
- Bhattacharjee G., P. S. Chaudhuri and M. Datta. 2001. Response of paddy (Var. TRC-87-251) crop on amendment of the field with different levels of vermicompost. *Asian Journal of Microbiology, Biotechnology and Environmental Sciences* 3(3): 191-196.
- Bhattacharya S. S. and G. N. Chattopadhyay. 2004. Transformation of nitrogen during vermicomposting of fly ash. *Waste Management Research* 22: 488-491.
- Bisdorf E. B. A., D. Tessier and J. F. Th. Schoute. 1990. Micromorphological techniques in research and training (submicroscopy). *Developments in Soil Science* 19: 581-605.
- Blaszak M., R. Pelech and P. Graczyk. 2011. Screening of microorganisms for biodegradation of simazine pollution (obsolete pesticide Azotop 50 WP). *Water, Air, & Amp. Soil Pollution* 1-13.

- Bouché, M. B. 1972. Lombrices de France: Ecologie et systematique. *Annals of Zoology* 72: 1-671.
- Breitenbeck, G. A. and D. Schellinger. 2004. Calculating the reduction in material mass and volume during composting. *Compost Science and Utilization* 12: 365–371.
- Buchanam M. A., E. Rusell and D. Block S. 1988. Chemical Characterization and nitrogen mineralization potentials of vermicompost derived from differing organic wastes. *In: Edwards C. A. and E. F. Neuhauser (Eds.). Earthworms in waste and environmental management. SPB Academic Publising BV, The Hague, pp 231-240.*
- Bui, E. N. 1990. Applications of image analysis to soil micromorfology. USDA-ARS, Southern Piedmont Conservation Research Center, P. O. Box 555, Watkinsville, G. A. 30677 U.S.A.
- Bullock, P., A. Jongerius, T. Tursina, N. Fedoroff y G. Stoops. 1985. Manual para la descripción micromorfológica de suelos. Trad. al español por Ma. C. Gutiérrez, C. y C. A. Ortiz S. 1a edición. Colegio de Postgraduados. Texcoco, estado de México, México.
- Burton, C. H. and C. Turner. 2003. Manure management – treatment strategies for sustainable agriculture. 2nd ed. Silsoe Research Institute, Silsoe, Bedford, United Kingdom.
- Canti M. G. 1998. The micromorphological identification of faecal spherulites from archaeological and modern materials. *Journal of Archaeological Science* 25: 435-444.
- Cetina, G. R. H. 1987. Crecimiento bacterial y patrón de fermentación *in vitro*, en líquido ruminal de bovinos con dietas de forraje y de melaza, adicionadas con Urea o Gallinaza. Boletín informativo.
- Chand, S., P. Pande, A. Prasad, M. Anwar and D. D. Patra. 2007. Influence of integrated supply of vermicompost and zinc-enriched compost with two graded levels of iron and zinc on the productivity of geranium. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 38: 2581-2599.
- Chand, T. and N. K. Tomar. 1992. Effect of farmyard manure on availability of phosphorus to wheat (*Triticum aestivum*) in soils of different physico-chemical properties. *Indian Journal of Agricultural Sciences* 62 (11): 731–736.
- Chaoui H. I., L. M. Zibilske and T. Ohno. 2003. Effects of earthworm casts and compost on soil microbial activity and plant nutrient availability. *Soil Biology and Biochemistry* 35: 295-302.

- Deeks L. K., A. G. Williams, J. F. Dowd and D. Scholefield. 1999. Quantification of pore size distribution and the movement of solutes through isolated soil blocks. *Geoderma* 90: 65-86.
- DeLaune P. B., P. A. Moore, T. C. Daniel and J. L. Lemunyon. 2004. Effect of chemical and microbial amendments on ammonia volatilization from composting poultry litter. *Journal of Environmental Quality* 33: 728–734.
- DeLuca T. H. and D. K. DeLuca. 1997. Composting for feedlot manure management and soil quality. *Journal of Production Agriculture* 10: 235–241.
- Deleporte S., V. Hallaire and P. Tillier. 1997. Application of image analysis to a quantitative micromorphological study of forest humus. *European Journal of Soil Biology* 33 (2): 83-88.
- Di Gennaro P., B. Moreno, E. Annoni, S. García-Rodríguez, G. Bestetti and E. Benítez. 2009. Dynamics changes in bacterial community structure and in naphthalene dioxygenase expression in vermicompost-amended PAH-contaminated soils. *Journal of Hazards Materials* 172: 1464-1469.
- Domínguez J., M. Aira and M. Gómez-Brandon. 2010. Vermicomposting: earthworms enhance the work of microbes. *In: Insam H., I. Franke-Whittle and M. Goberna (Eds.). Microbes at Work. Springer, Berlin. pp. 93-114.*
- Domínguez J., A. Velando, M. Aira and F. Monroy. 2003. Uniparental reproduction of *Eisenia fetida* and *E. Andrei* (Oligochaeta: Lumbricidae). Evidence of self-insemination. *Pedobiologia* 47: 530-534.
- Domínguez J. 2004. State-of-the-Art and new perspectives on vermicomposting research. *In: Edwards C. A. (Ed.). Earthworm ecology. Second Edition. CRC Press LCC. Boca Raton, Florida. pp. 401-424.*
- Donald, J. 1998. Planificación para la distribución del abono y su utilización. *Agrociencia* 16:38-40.
- Duffy, B., C. Sarreal, R. Stevenson, S. Ravva and L. Stanker. 2002. Regrowth of pathogenic bacteria in compost teas and risk of transmission to strawberry plants. *In F. C. Michel et al., (Eds.). Proc. Int. Symp. Composting and Compost Utilization, Columbus, OH. 2002 May 06–08. The JG Press Inc., Emmaus, PA.*

- Edwards, C. A. 1988. Breakdown of animal, vegetable and industrial organic wastes by earthworms. *In*: Edwards, C. A., Neuhauser, E. F. (Eds.). Earthworms in waste and environmental management. SPB Academic Publishing BV, The Hague, pp 21-31.
- Edwards C. A. and K. E. Fletcher. 1988. Interactions between earthworms and microorganisms in organic-matter breakdown. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 24: 235-247.
- Edwards C. A. and J. Bohlen P. 1996. *Biology and ecology of earthworms*. Third Edition. Chapman & Hall, London.
- Edwards C. A. and I. Burrows. 1988. The potential of earthworm compost as plant growth media. *In*: Edwards C. A. and E. F. Neuhauser (Eds.) *Earthworm in waste and environmental management*. SPB Academic Publishing B. V. The Hague. pp. 221-229.
- Eghball, B. 2000. Nitrogen mineralization from field-applied beef cattle manure or compost. *Soil Science Society of America Journal* 64 (6): 2024–2030.
- Eghball, B. 2002. Soil properties as influenced by phosphorus and nitrogen-based manure and compost applications. *Agronomy Journal* 94 (1): 128–135.
- Eghball, B. and J. F. Power. 1999a. Composted and noncomposted manure application to conventional and no-tillage systems: corn yield and nitrogen uptake. *Agronomy Journal* 91 (5): 819–825.
- Eghball, B. and J. F. Power. 1999b. Phosphorus- and nitrogen-based manure and compost applications: corn production and soil phosphorus. *Soil Science Society of America Journal* 63 (4): 895–901.
- Eghball, B., J. F. Power, J. E. Gilley and J. W. Doran. 1997. Nutrient, carbon, and mass loss during composting of beef cattle feedlot manure. *Journal of Environmental Quality* 26 (1): 189–193.
- Eghball, B., B. J. Wienhold, J. E. Gilley and R. A. Eigenberg. 2002. Mineralization of manure nutrients. *Journal of Soil and Water Conservation* 57 (6): 470–473.
- Ekinci, K., H. M. Keener, F. C. Michel and D. L. Elwell. 2004. Modeling composting rate as a function of temperature and initial moisture content. *Compost Science and Utilization* 12 (12): 356–364.
- Elvira C., M. Goicochea, L. Sampedro, S. Mato and R. Nogales. 1996. Bioconversion of solid paper-pulp mill sludge by earthworms. *Bioresource Technology* 57: 173-177.

- Elvira C., S. Mato and R. Nogales. 1995. Changes in heavy metal extractability and organic matter fractions after vermicomposting of sludges from a paper mill industry and wastewater treatment plant. *Fresenius Environmental Bulletin* 4: 503-507.
- Epstein, E. 1997. *The science of composting*. CRC Press. Boca Raton, Florida.
- Ferreras L., E. Gomez, S. Toresani, I. Firpo and R. Rotondo. 2006. Effect of organic amendments on some physical, chemical and biological properties in a horticultural soil. *Bioresource Technology* 97: 635-640.
- Ferguson R. B., J. A. Nienaber, R. A. Eigenberg and B. L. Woodbury. 2005. Long-term effects of sustained beef feedlot manure application on soil nutrients, corn silage yield, and nutrient uptake. *Journal of Environmental Quality* 34 (5): 1672–1681.
- Fitzpatrick, E.A. 1990. *Micromorfología de suelos*. Trad. al español por M. del C. Hidalgo. Compañía Editorial Continental. México, D.F.
- Frankemberger, W. T. Jr. and M. Arshad. 1995. *Phytohormones in soils: microbial production and function*. Marcel Dekker, New York.
- Fracchia L., A. B. Dohrmann, M. G. Martinotti and C. C. Tebbe. 2006. Bacterial diversity in a finished compost and vermicompost: Differences revealed by cultivation-independent analyses of PCR-amplified 16S rRNA genes. *Applied Microbiology and Biotechnology* 71: 942-952.
- Frederick. C. M., J. A. Pecchia, J. Rigot, and H. M. Keener. 2004. Mass and nutrient losses during the composting of dairy manure amended with sawdust or straw. *Compost Science and Utilization* 12 (4): 323–334.
- Fox, C. A. 1984. A morphometric system for describing the micromorphology of organic soils and organic layers. *Canadian Journal of Soil Science* 64: 495-503.
- Fox, C. A. 1985. Micromorphological characterization of histosol, 85-104 p. *In*: Douglas L. A. and M. L. Thompson (Eds.). *Soil Micromorphology and Soil Classification*. Soil Science of America. Special Publication No 15. Madison, USA.
- Gagnon B. and R. R. Simard. 2003. Soil P fractions as affected by on-farm composts in a controlled incubation study. *Canadian Journal of Soil Science* 83: 223–226.
- Gale E. S., D. M. Sullivan., D. Hemphill, C. G. Cogger, A. I. Bary and E. A. Myhre. 2005. Predicting nitrogen availability from organic amendments: field, laboratory and

- computer simulation. Pages 236–243 in Proc. Western Nutrient Management [Online]. Available: <http://ucanr.org/sites/nm/files/76591.pdf>
- Garg V. K., R. Gupta and A. Yadav. 2008. Potential of vermicomposting technology in solid waste management. *In: Pandey A., C. R. Soccol and C. Larroche. (Eds.). Current Developments in solid-state Fermentation. Springer New York 468-511.*
- Garg V. K. and P. Kaushik. 2005. Vermistabilization of textile mill sludge spiked with poultry droppings by an epigeic earthworm *Eisenia foetida*. *Bioresource Technology 96:1063-1071.*
- Gopal M., A. Gupta, E. Sunil and G. V. Thomas. 2009. Amplification of plant beneficial microbial communities during conversion of coconut leaf substrate to vermicompost by *Eudrilus sp.* *Current Microbiology 59: 15-20.*
- Gopalakrishnan S., S. Pande, M. Sharman, P. Humayun, B. K. Kiran, D. Sandeep, M. S. Vidya, K. Deepthi and O. Rupela. 2011. Evaluation of actinomycete isolates obtained from herbal vermicompost for the biological control of *Fusarium* wilt of chickpea. *Crop Protection 30: 1070-1078.*
- Grappelli A., E. Galli and U. Tomati. 1987. Earthworm casting effect on *Agaricus bisporus* fructification. *Agrochimica 31 (4-5): 457-461.*
- Greenpeace. 2012. Salir de la crisis a través de la sostenibilidad ambiental. <http://www.greenpeace.org/espana/Global/espana/report/contaminacion/andaluci.pdf>
- Gutiérrez-Mañero F. J., B. Ramos-Solano, A. Probanza, J. Mehouchi, F. R. Tadeo and M. Talon. 2001. The plant-growth-promoting rhizobacteria *Bacillus pumilus* and *Bacillus licheniformis* produce high amounts of physiologically active gibberellins. *Physiologia Plantarum 111: 206-211.*
- Gutiérrez-Miceli F. A., J. Santiago-Borraz, J. A. Montes M., C. C. Nafate, M. Abdud-Archila, M. A. Oliva Ll., R. Rincón-Rosales and L. Deendoven. 2007. Vermicompost as a soil supplement to improve growth, yield and fruit quality of tomato (*Lycopersicon esculentum*). *Bioresource Technology 98: 2781-2786.*
- Hait S. and V. Tare. 2011. Vermistabilization of primary sewage sludge. *Bioresource Technology 102: 2812-2820.*

- Hashemimajd K., M. Kalbasi, A. Golchin and H. Shariatmadari. 2004. Comparison of vermicompost and composts as potting media for growth of tomatoes. *Journal of Plant Nutrition* 27 (6): 1107-1123.
- Haug, R. T. 1993. *The practical handbook of compost engineering*. CRC Press. Boca Raton, Florida.
- Helgason B. L., F. J. Larney, H. H. Janzen and B. M. Olson. 2006. Nitrogen dynamics in soil amended with composted cattle manures. *Canadian Journal of Soil Science* pp 43-50.
- Hidalgo P. R. and R. L. Harkess. 2002a. Earthworm casting as a substrate amendment for *Chrysanthemum* production. *Hortscience* 37 (7): 1035-1039.
- Hidalgo, P. R. and R. L. Harkess. 2002b. Earthworm casting as a substrate for *Poinsettia* production. *Hortscience* 37 (2): 304-308.
- Hobson A .M., J. Frederickson and N. B. Dise. 2005. CH₄ and N₂O from mechanically turned windrow and vermicomposting systems following in-vessel pre-treatment. *Waste Management* 25: 1177-1183.
- Islam M., I. Dahlan, M. A. Rajion and Z. A. Jelan. 2000. Rumen pH and Nitrogen of cattle fed different levels of oil palm (*Elaeis guineensis*) frond based diet and dry matter degradation of fractions of oil palm frond. *Asia Australasian Journal of Animal Science* 13: 941-947p.
- Kale R. D., B. C. Mallesh, B. Kubra and D. J. Bagyaraj. 1992. Influence of vermicompost application on the available macronutrients and select microbial populations in a paddy field. *Soil Biology and Biochemistry* 24: 1317-1320.
- Karmegam N., K. Alagumalai and T. Daniel. 1999. Effect of vermicompost on the growth and yield of green gram (*Phaseolus aureus* Roxb.). *Tropical Agriculture* 76 (2): 143-146.
- Keener H. M., D. L. Elwell, K. Ekinici and A. J. Hoitink H. 2001. Composting and value-added utilization of manure from a swine finishing facility. *Compost Science and Utilization* 9: 312–321.
- Kim K.H., S. S. Lee, B.T. Jeon and C. W. Kang. 2000. Effects of the pattern of energy supply on the efficiency of Nitrogen utilization for microbial protein synthesis in the non-lactating cows consuming grass silage. *Asia Australasian Journal of Animal Science* 13: 962-966.

- Krishnamoorthy R. V. and S. N. Vajranabhiah. 1986. Biological activity of earthworm casts: An assessment of plant growth promoter levels in casts. *Proceedings of the Indian Academy of Sciences (Animal Science)* 95 (3): 341-351.
- Labrador M. J. 2001. *La materia orgánica en los agrosistemas*. MUNDIPRENSA. Madrid, España. 174 p.
- Larney F. J., K. E. Buckley, X. Hao and W. P. McCaughey. 2006. Fresh, stockpiled and composted beef cattle feedlot manure: nutrient levels and mass balances in Alberta and Manitoba. *Journal of Environmental Quality* 35 (5): 1844-1854.
- Larney F. J., X. Hao, J. J. Miller and A. F. Olson. 2002a. Phosphorus dynamics during composting of feedlot manure. *In: Michel, F. C., et al., (Eds.). Proc. Int. Symp. Composting and Compost Utilization*, Columbus, OH. 2002 May 06–08. The JG Press Inc., Emmaus, PA.
- Larney F. J., A. F. Olson and P. R. DeMaere. 2002b. Implications of feedlot manure composting for land application of nitrogen. Pages 23–27 in *Proc. 39th Ann. Alberta Soil Sci. Workshop*, 2002 Feb. 19–20, Nisku, AB.
- Larney F. J., A. F. Olson, A. A. Carcamo and Ch. Chang. 2000. Physical changes during active and passive composting of beef feedlot manure in winter and summer. *Bioresource Technology* 75: 139–148.
- Le Bayon R.C. and F. Binet. 2006. Earthworms change the distribution and availability of phosphorous in organic substrates. *Soil Biology & Biochemistry* 38: 235–246.
- Li X., M. Xing, J. Yang and Z. Huang. 2011. Compositional and functional features of humic acid-like fractions from vermicomposting of sewage sludge and cow dung. *Journal of Hazardous Materials* 185: 740-748.
- Liu N., H. He, H. Xie, Z. Bai, X. Zhang, Ch. Peng, P. Zhu, J. Ren and L. Wang. 2010. Impacts of long-term inorganic and organic fertilization on lignin in a Mollisol. *Journal Soils Sediments* 10: 1466–1474.
- Litterick A. M., L. Harrier, P. Wallace, C. A. Watson and M. Wood. 2004. The role of uncomposted materials, composts, manures and compost extracts in reducing pest and disease incidence and severity in sustainable temperate agricultural and horticultural crop production – a review. *Critical Reviews Plant Science* 23: 453–479.

- Lores M., M. Gómez-Brandón, D. Pérez-Díaz and J. Domínguez. 2006. Using FAME profiles for the characterization of animal wastes and vermicomposts. *Soil Biology and Biochemistry* 38: 2993-2996.
- Manivannan S., M. Balamurugan, K. Parthasarathi, G. Gunasekaran and L. S. Ranganathan. 2009. Effect of vermicompost on soil fertility and crop productivity beans (*Phaseolus vulgaris*). *Journal of Environmental Biology* 30 (2): 275-281.
- Marschallinger, R. 1997. Automatic mineral classification in the macroscopic scale. *Computers & Geosciences* 23 (1): 119-126.
- Martínez F., B. J. Calero, R. Nogales and L. Rovesti. 2003. *Lombricultura. Manual práctico.* Unidad de producciones gráficas MINREX, La Habana.
- Mejía-Sánchez, G. M. 1995. Algunos aspectos acerca del manejo de los desechos orgánicos. *Boletín académico FIUADY. Enero- Abril* 27: 61-68.
- Miller J. J., B. W. Beasley, F. J. Larney and B. M. Olson. 2005. Soil salinity and sodicity after application of fresh and composted manure with straw or wood-chips. *Canadian Journal of Soil Science* 85: 427-438.
- Mirza M. S., W. Ahmad, F. Latif, J. Haurat, R. Bally, P. Normand and K. A. Malik. 2001. Isolation, partial characterization, and the effect of plant growth-promoting bacteria (PGPB) on micro-propagated sugarcane in vitro. *Plant and Soil* 237: 47-54.
- Møller H. B., S. G. Sommer and B. H. Andersen. 2000. Nitrogen mass balance in deep litter during the pig fattening cycle and during composting. *Journal Agricultural Science* 135 (3): 287-296.
- Monroy F., M. Aira and J. Domínguez. 2009. Reduction of total coliform numbers during vermicomposting is caused by short-term direct effects of earthworm on microorganisms and depends on the dose of application of pig slurry. *Science of the Total Environment* 407 (20): 5411-5416.
- Moran C. J., A. B. McBratney and A. J. Koppi. 1989. A rapid method for analysis of soil macropore structure I. Specimen preparation and digital binary image production. *Soil Science Society of America Journal* 53 (3): 921-928.
- Moreno B., A. Vivas, R. Nogales, C. Macci, G. Masciandaro and E. Benítez. 2009b. Restoring biochemical activity and bacterial diversity in a trichloroethylene contaminated soil:

- The reclamation effect of vermicomposted olive wastes. *Environmental Science and Pollution Research* 16: 253-264.
- Moreno B., R. Nogales, C. Macci, G. Masciandaro and E. Benítez. 2011. Microbial eco-physiology profiles to estimate the biological restoration of a trichloroethylene contaminated soil. *Ecological Indicators* 11: 1563-1571.
- Murphy, C. P. 1986. Thin section preparation of soils and sediments. AB Academic Publishers. Berkhamsted, Great Britain.
- Nardi S., D. Pizzeghello, A. Muscolo and A. Vianello. 2002. Physiological effects of humic substances on higher plants. *Soil Biology and Biochemistry* 34: 1527-1536.
- Ndegwa P. M. and S. A. Thompson. 2000. Effects of C-to -N ratio on vermicomposting of biosolids. *Bioresource Technology* 75: 7-12.
- Noble R. and E. Coventry. 2005. Suppression of soil-borne plant diseases with composts: a review. *Biocontrol Science and Technology* 15 (1): 3–20.
- Nogales R., C. Cifuentes and E. Benitez. 2005. Vermicomposting of winery wastes: A laboratory study. *Journal of Environmental Science and Health Part B*. 49: 659-673.
- Nogales R., J. Domínguez and S. Mato. 2008. Vermicompostaje. *In: Moreno J. y Moral R. (Eds.). Compostaje. Editorial Mundi-Prensa, Madrid, España. pp. 187-200.*
- Øgaard, A. F. 1996. Effect of fresh and composted cattle manure on phosphate retention in soil. *Acta Agriculturae Scandinavica. Section B. Soil and Plant Science* 46 (2): 98–105.
- Olson B. M., R. H. McKenzie and F. J. Larney. 2005. Nitrogen-based and phosphorus-based application of fresh and composted cattle manure. Pages 109–115 *in Proc. 42nd Annual Alberta Soil Science Workshop. Calgary, Alberta.*
- Orozco F. H., J. Cegarra, L. M. Trujillo and A. Roig. 1996. Vermicomposting of coffee pulp using the earthworm *Eisenia fetida*: effects on C and N contents and the availability of nutrients. *Biology and fertility of soils* 22: 162-166.
- Parkinson R., P. Gibbs, S. Burchett and T. Misselbrook. 2004. Effect of turning regime and seasonal weather conditions on nitrogen and phosphorus losses during aerobic composting of cattle manure. *Bioresource Technology* 91: 171–178.
- Parthasarathi K. and L. S. Ranganathan. 1999. Longevity of microbial and enzyme activity and their influence on NPK content in pressmud vermicasts. *European Journal of soil biology* 35 (3): 107-113.

- Parthasarathi K. and L. S. Ranganathan. 2000. Aging effect on enzyme activities in pressmud vermicasts of *Lampito mauritii* (Kinberg) and *Eudrilus eugeniae* (Kinberg). *Biology and Fertility of Soils* 30: 347-350.
- Pascual J. A., J. L. Moreno, T. Hernández and C. García. 2002. Persistence of immobilised and total urease and phosphatase activities in a soil amended with organic waste. *Bioresource Technology* 82: 73-78.
- Pawluk S. 1987. Faunal micromorphological features in moder humus of some western Canadian soils. *Geoderma* 40: 3-16.
- Peigné J. and P. Girardin. 2004. Environmental impacts of farmscale composting practices. *Water, Air, and Soil Pollution* 153: 45–68.
- Pizl V. and A. Novakova. 2003. Interactions between microfungi and *Eisenia andrei* (Oligochaeta) during cattle manure vermicomposting. *Pedobiologia* 47: 895-899.
- Prabha M. L., I. A. Jayraay, R. Jayaraj and R. D. Srinivasa. 2007. Effect of vermicompost on growth parameters of selected vegetable and medicinal plants. *Asian Journal of Microbiology, Biotechnology and Environmental Sciences* 9 (2): 321-326.
- Pramanik P., G. K. Ghosh, P. K. Ghosal and P. Banik. 2007. Changes in organic – C, N, P and K and enzyme activities in vermicompost of biodegradable organic wastes under liming and microbial inoculants. *Bioresource Technology* 98: 2485-2494.
- Preusch P. L., P. R. Adler, L. J. Sikora and T. J. Tworcoski. 2002. Nitrogen and phosphorus availability in composted and uncomposted poultry litter. *Journal of Environmental Quality* 31 (6): 2051–2057.
- Protz R. and A. J. VandenBygaart. 1998. Towards systematic image analysis in the study of soil micromorfology. Online Publication. HintzeOnline and Springer. *Sciences of soils* 3: 34-44.
- Reddy M. V. and K. Ohkura. 2004. Vermicomposting of rice-straw and its effects on sorghum growth. *Tropical Ecology* 45 (2): 327-331.
- Riggle D. and H. Holmes. 1994. New horizons for commercial vermiculture. *BioCycle* 35: 58-62.
- Richard T. L., V. M. Hamelers, H. A. Veeken and T. Silva. 2002. Moisture relationships in composting processes. *Compost Science and Utilization* 10 (4): 286–302.

- Ringer C. E., P. D. Millner, L. M. Teerlinck and B. W. Lyman. 1997. Suppression of seedling damping-off disease in potting mix containing animal manure composts. *Compost Science and Utilization* 5(2): 6–14.
- Rivero H., S. Kausas, Y. González y E. Nieves. 2001. Estudios de las enmiendas orgánicas. Ministerio de ganadería, agricultura y pesca. Dirección general de recursos naturales renovables. División de suelos y aguas. Intendencia municipal de Maldonado, Uruguay. 10p.
- Rodríguez-Caché L. G., L. Cardoso V., T. Maldonado-Montiel and M. Martínez-Sanmiguel. 2010. Pathogen reduction in septic tank sludge through vermicomposting using *Eisenia fetida*. *Bioresource Technology* 101: 3548-3553.
- Rodríguez-Salinas M. A. y A. Rojas J. 2000. Aspectos técnicos en la producción de composta. <http://www.Caféinternetparaíso.com/index.htm>
- Roe, N. E. 1998a. Compost utilization for vegetables and fruit crops. *HortScience* 33: 934-937.
- Roe, N. E. 1998b. Municipal waste compost production and utilization for horticultural crops. Introduction to the colloquium. *HortScience* 33: 931-941.
- Romero E., C. Plaza, N. Senesi, R. Nogales and A. Polo. 2007. Humic acid-like fractions in raw and vermicomposted winery and distillery wastes. *Geoderma* 139: 397-406.
- Saha S., B. L. Mina, K. A. Gopinath, S. Kundu and H. S. Gupta. 2008. Relative changes in phosphatase activities as influenced by source and application rate of organic composts in field crops. *Bioresource Technology* 99: 1750-1757.
- Saha N., P. Chatterjee, A. Sharma, G. Metiya, M. Halder and D. Mukherjee. 2010. Vermicomposting influences phosphorus microbiology leading to phosphorus enrichment in end product. *International Journal of Global Environmental* 10: 310-326.
- Sangwan P., C. P. Kaushik and V. K. Garg. 2008. Vermiconversion of industrial sludge for recycling the nutrients. *Bioresource Technology* 99: 8699-8704.
- Sartaj M., L. Fernandes and N. K. Patni. 1995. Influence zone of aeration pipes and temperature variations in passively aerated composting of manure slurries. *Transactions of the ASAE* 38 (6): 1835–1841.
- Scheuerell S. and W. Mahaffee. 2002. Compost tea: principles and prospects for plant disease control. *Compost Science and Utilization* 10(4): 313–338.

- Scheuerell S. J., D. M. Sullivan and W. F. Mahaffee. 2005. Suppression of seedling damping-off caused by *Pythium ultimum*, *P. irregular*, and *Rhizoctonia solani* in container media amended with a diverse range of Pacific Northwest compost sources. *Phytopathology* 95(3): 306–315.
- Schlegel, A. J. 1992. Effect of composted manure on soil chemical properties and nitrogen use by grain sorghum. *Journal of Production Agriculture* 5(1): 153–157.
- Sen B. and T. S. Chandra. 2009. Do earthworms affect dynamics of functional response and genetic structure of microbial community in a lab-scale composting system. *Bioresource Technology* 100: 804-811.
- SIAP, 2013. Sistema de Información Agroalimentaria y Pesquera. Avances de siembra y cosecha por cultivos. Tomado de: http://www.siap.gob.mx/index.php?option=com_wrapper&view=wrapper&Itemid=34.
- Sikora L. J. and N. K. Enkiri. 2004. Availability of compost P to fescue under nonlimiting N conditions. *Compost Science and Utilization* 12: 280–284.
- Sinha R. K., S. Agarwal, K. Chauhan, V. Chandran and B. K. Soni. 2010. Vermiculture Technology: Reviving the dreams of Sir Charles Darwin for scientific use of earthworms in sustainable development programs. *Technology and Investment* 1: 155-172.
- Solano M. L., F. Iriarte, P. Ciria and J. Negro M. 2001. Performance characteristics of three aeration systems in the composting of sheep manure and straw. *Journal of Agricultural Engineering Research* 79: 317–329.
- Sommer, S. G. 2001. Effect of composting on nutrient loss and nitrogen availability of cattle deep litter. *European Journal of Agronomy* 14 (2): 123–133.
- Sommer S. G. and P. Dahl. 1999. Nutrient and carbon balance during the composting of deep litter. *Journal of Agricultural Engineering Research* 74 (2): 145–153.
- Srivastava R., D. Kumar and S. K. Gupta. 2005. Bioremediation of municipal sludge by vermitechnology and toxicity assessment by *Allium cepa*. *Bioresource Technology* 96: 1867-1871.
- Sullivan D. M. and O. Miller R. 2001. Compost quality attributes, measurements and variability. Pages 95–120 *In: Stoffella P. J. and B. A. Kahn (Eds.). Compost utilization in horticultural cropping systems.* CRC Press. Boca Raton, Florida.

- Sunil K., C. R. Rawat, D. Shiva and K. R. Suchit. 2005. Dry matter accumulation, nutrient uptake and changes in soil fertility status as influenced by different organic and inorganic sources of nutrients to forage sorghum (*Sorghum bicolor*). *Indian Journal of Agricultural Science* 75 (6): 340-342.
- Suthar S. 2007. Influence of different food sources on growth and reproduction performance of composting epigeics: *Eudrilus eugeniae*, *Perionyx excavatus* and *Perionyx sansibaricus*. *Applied Ecology and Environmental Research* 5: 79-92.
- Suthar S. 2008. Bioremediation of aerobically treated distillery sludge mixed with cow dung by using an epigeic earthworm *Eisenia fetida*. *Environmentalist* 28: 76-84.
- Suthar S. and S. Singh. 2008. Vermicomposting of domestic waste by using two epigeic earthworm (*Perionyx excavatus* and *Perionyx sansibaricus*). *International Journal of Environmental Science and Technology* 5: 99-106.
- Suthar S. and S. Singh. 2009. Bioconcentrations of metals (Fe, Cu, Zn, Pb) in earthworm (*Eisenia fetida*) inoculated in municipal sewage sludge: Do earthworm pose a possible risk of terrestrial food chain contamination. *Environmental Toxicology* 24: 25-32.
- Stone A. G., S. J. Scheuerell and H. M. Darby. 2004. Suppression of soilborne diseases in field agricultural systems: organic matter management, cover cropping, and other cultural practices. Pages 131–177. *In*: Magdoff F. and R. R. Weil (Eds.). *Soil organic matter in sustainable agriculture*. CRC Press. Boca Raton, Florida.
- Sztern D. y A. Pravia M. 2001. Manual para la elaboración de compost, bases conceptuales y procedimientos. Organización panamericana de la salud. Organización mundial de la salud. San José, Uruguay. 56 p.
- Terribile F. and E. A. FitzPatrick. 1992. The application of multilayer digital image processing techniques to the description of soil thin sections. *Geoderma* 55: 159-174.
- Tiquia S. M., T. L. Richard and M. S. Honeyman. 2002. Carbon, nutrient and mass loss during composting. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 62: 15–24.
- Tomati U., A. Grappelli and E. Galli. 1988. The hormone-like effect of earthworm casts on plant growth. *Biology and Fertility of Soils* 5: 288-294.
- Tomati U., E. Galli, A. Grappelli and G. Dihena. 1990. Effect of earthworm casts on protein synthesis in radish (*Raphanus sativum*) and lettuce (*Lactuca sativa*) seedlings. *Biology and Fertility of Soils* 9: 288-289.

- Tomati U. and E. Galli. 1995. Earthworms, soil fertility and plant productivity. *Acta Zoologica Fennica* 196: 11-14.
- Touart, A. P. 2000. Time for (compost) tea in the northwest. *BioCycle* 41(10): 74–77.
- Trejo-Vázquez, R. 1996. Compost. En: *Procesamiento de la basura urbana*. México D. F.: Trillas. pp. 187-237.
- Tripathi G. and P. Bhardwaj. 2004. Comparative studies on biomass production, life cycles and composting efficiency of *Eisenia fetida* (Savigny) and *Lampito mauritii* chloride. *Biology and Fertility of Soils* 11: 216-220.
- VandenBygaart A. J., C. A. Fox, D. J. Fallow and R. Protz. 2000. Estimating earthworm-influenced soil structure by morphometric image analysis. *Soil Science Society of America Journal* 64 (3): 982-988.
- Vasanthi D. and K. Kumaraswamy. 1999. Efficacy of vermicompost to improve soil fertility and rice yield. *Journal of the Indian Society of soil Science* 47 (2): 268-272.
- Vaz-Moreira I., M. E. Silva, C. M. Manaia and O. C. Nunes. 2008. Diversity of bacterial isolates from commercial and homemade composts. *Microbial Ecology* 55: 714-722.
- Vera M., M. Sierra, M. Díez, C. Sierra, A. Martínez, F. J. Martínez and J. Aguilar. 2007. Deforestation and land use effects on micromorphological and fertility changes in acidic rainforest soil in venezuelan Andes. *Soil & Tillage Research* 97 (2): 184-194.
- Vessey, J. K. 2003. Plant growth promoting rhizobacteria as biofertilizers. *Plant and Soil* 255: 571-586.
- Vivas A., B. Moreno, S. García-Rodríguez and E. Benítez. 2009. Assessing the impact of composting and vermicomposting on bacterial community size and structure, and microbial functional diversity of an olive-mill waste. *Bioresource Technology* 100 (3): 1319-1326.
- Warman P. R. and J. M. Cooper. 2000. Fertilization of a mixed forage crop with fresh and composted chicken manure and NPK fertilizer: Effects on dry matter yield and soil and tissue N, P and K. *Canadian Journal of Soil Science* 80: 337–344.
- Warman P. R. and J. AngLopez M. 2010. Vermicompost derived from different feedstocks as a plant growth medium. *Bioresource Technology* 101: 4479-4483.

- Wen G., T. E. Bates, R. P. Voroney, J. P. Winter and M. P. Schellenbert. 1997. Comparison of phosphorus availability with application of sewage sludge, sludge compost and manure compost. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 28: 1481–1497.
- Yardim E. N., N. Q. Arancon, C. A. Edwards, T. J. Oliver and R. J. Byrne. 2006. Suppression of tomato hornworm (*Manduca quinquemaculata*) and cucumber beetles (*Acalymma vittatum* and *Diabrotica undecimpunctata*). *Pedobiologia* 50: 23 – 29.
- Yasir M., Z. Aslam, S. W. Kim, S. W. Lee, Ch. O. Jeon and Y. R. Chung. 2009. Bacterial community composition and chitinase gene diversity of vermicompost with antifungal activity. *Bioresource Technology* 100: 4396-4403.
- Yasmin S. and D. D'Souza. 2010. Effects of pesticides on the growth and reproduction of earthworm: a review. *Applied and Environmental Soil Science* 201: 1-9.
- Zaller J. G. 2007. Vermicompost as a substitute for peat in potting media: Effects on germination, biomass allocation, yields and fruit quality of three tomato varieties. *Scientia Horticulturae* 112: 191-199.
- Zambare V. P., S. S. Nilegaonkar and P. P. Kanekar P. P. 2011. Use of agro-residues for pectinase production and application in degelatinization of waste photographic films. *Research Journal of Biotechnology* 6 (2): 62-65.

CAPÍTULO I. RELACIÓN CARBONO NITRÓGENO EN LA ELABORACIÓN DE VERMICOMPOST

CARBON-TO-NITROGEN RATIO IN MAKING VERMICOMPOST

Resumen

El objetivo de la presente investigación fue determinar el efecto de las relaciones Carbono-Nitrógeno (rel C/N) al inicio del proceso de compostaje y final del lombricompostaje. En el laboratorio se determinaron la Materia Orgánica (M.O.) por el método de Walkley and Black y Nitrógeno Total (NT) por el método Kjeldahl de los dos materiales orgánicos a compostar: paja de maíz (P.M.) y estiércol de bovino (E.B.). Las fórmulas fueron elaboradas con base en la propuesta del Comité Técnico de Normalización Nacional de Productos Agrícolas y Pecuarios (2007). Las relaciones C/N de los dos materiales orgánicos fueron para P.M. de 91 y para E.B. de 26, y se realizaron compostas de dos toneladas con tres relaciones: para la rel C/N 45 se mezclaron 1,330 kg de E.B. y 670 kg de P.M.; para la rel C/N 35 se mezclaron 1,680 kg de E.B. y 320 kg de P.M.; posteriormente, para la rel C/N 26 solamente se pesaron 2,000 kg de E.B. Durante el proceso de compostaje, los 3 compost registraron temperaturas por arriba de los 55°C (± 35 días). En el lombricompostaje la temperatura osciló $\pm 23.8^{\circ}\text{C}$ en las 3 camas inoculadas con las lombrices. Al inicio del proceso de compostaje las rel C/N fueron 45, 35 y 26, una vez cosechado el humus de lombriz o vermicompost, las rel C/N finales fueron 21, 27 y 13, respectivamente. Por lo tanto, la calidad del producto final del vermicompost va depender en gran medida sobre factores pecuarios y agrícolas (manejo y cosecha del producto de inicio para el compostaje), ambientales, y así como la tecnología empleada para la elaboración del humus de lombriz. La relación C/N inicial en el proceso de compostaje y vermicompostaje influye en la velocidad de degradación y mineralización de la materia orgánica y disponibilidad nutrimental.

Palabras clave: humus de lombriz, reciclaje, temperatura, *Eisenia foetida*, contenido nutrimental

Abstract

The aim of this research was to determine the effect of carbon-nitrogen ratios (C/N) at the start of the composting process and at the end of vermicomposting. In the laboratory, Organic Matter (OM) was determined by the Walkley and Black method and total nitrogen (TN) by the Kjeldahl method of the two organic materials to be composted: corn stover (CS) and cattle manure (CM). The formulas were developed based on the proposal by the Technical Committee for National Standardization of Agricultural and Livestock Products (2007). The C/N ratios of the two organic materials were 91 for CS and 26 for CM, and two-ton compost piles were made with three ratios: for the 45 C/N ratio, 1,330 kg of CM and 670 kg of CS were mixed; for the 35 C/N ratio, 1,680 kg of CM and 320 kg of CS were mixed; subsequently, for the 26 C/N ratio, only 2,000 kg of CM were weighed. During the composting process, the 3 composts recorded temperatures above 55 °C (± 35 days). In the vermicomposting, the temperature ranged ± 23.8 °C in the 3 beds inoculated with earthworms. At the beginning of the composting process, the C/N ratios were 45, 35 and 26; once the earthworm humus or vermicompost was harvested, the final C/N ratios were 21, 27 and 13, respectively. Therefore, the quality of the final vermicompost product largely depends on livestock and agricultural factors (product management and harvesting for home composting), environmental factors, and the technology used for making vermicompost. The initial C/N ratio in the composting process and vermicomposting influences the rate of degradation and mineralization of organic matter and nutrient availability.

Keywords: worm compost, recycling, temperature, *Eisenia foetida*, nutrient content

1.1 Introducción

Los restos agrícolas se han considerado como material inutilizable y contaminantes ambientales, los cuales se agrupan en: ganaderos, agrícolas, urbanos, forestales e industriales (Fogiel, 2003). El maíz es el principal cultivo en la agricultura mexicana no sólo en la alimentación humana sino por sus múltiples usos en la utilización del grano como materia prima para la industria, por el lado del sector pecuario existe el gran problema del manejo inadecuado de excretas animales (Méndez *et al.*, 2009), que son consideradas como un potencial contaminante al medio ambiente (FAO, 2002).

Luévano y Velázquez (2001) reportan que los bovinos de leche producen al año 11,278.5 kg de excretas por cabeza y el uso inapropiado puede crear problemas como olor desagradable, producción de nitratos (que son lixiviados a las aguas subterráneas) y microorganismos dañinos al ser humano (Méndez *et al.*, 2009). Ambos subproductos rastrojo del maíz y estiércoles no han sido procesados para usos alternativos por lo que su transformación a fertilizantes orgánicos a través del compostaje es una de las soluciones más rentables y sencillas (Velarde *et al.*, 2004).

Uno de los principales indicadores para realizar eficientemente este proceso es considerar la relación C/N de los materiales para hacer las mezclas, en donde la relación óptima para el inicio del compostaje está comprendida de 25 a 35 (Sánchez *et al.*, 2008). Algunos residuos de origen vegetal presentan valores de relación carbono nitrógeno elevada, (rastrojo de maíz Rel C/N 80), por lo tanto, requerirá para su biodegradación un mayor número de generaciones de microorganismos (Marchoil *et al.*, 1999; McInerney y Bolger, 2000), y el tiempo necesario para alcanzar, al final del proceso, valores cercanos a una rel C/N de entre 10 a 15, que es cuando el material está listo para ser usado. Algunos estiércoles tienen una rel C/N 20 (Atiyeh *et al.*, 2002; Bernal *et al.*, 1996).

Por lo que si el material no está en valores apropiados para el proceso de compostaje, es necesario realizar mezclas con otros materiales orgánicos para lograr una rel C/N apropiada. A este procedimiento se le conoce como Balance de nutrientes (Domínguez y Edwards, 2010). El proceso de compostaje se divide en 4 fases: mesófila, que inicialmente ocurre durante las primeras 24-48 horas, la temperatura gradualmente se eleva a 40-50 °C, los azúcares y otras sustancias fácilmente biodegradables son destruidos (Litterick *et al.*, 2004). Fase termófila que es cuando prevalecen temperaturas de 55-70 °C, son destruidas sustancias celulósicas menos biodegradables (Ruíz, 2011).

De acuerdo con la FAO (2002), las altas temperaturas destruyen o eliminan organismos patógenos para el ser humano. Es recomendable que el material que está en la etapa de compostaje sea mezclado frecuentemente para exponerlo a las altas temperaturas y así producir un producto más homogéneo, libre de patógenos y semillas de malezas. La fase de enfriamiento ocurre cuando la temperatura empieza a descender (Lynch y Cherry, 1996), posteriormente, la fase de maduración se considera cuando la temperatura del compost se estabiliza con la del ambiente, no variando con el volteo.

Por otra parte, la lombricultura: una práctica sencilla y fácil de integrar en los sistemas agrícolas, proporciona un abono de alta calidad y rico en nutrientes. La rel C/N para el vermicompostaje deberá estar comprendida de 20 a 25 (Sánchez *et al.*, 2008), los materiales orgánicos inicialmente tienen una rel C/N elevada, por lo tanto para disminuirla, son sometidos a un proceso de compostaje, que incluya la fase termófila y el inicio de la fase de enfriamiento, se reduce el tamaño de partícula y se controlan las altas temperaturas para que no dañen la lombriz.

El material así procesado es colocado en las camas de crecimiento de la lombriz, el cual al pasar por su tracto digestivo sufren una serie de transformaciones bioquímicas y microbiológicas, obteniendo así humus de lombriz o vermicompost (Edwards *et al.*, 1984). Este material, además de ser un excelente fertilizante orgánico, contiene sustancias activas que actúan como reguladores de crecimiento para las plantas, una elevada capacidad de intercambio catiónico (CIC) y alto contenido de ácidos húmicos (Hashemimajd *et al.*, 2004), además su incorporación al suelo mejora la calidad física y biológica de este. Por tal motivo, el objetivo del presente trabajo fue evaluar la rel C/N de origen en el proceso de compostaje y lombricompostaje, sobre la calidad del producto final.

1.2 Materiales y métodos

La investigación se llevó a cabo en el módulo de compostaje del Área de Agroecología en el Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, Texcoco, Estado de México (Figura 1). En el año 2011 se colectó paja de maíz y estiércol de bovino de los establos, procedentes de la misma institución. El muestreo se realizó colectando 20 submuestras y se formó una compuesta, posteriormente, se seleccionó una representativa la cual fue triturada en un molino de acero inoxidable marca Thomas-wiley, LABORATORY MILL, Model 4, con la finalidad de tener partículas más pequeñas y llevar a cabo la determinación de materia orgánica y nitrógeno total.



Figura 1. Modulo del área de Agroecología para la elaboración de compost y vermicompost.

Para la determinación de materia orgánica se pesó 0.01 g. de estiércol de bovino seco y de paja de maíz, por separado se colocaron en un matraz Erlenmeyer de 500 mL. Con una pipeta volumétrica se añadió 10 mL. de Dicromato de potasio ($K_2Cr_2O_7$) 1N, posteriormente con una probeta se agregaron 20 mL. de H_2SO_4 concentrado, y se agito cuidadosamente por 1 minuto, dejando reposar por un lapso de 20 minutos. Transcurrido el tiempo se agregaron 200 mL. de agua. Se agregó 10 mL. de H_3PO_4 y 20 gotas del indicador de difenilamina, luego se tituló con $FeSO_4$ 0.5 N. y para su cálculo se utilizó la siguiente formula:

$$\% \text{ M. O.} = 10 \left(1 - \frac{M}{B} \right) * 67.01$$

Dónde:

M. O. = Materia Orgánica.

M. = mL de sulfato ferroso gastos de la muestra problema.

B. = mL de sulfato ferroso gastados en el blanco.

67.01 = factor de conversión.

El factor de conversión se deduce de la siguiente forma:

$$(1.0 \text{ N}) \frac{12}{4000} \times \frac{1.72}{0.77} \times \frac{100}{0.01} = 67.01$$

Por otro lado, para la determinación de Nitrógeno Total se llevó a cabo por el método Kjeldahl. El estiércol de bovino y la paja de maíz secos se pasaron por malla de 20 mm, y se pesó 0.25 g y se colocaron en tubos de ensaye, posteriormente, se agregó 0.1 g. de la mezcla catalizadora de sulfatos y se añadió también 1.5 mL. de la mezcla de ácido sulfúrico-salicílico, se mezcló uniformemente de modo que el material entrara en contacto directo con los ácidos. Se colocaron en una plancha con extractor a una temperatura no mayor a 360 °C. Finalizado el periodo de digestión se dejaron enfriar las muestras, se añadieron 10 mL. de agua destilada, posteriormente se transfirieron al equipo de destilación se adicionaron 10 mL. de NaOH (50%) se inició el calentamiento. El producto de la destilación se recibió en 20 mL. de ácido bórico (H_3BO_3) al 4% más 0.2 mL. del indicador verde de bromocresol-rojo de metilo, hasta alcanzar el aforo de 50 mL. Luego, se procedió a titular con ácido sulfúrico al 0.056 N con la ayuda de una microbureta de 10 mL. hasta que viró el color verde a rosa.

Los cálculos se realizaron de la siguiente manera:

$$\% N = \frac{(V_{\text{muestra}} - V_{\text{blanco}}) \times N_{\text{ácido}} \times 14}{0.25 \times 10}$$

Dónde:

V_{muestra} = Volumen del ácido sulfúrico empleado en titular la muestra.

V_{blanco} = Volumen del ácido sulfúrico empleado en titular el blanco.

$N_{\text{ácido}}$ = Normalidad exacta del ácido sulfúrico.

14 = Peso equivalente del N (mg).

0.25 = Peso de la muestra.

10 = Factor para convertir a porcentaje.

Con los datos de materia orgánica y nitrógeno total de los materiales orgánicos se consultó los manuales del Comité Técnico de Normalización Nacional de Productos Agrícolas y Pecuarios (2007) para la obtención de la relación carbono nitrógeno de dichos materiales (Fórmulas 1 y 2).

Formula No. 1;

$$\% C. O. = \frac{\% M. O.}{1.724}$$

Formula No. 2;

$$C/N = \frac{\% C. O.}{\% N. T.}$$

Dónde:
 %C.O. = % Carbono Orgánico.
 %M.O. = % Materia Orgánica.
 1.734 = Factor de conversión.

Dónde:
 C/N = Relación Carbono Nitrógeno.
 %C.O. = % Carbono Orgánico.
 %N.T. = % Nitrógeno Total.

En el Cuadro 1 se muestra que la paja de maíz fue el material con mayor porcentaje de materia orgánica (80.54%); mientras que el estiércol de bovino obtuvo 29.0%. El porcentaje de nitrógeno total fue muy similar en los dos materiales, y el porcentaje de carbono orgánico fue mayor en paja de maíz (46.72%), y mucho menor en el estiércol (16.82%). Con los valores obtenidos se obtuvieron las relaciones carbono nitrógeno de 26.32 y 90.84 para estiércol de bovino y paja de maíz, respectivamente.

Cuadro 1. Caracterización química de los dos materiales orgánicos utilizados para el proceso de compostaje.

Materiales Orgánicos	Materia orgánica	Nitrógeno Total	Carbono Orgánico	Relación C/N
		%		
Estiércol de bovino*	29.0	0.639	16.82	26.32
Paja de maíz*	80.54	0.514	46.72	90.84

*En base a peso seco.

Con los valores de rel C/N de los dos materiales (Cuadro 1) se procedió a determinar los kilogramos de estos dos elementos que se tenían que añadir para preparar compost con una relación C/N inicial de 45, 35 y 26. Como se observa en el Cuadro 2, la cantidad de nitrógeno en los dos materiales es similar, pero la cantidad de carbono es cuatro veces mayor en la paja de maíz que en el estiércol; por lo tanto a materiales que contienen mayor cantidad de carbono se le debe agregar más nitrógeno para poder balancear las cantidades y que se lleve a cabo la descomposición.

Para obtener las relaciones carbono nitrógeno a evaluar se consideró realizar una mezcla de 2 toneladas, posteriormente, se balancearon las cantidades hasta obtener la relación carbono nitrógeno inicial. En la relación C/N 26 se utilizó únicamente estiércol, ya que los análisis indicaron una relación de 26.32 (Cuadro 1). Como el estiércol tiene menos carbono (Cuadro 2), se tiene que agregar paja de maíz para poder así aumentar la relación. Para dos

toneladas de una rel C/N de 35 se tiene que agregar 320 kilogramos de paja de maíz que aportan 1.64 kg N (320×0.00514) y 149.50 kg C (320×0.4672), y 1,680 kg de estiércol que está aportando 10.74 kg N (1680×0.00639) y 282.58 kg C (1330×0.1682). Se suman los kilogramos de C de los dos materiales (432.08 kg de C) y se divide entre el total de nitrógeno (12.38 kg de N) obteniendo así una rel C/N 35 ($432.08 / 12.38$).

Cuadro 2. Kilogramos y partes por millón de nitrógeno y carbono de dos materiales orgánicos utilizados en la investigación.

Materiales orgánicos	Nitrógeno (N)		Carbono (C)	
	ppm	kg	ppm	kg
Estiércol de Bovino	6,390	0.00639	168,200	0.1682
Paja de Maíz	5,140	0.00514	467,200	0.4672

Para dos toneladas de una rel C/N 45 se agregaron 670 kg de paja de maíz aportando 3.44 kg de N (670×0.00514) y 313.02 kg de C (670×0.4672), de estiércol se agregó 1,330kg, que están aportando 8.50 kg N ($1,330 \times 0.00639$) y 223.71 kg C ($1,330 \times 0.1682$). La suma de los totales de carbono da 536.73 entre el total de Nitrógeno (11.94 kg) da como resultado una rel C/N 45 (Cuadro 3).

Cuadro 3. Kilogramos de materiales orgánicos a compostar en base a la relación C/N inicial.

Material Orgánico	Cantidad	Nitrógeno	Carbono	rel C/N Inicial
		--- Kg ---		
E.B.*	1330	8.50	223.71	45
P.M.	670	3.44	313.02	
Total	2000	11.94	536.73	
E.B.	1680	10.74	282.58	35
P.M.	320	1.64	149.50	
Total	2000	12.38	432.08	
E.B.	2000	12.78	336.4	26
P.M.	0	0	0	
Total	2000	12.78	336.4	

*E.B. = Estiércol Bovino; P.M. = Paja de Maíz.

Los materiales orgánicos se pesaron con ayuda de una báscula, y se realizó la mezcla de estos (Figura 2); se formó una pila de 4.5 metros (m) de largo, 2 m de ancho y 1.50 m de altura; además, se añadieron 120 L. de agua para humedecer el material. Durante el proceso de compostaje que duró 93 días, se realizaron volteos del material cada 15 días, además se monitoreo la temperatura con el apoyo de un termómetro con carátula tipo vástago de 80cm, colocado a una profundidad de 70 cm, tomando como base 12 puntos alrededor de la composta, para monitorear la fluctuación térmica de las pilas y determinar su estabilidad apropiada para colocarlo en las camas de crecimiento de las lombrices (Figura 2).



Figura 2. Actividades realizadas durante el proceso de compostaje.

En el caso de que no se disponga de termómetros, se puede realizar una valoración percibida al “tacto”, abriendo un pequeño orificio e introduciendo, por unos minutos, una varilla o machete o bien al verificar visualmente el desprendimiento de humo desde ese hueco en la pila de composta.

Para obtener el vermicompost de cada rel C/N evaluadas, se utilizaron alrededor de 25,000 lombrices de la especie *Eisenia fetida*, y se alimentaron con cada una de las mezclas ya estabilizados del compost que se elaboró. El sitio de desarrollo de las lombrices consistió de tres camas, con piso de cemento o recubierto con una capa de plástico, con dimensiones de 4.20 metros (m) de largo, 1.50 m. de ancho y con una altura de 60 cm. En cada una de ellas se colocó una capa de 10 cm de altura de compost y se inoculó con lombrices, añadiendo agua para mantener una humedad de 70 al 80% (Figura 3).

Las camas se cubrieron con cartones, y se monitoreó el consumo del compost por la lombriz, mediante la colocación de unas maderas con marcas a cada 10cm. De manera continua se revisaba el material añadido y se verificaba el consumo del material al observar la concentración de excrementos de la lombriz y entonces se agregaba otra capa de 10 cm. de compost y así sucesivamente hasta completar cuatro capas (Figura 3). Cuando no se cuenta con ningún instrumento para medir el 70 u 80% de humedad, se realiza la prueba del “puño”, que consiste en tomar un poco del material y hacer presión hasta observar que están cayendo unas cuantas gotas.

Por otro lado, al igual que en la etapa de compostaje, en cada una de las tres camas de vermicompostaje, se monitoreó la temperatura durante 97 días, tomando el dato en algún punto de la cama en los 4 puntos cardinales. La toma de las temperaturas en los dos procesos: pre-compostaje y lombricompostaje, se efectuó diariamente a las 7 am. Los efluentes o lixiviados que se producían durante el proceso se reincorporaban a la semana en cada una de las camas respectivas (Figura 3), tres semanas antes de la cosecha del vermicompost se colectaron los efluentes y se almacenaron en garrafrones de 20 L. Al final del vermicompostaje, se observó como el color y las propiedades de textura de las mezclas cambiaron. Por último, para determinar las propiedades químicas de los tres vermicompost se determinó la rel C/N, pH, C.E., M.O. Nitrógeno, Fósforo, así como Cationes Solubles (K^+ , Na^+ , Ca^{++} , Mg^{++}).



Figura 3. Actividades realizadas durante el proceso de vermicompostaje.

1.3 Resultados y discusión

Etapa de compostaje. Para el compost de la rel C/N 45 a los 10 primeros días se llegó a 70 °C; durante los días 2 al 41 se presentaron temperaturas mayores a 50 °C, obteniendo en promedio 63.5 °C. De los 41 a 55 días baja la temperatura por las condiciones del clima y diez días después ocurrió un repunte de la temperatura. Los volteos favorecieron este incremento (Figura 4).

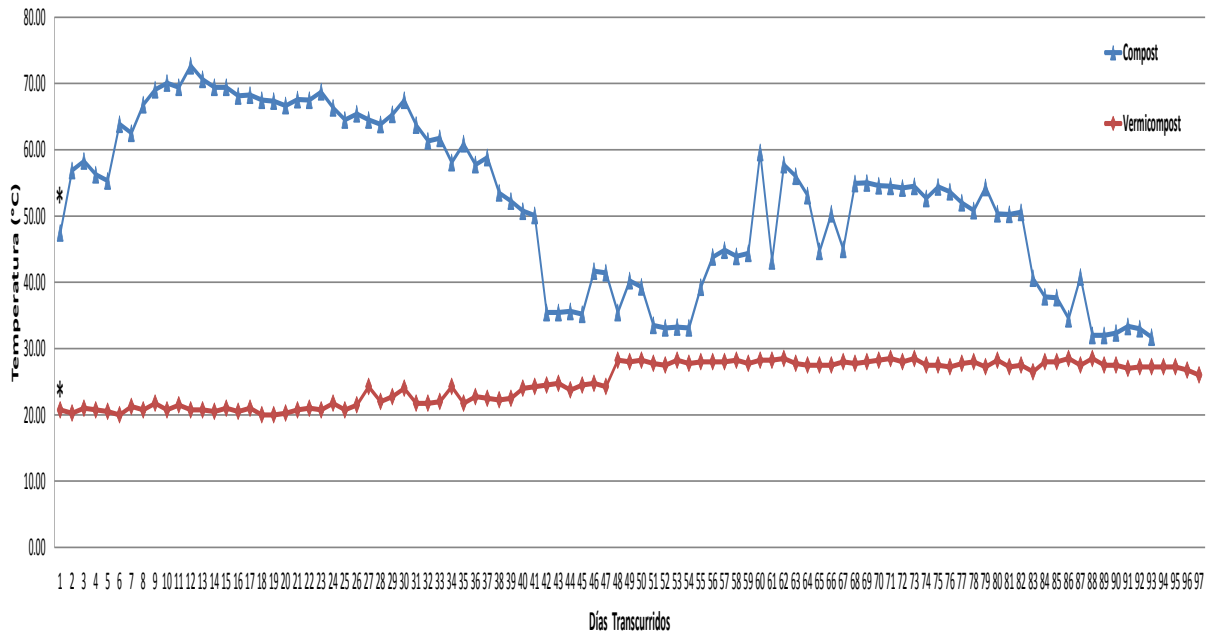


Figura 4. Temperaturas registradas durante los procesos de compostaje y lombricompostaje en la rel C/N 45 inicial.

La rel C/N 35 registró a los diez días la temperatura más alta que fue de 65 °C y durante los 93 días una temperatura promedio de 47.8 °C (Figura 5). Al igual que en el compost de la rel C/N 45, durante los días del 2 al 36 se registraron temperaturas mayores a 50°C, obteniendo en promedio para este lapso de tiempo 58.1 °C. En esta mezcla de material no se presentaron las temperaturas tan altas como en la rel C/N 45.

En el proceso de compostaje de la rel C/N 26, registró en promedio una temperatura de 46.8 °C durante el transcurso de los 93 días (Figura 6); el primer día después de haber elaborado el compost se registró una temperatura 49.8 °C y fue hasta los 27 días que se alcanzó la temperatura más alta, este intervalo fue muy corto a diferencia de las otras dos relaciones.

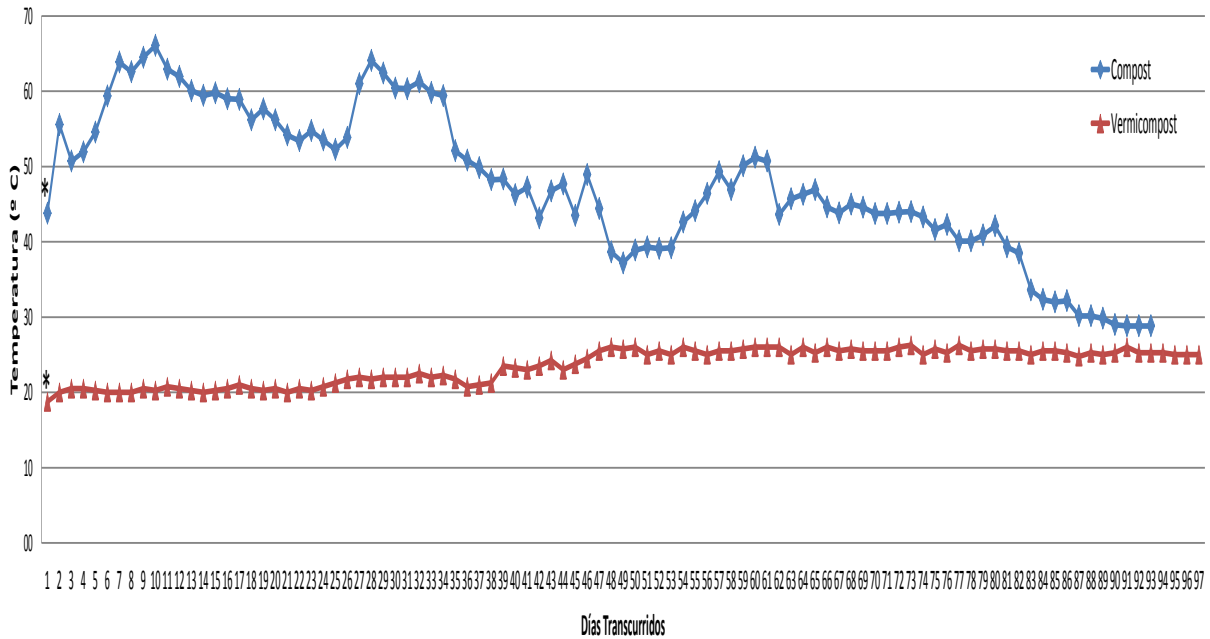


Figura 5. Temperaturas registradas durante los procesos de compostaje y lombricompostaje en la rel C/N 35 inicial.

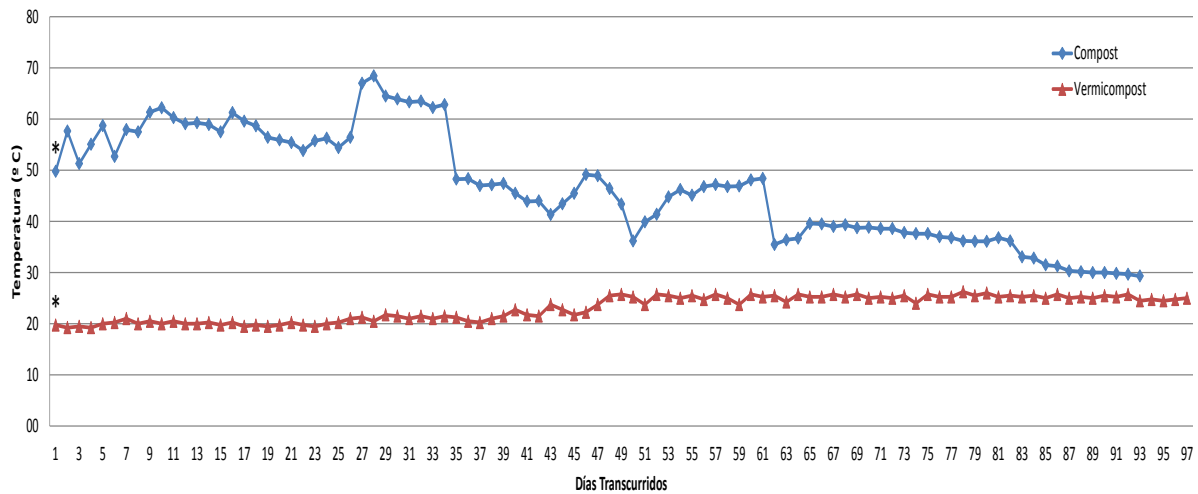


Figura 6. Temperaturas registradas durante los procesos de compostaje y lombricompostaje en la rel C/N 26 inicial.

En los primeros días del proceso de compostaje los olores fetidos se presentaron con mayor intensidad, y procesos de putrefacción, por excesos de humedad u otras alteraciones. Al respecto el compost fue aireado mediante volteos, pero no de manera sistemática ya que dependieron de la evolución de la temperatura, además no es conveniente demasiada aireación, ya que puede enfriar la pila y desecarla. Es evidente que la humedad debe ser

equilibrada, ya que excesos de la misma pueden desplazar el aire y provocar fenómenos de mal olor en las pilas (anaerobiosis), mientras que poca humedad ralentiza o paraliza la actividad biológica.

Posteriormente, los olores presentes desaparecieron conforme la temperatura descendió y se presentó un olor a tierra mojada, además, se observó cómo el tamaño tanto de los materiales originales como de las compostas iban disminuyendo (haciéndose más pequeñas) durante la fase de enfriamiento a la de maduración. Por otro lado, también se observó cómo el color cambió a los 93 días a un color café oscuro y la textura fue más suave y manejable.

En relación a las condiciones climáticas en las que se desarrolló el trabajo de investigación, en el Cuadro 4 se reporta la temperatura promedio mensual mínima, máxima y media, así como la precipitación mensual en el periodo del proceso del compostaje y lombricompostaje. El promedio de la temperatura mínima ambiental durante los dos procesos fue 3.9 °C, registrándose una temperatura mínima de 0.2 °C en el mes de marzo, mientras que la máxima fue de 27.8 °C. Por otro lado, la mayor cantidad de precipitación fue en el mes de junio que registró 559.8 mm de lluvia.

Cuadro 4. Principales condiciones climáticas durante los procesos en la elaboración de humus de lombriz.

Mes	Temperaturas* (°C)			PP* (mm)
	Max.	Min.	Media	
FEB	25.9	2.1	14.0	115.0
MAR	29.1	0.2	14.7	87.0
ABR	29.0	0.4	14.7	96.1
MAY	28.1	5.1	16.6	240.7
JUN	29.0	8.2	18.6	559.8
JUL	25.6	7.5	16.6	344.0
Promedio	27.8	3.9	15.9	240.4

* Precipitación promedio. Tomado de la base de datos de la estación meteorológica del campus Montecillo.

Es importante recalcar que la temperatura del ambiente juega un papel importante en la degradación de la lignina; un compuesto de los materiales orgánicos altos en carbono

(Kulikowska y Klimiuk, 2011). De acuerdo con Ruiz (2011), en los sistemas para la producción de compost a la intemperie, nos permite reducir costos de infraestructura, sin embargo, se corre el riesgo de los meses donde hace mucho calor y a las pilas les podrá hacer falta humedad. Por otro lado, también están los meses de lluvia, donde se tendrán problemas de exceso de humedad y principalmente falta de oxígeno.

Etapas de vermicompostaje. El monitoreo de la temperatura juega un papel importante para la toma de decisión al inocular las lombrices, por tal motivo, en el presente trabajo se tomó el criterio en la estabilidad de la temperatura en los 3 compost. El compost con rel C/N 45 fue la que obtuvo temperaturas más elevadas y por mayor tiempo (Figura 4), a los 42 días disminuyó hasta 37 °C, posteriormente, mostró una estabilidad por 13 días, y fue entonces cuando se tomó el criterio de poner una capa de compost a las lombrices de 10 cm. Para ello fue necesario extender el material sobre la cama, la cual tenía material consumido por las lombrices, y con el apoyo de una regadera se añadió agua a las camas.

Una vez que transcurrieron 30 min. con el termómetro se determinó a que temperatura estaban el material añadido a las lombrices, las cuales fueron 20.8, 18.8 y 19.8 °C, para las rel C/N 45, 35, y 26 respectivamente (Figuras 4, 5 y 6). Cabe mencionar que las compostas realizadas a la intemperie pueden contaminarse con objetos que no son fácilmente degradables, tales como plásticos, vidrio, piedras, etc.; por lo tanto, al colocar a las lombrices el material deberá estar limpio de dichas impurezas.

El registro de las temperaturas en el proceso de vermicompostaje permitió incorporar una nueva capa (segunda) de 10 cm. a los 24 días, ya que en este periodo, la temperatura promedio de las vermicompost 45, 35 y 26 se matuvo en 20.8, 20.3 y 19.9 °C., respectivamente. Así mismo, al igual que en la primera capa se añadió agua y se tomó la temperatura.

El consumo por parte de las lombrices se observó hasta los 38 días después del inicio del vermicompostaje (ddiv), observando que estas se encontraban en la superficie de la segunda capa añadida. Por lo tanto, se debe agrega comida (tercera capa) a las lombrices para su crecimiento y desarrollo. Durante este lapso de tiempo la temperatura promedio de las vermicompost de 45, 35 y 26 fue de 21.4, 20.8 y 20.3 °C respectivamente.

Resulta importante resaltar que los organismos adultos consumen una ración diaria de alimento equivalente a su propio peso, de la cual 55% se traduce en abono (Ferruzi, 1994); sin embargo, también tiene la peculiaridad de no ingerir alimentos que ya fueron excretados por ellas mismas. En consecuencia, siempre requieren de alimento fresco, ya que si no lo tienen salen en busca de él. Lo anterior se pudo corroborar, ya que a los 8 días después de haber incorporado la tercera capa de vermicompost (46 ddiv), las lombrices se encontraban en la superficie, por lo tanto, se incorporó el total de material del compost.

La temperatura promedio osciló en 21.9, 21.3 y 20.7 °C, en las rel C/N de 45, 35 y 26, respectivamente (46 ddiv). Ferruzi (1994) menciona que las lombrices alcanzan su máxima capacidad de reproducción entre 14 – 27 °C. En la presente investigación, la temperatura promedio durante los 97 días de la etapa de vermicompostaje oscilaron para las rel C/N 45, 35 y 26, son 24.9, 23.5 y 23 °C, respectivamente (Figura 4, 5 y 6).

Cuando no se cuenta con herramientas para considerar parámetros de importancia para la determinación de que el compost está maduro, se tiene que recurrir a otras estrategias tales como el olor, la desaparición de vapores por las altas temperaturas, textura y color; sin embargo, en base a lo observado en el presente trabajo se recomienda que la inoculación de las lombrices se debe efectuar hasta los 93 días que fue cuando se observó, mayor estabilidad de la temperatura y del material final del compostaje.

Labrador (2001), menciona que el método más utilizado para la producción de humus de lombriz es a la intemperie (en camas); sin embargo, requiere más cuidados principalmente en lugares donde las temperaturas son altas y donde las lluvias son intensas. Por otro lado, se debe tener precaución cuando las camas estén descubiertas, ya que las aves son las principales depredadoras de la lombriz.

Cosecha de humus de lombriz o vermicompost. Esta se efectuó a los 97 días después de haber incorporado la primera capa de compost pre-compostado, además de que se observó como el material cambió de un color café oscuro (inicio) a un color negro (final) y el olor fue semejante al del suelo de un bosque. En estas condiciones se observó la presencia de las lombrices en la parte superficial (Figura 7), lo que indica la necesidad de otra capa de alimento.



Figura 7. Presencia de lombrices en la parte superficial de la cama.

Sin embargo, como se realizaría la recolección de material ya procesado o vermicompost, se procedió a colocar sólo en uno de los extremos de la cama, una capa de alimento (principalmente estiércol de caballo) con el propósito de que se trajeran a las lombrices que ahí se albergarán y concentrarán para facilitar la cosecha del material. Una vez cosechado el humus se procedió a realizar los análisis químicos. Se observó que al inicio del proceso de compostaje las rel C/N correspondían al orden de 45, 35 y 26; posteriormente, se incorporó el compost al proceso de lombricompostaje, y se obtuvieron las siguientes rel C/N finales que utilizaremos como nomenclatura 21, 27 y 13 correspondientes en orden a las rel C/N iniciales (Cuadro 5).

Por otro lado, Zmora-Nahum *et al.* (2005) mencionan que la disminución del carbono orgánico es representativo del proceso de compostaje, principalmente en las etapas mesófila y térmofila, y correlacionándose que la disminución del carbono orgánico beneficia el incremento de la concentración de nitrógeno con respecto a otras acciones. También reportaron que la rel C/N 28 descendió a 9 al paso de 120 días, de ahí mostró una estabilidad del material ya que, a los 150 días no hubo ninguna variación en este parámetro.

Por su parte, el vermicompost con una rel C/N 13 obtuvo un pH de 8.8, mientras que los otros dos vermicompost fue de 8.6; al respecto Lee *et al.* (2002) mencionan que el pH es un indicador del grado de humificación de la materia orgánica y por lo tanto de su madurez. Los resultados indican que el inicio la humificación es menor de 5.5, debido a la generación de

ácidos orgánicos, en tanto que al alcanzar la madurez, se eleva hasta valores alcalinos, mayores que 7.5. Por otro lado, se observó que el vermicompost con una rel C/N 21 obtuvo mayor porcentaje en materia orgánica con 17.6%, mientras que en los otros vermicompost 27 y 13, hubo una disminución del 10.8 y 18.2% respectivamente.

Se ha reportado que la materia orgánica está constituida de compuestos de origen biológico que pueden ser carbohidratos, proteínas, celulosa, lignina, entre otros, que puede ser un factor importante en el porcentaje final de la materia orgánica (Sánchez *et al.*, 2006). En lo que corresponde al porcentaje de nitrógeno, el vermicompost de rel C/N 13 mostró el mayor porcentaje de este elemento al obtener 0.625%, en tanto que el vermicompost 27 y 21, mostraron una disminución de 45.8 y 22.9% en este rubro (Cuadro 5).

El nitrógeno es el elemento encontrado en mayor cantidad en los estiércoles, sin embargo, como material orgánico requiere de una mineralización previa que puede durar semanas hasta meses pero depende de varios factores tales como riqueza microbiana, humedad, temperatura, textura y calidad de material original (Castro *et al.*, 2009). El otro elemento importante es el Fósforo en donde la mayor concentración se encontró en el vermicompost de la rel C/N 13 al obtener 988.74 ppm, aunque ocurrió una disminución de 10.3 y 25.1% en los vermicompost de rel C/N 27 y 21, respectivamente (Cuadro 4).

Le Bayon y Binet (2006), mencionan que los materiales orgánicos contienen fósforo en formas no asimilables para las plantas y que éste deberá pasar por un proceso de mineralización, el cual la lombriz lo hace más asimilable para los vegetales. Finalmente, en lo que respecta a los cationes solubles la rel C/N 21 mostró tener la menor concentración de K^+ teniendo 105.64 ppm, el vermicompost rel C/N 27 obtuvo 114.61 ppm y 132.55 ppm en el vermicompost rel C/N 13.

En cuanto al sodio se muestra que no hay mucha variación en los tres vermicompost. La rel C/N 21 y 27 tuvieron una disminución en la concentración del Calcio (Ca^{++}) del 6.5 y 14.3% respectivamente, con respecto al vermicompost de la rel 13 que obtuvo 104.03 ppm, por otro lado, la menor concentración en magnesio (Mg^{++}) la obtuvo el vermicompost rel C/N 27 al obtener 12.58 ppm, posteriormente, el vermicompost de rel C/N 21 obtuvo 13.06 ppm de este elemento, el vermicompost rel C/N 13 obtuvo la mayor concentración al 24.86 ppm. Domínguez *et al.* (2010) menciona que el efecto de la inoculación de las lombrices a materiales orgánicos ha permitido el incremento en la concentración de minerales (Ca^{++} , Mg^{++} ,

Na⁺ y K⁺), además en la disminución en el contenido de la materia orgánica, lo que favorece la transformación de N-orgánico a N-mineral, facilitando así su asimilación por las plantas.

Por otro parte, los cationes intercambiables en caso particular el K⁺ fue el elemento en mayor concentración en comparación con los demás (Na⁺, Ca⁺⁺ y Mg⁺⁺). El vermicompost de rel C/N 13 obtuvo la mayor concentración de K⁺ con 32.23 ppm, superando a los vermicompost de rel C/N 27 y 21 con un 24.6 y 28.5% respectivamente (Cuadro 5).

Finalmente, el Na⁺ intercambiable fue menor en el vermicompost de rel C/N 21 al obtener 3.56 ppm, seguido de la rel C/N 27 con 3.13 ppm, y superados con la relación 13 con una concentración de 5.29 ppm. Por su parte, la mayor concentración de Ca⁺⁺ y Mg⁺⁺ la obtuvo la vermicompost rel C/N 13 con concentraciones de 4.5 y 3.1 ppm, respectivamente, superando en un 17.8 y 24.4% a los vermicompost de rel C/N 27 y 21 en el elemento del Ca⁺⁺, que por otro lado, también fueron superados en el Mg⁺⁺ en un 29 y 38.7%, respectivamente.

Cuadro 5. Análisis químico de los vermicompost generados a partir de la rel C/N inicial.

V C/N*	pH	M. O. --- % --	N	P ppm	Cationes Solubles (ppm)				Cationes Intercambiables (ppm)			
					K ⁺	Na ⁺	Ca ⁺⁺	Mg ⁺⁺	K ⁺	Na ⁺	Ca ⁺⁺	Mg ⁺⁺
21	8.6	17.6	0.482	740.91	105.64	47.17	97.23	13.06	23.03	3.56	3.4	1.9
27	8.6	15.7	0.339	886.69	114.61	47.71	89.15	12.58	24.30	3.13	3.7	2.2
13	8.8	14.4	0.625	988.74	132.55	51.50	104.03	24.86	32.23	5.29	4.5	3.1

V C/N* = vermicompost de rel C/N final, generada a partir de la rel C/N inicial; M.O. = Materia Orgánica; N = Nitrógeno; P = Fósforo; K⁺ = Potasio; Na⁺ = Sodio; Ca⁺⁺ = Calcio; Mg⁺⁺ = Magnesio.

El vermicompost por sus características físicas, químicas y biológicas, se ha utilizado como fertilizante orgánico, teniendo un potencial comercial muy grande en la industria hortícola como medio de crecimiento para los almácigos y las plantas (Figura 8).

Sánchez *et al.* (2006) menciona que la calidad de los estiércoles son muy heterogéneos debido a la influencia del grado en el que se colecta el material, tipo del ganado del que provienen, y así de la alimentación que se les da a los animales y las mezclas de las deyecciones mismas del animal.



Figura 8. A) Cosecha del humus de lombriz. B) Secado del humus a la sombra. C) Embolsado del vermicompost. D) Vermicompost listo para la producción de plantas.

Por lo tanto, la calidad del producto final del vermicompost va depender en gran medida sobre factores de manejo pecuarios, agrícolas, ambientales y así como la tecnología particular empleada para la elaboración del humus de lombriz.

1.4 Conclusiones

La relación C/N inicial en el proceso de compostaje y vermicompostaje influye en la velocidad de degradación y mineralización de la materia orgánica y disponibilidad nutrimental.

Existen diferencias en la temperatura máxima presentada en el proceso del compostaje en función de la rel C/N.

El vermicompost con rel C/N 26 presentó los valores más altos de concentración nutrimental, siendo esta una buena opción para utilizarla en la producción de cultivos hortícolas y ornamentales.

1.5 Literatura citada

- Atiyeh R. M., S. Lee, C. A. Edwards, N. Q. Arancon and J. D. Metzger. 2002. The influence of humic acids derived from earthworm-processed organic wastes on plant growth. *Bioresource Technology* 84: 7-14.
- Bernal M. P., C. Paredes, M. A. Sánchez-Monedero and J. Cegarra. 1998. Maturity and stability parameters of composts prepared with a wide range of organic wastes. *Bioresource Technology* 63: 91-99.
- Castro A., C. Henríquez y F. Bertsch. 2009. Capacidad de suministro de N, P y K de cuatro abonos orgánicos. *Agronomía Costarricense* 33 (1): 31-43.
- Comité Técnico de Normalización Nacional de Productos Agrícolas y Pecuarios (CTNNPAP). 2007. Humus de lombriz (Lombricomposta) especificaciones y métodos de prueba. NMX-FF-109-SCFI-2007. http://www.sagarpa.gob.mx/agricultura/info/comp/it/normas/noti/PROY_NMX_HUMUS_24072007_DGN.pdf
- Domínguez J. and C. A. Edwards. 2010. Relationships between composting and vermicomposting. *In: Edwards C. A., N. Q. Arancon and R. Sherman (Eds.). Vermiculture Technology Earthworms, Organic Wastes, and Environmental Management. USA. pp. 12-13.*
- Domínguez J., C. Lazcano y Ma. Gómez B. 2010. Influencia del vermicompost en el crecimiento de las plantas. Aportes para la elaboración de un concepto objetivo. *Acta Zoológica Mexicana* 2: 359-371.
- Edwards C. A., I. Burrows, K. E. Fletcher and A. Jones B. 1984. The use of earthworms for composting farm wasted. *In: Gasser J. K. R. (Ed.). Composting of agricultural and other wastes. Else Application Science Public London. 241 p.*
- FAO. 2002. Integración por zonas de la ganadería y de la agricultura especializada (AWI): opciones para el manejo de efluentes de granjas porcícolas de la zona centro de México. pp. 253.
- Ferruzi, C. 1994. Manual de Lombricultura. Traducción de C. Buxade. Editorial mundi-prensa. Madrid, España. 138 p.
- Fogiel, C. A. 2003. Composting on the farm. Department of Horticulture, Michigan State University. pp. 1-12.

- Hashemimajd K., M. Kalbasi, A. Golchin and H. Shariatmadari. 2004. Comparison of vermicompost and compost as potting media for growth of tomatoes. *Journal of Plant Nutrition* 27: 1107-1123.
- Kulikowska D. and E. Klimiuk. 2011. Organic matter transformations and kinetics during sewage sludge composting in a two-stage system. *Bioresource Technology* 102: 10951-10958.
- Labrador, M. J. 2001. La materia orgánica en los agroecosistemas. Segunda edición. Ediciones Mundi-Prensa. pp 117-225.
- Le Bayon R.C. and F. Binet. 2006. Earthworms change the distribution and availability of phosphorous in organic substrates. *Soil Biology & Biochemistry* 38: 235–246.
- Lee B. I., J. P. Kim and W. K. Chang. 2002. Evaluation of stability of compost prepared with Korean food wastes. *Soil Science and Plant Nutrition* 48: 1-8.
- Litterick A. M., L. Harrier, P. Wallace, C. A. Watson and M. Wood. 2004. The role of uncomposted materials, composts, manures and compost extracts in reducing pest and disease incidence and severity in sustainable temperate agricultural and horticultural crop production – a review. *Critical Reviews in Plant Sciences* 23: 453–479.
- Lynch N. J. and R. S. Cherry. 1996. Winter composting using the passively aerated windrow system. *Compost Science and Utilization* 4 (3): 44–52.
- Luévano G. A. y N. E. Velázquez G. 2001. Ejemplo singular en los agronegocios estiércol vacuno: de problema ambiental a excelentes recurso 5: 306-318.
- Marchoil L., C. Mondini, L. Leita, and G. Zerbi. 1999. Effect of municipal waste Leachate on seed germination in soil-compost mixtures. *Restoration Ecology* 7: 155-161.
- McInerney M. and T. Bolger. 2000. Decomposition of *Quercus petraea* litter: influence of burial, comminution and earthworms. *Soil Biology and Biochemistry* 32: 1989-2000.
- Méndez N. R., E. Castillo B., E. Vázquez B., O. Briceño P., V. Coronado P., R. Canul P. y P. Garrido V. 2009. Estimación del potencial contaminante de las granjas porcinas y avícolas del estado de Yucatán. *Ingeniería, Revista Académica de la FI-UADY*. pp. 13-21.
- Ruíz F., J. F. 2011. *Ingeniería del compostaje*. Primera reimpresión. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, Ed. de México.

- Sánchez H. R., V. M. Ordaz Ch., D. J. Palma L. y J. Sánchez B. 2006. El vermicompostaje: elemento útil en la agricultura sustentable. Primera Edición. Fundación Produce Tabasco A. C. Colegio de Postgraduados. Campus Tabasco. pp 3-24.
- Sánchez E. J., M. N. Rodríguez M., C. V. Sánchez R. y F. Fernández L. 2008. Abonos orgánicos. Ediciones Papiro Omega. México, D. F. 139 p.
- Velarde S. E., M. E. de León O., I. A. Cuéllar A. y R. Villegas D. 2004. Producción y aplicación de compost. Primera Edición. Producciones gráficas del Minrex. La Habana, Cuba. pp. 13 – 23.
- Zmora-Nahum S., O. Markovitch, J. Tarchitzky and Y. Chena. 2005. Dissolved organic carbon (DOC) as a parameter of compost maturity. *Soil Biology and Biochemistry* 37: 2109–2116.

CAPÍTULO II. LA MICROMORFOLOGÍA EN EL MONITOREO DEL PROCESO DE COMPOSTAJE

MICROMORPHOLOGY IN COMPOSTING PROCESS MONITORING

Resumen

La micromorfología es una de las ramas de la ciencia del suelo que permite identificar los procesos que ocurren en el suelo tales como físicos, químicos y la interacción biológica a través de sus expresiones morfo-genéticas. En el caso de la materia orgánica, la micromorfología se ha utilizado para identificar los diferentes grados de mineralización y fragmentación; sin embargo, no se han realizado estudios donde se analice la morfología de los residuos orgánicos durante el proceso de compostaje. Por lo tanto se planteo el siguiente objetivo monitorear mediante el análisis de secciones delgadas la degradación de la mezcla de rastrojo y estiércol de bovino, en el proceso de compostaje con un enfoque que va de una etapa inicial macroscópica hasta el análisis de las unidades microscópicas complejas. Se realizó un compost con 600 kilogramos (kg) de rastrojo de maíz y 1400 kg de estiércol de bovino, obteniendo una Relación Carbono Nitrógeno (C/N) de 45 durante el proceso, y se colectaron muestras inalteradas *in situ* cada semana. El secado de las muestras, se llevó a cabo por el método de remplazamiento del agua por acetona a través de una fase de vapor. Esta técnica preserva el material orgánico fino en las muestras y mejora el contacto de los componentes orgánicos con la resina, reduciendo así las inclusiones de aire producidas. La degradación que sufren los materiales orgánicos (tejidos que conforman el tallo y hoja de maíz) muestran un grado de alteración nula; posteriormente, azúcares, ácidos orgánicos, pectinas y almidones que se localizan en el interior de las células vegetales son moderadamente humificados correspondiente al tercer muestreo, los componentes como celulosa y hemicelulosa fueron degradados en su totalidad (último muestreo) formando así agregados amorfos. Para entender estos procesos, es necesario conocer en principio la composición del material original y, a partir de él, señalar los cambios que se dan durante el proceso hasta llegar al humus estable y formación de agregados.

Palabras clave: sección delgada, materia orgánica, humus, material amorfo, humificación.

Abstract

Micromorphology is a branch of soil science that identifies the processes occurring in the soil, such as physical, chemical and biological interactions, through their morphogenetic expressions. In the case of organic material, micromorphology has been used to identify different levels of mineralization and fragmentation, but no studies have been conducted which examine the morphology of the organic waste during the composting process. A compost pile was made with 600 kilograms (kg) of corn stover and 1400 kg of cattle manure, obtaining a carbon-to-nitrogen ratio (C/N) of 45 during the process, and undisturbed samples were collected on site each week. Sample drying was performed by exchanging the water with acetone via a vapor phase. This technique preserves the fine organic material in the samples and improves the contact between the organic components and the resin, thereby reducing the inclusions of air produced. The degradation experienced by the organic materials (tissues comprising the maize stem and leaf) resulted in zero degrees of alteration. Subsequently, sugars, organic acids, pectins and starches located inside the plant cells were moderately humified by the third sampling; components such as cellulose and hemicellulose were degraded in their entirety by the last sampling, thus forming amorphous aggregates. To understand these processes, it is necessary to know in principle the composition of the original material and, from it, identify the changes that occur during the process until attaining stable humus and aggregate formation.

Keywords: thin section, organic matter, humus, amorphous material, humification.

2.1 Introducción

La micromorfología es una rama de la Ciencia del Suelo que se relaciona con la descripción, interpretación y principalmente con la medición de los componentes, rasgos y fábricas de los suelos a microscópico; es decir, más allá de lo que se puede observar a simple vista. Aunque históricamente la micromorfología está estrechamente relacionada con la génesis del suelo, su aplicación se ha incrementado en diferentes campos de la ciencia del suelo, los cuales incluyen a la física, química y biología del suelo (Bullock *et al.*, 1985). Con materiales orgánicos, se han llevado a cabo investigaciones en turbas (Fitzpatrick y Gudmundson, 1978), para evaluar su morfología, arreglo y composición (Fox, 1984, 1985),

características y clasificación (Frazier y Lee, 1971); sin embargo, no existe información acerca de la elaboración de secciones delgadas para monitorear el proceso de compostaje.

Bullock *et al.* (1985) reportaron la manera en que se debe de describir la mineralización de la materia orgánica en muestras inalteradas y la dividen en fracción gruesa, fina y material amorfo. Por su parte, FitzPatrick (1990) indica, que el material vegetal vivo o recién caído es reconocido por su estructura celular y sus colores de interferencia de primer orden; mientras que el humus y la materia orgánica en descomposición son isotrópicos, excepto los fragmentos de celulosa. Fitzpatrick y Gudmundson (1978), propusieron una metodología para impregnar con resina los materiales orgánicos a través de una fase de vapor; no obstante, no se tienen reportes de procedimientos de cómo realizar secciones delgadas del proceso de compostaje bajo condiciones controladas y los problemas que pueden surgir durante el proceso de impregnación de resina debido a su alto contenido de humedad. Para la preparación de las secciones delgadas de materiales orgánicos en proceso de compostaje se requiere de mayor cuidado, particularmente en el secado de las muestras. El objetivo del presente trabajo es monitorear mediante el análisis de secciones delgadas la degradación de la mezcla de rastrojo y estiércol de bovino, en el proceso de compostaje con un enfoque que va de una etapa inicial macroscópica hasta el análisis de las unidades microscópicas complejas.

2.2 Materiales y Métodos

La elaboración del compost se llevó a cabo en el Área de Agroecología y las secciones delgadas se prepararon en el laboratorio de Génesis, Morfología y Clasificación, ambos ubicados en las instalaciones del Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, Texcoco, Estado de México. Para la elaboración del compost se utilizó paja de maíz (previamente triturada) y estiércol de bovino, procedentes de la misma institución. Para realizar el cálculo de las cantidades de dichos materiales orgánicos, primeramente se utilizó la forma de cálculo reportada por SAGARPA (2010); posteriormente, se hizo con el apoyo del software Windows Excel 2006.

Los cálculos indicaron que se debería mezclar 600 kilogramos de paja de maíz y 1,400 kilogramos de estiércol, para obtener una relación C/N de 45. El 17 de Febrero del 2012, se procedió a pesar los materiales con el apoyo de una báscula; se mezclaron los materiales

añadiendo 120 L. de agua hasta obtener una pila de 4.5 metros (m) de largo por 2 m. de ancho. Durante el periodo del 18 de febrero al 09 de marzo se registraron las temperaturas de la composta con el apoyo de un termómetro tipo varilla. En contenedores de lámina de 9 centímetros de alto y 3 pulgadas de diámetro se tomaron cada semana muestras *in situ* inalteradas para el análisis micromorfológico, realizando 4 muestreos con 3 repeticiones, obteniendo un total de 14 muestras.

Estas se mantuvieron en refrigeración a $-8\text{ }^{\circ}\text{C}$; posteriormente, se elaboraron contenedores (Figura 1) para el remplazó del agua por acetona, la cual es compatible con la resina. Esta técnica preserva el material orgánico fino en las muestras y mejora el contacto de los componentes orgánicos con la resina, reduciendo así las inclusiones de aire (Murphy, 1986). Cada semana se fue aumentando la relación acetona:agua; la primer semana 50:50, después 75:25, y por ultimo 100:0. Esta última relación duró 4 meses, hasta lograr el completo remplazamiento, para ello fue necesario extraer el líquido y poner éter. La acetona se une con el éter y se separa del agua, formando dos fases. Cuando el remplazamiento está terminado, se aprecia solo una fase líquida. Posteriormente, las muestras fueron impregnadas con una mezcla de resina (pp - cristal preparada), monómero de estireno y catalizador (peróxido de metil – etil cetona) con cantidades de 1 kg. 750 mL. y 1.5 mL respectivamente.

Las muestras se colocaron en una maquina al vacío con una presión de 18 centibares por 6 horas (hrs), se dejaron reposar por 12 hrs. Una vez más se hizo vacío por 4 hrs., con la finalidad que la resina penetrara en la mayor parte de la muestra. Se dejaron reposar por 24 hrs, se colocaron en una estufa a $25\text{ }^{\circ}\text{C}$ por 48 hrs, para el endurecimiento de la resina. Una vez geladas las muestras, se procedió a realizar un corte longitudinal con el apoyo de una cortadora de disco con punta de diamante. Posteriormente, se pulieron con lijas de números 80, 240, y 600 con el objetivo de tener una superficie lisa, para que pudiera adherirse al portaobjetos. Se cortó la superficie sobrante con la cortadora de disco, y se pulieron las muestras con abrasivos de carburo de silicio (Carborondum) y óxido de aluminio hasta tener un espesor de $30\text{ }\mu\text{m}$.



Figura 1. (A) Toma de muestra *in situ*, (B) elaboración de contenedores (C) secado de muestras por remplazo de agua por acetona. (D) impregnación de las muestras con resina. (E) Corte longitudinal de muestras con una cortadora de disco. (F) pulimientod e las muestras, (G) muestra adherida al portaobjetos, (H) corte de la superficie sobrante, (I) sección delgada con espesor de 30 μm .

Se colocó sobre la superficie el cubreobjeto para obtener la sección delgada de un tamaño de 5 x 7.5 cm (Figura 1). Las secciones delgadas se analizaron con la ayuda de un microscopio petrográfico marca Olympus, con aumentos de 2x hasta 20x, y se describieron con base en el manual elaborado por Bullock *et al.* (1985).

2.3 Resultados y Discusión

Durante el proceso de compostaje se observó que la temperatura subió hasta 60°C; mientras que la temperatura ambiental osciló por debajo de los 18 °C, incluso se registró una temperatura el día primero de marzo con 10.4 °C. Cuatro días después de elaborado el compost se registraron los primeros días más lluviosos. En las observaciones del primer y segundo muestreo in situ los tejidos de maíz son fácilmente reconocibles, ya que se puede diferenciar los tejidos conductores, el contenido celular y la pared del tallo en un corte transversal y longitudinal. De acuerdo con Babel (1985), el material vegetal se puede reconocer por su estructura celular, tejidos, órganos, etc., cuando no ha pasado mucho tiempo en descomposición y los colores de interferencia de primer orden no se pueden extinguir. En la Figura 2 C y D se observa que los tejidos de maíz presentan una fluorescencia primaria muy marcada característica de la celulosa; por consiguiente, es muy fácil identificar los fragmentos pequeños y el contenido celular que no ha sufrido degradación alguna.

La secuencia de alteración de débil a fuerte de un material vegetal se basa en los cambios de dos características principales: tamaño y estructura interna (Bullock *et al.* 1985). Esto concuerda con los resultados obtenidos en el presente monitoreo, como se puede apreciar en la Figura 2 A que corresponde al primer muestreo en donde el grado de alteración es nula. En el tercer muestreo (Figura 2 E) el grado de alteración es moderado, solamente se observaron los contornos del tallo de maíz en un corte transversal. Durante el transcurso del proceso de compostaje se puede observar como los materiales orgánicos se fueron degradando hasta formar material orgánico fino amorfo. La identificación de la materia orgánica en secciones delgadas, puede variar considerablemente (Fitzpatrick, 1990), por tal motivo, se debe tener en cuenta el material que se está añadiendo para su posterior degradación. Si no se tiene información básica de los componentes orgánicos, es muy difícil la identificación de la materia orgánica sobre todo cuando ya hay muchos tejidos humificados.

A pesar de que la paja de maíz fue triturada, se observaron los tejidos parenquimáticos junto con los haces vasculares disueltos (Figura 2 G); posteriormente, estos aparecen fragmentados por la acción del volteo, además, de material orgánico amorfo de color pardo oscuro durante los 14 días transcurridos (Figura 2 H). El grado de alteración durante el proceso de compostaje se puede observar en el reducimiento del tamaño de los materiales

originales (Figura 2 F), donde la humificación de las células individuales de los tejidos conductores del tallo principal se ve afectada por transcurso del tiempo.

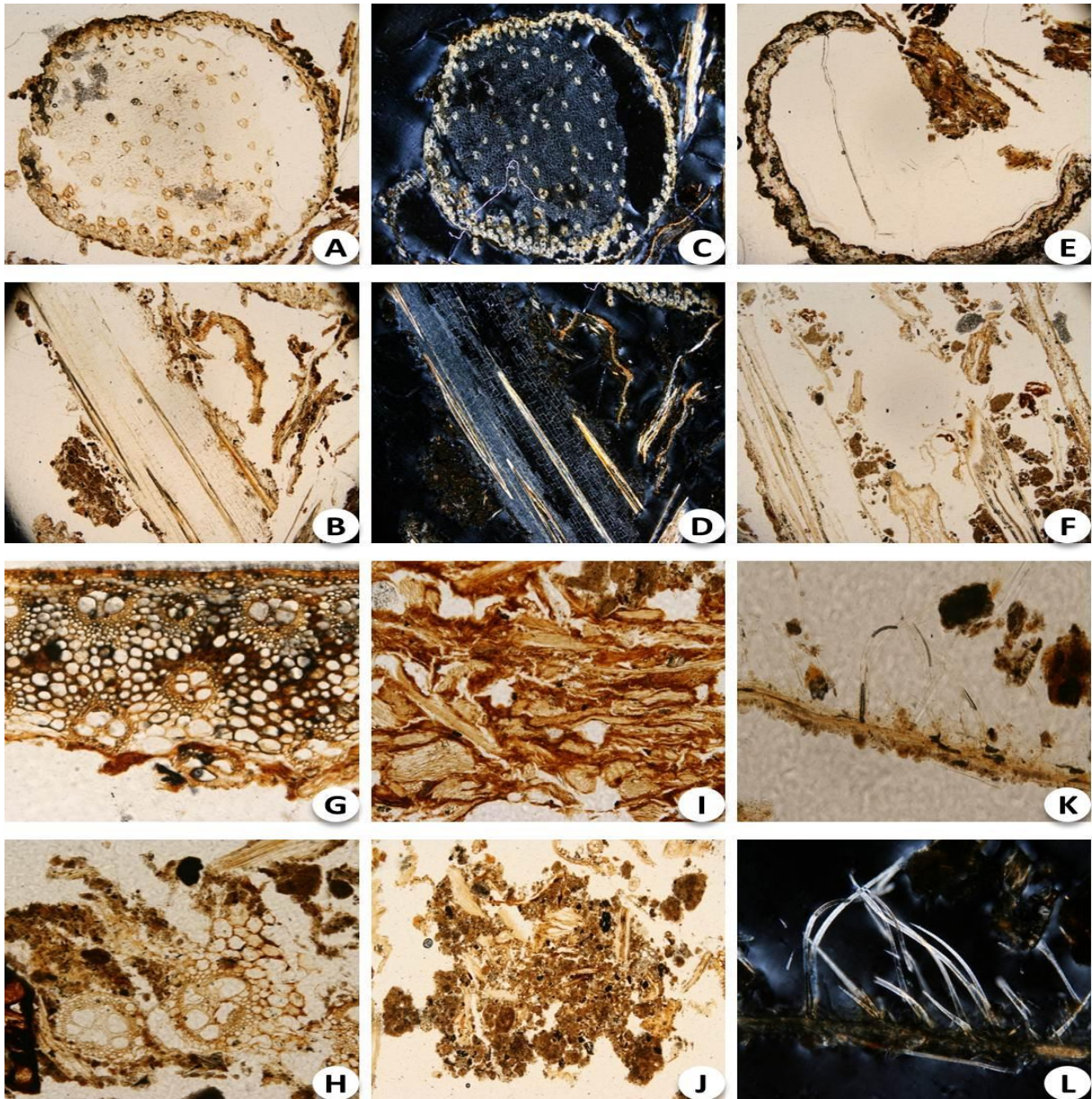


Figura 2. (A) corte transversal y (B) longitudinal de un tallo de maíz, primer muestreo, Luz Polarizada Plana (LPP), (C) y (D) mismo corte y muestreo que las anteriores imágenes pero con Luz Polarizada Cruzada (LPC), (E) y (F) solo contornos de tejidos de maíz (LPP). Tejidos conductores de maíz xilema y floema primer muestreo (G), fragmentación de los tejidos conductores tercer muestreo (H). Muestra de estiércol primer muestreo (I), (J) material orgánico amorfo cuarto muestreo. (K) contorno de una hoja con tricomas de maíz tercer muestreo (LPP) (L) misma imagen pero con LPC.

De acuerdo con Fuchs (2010) la velocidad con que se produce la humificación de los residuos orgánicos depende de los factores tales como: naturaleza del residuo, contenido de humedad, aireación, temperatura y contenido de elementos minerales. El desmenuzamiento permite la formación de fragmentos de tejidos hasta células individuales o de Fragmentos celulares, quedando sólo algunas piezas distinguibles, lo que permite mayor superficie del ataque microbiano. Cabe señalar, que hay materiales resistentes que no son fácilmente degradables por la actividad microbiana.

La lignina es la más resistente a la descomposición por los microorganismos que el restos de los componentes de los residuos de las plantas, tales como celulosa y hemicelulosa, polisacáridos y proteínas (Liu *et al.*, 2010). Estos materiales pueden retardar el proceso de la degradación de la materia orgánica, como se muestra en la Figura 2 E, F, K y L, en donde sólo quedan contornos. En lo que corresponde al estiércol, se observó principalmente desmenuzamiento de material vegetal, lo que hizo difícil la identificación de sus tejidos (Figura 2 I). Debido principalmente a que los carbohidratos de importancia para el rumiante son los estructurales (celulosa y hemicelulosa), por ser su principal fuente de energía, estos se fermentan en el rumen hasta en 70% (Arreaza *et al.*, 2002).

Por lo tanto, se observaron sólo materiales orgánicos con alto de grado de alteración, sobre todo aquellos tejidos o residuos de células que sufrieron una fermentación previa por parte de los bovinos (Figura 2 I). Posteriormente, se apreció un incremento de pequeños agregados granulares como resultado del proceso de compostaje (Figura 2 J).

2.4 Conclusiones

El análisis de secciones delgadas a partir de la micromorfología proporciona información relevante sobre la degradación que sufren los materiales orgánicos en el proceso de compostaje. Tejidos que conforman el tallo y hoja de maíz son reconocibles en el primer y segundo muestreo; por lo tanto, el grado de alteración es nula, posteriormente, azúcares, ácidos orgánicos, pectinas y almidones que se localizan en el interior de las células vegetales son moderadamente humificados (tercer muestreo). Componentes como celulosa y hemicelulosa fueron degradados en su totalidad en el último muestreo formando así agregados amorfos de color pardo oscuro. Es necesario conocer en principio la composición del material

original y, a partir de él, señalar los cambios sufridos durante el proceso hasta llegar al humus estable y formación de agregados, de otra manera es difícil la identificación de los tejidos.

2.5 Literatura citada

- Arreaza T. L. C., L. Sánchez M., J. Medrano L., O. Pardo B., H. Mateus, S. Reza G., J. Becerra, M. O. Santana, J. C. Arcos, H. Romero H., L. Peláez y J. Londoño. 2002. Nutrición y alimentación de bovinos en el trópico colombiano. Manual Técnico. Plan de Modernización Tecnológica de la Ganadería Bovina Colombiana. pp 5-9.
- Babel, U. 1985. Componentes orgánicos básicos. pp. 95-112. In: Bullock, P., A. Jongerius, T. Tursina, N. Fedoroff y G. Stoops. Manual para la descripción micromorfológica de suelos. Trad. al español por Ma. C. Gutiérrez C. y C. A. Ortiz S. 1a edición. Colegio de Postgraduados. Texcoco, estado de México, México.
- Bullock, P., A. Jongerius, T. Tursina, N. Fedoroff y G. Stoops. 1985. Manual para la descripción micromorfológica de suelos. Trad. al español por Ma. C. Gutiérrez, C. y C. A. Ortiz S. 1a edición. Colegio de Postgraduados. Texcoco, estado de México, México.
- Fitzpatrick, E.A. 1990. Micromorfología de suelos. Trad. al español por M. del C. Hidalgo. Compañía Editorial Continental. México, D.F.
- FitzPatrick, E.A. y T. Gudmundson. 1978. The impregnation of wet peat for the production of thin sections. *Soil Sci.* 29: 585-587.
- Fox, C.A. 1984. A morphometric system for describing the micromorphology of organic soils and organic layers. *Can.J. soi. Sci.* 64, 495-503.
- Fox, C.A. 1985. Micromorphological characterization of histosol, 85-104 p. In: L.A. Douglas and M.L. Thompson (eds). *Soil Micromorphology and Soil Classification*. Soil Science of America. Special Publication No 15. Madison, USA.
- Frazier B. E. and G. B. Lee. 1971. Characterization and classification of three Wisconsin Histosols. *Soil Science Society of America Proc.* 35: 776-780.
- Fuchs G., J. 2010. Interactions Between Beneficial and Harmful Microorganisms: From the Composting Process to Compost Application. pp. 219-229. *In: Microbes at Work*. Forschungsinstitut für biologischen Landbau.

- Liu N., H. He, H. Xie, Z. Bai, X. Zhang, Ch. Peng, P. Zhu, J. Ren and L. Wang. 2010. Impacts of long-term inorganic and organic fertilization on lignin in a Mollisol. *J. Soils Sediments* 10: 1466–1474.
- Murphy, C.P. 1986. Thin section preparation of soils and sediments. AB Academic Publishers. Berkhamsted, Great Britain.
- SAGARPA, 2010. Abonos orgánicos. Sistema de Agronegocios de Traspatio. Boletín informativo.

**CAPÍTULO III. FIRMAS ESPECTRALES DE LOS DIFERENTES GRADOS DE
DESCOMPOSICIÓN DE LA MATERIA ORGANICA DURANTE EL PROCESO DE
COMPOSTAJE**

**SPECTRAL SIGNATURES OF DIFFERENT DEGREES OF DECOMPOSITION OF
ORGANIC MATTER DURING THE COMPOSTING PROCESS**

Resumen

Durante años se han utilizado varios enfoques desde el punto de vista físico, químico y enzimático para caracterizar la mineralización de la materia orgánica durante el compostaje. Sin embargo, no se han estudiado otras técnicas, específicamente *in-situ*, que permitan no sólo identificar los cambios morfológicos sino también establecer los diferentes grados de descomposición de la materia orgánica. El objetivo del presente trabajo fue determinar las firmas espectrales y cambios morfológicos de los diferentes grados de descomposición de la materia orgánica en secciones delgadas durante el proceso de compostaje. Las compostas se elaboraron de paja de maíz y estiércol de bovino a diferentes relaciones C/N (45, 35 y 26), tiempo (0-20-25 días) y altura (60 y 100cm). Las láminas delgadas se describieron con un microscopio petrográfico, y se tomaron cinco fotografías de manera sistemática. Las firmas espectrales se determinaron a través de un analizador de imágenes. Los resultados indican que cada etapa de descomposición de la MO tiene un patrón espectral único lo que permite su cuantificación; además, los cambios morfológicos en cada tratamiento son estadísticamente diferentes a excepción de la profundidad. El análisis de imágenes es una herramienta eficaz y rápida para la obtención del porcentaje de los materiales orgánicos, cuando estos están sufriendo algún grado de descomposición.

Palabras clave: relación C/N, humificación, mineralización, análisis micromorfológico, patrones espectrales.

Abstract

Several physical, chemical and enzymatic approaches have been used over the years to characterize the mineralization of organic matter during composting. However, other techniques, particularly *in-situ* ones, which enable us to not only identify the morphological changes but also to establish the different degrees of decomposition of organic matter have not been used. The objective of this study was to determine the spectral signatures and morphological changes of the different degrees of decomposition of organic matter in thin sections during the composting process. The composts were made of corn stover and cattle manure with different C/N ratios (45, 35 and 26), time periods (0-20-25 days) and heights (60 and 100cm). The thin films were described using a petrographic microscope, and five photographs were taken systematically. The spectral signatures were determined using an image analyzer. The results indicate that each decomposition stage of the organic matter has a unique spectral pattern allowing its quantification; in addition, the morphological changes in each treatment are statistically different except depth. Image analysis is a rapid and effective tool for obtaining the percentage of the organic material when they are undergoing some degree of decomposition.

Keywords: relation C/N, humification, mineralization, micromorphological analysis, spectral patterns.

3.1 Introducción

Los restos agropecuarios se han utilizado como una fuente de suministro de nutrientes al suelo para la producción agrícola o para la preparación de compostas pues son ricos en nutrientes (Castaldi *et al.*, 2005). Durante el proceso de compostaje ocurre la humificación por la acción de los microorganismos, en donde el carbono y el nitrógeno son la principal fuente de alimentación (Cotrufo *et al.*, 2013). La relación de estos dos elementos es importante ya que cuando es alta, el proceso de humificación es lento; mientras que cuando es baja, el proceso se acelera (Sánchez *et al.*, 2008), en consecuencia se requiera un equilibrio para que se alcance un nivel adecuado de madurez del producto y a la vez la formación de cantidades de ácidos húmicos (García, 1999).

El proceso de descomposición de la MO ha sido ampliamente estudiado en cuanto al contenido nutrimental (Castro *et al.*, 2009), la cantidad de microorganismos existentes en el

producto final (Liu *et al.*, 2011), y su relación entre la textura del suelo y abonos orgánicos (Bardy *et al.*, 2008). Asimismo, sus propiedades físicas (Anicua *et al.*, 2008), químicas (Zhu, 2007) y enzimáticas, utilizando diferentes metodologías como espectroscópica (Fialho *et al.*, 2010; Li *et al.*, 2011), resonancia paramagnética electrónica y fluorescencia inducida por láser (Luz *et al.*, 2013) también han sido llevadas a cabo. No obstante, no hay muchas investigaciones sobre los cambios morfológicos de los materiales orgánicos *in situ* durante su descomposición debido a que los ácidos húmicos o materiales amorfos impiden observar los cambios bioquímicos y estructurales (Kononova 1982) y a la dificultad en la elaboración de las secciones delgadas de suelos pues se requiere una prolongada fase de vapor con acetona (FitzPatrick y Gudmundson, 1978).

A nivel de sección delgada, Kubiena (1953) realizó una descripción amplia de los componentes orgánicos; posteriormente otros autores describieron en turbas, su arreglo, morfología y composición (Fox 1984, 1985) y características y clasificación (Frazier y Lee, 1971); sin embargo, estas cuantificaciones siempre se han llevado a cabo de manera cualitativa (Bullock *et al.*, 1985; FitzPatrick, 1990), debido a la dificultad de separar los rasgos amorfos orgánicos de otros componentes del suelo, pues sus límites y contrastes pueden ser difusos y variar en grado de impregnación.

Por otro lado, se ha reportado que el color de la materia orgánica indica un cambio químico o diferentes etapas y componentes durante la descomposición. El humus presenta colores pardo a pardo negruzco en LPP (Julca *et al.*, 2006) e isotropía en LPC (FitzPatrick, 1990); mientras que el material vegetal vivo o recién depositado al suelo, es pardo claro, se reconoce su estructura celular y presentan anisotropía con colores de interferencia de primer orden (Bullock *et al.*, 1985). Con base en estas propiedades ópticas, numerosas investigaciones han utilizado el análisis de imágenes para determinar la estructura, masa basal y porosidad del suelo (Adderley *et al.*, 2002), además del comportamiento que existe entre la materia orgánica y el mismo (Bautista *et al.*, 2005) y los cambios que sufre el sistema-suelo por efecto de los diferentes factores (Vera *et al.*, 2007). No obstante, no se han realizados estudios donde se determinen las firmas espectrales de las diferentes etapas de descomposición de la materia orgánica.

El objetivo del presente trabajo fue determinar cuantitativamente las diferentes etapas de descomposición de la materia orgánica en tres relaciones C/N durante el proceso de compostaje mediante su firma espectral en análisis de imágenes de secciones delgadas.

3.2 Materiales y Métodos

La presente investigación se llevó a cabo en el Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo y constó de dos fases:

Primera Fase:

Se realizaron tres compostas con tres diferentes relaciones C/N. Los materiales orgánicos fueron paja de maíz (previamente triturada) y estiércol de bovino y se les determinó el contenido de materia orgánica por el método Walkley and Black y Nitrógeno Total por el método Kjeldahl (Cuadro 1).

Cuadro 1. Caracterización química de los dos materiales orgánicos utilizados para el proceso de compostaje.

Materiales Orgánicos	Materia orgánica	Nitrógeno Total %	Carbono Orgánico	Relación C/N
Estiércol de bovino*	29.0	0.639	16.82	26.32
Paja de maíz*	80.54	0.514	46.72	90.84

*En base a peso seco.

Las diferentes relaciones C/N: 45 (670: 1,330), 35 (320: 1,680), 26 (2,000: 0) de kilogramos de paja y estiércol de bovino respectivamente, se obtuvieron con base en la metodología propuesta por el Comité Técnico de Normalización Nacional de Productos Agrícolas y Pecuarios (2007).

Las pilas tuvieron las siguientes medidas: 4.5 m de largo por 2 m de ancho y 1.5 de altura. Los dos materiales orgánicos (inicio) se humedecieron añadiendo 120 L. de agua. Durante el proceso de composteo, que tuvo una duración de 45 días, se monitoreo la temperatura con el apoyo de un termómetro tipo varilla, hasta determinar la estabilidad térmica de las pilas.

Segunda Fase:

Las muestras inalteradas se colectaron con contenedores de lámina de 7 x 5 cm y 9 cm de alto, a diferentes tiempos (M1= inicio, M2= 20 días y M3= 45 días) y a dos profundidades (60 y 120 cm) dando un total de 54 muestras inalteradas. Lo anterior, se realizó en base en la metodología de un perfil en donde con un biello se retiró un poco de material orgánico para colocar el contenedor de aluminio y obtener una muestra representativa (Figura 1).



Figura 1. Obtención de muestras inalteradas en las pilas de compost para la realización de secciones delgadas.

Una vez obtenidas las muestras, se mantuvieron en refrigeración a $-8\text{ }^{\circ}\text{C}$; posteriormente, se fabricaron contenedores de plástico (60 cm de largo por 25 cm de ancho y 20 cm alto), para remplazar el agua por acetona en fase de vapor de acuerdo con la metodología propuesta por FitzPatrick y Gudmundson (1978). Este método preserva el material orgánico fino en las muestras y mejora el contacto de los componentes orgánicos con la resina, reduciendo así las inclusiones de aire (Murphy, 1986).

En este proceso se utilizó una relación 50:50 (acetona:agua) en la primera semana, luego a 75:25 en la segunda semana , y por último 100:0 semana por semana durante 10 meses, hasta lograr el completo remplazamiento del agua por acetona. Las muestras saturadas con acetona fueron impregnadas con una mezcla de resina poliéster insaturada y monómero de estireno (relación 3:1) y catalizador (1.5 mL).

Las secciones delgadas (5 x 7.5 cm) se elaboraron de acuerdo con Murphy (1986) y se describieron con la ayuda de un microscopio petrográfico marca Olympus, utilizando el manual elaborado por Bullock *et al.* (1985).

Análisis micromorfológico cuantitativo

En cada una de las 54 secciones delgadas se tomaron cinco fotografías de manera sistemática con una cámara Canon® réflex, 14 megas, por cada tipo de luz; es decir, en luz polarizada plana (LPP), luz polarizada cruzada (LPC) y con compensador, dando un total de 270 imágenes. Para el análisis cualitativo de los grados de descomposición de la materia orgánica (Figura 2) se utilizó la propuesta de FitzPatrick (1990), que son las siguientes:

- Ligeramente Descompuesto (LD)
- Moderadamente Descompuesto (MD)
- Marcadamente Descompuesto (MMD)
- Material Muy Humificado (MMH)
- Porosidad (PR)

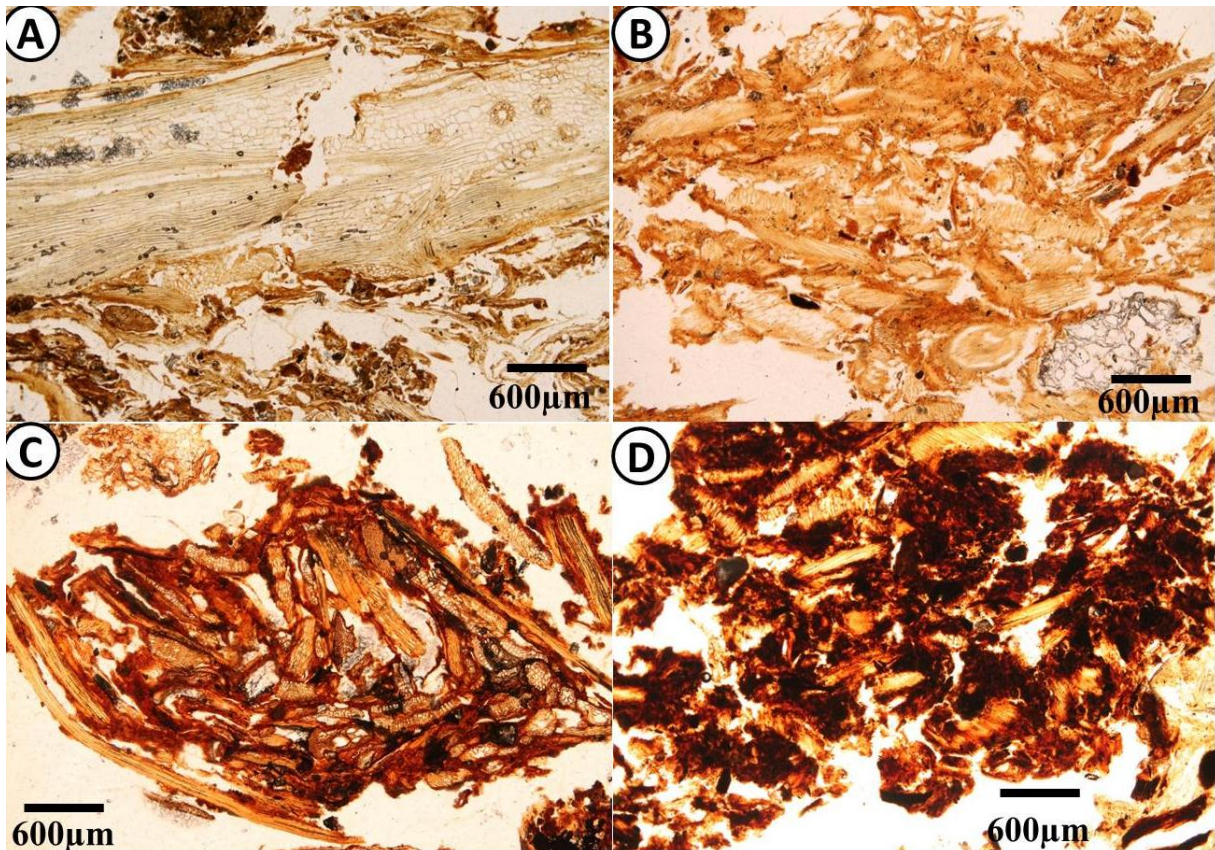


Figura 2. Grados de descomposición de la materia orgánica durante el proceso de compostaje. A). Ligeramente descompuesto. B) Moderadamente Descompuesto. C) Marcadamente Descompuesto. D) Material muy Humificado. Todas las imágenes son de luz polarizada plana.

Posteriormente, cada grado de descomposición de la materia orgánica fue analizado utilizando el software Image Pro Plus V.6 y los códigos de color o firmas espectrales de cada grado de descomposición (Cuadro 2).

Cuadro 2. Intervalos de códigos de color para la interpretación de los diferentes grados de alteración de los materiales orgánicos.

Grado de alteración	Roja (R)	Verde (G)	Azul (B)
Ligeramente Descompuesto	200-240	104-188	26-75
Moderadamente Descompuesto	140-200	56-103	24-34
Marcadamente Descompuesto	50-140	26-55	17-23
Material Muy Humificado	0-50	0-25	0-16
Porosidad	240-255	230-239	224-231

*Los datos presentados son resultado de un muestreo previo en las imágenes digitales

La cuantificación de los patrones espectrales se realizó de la siguiente manera: cada imagen con sus respectivas luces: (A) LPP, (B) LPC y compensador (C), fue analizada por medio de los códigos de color (RGB). Posteriormente, se seleccionó el icono de Arithmetic and Logical Operations (1), y se combinaron dos imágenes: primero la obtenida en LPC y después la tomada con C y se formó una tercera (Figura 3).

Con esta imagen compuesta se obtuvo los patrones espectrales de los materiales que no han sufrido ningún proceso de degradación. Con imágenes obtenidas con LPP, se obtuvieron los porcentajes de los diferentes grados de descomposición. El procedimiento fue el siguiente: con el icono de Perform Segmentation (2), con el tintero se colorearon manualmente las zonas pardo claras, pardo amarillentas, pardo rojizas y pardo muy oscuro y el espacio poroso revisando siempre el valor numérico de X y Y, en el cuadro de Segmentation (5). En el icono Image Histogram (6) se buscaron los valores generados en el paso 5 y se obtuvo el porcentaje que ocupa cada grado de descomposición (Figura 3).

En el análisis estadístico se utilizó un diseño experimental completamente al azar con arreglo factorial (3x2x3); es decir, se trabajaron 18 tratamientos con 15 repeticiones.

3.3 Resultados y Discusión

El análisis micromorfológico permitió identificar estructuras iniciales de los materiales orgánicos a compostar y los cambios que sufrió en cuanto el color, la birrefringencia y formación de agregados (Figura 4). Durante el proceso de descomposición los tejidos de tallos y hojas de maíz, fueron fragmentados por efecto del volteo, lo que permitió cambios físicos en las estructuras en comparación con el estiércol que fueron cambios mínimos durante todo el proceso.

La paja de maíz sufrió cambios físicos en sus estructuras en 45 días de compostaje desde tejidos con ligera descomposición hasta terminar sólo en contornos (Figura 5). Al inicio del proceso, los fragmentos de haces vasculares fueron lo que predominaron en la fracción gruesa con una etapa incipiente de oxidación y células individuales o fracción fina. Estas últimas fueron las que rápidamente se degradaron dejando al final del proceso sólo contornos de tejidos o bien formación de microagregados de color pardo oscuro. Los materiales más resistentes, como las ligninas, permanecieron ligeramente descompuestos.

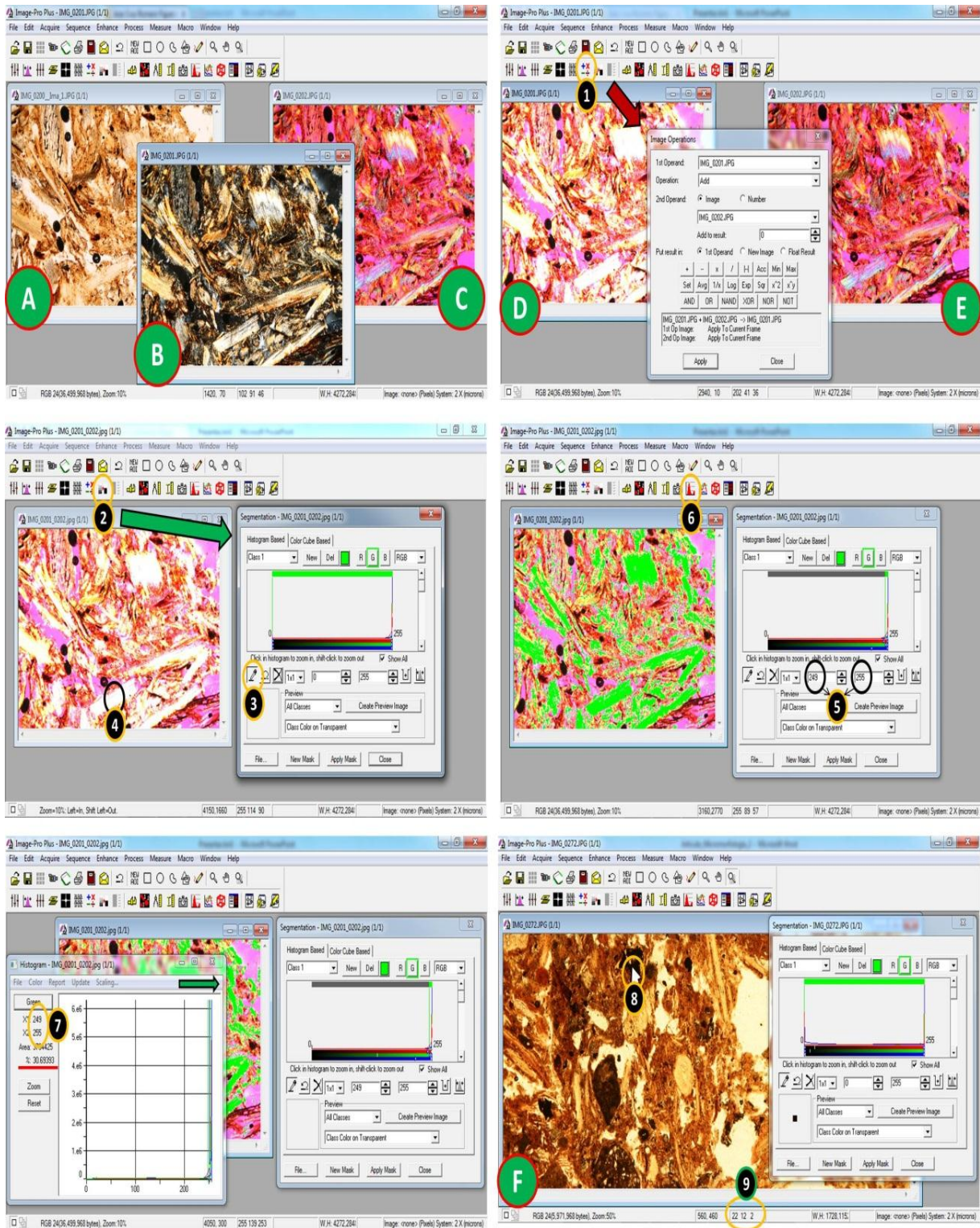


Figura 3. Procedimiento para la obtención de los porcentajes correspondientes a los diferentes grados de descomposición.

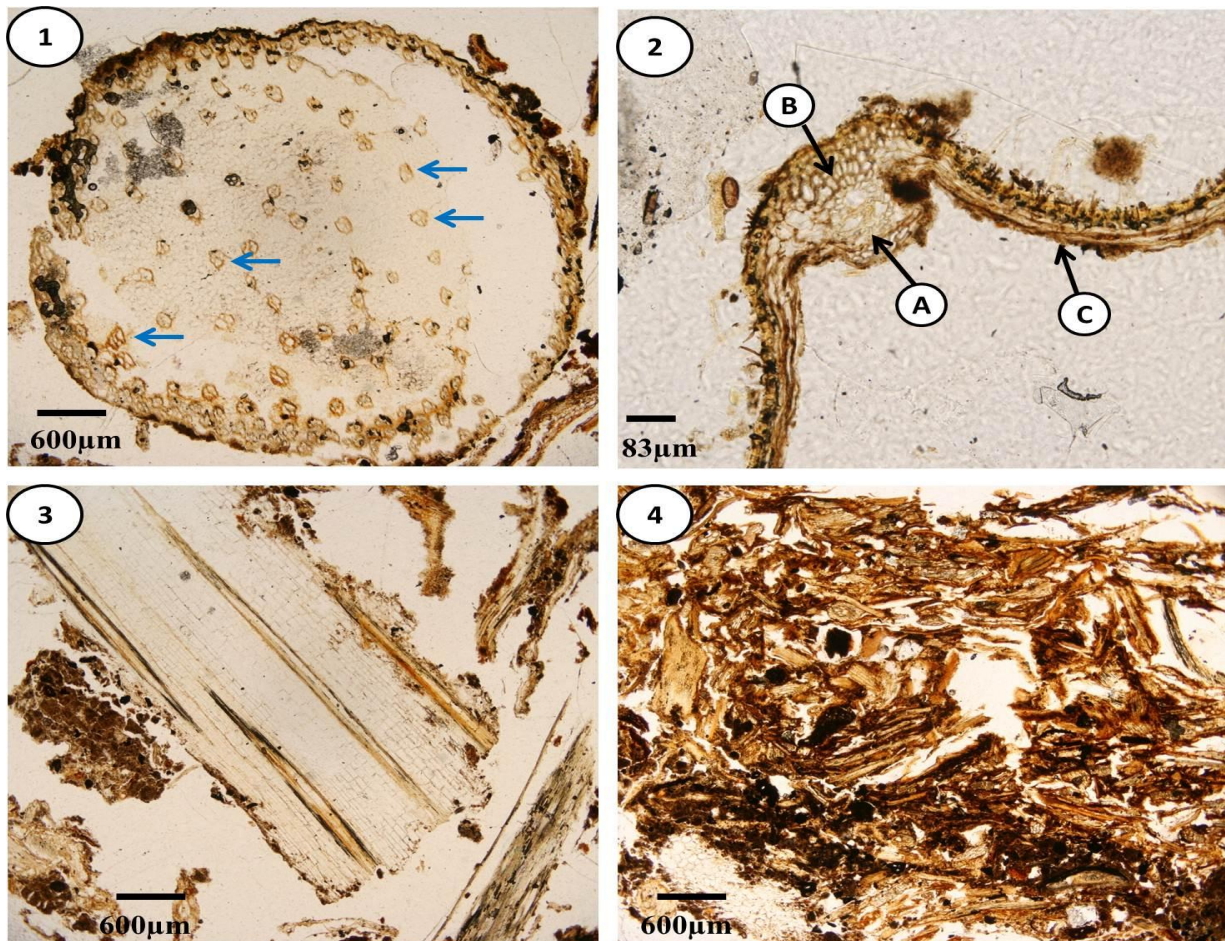


Figura 4. Residuos orgánicos al inicio de compostaje. 1) Corte transversal del tallo de maíz (flechas señalan haces vasculares). 2) Corte transversal de la hoja de maíz A. Haz vascular, B. Parénquima y C. Epidermis. 3) Corte longitudinal del tallo de maíz. 4) Estiércol de bovino con tejidos no reconocibles y materiales humificados.

Las diferentes etapas en la degradación de la paja de maíz se reportan en la Figura 5. En esta figura se muestra cómo la descomposición reduce con el tiempo el tamaño de los tejidos y cómo la formación de microagregados o materiales altamente descompuestos se van formando al final de proceso. La agrupación de materiales humificados alrededor de los tallos (Figura 5 E) y sólo contornos de los mismos al final del proceso, indican mayor actividad biológica y degradación de materiales de difícil descomposición. Watteau y Villemin, (2011) mencionan que al utilizar materiales de diferente procedencia se obtienen estructuras de diferentes tamaños y grados de humificación, debido al manejo de los materiales y a la calidad del carbono.

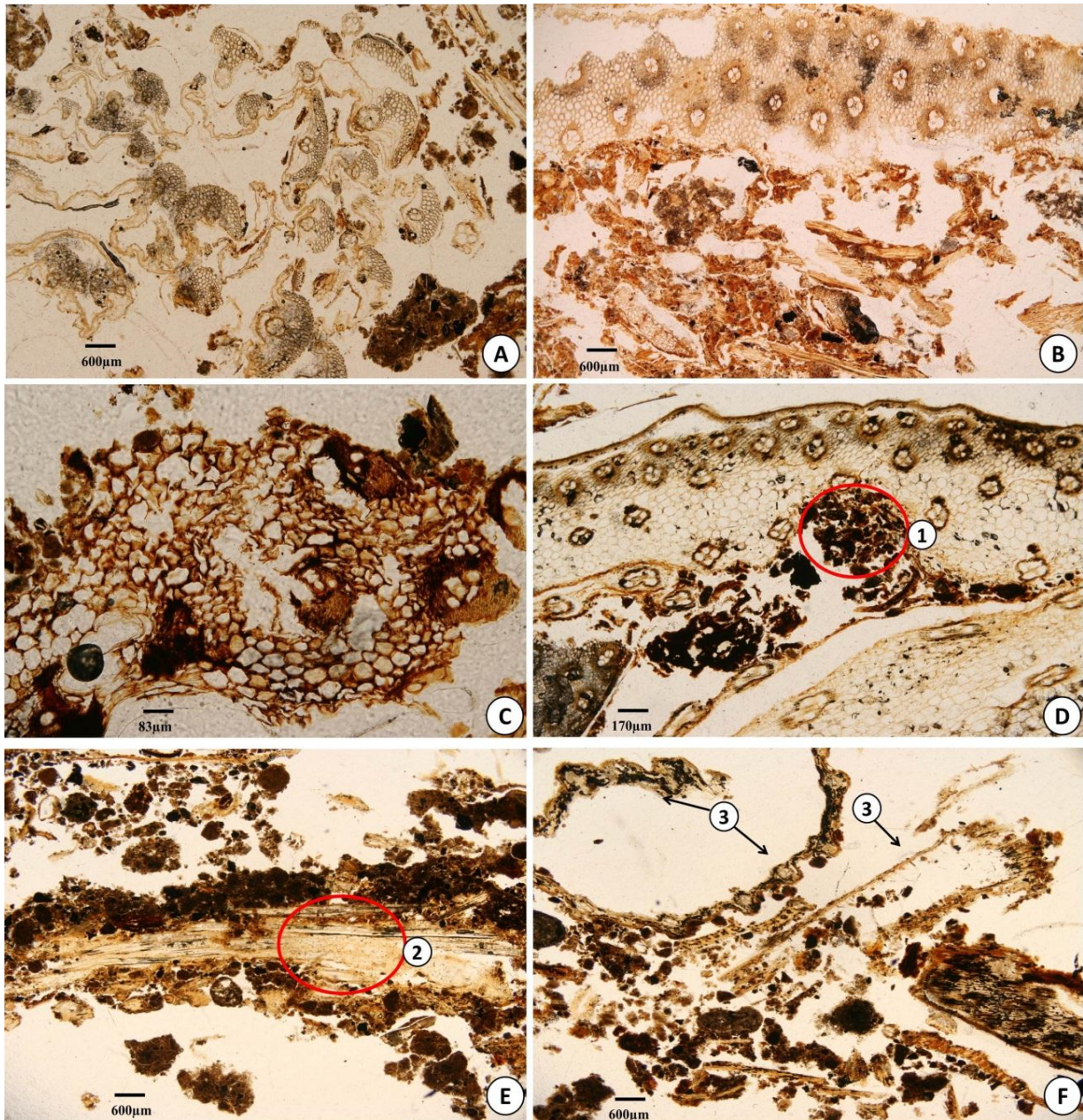


Figura 5. Grados de humificación de la materia orgánica. A) Haces vasculares Ligeramente Descompuestos. B) Descomposición Moderadamente. C) Células individuales marcadamente descompuestos. D) Micro-agregados amorfos de color pardo oscuros (1). E) Materiales humificados adheridos al tallo de maíz (2). F) Pequeños agregados amorfos de color oscuro con materiales y contornos del tallo de maíz (3).

Análisis estadístico

Los cuadros medios del análisis de varianza para los grados de descomposición de los materiales orgánicos compostados se reportan en el Cuadro 2. Las relaciones C/N de las compostas analizadas presentaron respuestas altamente significativas ($p \leq 0.01$) en todos los

grados de descomposición, menos en el material muy humificado. Cada etapa de descomposición presentó una firma espectral única, lo que permitió su cuantificación de manera precisa.

El factor profundidad influyó en los grados de descomposición moderadamente descompuesto, material muy humificado y porosidad siendo significativos con una probabilidad de 0.05%. Esto significa que al inicio del proceso de compostaje las firmas espectrales de los tejidos es el mismo; sin embargo, cuando avanza el proceso de descomposición, las diferencias son estadísticas, siendo mayor descomposición de los residuos en la profundidad de la pila, de ahí que se recomiende el volteo de los materiales. Solano *et al.* (2001) encontraron que la aireación pasiva (sin volteos) resultó una menor pérdida de N, y como consecuencia mayor contenido de C, debido a la presencia de organismos anaeróbicos.

Cuadro 3. Cuadros medios del análisis de varianza para los grados de descomposición de los materiales orgánicos compostados.

FV	GL.	LD	MD	MMD	MMH	PR
C/N	2	1517.3**	2029.7**	1190.1**	40.5*	1638.1**
Profundidad A-B	1	19.9 ^{ns}	0.247 ^{ns}	171.5*	66.8*	697.2*
Tiempo MP	2	923.4**	151.3 ^{ns}	85.9 ^{ns}	88.0**	1704.2**
CN*A-B	2	428.3**	665.9**	100.8 ^{ns}	22.5 ^{ns}	2115.2**
CN*TMP	4	356.1**	654.3**	95.4*	37.4*	1011.7**
A-B*MUE	2	4.5 ^{ns}	75.5 ^{ns}	16.4 ^{ns}	15.6 ^{ns}	109.4 ^{ns}
CN*A-B*TMP	4	69 ^{ns}	70.9 ^{ns}	60.2 ^{ns}	43.8**	340.7*
Error	252	32.2	79.8	38.3	11.3	132.5
CV		34.7	33.5	38.4	79.4	31.4

** Altamente significativo ($p \leq 0.01$), * significativo ($p \leq 0.05$), ns = No significativo. GL = Grados de Libertad. LD = Ligeramente Descompuesto, MD = Moderadamente Descompuesto, MMD = Marcadamente Descompuesto, MMH = Material Muy Humificado y PR = Porosidad, C/N = rel C/N, A-B = Profundidad (60 y 120cm), TMP = Tiempo de Muestreo (0-20-45días).

En cuanto al tiempo de muestreo, este fue altamente significativo para las etapas de descomposición. En el tiempo cero, los materiales ligeramente descompuestos dominaron en la sección delgada pero fueron reduciendo su frecuencia y aumentando los materiales fuertemente descompuestos, además el espacio poroso disminuyó debido a la reducción de la

pila y del colapso del material. Chroni *et al.* (2009) mencionan que los grupos microbianos aumentan después de la fase termófila y disminuyen al final del proceso debido al agotamiento de sustrato y contenido de humedad, lo que da como resultado materiales humificados.

Las relaciones C/N junto con la profundidad y la interacción entre las relaciones C/N y el tiempo de muestreo; tuvieron efecto sobre las variables Ligeramente y Moderadamente Descompuesto, además de la Porosidad; siendo estas altamente significativas a una probabilidad al 0.01%. Numerosos materiales orgánicos pierden rápidamente su estructura física cuando ingresan al proceso de compostaje; no obstante, otros son muy resistentes a los cambios, tal es el caso de materiales leñosos, en donde el contacto con la superficie y los microorganismo es pobre (Rodríguez-Salinas y Rojas 2000; Sztern y Pravia, 2001). Esto significa que la cantidad de carbono y nitrógeno que generan los tejidos se degrada de diferente manera, pero la significancia disminuye cuando el material ya está más humificado.

La interacción entre la profundidad y el muestreo no mostraron significancia sobre las variables evaluadas; esto se debe a que el manejo durante el proceso de compostaje fue el mismo para todos los tratamientos. Caso similar sucedió con la interacción de los tres factores de estudio. Los grados de descomposición fueron el factor determinante en la descomposición de la materia orgánica en las diferentes relaciones C/N y en la obtención de los patrones de firmas espectrales.

La temperatura en las relaciones C/N fue muy variable, registrándose la más alta en el compost con relación C/N 45 (72 °C); mientras que en las relaciones C/N 35 y 26 su comportamiento fue similar durante la conducción del experimento (47.8 y 46.8 °C respectivamente; Figura 6). Wetterstedt *et al.* (2010) mencionan que la temperatura influye en la degradación de los materiales orgánicos recalcitrantes, principalmente en aquellos con una rel C/N alta.

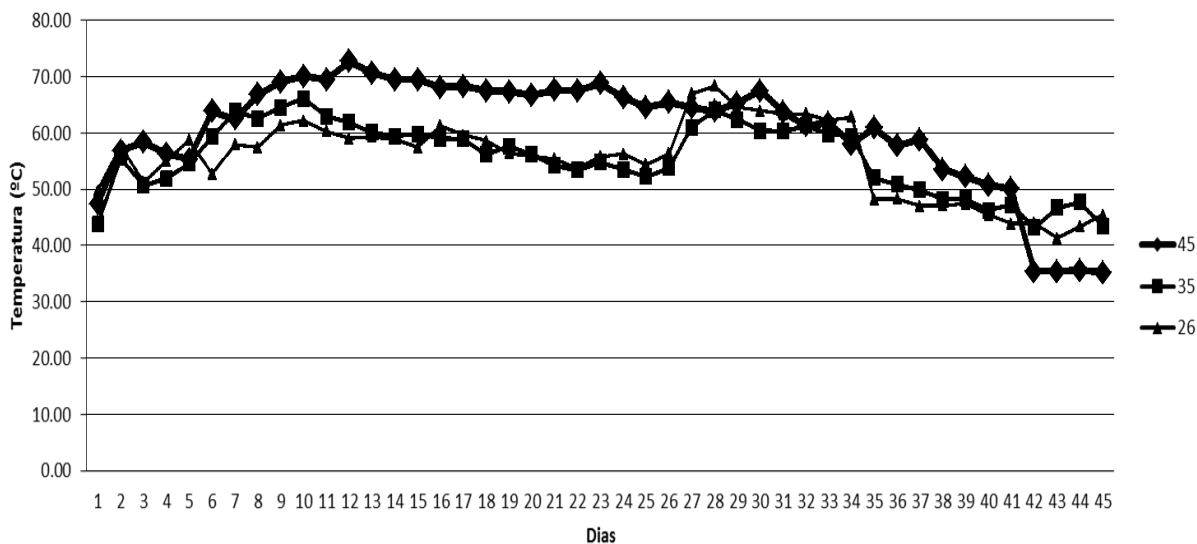


Figura 6. Registro de temperaturas durante el proceso de compostaje en las tres diferentes relaciones C/N.

En cuanto al análisis de la porosidad, se encontró que el porcentaje de poros decreció conforme disminuyó la relación C/N (40.11%, 38.01% y 31.89% de poros con las relaciones de 45, 35 y 26 respectivamente), como se puede apreciar en la Figura 7. Es importante indicar que en la relación C/N 26, las etapas de Moderadamente y Marcadamente Descompuesto fue mayor (32.12% y 20.32%, respectivamente), en comparación con las otras dos relaciones. La pérdida de materia seca durante el proceso de compostaje se ve afectada principalmente por la descomposición microbiana sobre las materias primas que se utilizan (Hubbe *et al.*, 2010); estas reducciones masivas de material inicial, durante el compostaje se encuentran en el rango de 20-30% (Larney *et al.*, 2000). En la presente investigación se obtuvo una reducción de 40%, pero existen reportes de hasta 58% (Larney *et al.*, 2006). Eghball *et al.* (1997) encontraron que las pérdidas de material variaron desde 14.9 hasta 20% y concluyeron que esto depende de las condiciones climáticas, la calidad de carbono inicial y la cantidad de materiales mezclados con estiércol.

De acuerdo con Plaza *et al.* (2008), la reducción del contenido de materiales lignificados es un parámetro que permite cuantificar los materiales muy humificados. No obstante, el compost con relación C/N 35 presentó el mayor contenido de material Ligeramente Descompuesto (19.95%) seguido de la relación 45 (17.25%); sin embargo, el comportamiento de los grados de descomposición Moderado y Marcadamente descompuesto

para estas relaciones fue similar y sin diferencias estadísticas. El compost con relación C/N 45 obtuvo el mayor porcentaje (5.01%) en el contenido de los materiales muy humificados (Figura 7); consecutivamente, la rel C/N 35 y 26 con valores de 3.9% y 3.8% respectivamente. Tiquia *et al.* (2002) encontraron que la relación C/N inicial es el factor más importante que afecta la pérdida de nitrógeno y carbono; relaciones C/N bajas significan que los microorganismos utilizan todo el C antes y el N lo estabilizan.

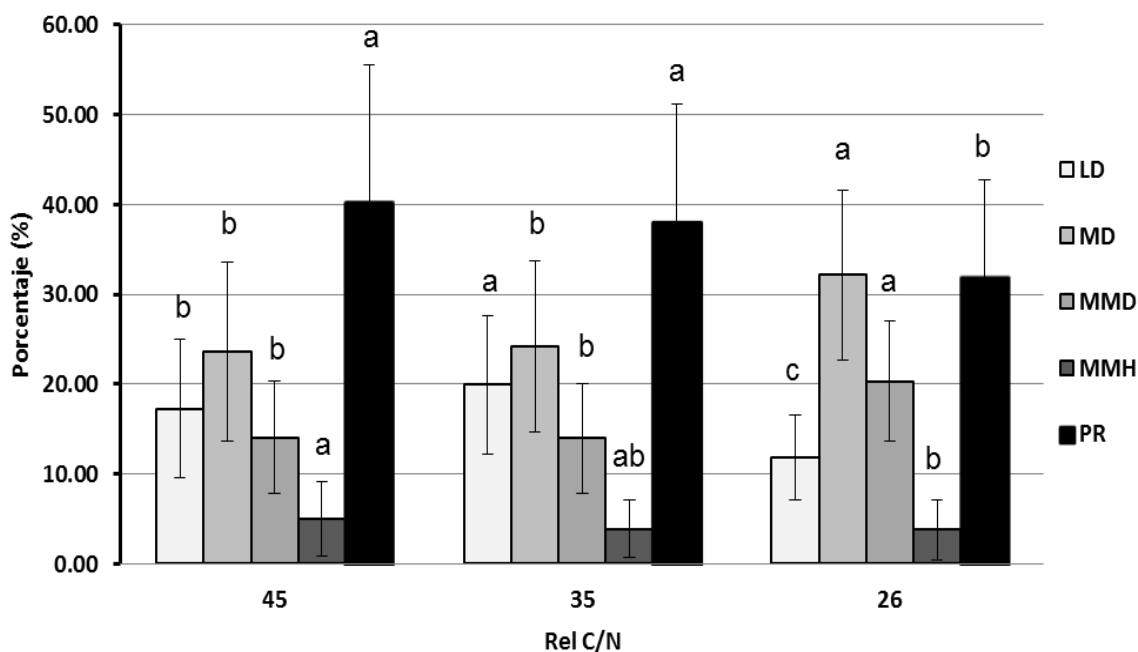


Figura 7. Grados de descomposición de la materia orgánica con diferentes relaciones carbono nitrógeno durante 45 días. LD = Ligeramente Descompuesto, MD = Moderadamente Descompuesto, MMD = Marcadamente Descompuesto MMH = Material Muy Humificado y PR = Porosidad. Medias con letras iguales dentro de la gráfica no son estadísticamente diferentes ($\alpha=0.05$).

En el análisis estadístico de la profundidad no se observaron diferencia estadísticas ($p \leq 0.05$) en las variables Ligera y Moderadamente Descompuesto (Figura 8); sin embargo, los porcentajes de los grados de descomposición fueron similares entre ellos. En la porosidad sí se encontraron diferencias estadísticas ($p \leq 0.05$), lo cual es importante en la toma de decisión sobre el manejo de los materiales orgánicos, principalmente cuando se requiere disminuir los materiales ligeramente descompuestos e incrementar los muy humificados. Es importante

indicar, que los materiales muy humificados tuvieron un comportamiento similar en todos los tratamientos. Dado esta circunstancia, se optó por dejar el análisis estadístico de esta variable.

Por otro lado, las firmas espectrales de los materiales muy humificados son similares a las que presentan las burbujas y las partículas de carburo de silicio, por lo que fue necesario utilizar luz incidente para diferenciar ambos materiales. Al respecto, Sweeney *et al.* (1992) mencionan que en el análisis de imágenes se puede cometer el error de contabilizar un aspecto si no se tiene claro que se busca, debido a la categoría de colores que existe en una imagen digital.

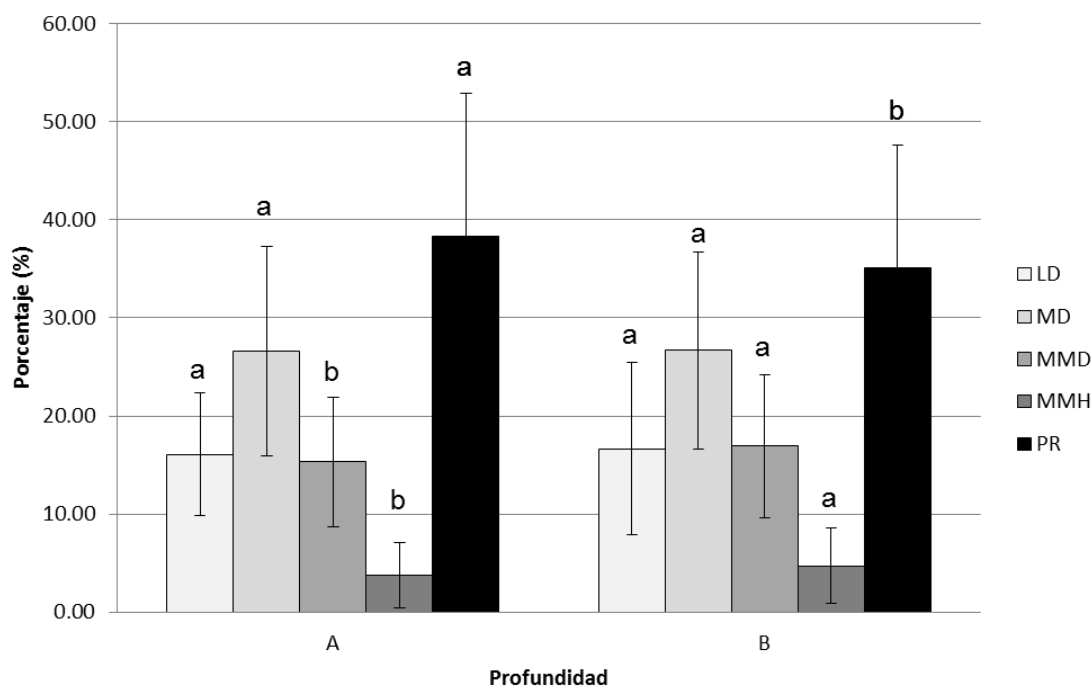


Figura 8. Porcentaje de los grados de descomposición de los materiales orgánicos durante el proceso de compostaje en dos diferentes profundidades (60 y 120 cm) durante 45 días. LD =Ligeramente Descompuesto, MD = Moderadamente Descompuesto, MMD = Marcad amente Descompuesto MMH = Material Muy Humificado y PR = Porosidad. Medias con letras iguales dentro de la gráfica no son estadísticamente diferentes ($\alpha=0.05$).

Los principales cambios químicos que ocurren durante el proceso de compostaje son: contenido de carbono, nitrógeno y fósforo (Olson *et al.*, 2005). Breitenbeck y Schellinger (2004) mencionan que una comparación en la concentración inicial y final de nutrientes puede ser engañoso. El material utilizado, la tecnología empleada, la humedad, la oxigenación y las condiciones ambientales juegan un papel importante en la calidad nutrimental del compost (Tiquia *et al.*, 2002). La rel C/N iniciales fueron 45, 35 y 26, al final quedaron 21, 27 y 13

respectivamente (Cuadro 4). Dado que los microorganismos consumen carbono durante el proceso de compostaje, existe una disminución de éste principalmente en forma de CO₂. La relación C/N disminuye tal como lo reporta Larney *et al.* (2006) la concentración de carbono total fue de 314 g kg⁻¹ de estiércol con paja (cereal) y 358 g kg⁻¹ de estiércol con aserrín, esta diferencia no fue significativa

La reducción de C. O. obtenida en las relaciones C/N 45, 35 y 26 fueron 84.79%, 83.15% y 80.14% respectivamente. Larney *et al.* (2006) reportaron que es significativamente mayor las pérdidas de carbono durante el compostaje (66.9%), que una vez ya estando madura, debido a que al inicio ocurre una mayor descomposición. No obstante, los resultados obtenidos en el presente trabajo muestran una mayor pérdida de carbono, en comparación con el anterior. En la etapa termófila es recomendable realizar volteos para permitir mayor ataque microbiano sobre la materia seca para que se humifique el material a compostar. Tiquia *et al.* (2002) encontraron pérdidas de carbono en compost con aireación activa de 64%, siendo mayor a un 50% en hileras sin mover de estiércol de cerdo.

Cuadro 4. Parámetros iniciales y finales durante el proceso de compostaje.

Rel C/N	M. O.	N. T.	C. O.	Rel C/N	M. O.	N. T.	C. O.
	----- kg -----				----- kg -----		
	Proceso inicial*				Final del proceso**		
45	925.32	11.94	536.73	21	140.8	3.86	81.62
35	744.93	12.38	432.08	27	125.6	2.71	72.81
26	580.00	12.78	336.40	13	115.2	5.00	66.78

* Datos tomados del Capítulo I; **800kg de vermicompost al final del proceso; M.O.= Materia orgánica; N. T.= Nitrógeno total; C. O.= Carbono orgánico.

En el análisis de imágenes se encontró que la rel C/N 45 dominan los materiales moderadamente descompuestos (29.98%) y ligeramente descompuestos (23%); sin embargo, sus porcentajes van disminuyendo de 15.06% y 21.85% respectivamente, debido al proceso de descomposición (Figura 9). En el caso de materiales Marcadamente descompuestos no mostraron diferencias estadísticas ($p \leq 0.05$). Haug (1993) menciona que la cantidad de NH₃⁺ perdido durante el compostaje, se vio afectada por las condiciones durante el proceso tal como la relación C/N, frecuencia de volteo, y tamaño de partícula, dado que se emitió 85% de NH₃⁺ con una relación C/N 20. Para disminuir la pérdida de NH₃⁺, la adición de carbono atribuye a este objetivo, pero pueden aumentar materiales de difícil descomposición. Ernst *et al.* (2009)

realizaron estudios en suelo sobre la mineralización de distintos materiales y concluyeron que materiales con poco nitrógeno influyen sobre la actividad microbiana y en la descomposición de los residuos orgánicos. Esto se debe a que los microorganismos al tener niveles altos de nitrógeno lo utilizan para la síntesis de las cadenas de carbono y la respiración.

La porosidad se vio influenciada por el manejo en la composta, principalmente en el segundo muestreo (49.55%), debido a la actividad biológica en la etapa termófila, liberan dióxido de carbono, degradan materiales orgánicos más lábiles, y originan las condiciones apropiadas de aireación en la pila. No obstante, en la presente investigación la porosidad se redujo en 17.33% en el último muestreo (45 días después de elaborado el compost).

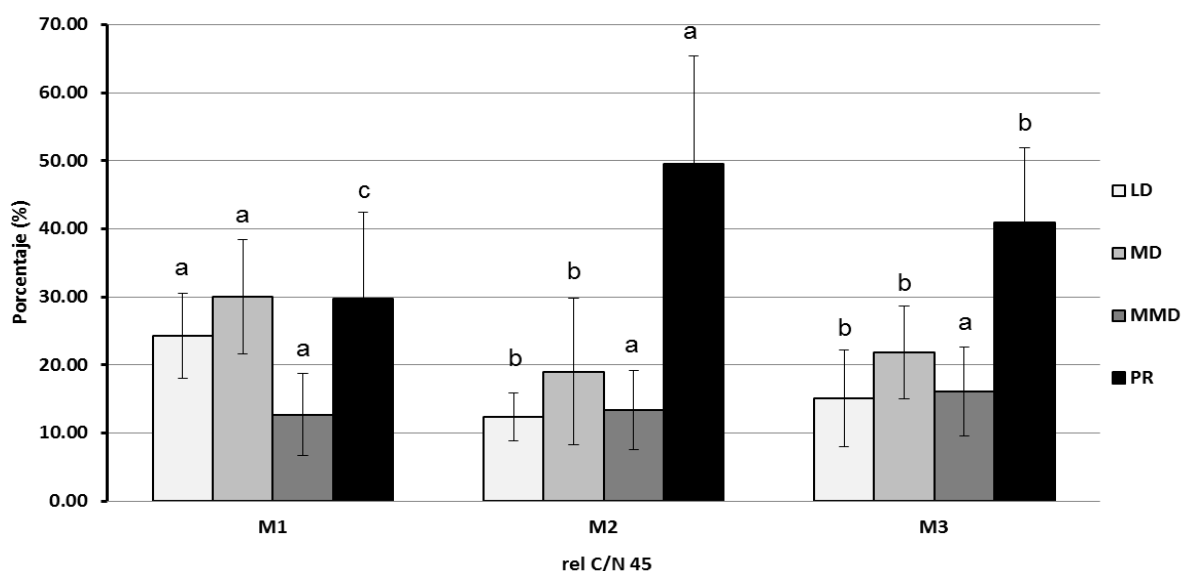


Figura 9. Porcentaje de los diferentes grados de descomposición de la materia orgánica mediante el compostaje en la rel C/N 45, durante los tres muestreos (M1, M2, y M3). LD =Ligeramente Descompuesto, MD = Moderadamente Descompuesto, MMD = Marcadamente Descompuesto y PR = Porosidad. Medias con letras iguales dentro de la gráfica no son estadísticamente diferentes ($\alpha=0.05$).

En cuanto al compost de la relación C/N 35 (Figura 10), no se encontraron diferencias estadísticas ($p \leq 0.05$) en el grado de descomposición Ligera, sobre los muestreos uno y tres. Sin embargo, en el segundo muestreo hubo una reducción del 27.22% con respecto al valor obtenido en el grado de descomposición del primero (22.01%). Dado que se realizaron volteos para permitir mayor aireación, este se vio afectado en una menor proporción al ataque microbiano para los materiales ligeramente descompuestos sobre el tercer muestreo.

La disminución registrada en el segundo muestreo de los materiales ligeramente descompuesto, incremento significativamente ($p \leq 0.05$) a Moderadamente. No se encontraron diferencias estadísticas ($p \leq 0.05$) sobre el grado de descomposición Marcadamente de igual manera para el porcentaje de porosidad, pese a que hubo un aumento de 16.85% entre el primer muestreo y el segundo (Figura 9). Esto se puede deber a la pérdida de nitrógeno durante el compostaje de la rel C/N 35, agotándose el alimento principal para la actividad microbiana.

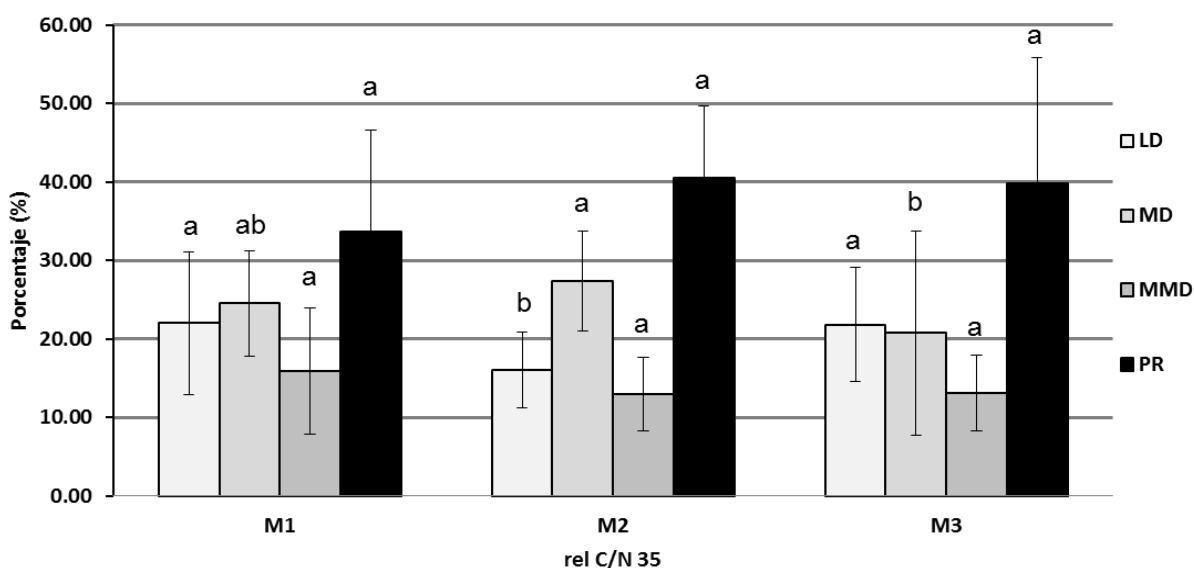


Figura 10. Porcentaje de los diferentes grados de descomposición de la materia orgánica mediante el compostaje en la rel C/N 35, durante los tres muestreos (M1, M2, y M3). LD = Ligeramente Descompuesto, MD = Moderadamente Descompuesto, MMD = Marcadamente Descompuesto y PR = Porosidad. Medias con letras iguales dentro de la gráfica no son estadísticamente diferentes ($\alpha=0.05$).

En la Figura 11 se muestran los porcentajes obtenidos del análisis de imágenes para el compost de la relación C/N 26. En esta figura se observa una tendencia lineal entre los grados de descomposición Moderada y Marcadamente Descompuesto, aunque no son estadísticamente diferentes ($p \leq 0.05$) e inversa en los materiales ligeramente descompuestos. Debido a que las relaciones C/N 45 y 35 fueron altas en comparación a lo recomendable no se manifestó un incremento en los grados de descomposición Marcadamente descompuesto y del material muy humificado. Los microorganismos degradantes de la materia orgánica al no tener

suficiente cantidad de nitrógeno lo inmovilizan y se reduce la actividad (Albuquerque *et al.*, 2009). Este efecto se observó en los grados de descomposición de las tres compost.

Sunil *et al.* (2005) menciona que durante el proceso de compostaje no todo el material se biodegrada con la misma velocidad, ya que muchos materiales requieren por su estructura física y composición química mayor tiempo para perder su morfología inicial. Usualmente, en la composta se presentan restos de materiales en distintas etapas de biodegradación, más aun cuando se compostan residuos heterogéneos (Tripathi y Bhardwaj, 2004; Pigatin *et al.*, 2013).

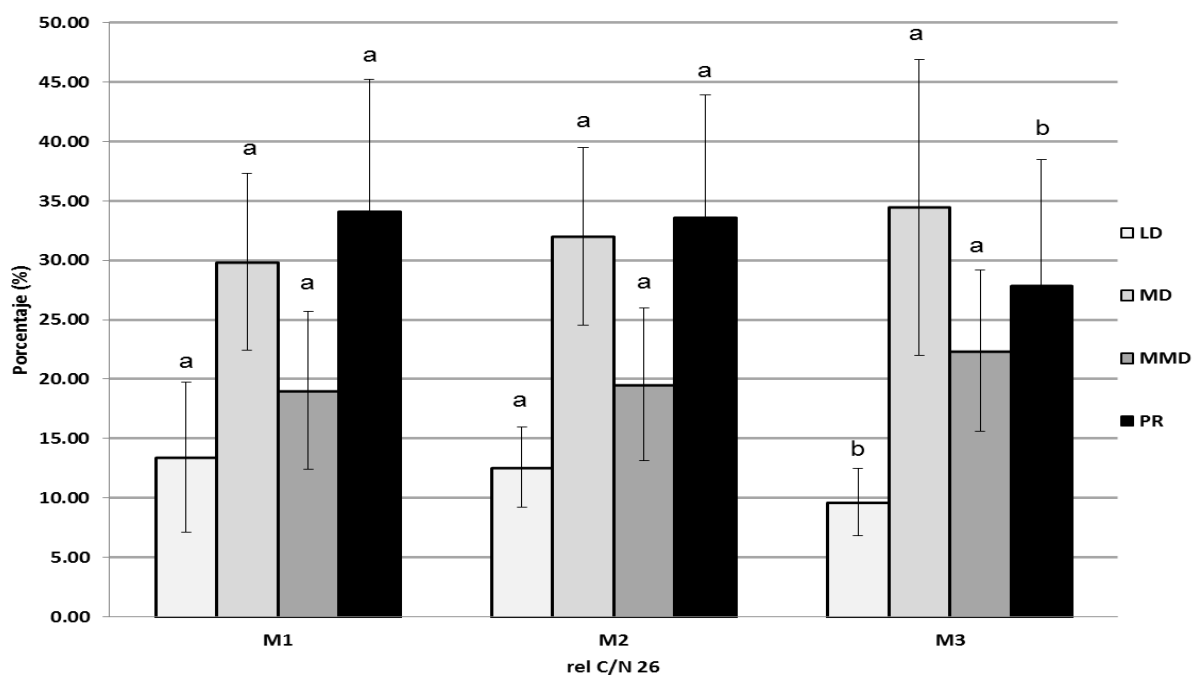


Figura 11. Porcentaje de los diferentes grados de descomposición de la materia orgánica mediante el compostaje en la relación C/N 26, durante los tres muestreos (M1, M2, y M3). LD = Ligeramente Descompuesto, MD = Moderadamente Descompuesto, MMD = Marcadamente Descompuesto y PR = Porosidad. Medias con letras iguales dentro de la gráfica no son estadísticamente diferentes ($\alpha=0.05$).

La rel C/N influye sobre la descomposición de los materiales orgánicos, ya que el nitrógeno es un parámetro muy importante en la actividad de los microorganismos (Pramanik *et al.* 2007). Lo anterior se manifiesta en las relaciones C/N 45 y 35 con menores porcentajes en los grados de descomposición moderadamente y marcadamente; mientras que la relación C/N 26 se incrementó durante los dos muestreos posteriores.

Las principales tendencias que se usan para determinar si un compost tiene una madurez adecuada son principalmente pH, C.E., C.I.C., rel C/N, la relación entre ácidos

húmicos y fúlvicos (AH/AF), la demanda de oxígeno por la actividad biológica y la reducción en tamaño entre otros (Labrador, 2001). Sin embargo, los resultados obtenidos han demostrado que la utilización de las secciones delgadas y el análisis micromorfológico permiten determinar en ciertas circunstancias qué relación C/N es la más propicia para la maduración del producto final y qué material agropecuario se está descomponiendo en menor tiempo. Asimismo, se reconocen claramente los tejidos que se están desintegrando en condiciones aeróbicas y cuál es el comportamiento al ser humificados.

Los contenedores usados para la realización de las secciones delgadas pueden ser usadas para las determinaciones químicas que permite determinar la madurez del compost ya que el material representativo (*in situ*) permitió determinar los componentes más humificados.

3.4 Conclusiones

El análisis micromorfológico permitió identificar los cambios que ocurren durante el proceso de descomposición de los tejidos del maíz, no así para el estiércol que ya presentaban formación de materiales humificados y tejidos fragmentados con moderada humificación.

Los diferentes grados de descomposición de los tejidos de maíz y estiércol presentan patrones espectrales estadísticamente significativos que permiten su cuantificación durante las diferentes etapas de descomposición, independientemente de la relación C/N y profundidad del muestreo.

El análisis de imágenes es una herramienta eficaz y rápida para la obtención del porcentaje de los materiales orgánicos, cuando estos están sufriendo algún grado de descomposición.

3.5 Literatura Citada

- Adderley, W. P., A. I. Simpsons, and D. A. Davidson. 2002. Colour description and quantification in mosaic image of soil thin sections. *Geoderma* 108: 181–195.
- Alburquerque J. A., J. González, G. Tortosa, G. A. Baddi and J. Cegarra. 2009. Evaluation of “alperujo” composting based on organic matter degradation, humification and compost quality. *Biodegradation* 20: 257 – 270.
- Anicua S. R., M. C. Gutierrez C. and P. Sánchez G. 2008. Physical and micromorphological properties of organic and Inorganic materials for preparing growing media. *In: Michel J. C.* 2008. Proc. IS on growing media. *Acta Horticulturae*. 779: 577-582.

- Babel, U. 1985. Componentes orgánicos básicos. pp. 95-112. *In*: Bullock P., A. Jongerius, T. Tursina, N. Fedoroff y G. Stoops. Manual para la descripción micromorfológica de suelos. Trad. al español por Ma. C. Gutiérrez C. y C. A. Ortiz S. 1a edición. Colegio de Postgraduados. Texcoco, estado de México, México.
- Bardy M., E. Fritsch, S. Derenne, T. Allardb, N.R. do Nascimento, G.T. Bueno. 2008. Micromorphology and spectroscopic characteristics of organic matter in waterlogged podzols of the upper Amazon basin. *Geoderma* 145: 222–230.
- Bautista C., A., M. C. Gutiérrez C., R. F. Del castillo S. y J. D. Etchevers B. 2005. Cronosecuencia de un suelo y su clasificación en un área originalmente ocupada por bosque mesofilo de montaña. *TERRA Latinoamericana* 23 (2): 147-157.
- Breitenbeck, G. A. and D. Schellinger. 2004. Calculating the reduction in material mass and volume during composting. *Compost Science and Utilization* 12: 365–371.
- Bullock, P., A. Jongerius, T. Tursina, N. Fedoroff y G. Stoops. 1985. Manual para la descripción micromorfológica desuelos. Trad. al español por Ma. C. Gutiérrez, C. y C. A. Ortiz S. 1a edición. Colegio de Postgraduados. Texcoco, estado de México, México.
- Castaldi P., G. Alberti, R. Merella and P. Melis. 2005. Study of the organic matter evolution during municipal solid waste composting aimed at identifying suitable parameters for the evaluation of compost maturity. *Waste Management* 25: 209–213.
- Castro A., C. Henríquez y F. Bertsch. 2009. Capacidad de suministro de N, P y K de cuatro abonos orgánicos. *Agronomía Costarricense* 33(1):31-43.
- Chroni C., A. Kyriacou, T. Manios and K. E. Lasaridi. 2009. Investigation of the microbial community structure and activity as indicators of compost stability and composting process evolution. *Bioresource Technology* 100: 3745–3750.
- Comité Técnico de Normalización Nacional de Productos Agrícolas y Pecuarios (CTNNPAP). 2007. Humus de lombriz (Lombricomposta) especificaciones y métodos de prueba. NMX-FF-109-SCFI-2007.
<http://www.sagarpa.gob.mx/agricultura/info/comp/it/normas> /noti/
 PROY_NMX_HUMUS_24072007_DGN.pdf
- Cotrufo M. F., M. D. Wallenstein, C. M. Boot, K. Deneff and E. Paul. 2013. The Microbial Efficiency-Matrix Stabilization (MEMS) framework integrates plant litter

- decomposition with soil organic matter stabilization: do labile plant inputs form stable soil organic matter? *Opinion. Global Change Biology* (19): 988–995.
- Eghball, B., J. F. Power, J. E. Gilley and J. W. Doran. 1997. Nutrient, carbon, and mass loss during composting of beef cattle feedlot manure. *Journal of Environmental Quality*. 26 (1): 189–193.
- Ernst G., I. Henseler, D. Felten and C. Emmerling. 2009. Decomposition and mineralization of energy crop residues governed by earthworms. *Soil Biology and Biochemistry* 41: 1548 – 1554.
- Fialho L. L., W. T. Lopes D. S., D. M. B. P. Milori., M. Luiz S. and L. Martin N. 2010. Characterization of organic matter from composting of different residues by physicochemical and spectroscopic methods. *Bioresource Technology* 101: 1927–1934.
- FitzPatrick, E.A. 1990. *Micromorfología de suelos*. Trad. al español por M. del C. Hidalgo. Compañía Editorial Continental. México, D.F.
- FitzPatrick, E.A. and T. Gudmundson. 1978. The impregnation of wet peat for the production of thin sections. *Soil Science* 29: 585-587.
- Fox, C.A. 1984. A morphometric system for describing the micromorphology of organic soils and organic layers *Canadian Journal of Soil Science* 64: 495-503.
- Fox, C.A. 1985. Micromorphological characterization of histosol, 85-104 p. *In: Douglas L. A. and M. L. Thompson (Eds.). Soil Micromorphology and Soil Classification. Soil Science of America. Special Publication No 15. Madison, USA.*
- Frazier B. E. and G. B. Lee. 1971. Characterization and classification of three wisconsin Histosols. *Soil Science Society of America Proc.* 35: 776-780.
- García, C. N. E. 1999. Cambios en las características de las sustancias húmicas por la actividad de las lombrices de tierra. *In: I Simposio Internacional y Reunión Nacional. Lombricultura y abonos orgánicos. Martínez, et al. (Eds). Secretaria de Agricultura, Ganadería y Desarrollo Rural. Subsecretaría de Desarrollo Rural, unidad de identificación y promoción de mercados, UIPM. Montecillo y Chapingo. México.*
- Haug, R. T. 1993. *The practical handbook of compost engineering*. CRC Press. Boca Raton, Florida.

- He, X. S., B. D. Xi, Y. H. Jiang, L. S. He, D. Li, H. W. Pan and S. G. Bai. 2013. Structural transformation study of water-extractable organic matter during the industrial composting of cattle manure. *Microchemical Journal* 106: 160–166.
- Hubbe M. A., M. Nazhad and C. Sánchez. 2010. Composting as a way to convert cellulosic biomass and organic waste into high-value soil amendments: a review. *Bioresources* 5(4): 2808-2854.
- Julca, O. A., L. Meneses F., R. Blas S. and S. Bello A. 2006. La materia orgánica, importancias y experiencias de su uso en la agricultura. *IDESIA (Chile)* 24 (1):49 – 61.
- Kononova M. 1982. *Materia orgánica del suelo: su naturaleza, propiedades y métodos de investigación*. Barcelona. Oikos-Tau. 365 p.
- Kubienska W. L. 1953. *The Soils of Europe (A standard study with the-state-of-the-art on Mediterranean soils, including micromorphological properties)*. Murby, London. 317p.
- Labrador J. M. 2001. *La materia orgánica en los agrosistemas*. Editoriales Mundi-Prensa. Madrid, España. pp. 152-178.
- Larney F. J., K. E. Buckley, X. Hao and W. P. McCaughey. 2006. Fresh, stockpiled and composted beef cattle feedlot manure: nutrient levels and mass balances in Alberta and Manitoba. *Journal of Environmental Quality* 35 (5): 1844-1854.
- Larney F. J., A. F. Olson, A. A. Carcamo and Ch. Chang. 2000. Physical changes during active and passive composting of beef feedlot manure in winter and summer. *Bioresource Technology* 75: 139–148.
- Li X., M. Xing, J. Yang and Z. Huang. 2011. Compositional and functional features of humic acid-like fractions from vermicomposting of sewage sludge and cow dung. *Journal of Hazardous Materials* 185: 740-748.
- Liu J., X. Xu, H. Li and Y. Xu. 2011. Effect of microbiological inocula on chemical and physical properties and microbial community of cow manure compost. *Biomass and bioenergy* 35: 3433 – 3439.
- Luz, F. M. M., S. C. Saab, L. M. Santos, J. A. B. Santos, M. L. Simoes and A. M. Brinatti. 2013. Study of Humification of Soil Organic Matter in a Lowland Area. *In: J. Xu, J.*

- Wu and Y. He (Eds). Functions of Natural Organic Matter in Changing Environment. Volume 1. Jointly published with Zhejiang University Press. pp. 269 – 272.
- Murphy, C. P. 1986. Thin section preparation of soils and sediments. AB Academic Publishers. Berkhamsted, Great Britain.
- Olson B. M., R. H. McKenzie and F. J. Larney. 2005. Nitrogen-based and phosphorus-based application of fresh and composted cattle manure. Pages 109–115 in Proc. 42nd Annual Alberta Soil Science Workshop. Calgary, Alberta.
- Pigatin L.B.F., A. dos Santos, F. Benetti, R.S. Ferrer, M. D. Landgraf and M. O. O. Rezende. 2013. Study of Humification Dynamics of Organic Residues on Vermicomposting Process. *In*: J. Xu, J. Wu and Y. He (Eds). Functions of Natural Organic Matter in Changing Environment. Volume 1. Jointly published with Zhejiang University Press. pp. 273 – 276.
- Plaza C., R. Nogales, N. Senesi, E. Benitez and A. Polo. 2008. Organic matter humification by vermicomposting of cattle manure alone and mixed with two-phase olive pomace. Short Communication. *Bioresource Technology* 99: 5085–5089.
- Pramanik P., G. K. Ghosh, P. K. Ghosal and P. Banik. 2007. Changes in organic – C, N, P and K and enzyme activities in vermicompost of biodegradable organic wastes under liming and microbial inoculants. *Bioresource Technology* 98: 2485-2494.
- Rodríguez-Salinas, M. A. y A. Rojas J. 2000. Aspectos técnicos en la producción de composta. <http://www.Caféinternetparaíso.com/index.htm>
- Sánchez E. J., M. N. Rodríguez M., C. V. Sánchez R. y F. Fernández L. 2008. Abonos orgánicos. Ediciones Papiro Omega, S. A. de C. V. México, D. F. 139 p.
- Solano M. L., F. Iriarte, P. Ciria and J. Negro M. 2001. Performance characteristics of three aeration systems in the composting of sheep manure and straw. *Journal of Agricultural Engineering Research* 79: 317–329.
- Sunil K., C. R. Rawat, D. Shiva and K. R. Suchit. 2005. Dry matter accumulation, nutrient uptake and changes in soil fertility status as influenced by different organic and inorganic sources of nutrients to forage sorghum (*Sorghum bicolor*). *Indian Journal of Agricultural Science* 75 (6): 340-342.
- Sweeney S. J., R. Protz and C. A. Fox. 1992. An application of spectral image analysis to soil micromorfology, 2. Comparison of two soil profiles. *Geoderma* 53: 341-355.

- Sztern D. y A. Pravia M. 2001. Manual para la elaboración de compost, bases conceptuales y procedimientos. Organización panamericana de la salud. Organización mundial de la salud. San José, Uruguay. 56p.
- Tripathi G. and P. Bhardwaj. 2004. Comparative studies on biomass production, life cycles and composting efficiency of *Eisenia fetida* (Savigny) and *Lampito mauritii* chloride. *Biology and Fertility of Soils* 11: 216-220.
- Tiquia S. M., T. L. Richard and M. S. Honeyman. 2002. Carbon, nutrient and mass loss during composting. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 62: 15–24.
- Vera M., M. Sierra, M. Díez, C. Sierra, A. Martínez, F. J. Martínez, and J. Aguilar. 2007. Deforestation and land use effects on micromorphological and fertility changes in acidic rainforest soil in Venezuelan Andes. *Soil and Tillage Research* 84: 184–194.
- Watteau F. and G. Villemin. 2011. Characterization of organic matter microstructure dynamics during co-composting of sewage sludge, barks and green waste. Short Communication. *Bioresource Technology* 102: 9313–9317.
- Wetterstedt, J. Å. M., T. Persson and G. I. Ågren. 2010. Temperature sensitivity and substrate quality in soil organic matter decomposition: results of an incubation study with three substrates. *Global Change Biology* 16(6): 1806-1819.
- Zhu, N. 2007. Effect of low initial C/N ratio on aerobic composting of swine manure with rice straw. *Bioresource Technology* 98: 9–13.

**CAPÍTULO IV. VERMICOMPOST COMO SUSTRATO EN LA PRODUCCIÓN DE
MENTA (*Menta piperita* L.)
VERMICOMPOST COMO SUSTRATO EN LA PRODUCCIÓN DE MENTA (*Menta
piperita* L.)**

Resumen

El objetivo del trabajo fue comparar la relación carbono nitrógeno del vermicompost como sustrato en la producción y concentración nutrimental de menta (*Menta piperita* L.). Se realizaron tres compostas con relaciones iniciales de C/N 45, 35 y 26, para ello se utilizaron dos materiales orgánicos paja de maíz (PM) y estiércol de bovino (EB). Al final del proceso de vermicompostaje se cosechó el humus de lombriz o vermicompost (VC) y se obtuvo relaciones C/N 21, 27 y 13 respectivamente. Para la evaluación nutrimental del vermicompost se diseñó un experimento factorial (3x2), con tres relaciones C/N, con y sin la incorporación de efluentes orgánicos (derivados del proceso de vermicompostaje), en un diseño completamente al azar con 10 repeticiones. Las plántulas de menta se colocaron en macetas con una mezcla de vermicompost:agrolita (3:1, v:v). 73 días después del trasplante (DDT) se determinó nitratos (NO_3^-) y potasio (K^+) con los ionómetros portátiles Horiba®, posteriormente se cosecharon las plantas y se cuantificó peso fresco y seco de hojas, tallos y raíz, índices de materia seca y la proporción de la parte aérea y raíz. Las plantas desarrolladas en el VC 13 presentaron la mayor concentración de NO_3^- (12,750 ppm) y K^+ (10,100 ppm) además favoreció el desarrollo del cultivo que se refleja en Biomasa Total (16.97 g) en comparación con las plantas que crecieron en VC 21 y 27. Vermicompost con rel C/N inicial de 26 produce un material que puede ser utilizado como sustrato en el cultivo de menta para consumo en fresco o en seco.

Palabras clave: *Menta piperita* L., relación C/N, vermicompost, sustrato, potencial nutrimental.

Abstract

The objective was to compare the carbon nitrogen vermicompost as substrate in the production and nutrient concentration of peppermint (*Menta piperita* L.). There were three initial relationships compost C/N 45, 35 and 26, for these two organic matters were used; maize straw (PM) and cow manure (EB). At the end of the vermicomposting process we harvested

vermicompost (VC) and obtained C/N ratios of 21, 27 and 13 respectively. For the nutritional evaluation of vermicompost we designed a factorial experiment (3 x 2) with three C/N ratios, with and without the addition of organic effluents (derived from vermicomposting process) in a completely randomized design with 10 replications. Peppermint seedlings were placed in pots containing a mixture of vermicompost: perlite (3:1, v: v). 73 days after transplanting (DAT) nitrates were determined (NO_3^-) and potassium (K^+) with mobile Ionomers Horiba®, then the plants were harvested and quantified the fresh and dry weight of leaves, stems and roots, dry matter rates and the proportion of shoots and roots. Plants grown in the VC 13 had the highest concentration of NO_3^- (12,750 ppm), and K^+ (10, 100 ppm) also favoring the development of the crop which is reflected in Total Biomass (16.97 g) compared to the plants grown in VC 21 and 27. Vermicompost with initial C/N 26 produces a material which can be used as substrate for the cultivation of fresh consumption mint or dry.

Keywords: *Menta piperita* L., relation C/N, vermicompost, substratum, nutritional potential.

4.1 Introducción

En México la producción de hierbas aromáticas presenta un gran potencial debido al incremento en las exportaciones a países como Estados Unidos, Japón y Alemania (Sánchez y Lucero, 2012). Entre las plantas aromáticas de importancia nacional se encuentra la menta que pertenece a la familia Lamiaceae. Estas plantas se distribuyen en regiones templadas y subtempladas (Arzani *et al.*, 2007), sus productos son la producción de hojas secas que son usadas en té y condimentos y aceites esenciales (Dorman *et al.*, 2003), y es fuente valiosa de antioxidantes, por lo que su consumo se ha incrementado en los últimos años (Rodríguez *et al.*, 2006). En la producción orgánica el uso del compost se ha convertido en un elemento central, ya que proveen de una aeración adecuada, mejora la capacidad de retención de agua, promueve el crecimiento de microorganismos benéficos en la rizosfera y sirven como un reservorio de nutrientes para la obtención de plantas sanas que contribuyen a la productividad de las mismas (Hashemimajd *et al.*, 2004; Nair *et al.*, 2012; Rodríguez *et al.*, 2008; Velarde *et al.*, 2004). Por sus características físico-químicas la incorporación del compost al suelo favorece la aireación y drenaje, lo que permite un mejor desarrollo del cultivo (Hashemimajd *et al.*, 2004)

Para el inicio del compostaje se recomienda que la rel C/N de los materiales a utilizar estén entre 25-35 (Bernal *et al.*, 2009, Sánchez *et al.*, 2008); mientras que para el vermicompostaje este debe oscilar entre 20-25 (Sánchez *et al.*, 2008) previo pre-compostaje. Esto permite que las temperaturas altas que se presenten en la primera etapa aseguren la inocuidad del producto final, y cuando se agreguen las lombrices la temperatura baje y sea más eficiente la actividad de estas. La rel C/N del producto final del proceso de vermicompostaje conocido como humus de lombriz o vermicompost oscilará entre 13-15, lo que permite definir la estabilidad del producto (Zhu, 2007).

La medición del crecimiento sobre órganos específicos y la proporción de estos con respecto al total de la planta, permite identificar cambios bioquímicos y fisiológicos relacionados con nutrición del cultivo que van a influir directamente sobre la producción (Salisbury y Ross, 1994; Delgado *et al.*, 2004). En relación a este aspecto es poco lo que se conoce sobre la producción del cultivo de menta con sustratos orgánicos y cómo se modifican los indicadores de desarrollo y crecimiento. Por tal motivo, el objetivo del presente trabajo fue comparar la relación carbono nitrógeno del vermicompost como sustrato en la producción y concentración nutrimental de menta.

4.2 Materiales y Métodos

La presente investigación se llevó a cabo en las instalaciones del Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, Estado de México. Para el pre-compostaje se utilizaron 2 materiales orgánicos paja de maíz y estiércol de bovino, a estos se les determinó materia orgánica y nitrógeno total en laboratorio, una vez obtenido los resultados y en base a las fórmulas propuestas por el Comité Técnico de Normalización Nacional de Productos Agrícolas y Pecuarios (2007) se determinaron las rel C/N de paja de maíz (PM) y estiércol de bovino (EB). Con base en esto se calculó las cantidades como se indica en el Cuadro 1. Después de 93 días se incorporó la lombriz, y 97 días después finalizó el proceso con una rel C/N que va de 13 a 27 (Cuadro 1).

Cuadro 1. Cantidad de material orgánico para la obtención de las relaciones carbono nitrógeno en el proceso de pre-compostaje.

Materiales orgánicos (kg)		Rel C/N inicial en el proceso de pre-compostaje	Rel C/N final en el proceso de vermicompostaje*
PM	EB		
670	1330	45	21 [§]
320	1680	35	27
0	2000	26	13

PM = Paja de Maíz; EB = Estiércol de Bovino.

* Material que se utilizó para la evaluación en Menta (*Menta piperita* L.)

§ Ajuste numérico para aspectos prácticos.

El material vegetal utilizado fue semilla de menta (Rancho los Molinos®), sembradas en charola de 200 cavidades utilizando como sustrato peat moss, 30 días después se hizo el trasplante, colocando una planta por unidad experimental que consistió en un bolsa negra de polietileno (17x17) que contenía con una mezcla de vermicompost y agrolita (3:1 V:V). Para conocer el potencial nutrimental de los vermicompost se utilizó un diseño de tratamientos con arreglo factorial (3x2) el primer factor fueron las relaciones C/N a evaluar (21, 27 y 13) y el segundo factor fue la incorporación de los efluentes (con y sin) que fueron colectados tres semanas antes de la cosecha del humus de lombriz. Los tratamientos se replicaron 10 veces y se distribuyeron completamente al azar (Cuadro 2).

Cuadro 2. Generación de tratamientos evaluados.

Tratamiento	Descripción	Identificación
T1	Vermicompost rel C/N 21 + efluente*	VC 21 + EF
T2	Vermicompost rel C/N 21	VC 21
T3	Vermicompost rel C/N 27 + efluente	VC 27 + EF
T4	Vermicompost rel C/N 27	VC 27
T5	Vermicompost rel C/N 13 + efluente	VC 13 + EF
T6	Vermicompost rel C/N 13	VC 13

* Los efluentes se incorporaron cada siete días.

Todas las plantas fueron regadas cada tercer día con 60 mL de agua acidulada (cálculo obtenido por riego por goteo de 2 min.). Durante el desarrollo de las plantas se hicieron lecturas SPAD a los 16, 34, 53 y 73 días después del trasplante, utilizando un medidor de clorofila Minolta® SPAD 502. A la cosecha (73 DDT) en invernadero en las primeras horas de la mañana se determinó en extracto celular NO_3^- y K^+ (ionómetros portátiles HORIBA®),

que se obtuvo de la trituración de los tallos que contenían las hojas más recientemente maduras (Alcántar y Sandoval, 1999; Hart *et al.*, 2003). Al mismo tiempo se hicieron determinaciones de peso fresco de hojas (PFH) y tallos (PFT), volumen radial (VR), peso seco de Hojas (PSH), Tallos (PST) y Raíz (PSR). Con estas medidas directas se calculó la Biomasa Fresca ($BF = PFH + PFT$), peso seco se calculó Biomasa aérea ($BA = PSH + PST$), índice de materia seca ($IMS = BA/BF$) y proporción de la parte aérea con respecto a la raíz ($PPAR = BA/PSR$) expresados en $g\ planta^{-1}$ (Villar *et al.*, 2005). Los datos obtenidos se analizaron con el paquete estadístico SAS 9.3 mediante un análisis de varianza de acuerdo con el diseño experimental utilizado y comparación de medias mediante la prueba de Tukey ($p \leq 0.05$).

4.3 Resultados y Discusión

El pre-compostaje se inició con tres relaciones C/N, 45, 35 y 26, después de la descomposición de los materiales orgánicos y su transformación a vermicompost se obtuvo un sustrato químicamente estable con relaciones 21, 27 y 13 respectivamente (Cuadro 3). De acuerdo con Sánchez *et al.* (2008) la mejor rel C/N de un vermicompost para la producción agrícola, oscila entre 10 y 13. La actividad de las lombrices está asociada completamente con actividad microbiana para la generación de un vermicompost enriquecido con organismos benéficos para la plantas (Rajasekar *et al.*, 2012). En el Cuadro 3, se muestra los resultados del análisis químico de los tres materiales. El vermicompost con la rel C/N 13 presentó el mayor porcentaje de nitrógeno (0.625%), la mitad de lo reportado por Durán y Henríquez, (2007) quienes al obtener un vermicompost derivado del uso de estiércol vacuno con una Rel C/N de 10.9 presento 1.8% de nitrógeno, lo que demuestra que el tipo de materia prima utilizada para la elaboración del vermicompost determinará las características finales del material. La mayor concentración de fósforo se presentó en la rel C/N 13 (Cuadro 3) con 988.74 ppm, niveles altos de fósforo son importantes para la estimulación del crecimiento de raíces (Brown *et al.*, 2003), pero también puede afectar el desarrollo de la planta cuando las concentraciones son demasiado altas (Alcántar *et al.*, 2009). Por otro lado, Atiyeh *et al.* (2002) menciona que el vermicompost al sufrir una serie de transformaciones hacen disponibles cuatro veces más el nitrógeno, veinticinco veces más el fósforo, y dos veces más el potasio.

Cuadro 3. Análisis químico de tres vermicompost generados de dos materiales orgánicos.

Rel C/N		C. E.	C.I.C.	pH	M. O.	Nitrógeno	Fósforo	Potasio
Inicial	Final	dS m ⁻¹	cmol _c kg ⁻¹		----- % -----	----- ppm -----		
45	21	2.14	15.55	8.6	17.6	0.482	740.91	105.64
35	27	2.06	24.00	8.6	15.7	0.339	886.69	114.61
26	13	2.20	27.74	8.8	14.4	0.625	988.74	132.55

C. E. = Conductividad Eléctrica, C. I. C. = Capacidad de Intercambio Catiónico, M. O. = Materia Orgánica.

El vermicompost de la rel C/N 13 obtuvo los mayores resultados en C.E. que fue de 2.2 dS m⁻¹, C.I.C. con un valor de 27.74 cmol kg⁻¹ y K⁺ con un valor de 132.55 ppm, y fue menor en Materia Orgánica con 14.4% (Cuadro 3). El Comité Técnico de Normalización Nacional de Productos Agrícolas y Pecuarios (2007) indica que un vermicompost presenta en promedio C.I.C. > a 40 cmol kg⁻¹, pH de 5.5 a 8.5, C.E. ≤ 4 dS m⁻¹. Hernández *et al.* (2010) y Khan y Fouzia (2011), reportan pH 6.54-8.66, C.E. 2.89-5.75 dS m⁻¹, y concentraciones de K⁺ de 1,520-1,900 ppm. Aunque se obtienen diferencias en las características químicas, es muy difícil estandarizar concentraciones nutrimentales para un mejor vermicompost, pues esto depende del material de origen y la tecnología empleada para su producción.

Durante el desarrollo del cultivo se observaron en las hojas diferencias en la tonalidad de verde que se ratificó con las lecturas SPAD. En la Figura 1, se muestra como a los 16 DDT los tratamientos VC 13 con y sin efluentes fueron altamente significativos (p≤0.05) sobre los demás tratamientos, los valores obtenidos fueron de 29.69 y 28.68 respectivamente, seguido del VC 27 (25.03); mientras que en los tratamientos VC 27 + EF, VC 21 y VC 21 + EF no hubo diferencias estadísticas (p≤0.05). Estos resultados indican que la incorporación de efluentes no siempre viene acompañado de una respuesta favorable por la planta, tal como lo confirma Atiyeh *et al.* (2002).

En los primeros tres muestreos las lecturas SPAD oscilaron de entre 20 a 30, mientras que a los 73 DDT se observa que la intensidad de verde en las hojas se incrementa entre 30 a 37, sin embargo entre los tratamientos no mostraron diferencias estadísticas (p≤0.05), también se presentó un incremento en los brotes y hojas por lo que las plantas fueron más frondosas, esto se debe a la mineralización de la materia orgánica y absorción de iones por parte del cultivo que se dio en la época de cosecha. Atiyeh *et al.* (2000) indican que las lombrices favorecieron la mineralización de la materia orgánica incrementando el contenido de N-NO₃.

Por otro lado, Castro *et al.* (2009) mencionan que el 25% del Nitrógeno está disponible para su mineralización y ser absorbido por la planta.

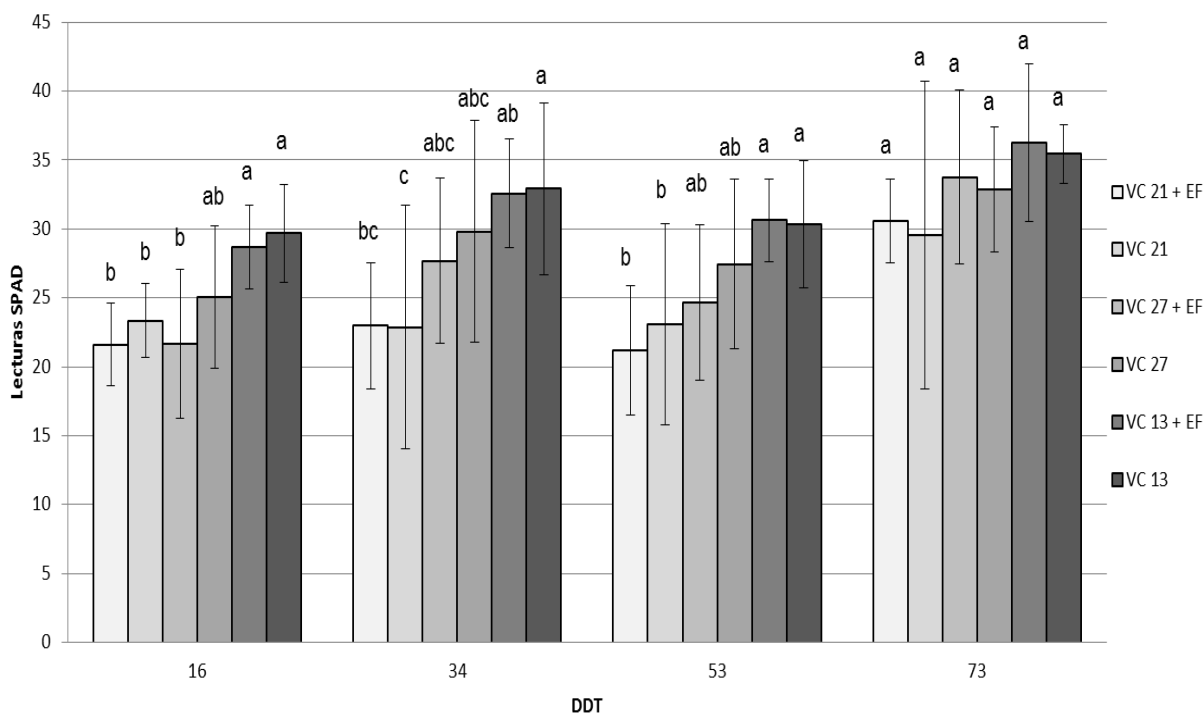


Figura 1. Lecturas SPAD en hojas de menta en diferentes intervalos de tiempos, sobre los tratamientos evaluados. (VC 21 + EF = Vermicompost C/N 21 + efluente; VC 21 = Vermicompost C/N 21; VC 27 + EF = Vermicompost C/N 27 + efluente; VC 27 = Vermicompost C/N 27; VC 13 + EF = Vermicompost C/N 13 + efluente; VC 13 = Vermicompost C/N 13). Medias con letras iguales dentro de la gráfica no son estadísticamente diferentes (Tukey, 0.05).

En la determinación de NO_3^- los tratamientos presentaron diferencias estadísticas, sobresaliendo las plantas desarrolladas en vermicompost C/N 13 con y sin efluentes y las que crecieron con vermicompost C/N 21 con valores de 12,750, 11,550 y 10,750 ppm respectivamente (Figura 2). Leyva *et al.* (2005) en un experimento en tomate encontraron una concentración de 2,090 ppm de NO_3^- , valores bajos comparados con los obtenidos en la presente investigación, sin embargo es importante destacar que esta determinación se hizo cuando estaba en producción el cultivo y por efecto de dilución los niveles disminuyen notablemente. En trigo, la concentración de NO_3^- en tallos fue de cinco veces mayor que la concentración en hojas (1,261 ppm) (Echeverría, 1985).

En la concentración de K^+ una vez más las plantas crecidas en VC 13 presentaron mayor concentración (10,100 ppm). En este experimento se observó una relación inversa entre la rel C/N y la concentración de NO_3^- y K^+ en las plantas desarrolladas en estos sustratos. Por otro lado, con la incorporación de efluentes, la concentración de ambos iones disminuyó bajo la hipótesis que los microorganismos que se encuentran en el vermicompost inmovilizaron estos elementos.

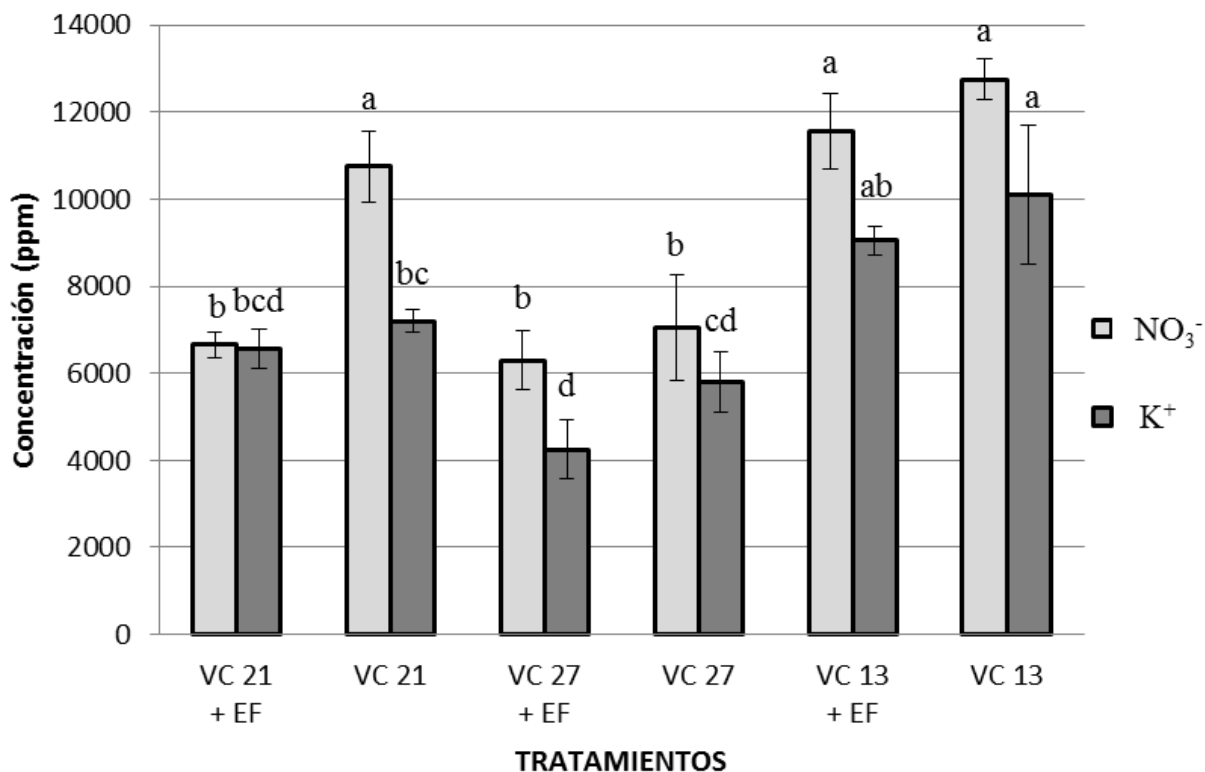


Figura 2. Concentración NO_3^- y K^+ en el cultivo de menta a los 73 DDT. Medias con letras iguales dentro de la gráfica no son estadísticamente diferentes (Tukey, 0.05)

Los resultados obtenidos de los cuadrados medios del análisis de varianza (Cuadro 4), fueron altamente significativas en todas las variables por efecto de rel C/N en el vermicompost, no así por la incorporación de efluente y su interacción. En este mismo sentido Juárez *et al.* (2012) no encontraron diferencias significativas en las variables de peso fresco y seco utilizando dos fuentes orgánicas para el desarrollo de la manzanilla; mientras que Atiyeh *et al.* (2001) concluyeron que las diferencias encontradas en las variables evaluadas se debe al contenido de cantidades significativas de reguladores de crecimiento: auxinas, giberelinas y citoquininas debido a la actividad de las lombrices.

Cuadro 4. Cuadrados medios del análisis de varianza para los índices morfológicos en el cultivo de menta bajo condiciones de invernadero con sustratos orgánicos y efluentes (73 DDT).

FV	GL	PFT	PFH	PSH	PST	PSR	VR
C/N	2	50.54**	200.17**	9.7**	1.88**	1.79**	156.65**
EFL	1	0.01	0.74	0.05	0.03	0.04	0.75
C/N*EFL	2	2.74	1.75	0.10	0.14	0.03	2.78
ERROR	54	2.66	11.07	0.38	0.11	0.09	6.03
CV		38.07	48.57	47.92	56.09	53.74	52.38

* y ** = significativo con $P \leq 0.05$ y $P \leq 0.01$, respectivamente. CV = Coeficiente de variación. C/N = Vermicompost; EFL = Incorporación de Efluentes; C/N*EFL = Interacción de los 2 niveles a evaluar. (PFT = Peso Fresco de Tallos; PFH = Peso Fresco de Tallos; PSH = Peso Seco Hojas; PST = Peso Seco de Tallos; PSR = Peso Seco de Raíz; VR = Volumen Radical y BT = Biomasa Total).

Se registraron diferencia estadísticas en la variable de Biomasa Fresca (BF), los mayores rendimientos se obtuvieron con las plantas desarrolladas en los sustratos del vermicompost C/N 13 independientemente si se regaron o no con efluentes, obteniendo valores de 16.97 y 16.09 g respectivamente (Figura 3).

La Biomasa Aérea (BA) presenta la misma tendencia que la Biomasa Fresca (BF), comprobando una vez más que el vermicompost 13 favoreció el crecimiento y desarrollo de las plantas de menta. Con el análisis nutrimental de los tres vermicompost se coincide con lo que mencionan Hart *et al.* (2003) que la concentración nutrimental en estos materiales limita el desarrollo de la planta. El vermicompost C/N 21 presentó 22.88% menos de N que el vermicompost C/N 13 (Cuadro 3) lo que se refleja en la producción de la planta aromática. Estos sustratos además contienen ácidos húmicos y promotores de crecimiento que incrementan la altura de planta, el área foliar y el peso fresco y seco de la parte aérea (Atiyeh *et al.* 2002).

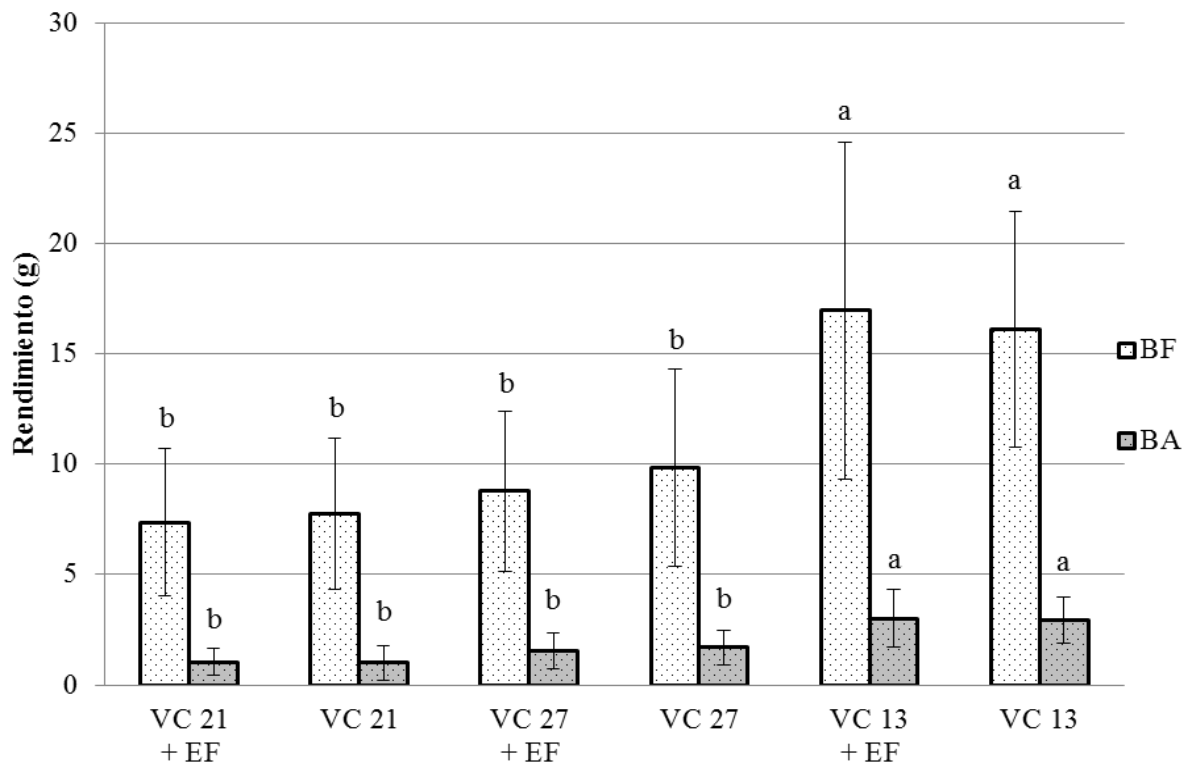


Figura 3. Rendimiento (g) de Biomasa Fresca (BF) y Biomasa Aérea (BA) a los 73 DDT de los 6 tratamientos evaluados en el cultivo de menta. Medias con letras iguales dentro de la gráfica no son estadísticamente diferentes (Tukey, 0.05).

Aunque los vermicompost son considerados con bajo contenido nutrimental, tienen la cualidad de ser ricos en microorganismos benéficos. Los cuales realizan una interacción benéfica con las raíces que promueven el crecimiento, cambios fisiológicos, aprovechando la mayor cantidad de agua y nutrientes. En invernadero se observó que el tratamiento VC 13 con y sin efluentes retenía mayor humedad, además que el desarrollo de la raíz favoreció la exploración en el medio de crecimiento obteniendo mayores rendimientos en las variables antes mencionadas.

La mayor acumulación de Peso Seco de Raíz se obtuvo del VC 13 + EF con 0.96 g, seguido del tratamiento VC 13 con 0.83 g. El Volumen Radical (VR) mostró diferencias estadísticas ($p \leq 0.05$) entre tratamientos, sobresaliendo las plantas desarrolladas con el vermicompost de rel C/N 13 con y sin efluentes. Algunos índices de crecimiento ayudan a evaluar o son un criterio para medir el crecimiento y desarrollo del cultivo en función del manejo agronómico (Taiz y Zeiger, 2006). Para el índice de Materia Seca (IMS), en esta investigación no se encontraron diferencias estadísticas significativas entre tratamientos

(Cuadro 5), en la planta entre mayor asignación de biomasa a hojas, hay mayor capacidad para captar luz y dióxido de carbono, y la biomasa de las raíces permite mayor cobertura en el medio para absorber agua y minerales del suelo que necesita la planta (Castro *et al.*, 2000). En la presente investigación no se encontraron diferencias significativas ($p \leq 0.05$) en el índice de proporción de parte aérea y raíz (PPAR).

De acuerdo con Antúnez *et al.* (2001), la planta invierte sus recursos de forma diferente entre los órganos con función de captación de luz y asimilación de dióxido de carbono (hojas), de captación de agua y nutrientes minerales (raíces) y de sostén (tallos). Aunque no se realizaron estudios acerca de la actividad microbiana, este puede ser un factor importante en el esclarecimiento de los resultados obtenidos, plantas que se desarrollaron en el sustrato de vermicompost 13 con y sin adición de efluentes superaron en la totalidad de las variables a los vermicompost 21 y 27.

Cuadro 5. Comparación de medias con la prueba de Tukey para las variables evaluadas en el cultivo de menta (73 DDT).

TRAT	PSR g	VR cm ⁻³	IMS ----- g planta ⁻¹ -----	PPAR
VC 21 + EF	0.30 c [§]	2.43 b	0.37 a	3.89 a
VC 21	0.31 c	2.83 b	0.26 a	2.91 a
VC 27 + EF	0.51 bc	3.57 b	0.37 a	3.08 a
VC 27	0.49 bc	3.55 b	0.35 a	3.31 a
VC 13 + EF	0.96 a	8.40 a	0.29 a	3.73 a
VC 13	0.83 ab	7.35 a	0.29 a	3.83 a
CV	53.74	52.38	45.99	35.24

[§]Medias con letras iguales en una columna no son estadísticamente diferentes (Tukey, 0.05). CV = Coeficiente de variación. (PSR = Peso Seco de Raíz; VR = Volumen Radical; IMS = Índice de Materia Seca y PPAR = Proporción de la parte aérea con respecto a la parte subterránea).

En la producción orgánica o con sustratos orgánicos la rel C/N inicial determina la disponibilidad nutrimental del compost o vermicompost, que a su vez, es utilizada por las plantas para su desarrollo sin dejar de lado las propiedades físicas que no se determinaron en este experimento, pero que tienen una estrecha relación con el desarrollo de la raíz y el cultivo.

4.4 Conclusiones

La rel C/N está íntimamente relacionada con la disponibilidad nutrimental del vermicompost.

A mayor rel C/N inicial menor concentración nutrimental del vermicompost.

El vermicompost con rel C/N final 13 con y sin la incorporación de efluentes orgánicos favoreció el desarrollo de las plantas de menta tanto para consumo en fresco como en seco.

El vermicompost es una alternativa viable para la producción orgánica de menta (*Mentha piperita* L.)

4.5 Literatura citada

- Alcántar, G. G. y Sandoval, V. M. 1999. Manual de análisis químico de tejido vegetal. Guía de muestreo, preparación, análisis e interpretación. Publicación especial 10. Sociedad mexicana de la ciencia del suelo. Chapingo, México. 155 p.
- Alcántar G. G., L. I. Trejo-Tellez, L. Fernández P. y M. N. Rodríguez M. 2009. Elementos esenciales. *In:* Alcántar G. G. y L. I. Trejo-Tellez (Eds.). Nutrición de cultivos. Ediciones Mundi-Prensa. México, D. F. 454 p.
- Antúnez I., C. E. Retamosa and R. Villar. 2001. Relative growth rate in phylogenetically related deciduous and evergreen woody species. *Oecologia* 128:172-180.
- Arzani A., H. Zeinadi and K. Razmjo. 2007. Iron and magnesium concentrations of mint accessions (*Mentha spp.*). *Plant physiology and Biochemistry* 45:323-329.
- Atiyeh R. M., J. Domínguez, S. Subler and C. A. Edwards. 2000. Changes in biochemical properties of cow manure during processing by earthworms (*Eisenia andrei*, Bouché) and the effects on seedling growth. *Pedobiologia* 44:709-724.
- Atiyeh R. M., C. A. Edwards, S. Subler and J. D. Metzger. 2001. Pig manure vermicompost as a component of a horticultural bedding plant medium: effects on physicochemical properties and plant growth. *Bioresource Technology* 78:11-20
- Atiyeh R. M., S. Lee, C. A. Edwards, N. Q. Arancon and J. D. Metzger. 2002. The influence of humic acids derived from earthworm-processed organic wastes on plant growth. *Bioresource Technology* 84:7-14.
- Bernal M. P., J. A. Albuquerque, and R. Moral. 2009. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresource Technology* 100: 5444–5453.

- Brown B. J. M. Hart, M. P. Westcott and W. N. Christensen. 2003. The critical role of nutrient management in mint production. *Better Crops* 87 (4): 9 – 11.
- Castro D. P., J. P. Puyravaud and H. C. Cornelissen J. 2000. Leaf structure and anatomy as related to leaf mass per area variation in seedling of a wide range of woody plant species and types. *Oecologia* 124:476-486.
- Castro A., C. Henríquez y F. Bertsch. 2009. Capacidad de suministro de N, P y K de cuatro abonos orgánicos. *Agronomía Costarricense* 33(1):31-43.
- Comité Técnico de Normalización Nacional de Productos Agrícolas y Pecuarios (CTNNPAP). 2007. Humus de lombriz (Lombricomposta) especificaciones y métodos de prueba. NMX-FF-109-SCFI-2007.http://www.sagarpa.gob.mx/agricultura/info/comp/it/normas/noti/PROY_NMX_HUMUS_24072007_DGN.pdf
- Delgado R., M. C. Núñez U. y L. Velásquez. 2004. Acumulación de materia seca, absorción de nitrógeno, fósforo y potasio por el maíz en diferentes condiciones de manejo de fertilización nitrogenada. *Agronomía Tropical* 54(4):371-389.
- Dorman H. J. D., M. Kosar, K. Kahlos, Y. Holm and R. Hiltunen. 2003. Antioxidant properties and composition of aqueous extracts from *Mentha* species, hybrids, varieties and cultivars. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 51:4563-4569.
- Durán L. y C. Henríquez. 2007. Caracterización química, física y microbiológica de vermicompost producidos a partir de cinco sustratos orgánicos. *Agronomía Costarricense* 31(1):41-51.
- Echeverría, E. H. 1985. Factores que afectan la concentración de nitratos en plantas de trigo. *Ciencia del suelo* 3(1-2): 115-123.
- Hart J., N. Christensen, M. Mellbye, and G. Gingrich. 2003. Nutrients and biomass accumulation of peppermint. *Western Nutrient Management Conference*. Vol. 5 pp. 63-70.
- Hashemimajd K., M. Kalbasi, A. Golchin, and H. Shariatmadari. 2004. Comparison of vermicompost and compost as potting media for growth of tomatoes. *Journal Plant Nutrition* 27:1107-1123.
- Hernández J., L. Mármol, F. Guerrero, E. Salas, J. Bárcenas, V. Polo, y C. Colmenares. 2010. Caracterización química, según granulometría, de dos vermicompost derivados de

- estiércol bovino puro y mezclado con residuos de fruto de la palma aceitera. Revista de la Facultad de Agronomía LUZ 27:491-520.
- Juárez R. C. R., M. N. Rodríguez M., J. A. Aguilar C. and L. I. Trejo T. 2012. Inorganic and Organic Fertilization in Biomass and Essential Oil Production of *Matricaria recutita* L. In: Gómez- Merino F.C.; Trejo-Téllez, L. I.; Rodríguez-Mendoza, M. N. (Eds.). Acta Horticulturae 947:307-312.
- Khan A. and I. Fouzia. 2011. Chemical nutrient analysis of different composts (Vermicompost and Pitcompost) and their effect on the growth of a vegetative crop *Pisum sativum*. Asian Journal Plant Science Research 1 (1):116-130.
- Leyva R. G., P. Sánchez G., G. Alcántar G., J. G. Valenzuela U., F. Gavi R. y A. Martínez G. 2005. Contenido de nitratos en extractos celulares de pecíolos y frutos de tomate. Revista Fitotecnia Mexicana 28(2): 145 – 150.
- Nair A., M. Ngouajio y J. Biernbaum. 2012. Trasplantes Orgánicos. Productores de Hortalizas 6:12-14.
- Rajasekar K., D. Thilagavathy and N. Karmegam. 2012. Microbial Enrichment of Vermicompost. Research Article. Soil Science. International Scholarly Research Network. 13 p.
- Rodríguez D. N., P. Cano R., U. Figueroa V., A. Palomo G., Ch. Favela, V. P.Álvarez R., C. Márquez H. y A. Moreno R. 2008. Producción de tomate en invernadero con humus de lombriz como sustrato. Revista Fitotecnia Mexicana 31(3):265-272.
- Rodríguez J. L., O. Valdés y A. Alemán. 2006. Evaluación de la actividad antioxidante de cinco hierbas aromáticas, Instituto de investigaciones para la industria alimenticia. Ciencia y Tecnología de Alimentos 16(1).
- Sánchez E. J., M. N. Rodríguez M., C. V. Sánchez R. y F. Fernández L. 2008. Abonos orgánicos. Ediciones Papiro Omega, S. A. de C. V. México, D. F. 139 p.
- Sánchez V. C. y J. M. Lucero F. 2012. Nichos de mercado de especies aromáticas orgánicas tipo gourmet. Edit. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C. La Paz, Baja California Sur, México. 72 p.
- Salisbury F. B. and C. W. Ross. 1994. Plant physiology. Grupo Editorial Iberoamérica S.A., México. 759 p.

- Taiz L. and E. Zeiger. 2006. Plant physiology. 4^{ta} Edición. Sinauer Associates. Sunderland, Massachusetts. 764 p.
- Velarde S. E., M. E. De León O., I. A. Cuéllar A. y R. Villegas D. 2004. Producción y aplicación de compost. Primera Edición. Producciones gráficas del Minrex. La Habana, Cuba. pp. 13 – 23.
- Villar R., J. Ruiz R., L. Quero J., H. Poorter, F. Valladares y T. Marañón. 2005. Tasas de crecimiento en especies leñosas: aspectos funcionales e implicaciones ecológicas. *In*: Valladares F. (Ed). Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante. Ministerio del medio ambiente EGRAF, S.A: Madrid, España. pp. 191-223.
- Zhu, N. 2007. Effect of low initial C/N ratio on aerobic composting of swine manure with rice straw. *Bioresource Technology* 98: 9–13.

CAPÍTULO V. RELACIÓN CARBONO NITRÓGENO DE VERMICOMPOST COMO SUSTRATO EN LA PRODUCCIÓN DE TOMATE SILVESTRE CARBON-TO- NITROGEN RATIO OF VERMICOMPOST AS SUBSTRATE IN WILD TOMATO PRODUCTION

Resumen

Se planteó como objetivo elaborar un vermicompost como sustrato a partir de diferentes relaciones carbono nitrógeno para la producción de tomate silvestre en invernadero. Para lo cual se utilizaron dos materiales orgánicos paja de maíz y estiércol de bovino, con estos se elaboraron tres compost con relaciones Carbono Nitrógeno (C/N) 45, 35 y 26 inicial (proceso de compostaje), las relaciones C/N al final del proceso de vermicompostaje quedaron 22, 27 y 13, respectivamente. En dicho proceso se colectaron los efluentes. Para probar la capacidad nutrimental; plántulas de jitomate silvestre se trasplantaron sobre sustrato de vermicompost más agrolita (75%:25% V:V), con un diseño de tratamientos factorial dos niveles: el primer nivel corresponde al vermicompost (3) y segundo con y sin incorporación de efluentes (2), generándose seis tratamientos distribuidos en un diseño experimental completamente al azar. A los 79 se contabilizó el número de frutos, rendimiento, diámetro ecuatorial, diámetro polar, firmeza de frutos, sólidos solubles y vida de anaquel, posteriormente a los 109 Días Después del Transplante (DDT) se midió altura, diámetro del tallo, número de hojas, lecturas SPAD y en extracto celular se determinó concentración de Nitratos (NO_3^-) y Potasio (K^+) con los ionómetros Horiba®. Se cosecharon las plantas y se cuantificó peso fresco y seco de hojas, tallos y raíz, índices de materia seca y la proporción de la parte aérea y raíz. El cuadrado medio del análisis de varianza, para el factor sustrato fue altamente significativo ($P \leq 0.01$) sobre las variables SPAD, NO_3^- y K^+ , sin embargo, diámetro de tallo (DIA) y Numero de Hojas (NH) fueron significativas ($P \leq 0.05$) y altura de planta (ALT) no significativo. La incorporación de efluentes no modificó las variables, el mismo caso sucedió con la interacción de los factores sustrato y efluente. En la comparación de medias la mayor altura se obtuvo con el vermicompost C/N 27 (31.32cm), seguido del vermicompost C/N 22 más los efluentes (30.61cm) no se encontró diferencias significativas ($P \leq 0.05$) la misma tendencia se obtuvo con la variable DIA y NH, sin embargo, el T6 sobresalió en estas últimas. Las lecturas SPAD oscilaron de 30.97 a 42.34. Las plantas desarrolladas en los tratamientos T5 y T6 obtuvieron las mayores concentraciones de NO_3^- y K^+ . Se recomienda la utilización de vermicompost con una rel C/N 13 para el desarrollo de plantas de tomate silvestre.

Palabras clave: residuos orgánicos, vermicompost, efluente, concentración nutrimental, rendimiento.

Abstract

The objective of this study was to develop a vermicompost as substrate from different carbon-to-nitrogen ratios for wild tomato production in greenhouses. For this purpose, two organic materials, namely corn stover and cattle manure, were used to make three composts with initial carbon-to-nitrogen ratios (C/N) of 45, 35 and 26 (composting process); the C/N ratios at the end of the vermicomposting process were 22, 27 and 13, respectively. In this process effluents were collected. To test the nutrient capacity, wild tomato seedlings were transplanted onto a vermicompost plus perlite substrate (75%:25% V:V), with a two-level factorial treatment design: the first level was the vermicompost (3) and the second with and without effluent incorporation (2), generating six treatments arranged in a completely randomized experimental design. At 79 days after transplanting (DAT) the number of fruits, yield, equatorial diameter, polar diameter, fruit firmness, soluble solids and shelf life were quantified; then at 109 DAT, height, stem diameter, number of leaves, and SPAD readings were recorded, and in cell extract the concentration of Nitrates (NO_3^-) and Potassium (K^+) were determined with Horiba[®] ionmeters. The plants were harvested and fresh and dry weight of leaves, stems and roots, dry matter levels and the shoot/root ratio were quantified. The mean square of the analysis of variance for the substrate factor was highly significant ($P \leq 0.01$) for the variables SPAD, NO_3^- and K^+ , whereas stem diameter (SD) and leaf number (LN) were significant ($P \leq 0.05$) and plant height was not significant. The incorporation of effluents did not modify the variables, as was also the case with the interaction of the substrate and effluent factors. In the comparison of means the greatest height was obtained with the C/N 27 vermicompost (31.32cm), followed by the C/N 22 vermicompost plus the effluents (30.61cm). No significant differences ($P \leq 0.05$) were found; the same trend was found with the variable SD and LN, but the T6 excelled in both of them. The SPAD readings ranged from 30.97 to 42.34. Plants developed in the treatments T5 and T6 showed the highest concentrations of NO_3^- and K^+ . The use of vermicompost with a C/N ratio of 13 is recommended for growing wild tomato plants.

Keywords: organic waste, vermicompost, effluent, nutrient concentration, yield.

5.1 Introducción

En la actualidad se hace énfasis en la necesidad de la reutilización de materiales orgánicos que permitan preservar los ecosistemas a través de generaciones, tanto para el beneficio de la humanidad como sobre la calidad de vida (Matheus *et al.*, 2007a). Por lo anterior ha cobrado gran importancia las propuestas que van encaminadas hacia un manejo más adecuado de los desechos agrícolas y pecuarios (Ancona-Méndez *et al.*, 2006). En México, el principal alimento es el maíz no sólo por el grano utilizado en la elaboración de la tortilla, sino por sus múltiples usos en la utilización de manera industrial (Financiera Rural, 2011). De esta manera con la cosecha del maíz se están generando residuos, los cuales en ocasiones su uso es nulo (Velázquez *et al.*, 2002), en México de acuerdo con Bernal y Gondar (2008) se producen 25,589,000.64 toneladas de residuos de tallos, es importante mencionar que este índice no contempla aspectos como el contenido de humedad y los genotipos, pero es indudable que existe un problema de manejo de los residuos (Velasco, 2012).

Por otro lado, el manejo inadecuado de excretas animales son consideradas como un problema potencial contaminante al medio ambiente (FAO, 2002), se reportan que al año se producen por cabeza de bovinos de leche 11,278.5 kg de excretas y el uso inapropiado puede crear problemas, debido a su descomposición que causan olores desagradables, contaminación de fuentes hídricas y la alta participación de microorganismos dañinos al ser humano (Luevano y Velázquez, 2001). A nivel local muchos productores incorporan los restos agrícolas del ciclo anterior y estiércoles generados por el ganado a sus tierras con la intención de incrementar la fertilidad de su suelo (Ferrera y Alarcón, 2001; Macias *et al.*, 2012), sin embargo, esto puede verse reflejado por la rel C/N, siendo esta muy elevada, requerirá de un balance para que los microorganismos puedan degradarla con mayor facilidad (León-Najera *et al.*, 2006). La escasa asesoría para el manejo de las excretas y residuos vegetales hace que los productores incorporen dichos materiales orgánicos a sus tierras (Olivares *et al.*, 2012), siendo esta actividad muy recurrente por la aportación de nutrientes (Matheus *et al.*, 2007b), así mismo estimulando la participación de los microorganismos del suelo (Ferrera y Alarcón, 2001).

De lo anterior se destaca, que materiales como rastrojo de maíz y excretas de bovinos que son residuos ricos en materia orgánica, se les puede dar un uso racional, transformándolos en fertilizantes orgánicos y haciendo que la rel C/N disminuya (Salazar *et al.*, 2010). Una de

las tecnologías empleadas para la elaboración de abonos orgánicos, es el proceso de compostaje, una solución sencilla y rentable, que permite obtener un abono rico en nutrientes, mejora las características del suelo y puede ser utilizado como sustrato para el crecimiento de las plantas (Fornes *et al.*, 2012).

Para el inicio del compostaje se recomienda que la rel C/N este entre 35-25 (Sánchez *et al.*, 2008), mientras que para el vermicompostaje está oscile entre 20-25, sin embargo, al explorar rangos que oscilan de entre 45-25 se observa una disminución en la rel C/N al final del compostaje, así también permite que las temperaturas altas que se registren, aseguremos la inocuidad del producto final, ante esta situación es posible la alimentación de las lombrices sea más eficiente ya que el tamaño de los materiales orgánicos es más fácil de digerir y las temperaturas no puedan dañar las lombrices. La rel C/N del producto final del proceso de vermicompostaje conocido como humus de lombriz o Vermicompost oscilará entre 13-15, lo que permite definir la estabilidad del producto (Huang, 2004; Zhu, 2007).

En ambos procesos biotecnológicos son excelentes para elaborar abonos orgánicos, pero en el caso del vermicompostaje, el material obtenido está enriquecido por microorganismos benéficos para las plantas (Nogales *et al.*, 2005). Tomando como base el hecho anterior, se destaca que la tecnología del proceso de vermicompostaje o lombricompostaje está emergiendo como una alternativa potencial para el manejo de los restos agrícolas y pecuarios (Singh *et al.*, 2012). En la biotecnología del vermicompost se aplica la crianza de lombrices para generar humus, siendo este un sustrato orgánico estimulado por la actividad microbiana e incrementando las tasas de mineralización, de forma que el residuo orgánico se transforma rápidamente en un sustrato humificado cuya textura y tamaño de partícula son mucha más finas que las de los compost termofílicos tradicionales (Domínguez *et al.*, 2010). Vargas-Machuca (2010) destaca que además, del desarrollo de los procesos de vermicompostaje utilizando materiales orgánicos de diversa índole, se ha dedicado una especial atención científica al uso posterior de los vermicompost obtenidos como enmiendas orgánicas para mejorar y preservar la fertilidad de los suelos agrícolas y para el proceso de biorecuperación de los suelos contaminados.

La utilización del vermicompost como sustrato para el crecimiento de las plantas pueden estimular efectos sobre el rendimiento, aumento en la actividad microbiana, (Liu *et al.*, 2011); aunque en el aspecto de nutrición, el humus de lombriz tiende a contener elementos

minerales en menor concentración, siendo una alternativa para la reutilización de los materiales orgánicos y convertirlos en materia de sustentabilidad (Hussaini, 2013). La gran diversidad de especies vegetales que existen en México permite seleccionar plantas que expresen su máximo crecimiento y desarrollo con requerimientos nutricionales menores (Medina y Lobo, 2001). Un ejemplo claro son los tomates nativos que crecen sin requerir una aportación adicional de fertilizante. Productores locales e instituciones nacionales se han dado a la tarea de hacer selecciones de materiales que cumplan con este requisito (Crisanto *et al.*, 2010). Por tal motivo, se plantea la siguiente alternativa y que lleva por objetivo, evaluar el efecto de las relaciones carbono nitrógeno de los vermicompost como sustrato sobre el desarrollo y producción de tomate silvestre en invernadero.

5.2 Materiales y métodos

La presente investigación se llevó a cabo en el Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, Estado de México. Para la realización de las compostas se utilizaron dos materiales orgánicos (paja de maíz y estiércol de bovino), a estos se les determinó materia orgánica y nitrógeno total en laboratorio, una vez obtenido los resultados y en base a las formulas propuestas por el Comité Técnico de Normalización Nacional de Productos Agrícolas y Pecuarios (2007) se determinaron las cantidades para las tres rel C/N a evaluar en un inicio (45, 35 y 26) durante el compostaje que tuvo una duración de 97 días y posteriormente pasar a la etapa de vermicompostaje 93 días después de pasar por dicho proceso, se cosecho el humus de lombriz o vermicompost (VC) y se utilizó como sustrato. Posteriormente, en invernadero las unidades experimentales que consistían en una bolsa negra se llenaron con mezcla de vermicompost: agrolita en una relación 3:1 (v:v), se hizo el trasplante de jitomate silvestre el 13 de julio del 2012, 30 días después de que fue sembrado en una charola negra de polietileno de 200 cavidades. En esta investigación se utilizó un diseño experimental completamente al azar con arreglo factorial (3x2) con diez repeticiones, el primer factor fue el producto del proceso de vermicompostaje (humus de lombriz) y el segundo factor fue la incorporación de los efluentes (con y sin) generando 6 tratamientos (Cuadro 1).

Cuadro 1. Factores de estudio y sus respectivas edificaciones dentro del escrito.

Primer Nivel (Sustrato)	Segundo Nivel (Efluentes [∞])	Identificación
21 [*]	CON	T1
	SIN	T2
27	CON	T3
	SIN	T4
13	CON	T5
	SIN	T6

^{*}rel C/N del humus de lombriz obtenido al final del proceso de vermicompostaje. [∞] colectados en la etapa de vermicompostaje incorporados cada siete días al sistema de riego en su respectivo tratamiento.

Todas las plantas desarrolladas en los diferentes tratamientos fueron regadas cada tercer día con agua acidulada con una descarga de 300ml con una duración de 5min. Las variables que se evaluaron fueron: lecturas SPAD utilizando un medidor de clorofila Minolta® SPAD 502, tomadas en las hojas recientemente maduras. A la cosecha (109 ddt) se determinó nitratos y potasio en extracto celular dentro del invernadero, se llevó a cabo la trituration de los peciolos, el material se depositó en una jeringa y bajo presión se colocó una gota en los ionómetros portátiles HORIBA® de potasio y nitratos (Alcántar y Sandoval, 1999).

Las plantas se separaron en hojas y tallos, con el apoyo de una báscula de precisión se obtuvieron Peso Fresco de Hojas (PFH) y Tallos (PFT), con los pesos frescos se calculó la Biomasa Fresca Total (BFT). Posteriormente, el material vegetal clasificado en diferentes partes se colocó en bolsas de papel y se introdujeron en una estufa a 70 °C durante 72 hrs hasta peso constante obteniendo Peso Seco de Hojas (PSH), tallos (PST) y raíz (PSR). Con los pesos secos PSH, PST y PSR se obtuvo la Biomasa aérea (BA) y Biomasa Total (BT). Contenido de materia seca (MS) resultado de la división entre pesos secos y pesos frescos, proporción de la parte aérea con respecto a la raíz (PPAR) resultado de BA/PSR, las 2 variables antes mencionadas se expresaron en g planta⁻¹.

Para el caso de las variables de rendimiento: se contabilizaron el Núm. de Frutos (NF), Peso de Frutos Totales (PFT), Diámetro Ecuatorial (DE), Diámetro Polar (DP), Firmeza de Frutos (FF), Sólidos solubles (SS) y vida de anaquel (VA). Para medir DE y DP se utilizó un

vernier digital electrónico de precisión (Truper®). Con una balanza de precisión se estimó el PFT, mientras que el contenido de SS se evaluó colocando unas gotas de jugo del fruto en la celdilla del refractómetro marca Atago N-1E®, expresados en °Brix. La firmeza del fruto se estimó con la ayuda del penetrómetro FT01 con fuerza de 1000 gr puntilla de 2.5 mm de diámetro. Para el análisis estadístico se utilizó un análisis de varianza de acuerdo con el diseño experimental utilizado y comparación de medias mediante la prueba de Tukey ($p \leq 0.05$) con el apoyo del paquete estadístico SAS 9.3.

5.3 Resultados y discusión

Al inicio del proceso de compostaje las relaciones C/N de las compostas fueron 45, 35 y 26, posteriormente al pasar por los procesos de compostaje y vermicompostaje las relaciones quedaron 21, 27 y 13 respectivamente.

En el Cuadro 2 se muestra el contenido nutrimental de los vermicompost cosechados a los 93 días después de llevado a cabo el proceso de vermicompostaje. El mayor porcentaje de nitrógeno (0.625%) lo obtuvo el VC 13, la menor concentración lo mostró el VC 21 de los tres vermicompost analizados nutrimentalmente la mayor concentración de fósforo fue el VC 13 (Cuadro 2) al obtener 988.74 ppm. El fósforo es importante para la estimulación del crecimiento de raíces, pero también puede afectar el desarrollo de la planta cuando las concentraciones son altas (Alcántar *et al.*, 2009).

Sainju *et al.* (2003) mencionan que el P mejora el crecimiento de las raíces de tomate, por consiguiente mejora la capacidad de las plantas para adquirir más agua y nutrientes. Oke *et al.* (2005) indicaron que el P estimula el crecimiento vegetativo de tomate en las primeras etapas. La adición de fuentes orgánicas de P puede proporcionar una fuente continua de fósforo para las plantas y microorganismos del medio. El fósforo orgánico acumulado podría ser mineralizado por el cultivo de plantas con alta exudación de fosfatasas y/o con la estimulación de los microorganismos mediante la adición de fuentes orgánicas con concentración de P bajo (Asghar *et al.*, 2012).

Cuadro 2. Análisis químico de los sustratos (vermicompost) generados a partir de dos materiales orgánicos.

Rel C/N		C. E.	C.I.C.	pH	M. O.	Nitrógeno	Fósforo	Potasio
Inicial	Final	dS m ⁻¹	Cmol. kg		----- g kg ⁻¹ -----	----- ppm -----		
45	21	2.14	15.55	8.6	176	4.82	740.91	105.64
35	27	2.06	24.00	8.6	157	3.39	886.69	114.61
26	13	2.20	27.74	8.8	144	6.25	988.74	132.55

C. E. = Conductividad Eléctrica, C. I. C. = Capacidad de Intercambio Catiónico, M. O. = Materia Orgánica.

El vermicompost de la Rel C/N 13 obtuvo los mayores resultados en Conductividad Eléctrica (C.E.) que fue de 2.2 dS m⁻¹, Potasio (K⁺) con un valor de 132.55 ppm, fósforo con 132.55 ppm, el cual su liberación gradual de fósforo lo hace más eficiente para las plantas. El Comité Técnico de Normalización Nacional de Productos Agrícolas y Pecuarios (2007) indica que al caracterizar un vermicompost oscilará en una C.I.C. > a 40 cmol kg⁻¹, pH de 5.5 a 8.5, C.E. ≤ 4 dS m⁻¹. Aunque se obtienen diferencias en las características químicas, no es posible estandarizar los valores para un mejor vermicompost, pues dependerá del material de origen y la tecnología empleada para su producción, sin embargo, la gran ventaja en la presente investigación es la reutilización de materiales orgánicos como paja de maíz y estiércol que después de pasar por dos procesos, se obtienen dos subproductos: humus de lombriz y efluentes.

El agua de riego que se utilizó para este experimento se clasificó como C1S1 de bajo riesgo de alcalinidad y salinidad, pH 7.6 (Breś *et al.*, 2010), C.E. 0.47 dS m⁻¹. Elementos tales como: Ca, Mg, Na y S notamos concentraciones de 26.906, 23.634, 43.888 y 20.032 ppm, respectivamente, destacando de los demás elementos nutritivos (Cuadro 3).

Cuadro 3. Análisis químico del agua de riego utilizada en invernadero.

P	K	Ca	Mg	Fe	Cu	Mn	Mo	Na	B	S	Zn	R*
----- ppm -----												
0.592	1.647	26.906	23.634	0.004	0.034	0.005	0.049	43.888	0.074	20.032	0.005	1.47

* R: RAS = Relación de Absorción de Sodio.

En el Cuadro 4, se muestran los resultados obtenidos de los cuadros medios del análisis de varianza, para el primer nivel que corresponde al sustrato y la interacción de las variables

SPAD, Nitratos (NO_3^-) y Potasio (K^+) fueron altamente significativas ($P \leq 0.01$), Diámetro del Tallo (DIA) y el Número de Hojas (NH) fueron significativas ($P \leq 0.05$), Bhat *et al.*, (2013) encontraron que haciendo su propio vermicompost y mezclarlo con materiales inertes incrementa significativamente la altura, el número de hojas y el rendimiento en jitomate con aquellos que son comerciales. Aunque para este caso particular, la variable altura (ALT) no tuvo diferencias significativas en los tres diferentes niveles, la misma situación sucedió con respecto al nivel de efluentes al no mostrar ninguna diferencia estadística en las variables mostradas en el Cuadro 4. Para la interacción entre el sustrato y la incorporación de efluentes fue significativa en la variables peso fresco de hojas (PFH) ($P \leq 0.05$).

Cuadro 4. Cuadros medios del análisis de varianza para las variables evaluadas en el cultivo de jitomate silvestre bajo condiciones de invernadero con vermicompost y efluentes (109 DDT).

FV	GL	ALT (cm)	DIA (mm)	SPD	NO_3^- --- ppm ---	K^+ --- ---	NH	PFH (g)
VC	2	16.22 ^{ns}	2.14 [*]	578.12 ^{**}	474765 ^{**}	4114500 ^{**}	4204.35 [*]	278.25 ^{ns}
EFL	1	2.56 ^{ns}	0.21 ^{ns}	19.38 ^{ns}	5041.67 ^{ns}	32666.7 ^{ns}	50.42 ^{ns}	57.6 ^{ns}
VC*EFL	2	12.67 ^{ns}	0.74 ^{ns}	35.92 ^{ns}	6571.67 ^{ns}	400166.7 ^{ns}	13.72 ^{ns}	950.52 [*]
Error	54	7.19	0.37	21.47	46880.9	370592.6	1057.59	206.29
CV		8.98	5.82	13.02	20.42	10.66	20.97	14.3

* y ** = significativo con $P \leq 0.05$ y $P \leq 0.01$, respectivamente; ^{ns} = No significativo; CV = Coeficiente de variación; GL = Grados de Libertad; FV = Fuente de Variación; VC = sustrato; EFL = Incorporación de Efluentes; VC*EFL = Interacción de los 2 niveles a evaluar. ALT = Altura; DIA = Diámetro del tallo; SPD = Lecturas SPAD; NO_3^- = Nitratos; K^+ = Potasio; NH = Número de hojas; PFH = Peso Fresco de Hojas.

Los resultados obtenidos de los cuadros medios del análisis de varianza se muestran en el Cuadro 5, Peso Fresco de Tallo (PFT), Peso Seco de Hojas (PSH) fueron altamente significativas ($P \leq 0.01$) y Biomasa Aérea (BA) significativa ($P \leq 0.01$) para el nivel de los sustratos, así pues Materia Seca (MS) fue significativa ($P \leq 0.05$) para el nivel de la incorporación de efluentes, y altamente significativa ($P \leq 0.01$) dentro de la interacción de los dos niveles. No hubo diferencias significativas para ninguno de los niveles en las variables de Biomasa Fresca Total (BFT), Peso Seco de Tallos (PST), Peso Seco de Raíz (PSR), Biomasa Total (BT) y Proporción de la Parte Aérea con respecto a la Raíz (PPAR). Arancon *et al.*, (2004) la adición de vermicompost (5 t) al cultivo de fresa generado con desechos de papel

sobre la variable peso seco de vástago obtuvo el mayor peso seco de vástago, sin embargo, cuando se añaden (10 t) de vermicompost de restos de alimento se obtiene el mayor peso seco de vástago en comparación con el vermicompost generado a partir de desechos de papel.

Cuadro 5. Cuadrados medios del análisis de varianza para las variables evaluadas en el cultivo de jitomate silvestre bajo condiciones de invernadero con vermicompost y efluentes (109 DDT).

FV	PFT	BFT	PSH	PST	PSR	BA	BT	MS	PPAR
----- g -----									
	g planta ⁻¹								
VC	294.55 ^{**}	599.27 ^{ns}	35.73 ^{**}	5.04 ^{ns}	2.11 ^{ns}	36.99 [*]	33.55 ^{ns}	0.89 ^{ns}	2.66 ^{ns}
EFL	129.66 ^{ns}	14.42 ^{ns}	10.98 ^{ns}	2.33 ^{ns}	3.58 ^{ns}	23.39 ^{ns}	45.29 ^{ns}	2.06 [*]	0.009 ^{ns}
VC*EFL	2.63 ^{ns}	973.81 ^{ns}	0.62 ^{ns}	0.95 ^{ns}	9.99 ^{ns}	1.76 ^{ns}	19.09 ^{ns}	2.71 ^{**}	0.93 ^{ns}
Error	46.43	335.03	2.89	1.76	6.02	8.15	18.59	0.39	2.86
CV	11.84	11.59	13.53	15.01	40.49	13.34	15.71	8.36	41.67

* y ** = significativo con $P \leq 0.05$ y $P \leq 0.01$, respectivamente; ^{ns} = No significativo; CV = Coeficiente de variación; FV = Fuente de Variación; VC = Sustrato; EFL = Incorporación de Efluentes; VC*EFL = Interacción de los 2 niveles a evaluar. PFT = Peso Fresco de Tallos; BFT = Biomasa Fresca Total; PSH = Peso Seco Hojas; PST = Peso Seco de Tallos; PSR = Peso Seco de Raíz; BA = Biomasa aérea; BT = Biomasa Total; MS = Materia seca y PPAR = Proporción parte aérea/raíz.

En el Cuadro 6, se muestran los resultados obtenidos de los cuadros medios del análisis de varianza para las variables de rendimiento en el cultivo de jitomate. Número de Frutos (NF), Peso de Frutos (PF), Resistencia a la Penetración (RP), °Brix (Br) y Vida de Anaquel (VA) fueron altamente significativas ($P \leq 0.01$) con respecto al primer nivel (sustrato), por otro parte, para el nivel de efluentes y la interacción de los dos factores solamente la variable de vida de anaquel (VA) fue altamente significativa ($P \leq 0.01$) y significativa ($P \leq 0.05$) respectivamente (Cuadro 6). De acuerdo con Ameri *et al.* (2012) obtuvieron mayor número de frutos de fresa cuando la mezcla de vermicompost con fibra de coco y perlita correspondía al 5%, 45% y 50%, respectivamente, sin embargo cuando se incrementa la relación de vermicompost al 25% el rendimiento disminuye, pero proporcionó condiciones para el aumento en el crecimiento y productividad de las plantas de fresas. En el presente trabajo aunque el porcentaje de vermicompost fue de 75%, este no afectó el desarrollo de las plantas aún con la adición de los efluentes de vermicompost, debido a que la especie seleccionada se adaptó a las condiciones físicas y químicas del sustrato.

Cuadro 6. Cuadrados medios del análisis de varianza para las variables evaluadas en el cultivo de jitomate silvestre bajo condiciones de invernadero con vermicompost y efluentes (109 DDT).

FE	NF	PF	DE	DP	FF	SS	VA
		(g)	-- -- cm -- --		(gf)	(°Brix)	(días)
VC	2062.82 ^{**}	17168.6 ^{**}	0.025 ^{ns}	0.064 ^{ns}	5876.9 ^{**}	7.89 ^{**}	197.1 ^{**}
EFL	30.82 ^{ns}	198.29 ^{ns}	0.022 ^{ns}	0.204 ^{ns}	2253.41 ^{ns}	0.24 ^{ns}	18.93 ^{**}
VC*EFL	9.22 ^{ns}	88.71 ^{ns}	0.025 ^{ns}	0.085 ^{ns}	118.26 ^{ns}	0.21 ^{ns}	8.02 [*]
Error	289.04	1588.78	0.009	0.107	861.31	0.51	1.66
CV	21.25	15.32	4.69	17.16	17.75	7.29	5.01

* y ** = significativo con $P \leq 0.05$ y $P \leq 0.01$, respectivamente; ns = No significativo. CV = Coeficiente de variación; FV = Fuente de Variación (Factor); VC = Sustrato; EFL = Incorporación de Efluentes; VC*EFL = Interacción de los 2 niveles a evaluar. NF = Número de Frutos; PF = Peso de Frutos; DE = Diámetro Ecuatorial; DP = Diámetro Polar; FF = Firmeza de frutos; SS = Sólidos solubles (°Brix) y VA = Vida de Anaquel.

En el Cuadro 7 se muestra la comparación de medias. En el presente estudio la mayor altura se obtuvo con el tratamiento T3 al obtener 31.32cm, seguido de T2 con 30.61cm, la menor altura lo registró VC 21 + EFL (T1), para esta variable en particular no hubo diferencias estadísticas ($p \leq 0.05$). Reséndez *et al.* (2012) encontraron diferencias significativas en esta variable al realizar mezclas de VC y arena. Esta última más solución nutritiva supero en altura a los demás tratamientos. En este estudio las variables Diámetro del Tallo (DIA) y el Número de Hojas (NH), no mostraron diferencias significativas, sin embargo, en esta última el mayor número lo registró VC 21 (T2) 168.9 hojas, el tratamiento T5 registró el menor número de hojas con un valor de 138. Lazcano *et al.* (2009) encontraron diferencias significativas al realizar mezclas de compost y vermicompost con peat moss, la sustitución de 50% de peat moss por vermicompost fue el que obtuvo los valores más altos. Con respecto a las lecturas SPAD la mayor intensidad de color lo obtuvieron las plantas desarrolladas sobre el VC 27 (T4) al obtener 42.34, una probable deficiencia en nitrógeno lo registró el tratamiento T2 ya que se vio reflejado en la disminución del color verde (30.97), Ling *et al.* (2011), mencionan que el medidor SPAD-502, es un dispositivo para la medición precisa, rápida y no destructiva del contenido de clorofila en las hojas, además de que permite con este parámetro conocer la capacidad fotosintética, el contenido de nitrógeno y en general la salud de la planta.

Cuadro 7. Comparación de medias con la prueba de Tukey para las variables evaluadas en el cultivo de jitomate silvestre (109 DDT).

T	ALT (cm)	DIA (mm)	SPD	NH
T1	28.43 a [§]	10.77 a	32.54 c	138.0 a
T2	30.61 a	10.23 a	30.97 c	140.0 a
T3	31.32 a	10.18 a	41.15 ab	158.9 a
T4	30.41 a	10.14 a	42.34 a	159.0 a
T5	29.17 a	10.70 a	31.41 c	165.5 a
T6	29.14 a	10.93 a	35.20 bc	168.9 a
CV	8.98	8.98	8.98	8.98

[§]Medias con letras diferentes dentro de la columna son estadísticamente diferentes ($\alpha=0.05$); CV = Coeficiente de Variación; T = Tratamiento; ALT = Altura de la planta; DIA = Diámetro del tallo; SPD = Lecturas SPAD y NH = Número de hojas, T1= VC 21 + EF; T2= VC 21; T3= VC 27 + EF; T4= VC 27; T5= VC 13 + EF y T6= VC 13.

En la Figura 1, se muestran las concentraciones de NO_3^- y K^+ en el cultivo de jitomate, las plantas que se desarrollaron sobre los tratamientos T5 y T6 sobresalieron estadísticamente al obtener 6,210 ppm de K^+ en los dos casos, sin embargo, no fue así para la concentración de nitratos, ya que el sustrato del vermicompost 13 sin efluentes (T6) obtuvo la mayor concentración de este elemento (1,250 ppm), seguido del tratamiento T5 al obtener 1,190 ppm de NO_3^- , con una diferencia del 4.8%. Por otro parte, los tratamientos del T3 y T4, no tuvieron diferencias estadísticas significativas, tanto para la concentración de NO_3^- y K^+ , sin embargo, al incorporar efluentes la concentración de K^+ se reduce en 3.7%. Para la concentración de NO_3^- en las plantas que se desarrollaron en T1 y T2, no hubo diferencias estadísticas, pero si hay un incremento del 6.4% en la concentración de K^+ , si se incorporan los efluentes al sustrato correspondiente. Arancon *et al.* (2004) menciona que el aumento en el rendimiento de pimiento, podría ser influenciado por la disponibilidad de elementos en el medio, sin embargo la biomasa microbiana y cantidades de nitrógeno mineral aumentaron considerablemente cuando se sustituía vermicompost de residuos de alimentos por el sustrato de Metro-Mix 360, 40% de vermicompost obtuvo el mayor rendimiento en pimiento debido a que hay una influencia de materiales tales como ácidos húmicos, hormonas de crecimiento, condiciones agradables en el medio de crecimiento y organismos benéficos en las raíces. Atiyeh *et al.* (2002) menciona que el vermicompost al sufrir una serie de transformaciones

hacen disponibles cuatro veces más nitrógeno, veinticinco veces más fósforo, y dos veces y media más potasio.

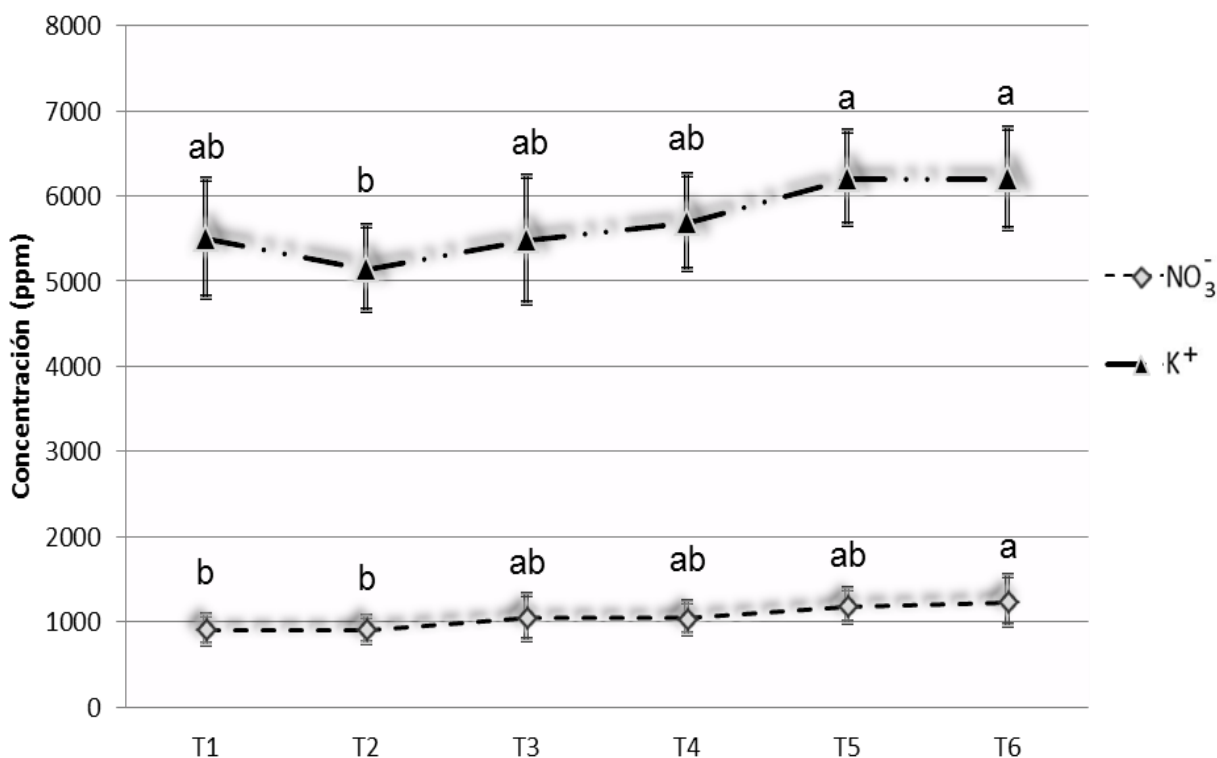


Figura 1. Concentración en partes por millón de nitratos (NO_3^-) y potasio (K^+) en el cultivo de jitomate silvestre, a los 109 DDT. T1= VC 21 + EF; T2= VC 21; T3= VC 27+ EF; T4= VC 27; T5= VC 13 + EF y T6= VC 13. Medias con letras diferentes dentro de la gráfica son estadísticamente diferentes ($\alpha=0.05$).

En la Figura 2, se muestra el rendimiento fresco obtenido de las plantas de jitomate que se desarrollaron en tres diferentes sustratos y con la incorporación o no de efluentes, como resultado de la prueba de Tukey ($p \leq 0.05$), fueron estadísticamente diferentes sobresaliendo el vermicompost 13.34 sin efluentes (T6) al obtener 168.66 g de biomasa fresca total, el 66.45% de está correspondió al Peso Fresco de Hojas (PFH) donde cabe resaltar que en esta variable y en este tratamiento sobresalió de los demás.

Kumar *et al.* (2011) menciona que el efecto del vermicompost con la adición de fertilizantes sintéticos se obtienen mayor peso frescos de hojas que cuando solamente se tiene como sustrato el humus de lombriz. El T1 en la variable de Peso Fresco de Tallos (PFT) sobresalió de los demás tratamientos otorgando el 39.59% del total de Biomasa Fresca para las

plantas desarrolladas en el tratamiento antes mencionado. Con y Sin incorporación de efluentes no hubo diferencias significativas en los tratamientos T1 y T2, sobre las variables de Biomasa Fresca Total (BFT) y Peso Fresco de Hojas (PFH).

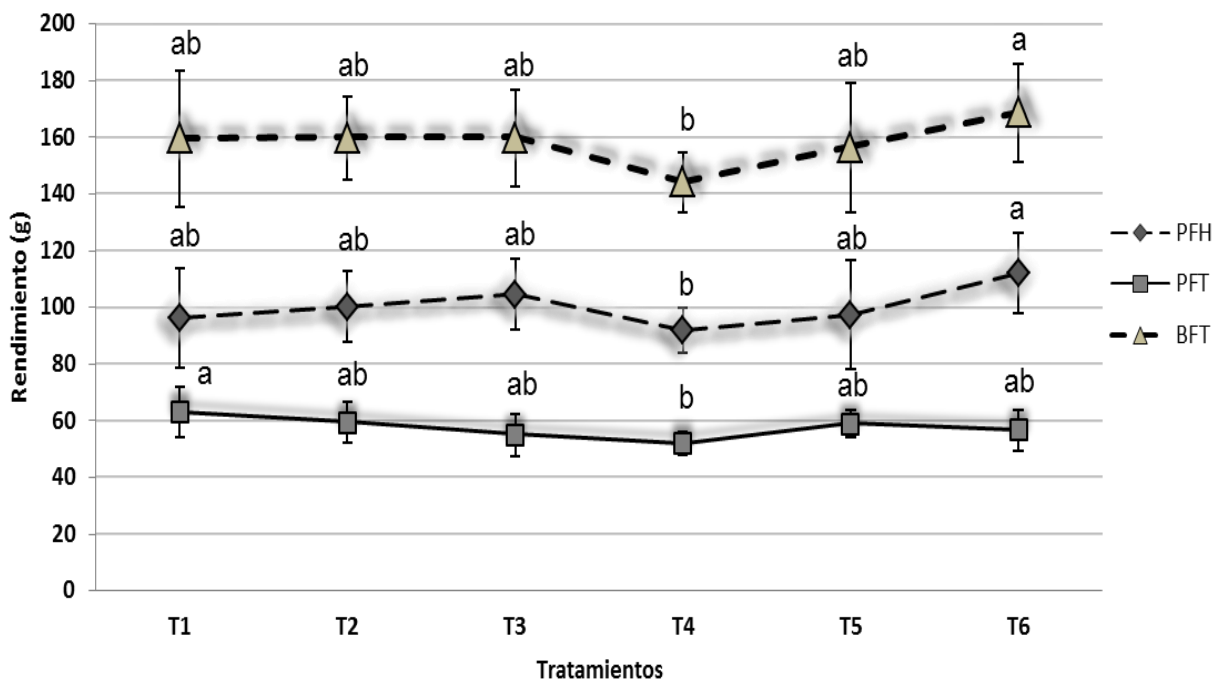


Figura 12. Rendimiento (g) de Peso Fresco de Hojas (PFH), Peso Fresco de Tallos (PFT) y la Biomasa Fresca Total (BFT) por planta a los 109 DDT de los 6 tratamientos evaluados en el cultivo de jitomate silvestre. T1= VC 21 + EF; T2= VC 21; T3= VC 27 + EF; T4= VC 27; T5= VC 13 + EF y T6= VC 13. Medias con letras iguales dentro de la gráfica no son estadísticamente diferentes ($\alpha=0.05$).

Sin embargo, al incorporar los efluentes del tratamiento T3 en cada semana hay un incremento del 12.13% en el Peso Fresco de las Hojas, el mismo efecto se observa en el Peso Fresco de Tallos (PFT) con un 5.06% en el incremento, así mismo podemos decir que la adición de los efluentes para el caso particular del T3 se incrementa en 9.69% en la Biomasa Fresca Total (BFT).

Al realizar el análisis de medias se encontró que los rangos Peso Seco de Tallos (PST) y de Raíz (PSR) no se encontraron diferencias estadísticas ($p \leq 0.05$) (Cuadro 8), Lazcano *et al.* (2009) menciona que con las proporciones de vermicompost (50, 75 y 100%) con peat moss, mostraron un incremento en el peso seco de raíz en comparación con proporciones más bajas. Para la variable Peso Seco de Hojas (PSH) las plantas desarrolladas en el VC 13.34 con

efluentes (T5) mostraron un rendimiento mayor sobre los otros tratamientos al obtener 14.43 g de peso seco seguido del tratamiento que no se le incorporaron efluentes (T6) con un peso de 13.38g, el T4 fue el que tuvo menor peso seco con 11.01 g. De acuerdo con Kumar *et al.* (2011) el complemento con fertilizantes químicos a la adición de vermicompost en la producción de tomate se obtienen los mejores resultados en comparación que cuando se utiliza solamente como vermicompost y abono de corral más los fertilizantes.

La Biomasa Aérea (BA) y Biomasa Total (BT) no mostraron diferencias estadísticas entre tratamientos ($p \leq 0.05$). Sin embargo, Lazcano *et al.* (2009) encontró que las mezclas de compost 10% y 20% con peat moss obtuvieron el mayor rendimiento en biomasa aérea, lo cual no sucedía si esta era 50% compost ya que no produjo diferencias significativas. Por otro lado, Arancon *et al.* (2008) al mezclar vermicompost generados a partir de desechos de papel, restos de comida y estiercol de bovino, encontraron que el rendimiento de peso seco se vio influenciado en porcentajes que oscilaban de 30-50%, siendo el mismo caso para el número de flores en el cultivo de petunia, sin embargo con 30% de cualquiera de los vermicompost se obtenía el mayor número de flores.

Respecto a Materia Seca (MS) mostró diferencias estadísticas entre tratamientos, el T3 obtuvo 7.91 g planta⁻¹, la menos Materia seca obtenida fue con el tratamiento del VC 13.34 con efluentes (T5) al obtener 6.81 g planta⁻¹. No se encontraron diferencias estadísticas entre tratamientos sobre las variables Proporción de la Parte Aérea con respecto a la Raíz (PPAR) y el Número de frutos, sin embargo, cabe destacar que los tratamientos T5 y T6 obtuvieron el mayor número de frutos con valores de 92.5 y 90.9, respectivamente.

Reséndez *et al.* (2012) reportaron que con las mezclas realizadas de vermicompost y arena no obtuvieron diferencias estadísticas en el número de frutos y el tratamiento con arena más solución nutritiva obtuvo el mayor número de frutos. No obstante, Vásquez *et al.* (2010) al realizar una evaluación morfo-agronómica de muestras de jitomate nativos en México obtuvieron 27 frutos de tomatillo muy por debajo de lo reportado en esta investigación. Sin embargo Kumar *et al.* (2011) al adicionar fertilizantes químicos junto con humus de lombriz tuvo incrementos del 13.53% en el número de frutos de tomate.

Cuadro 8. Comparación de medias con la prueba de Tukey para las variables evaluadas en el cultivo de jitomate silvestre (109 DDT).

T	PSH	PST	PSR	BA	BT	MS	PPAR	NF
----- g -----						g planta ⁻¹		
T1	13.05 abc [§]	9.84 a	7.38 a	22.89 a	30.27 a	7.04 bc	3.85 a	73.30 b
T2	11.98 bc	8.99 a	5.33 a	20.97 a	26.30 a	7.69 ab	4.36 a	73.30 b
T3	11.46 bc	8.78 a	6.18 a	20.24 a	26.41 a	7.91 a	3.75 a	76.40 b
T4	11.01 c	8.44 a	6.05 a	19.45 a	25.50 a	7.44 abc	3.61 a	73.70 b
T5	14.43 a	8.48 a	5.36 a	22.92 a	28.28 a	6.81 c	4.56 a	92.50 a
T6	13.38 ab	8.50 a	6.07 a	21.88 a	27.94 a	7.73 ab	4.26 a	90.90 a
CV	13.53	15.01	40.49	13.34	15.71	8.36	41.67	21.25

[§]Medias con letras diferentes dentro de la columna son estadísticamente diferentes ($\alpha=0.05$); CV = Coeficiente de Variación; T = Tratamiento; PSH = Peso Seco de hojas; PST = Peso Seco de Tallos; PSR = Peso Seco de Raíz; BA = Biomasa Aérea; BT = Biomasa Total; MS = Materia Seca; PPAR = Proporción de la parte aérea con respecto a la raíz y NF = Número de Frutos; T1= VC 21 + EF; T2= VC 21; T3= VC 27 + EF; T4= VC 27; T5= VC 13 + EF y T6= VC 13.

En la Figura 3, se muestran los rendimientos obtenidos de las plantas de jitomate silvestre desarrolladas en 3 diferentes sustratos, con y sin la incorporación de los efluentes. El tratamiento T6 fue estadísticamente diferente a los demás obteniendo un rendimiento de 296.33 g, seguido del tratamiento T5 que obtuvo 291.06 g y con una diferencia de 1.77%. Por otro parte los tratamientos T3 y T4, no hubo diferencias significativas al obtener una diferencias del 0.48% sobre el rendimiento, por otro lado, T1 y T2 obtuvieron una diferencias de 2.71% sobre el rubro antes mencionado. Cabe destacar que el tratamiento T6 sobresalió en un 15.37% y 19.38% sobre T2 y T4 los tres tratamientos sin adición de efluentes.

Meenakumari y Shekhar (2012) mencionan que la interacción de la lombriz con materiales orgánicos estimula la actividad microbiana sobre el medio de crecimiento haciendo que los nutrientes estén disponibles para las plantas. Por otro lado, el tratamiento T5 sobresalió de los tratamientos T1 y T3, en un 16.18% y 17.54%, respectivamente. Por otro lado, Kumar *et al.* (2011) menciona que al agregar 100% vermicompost al suelo y en comparación cuando se mezcla vermicompost con fertilizantes químicos no se observan diferencias notables en peso de frutos de tomate, a lo cual puede deberse que un incremento en

la adición de humus de lombriz propicio el desarrollo estrictamente biológico, estimulando la actividad microbiana y el metabolismo de las plantas en crecimiento.

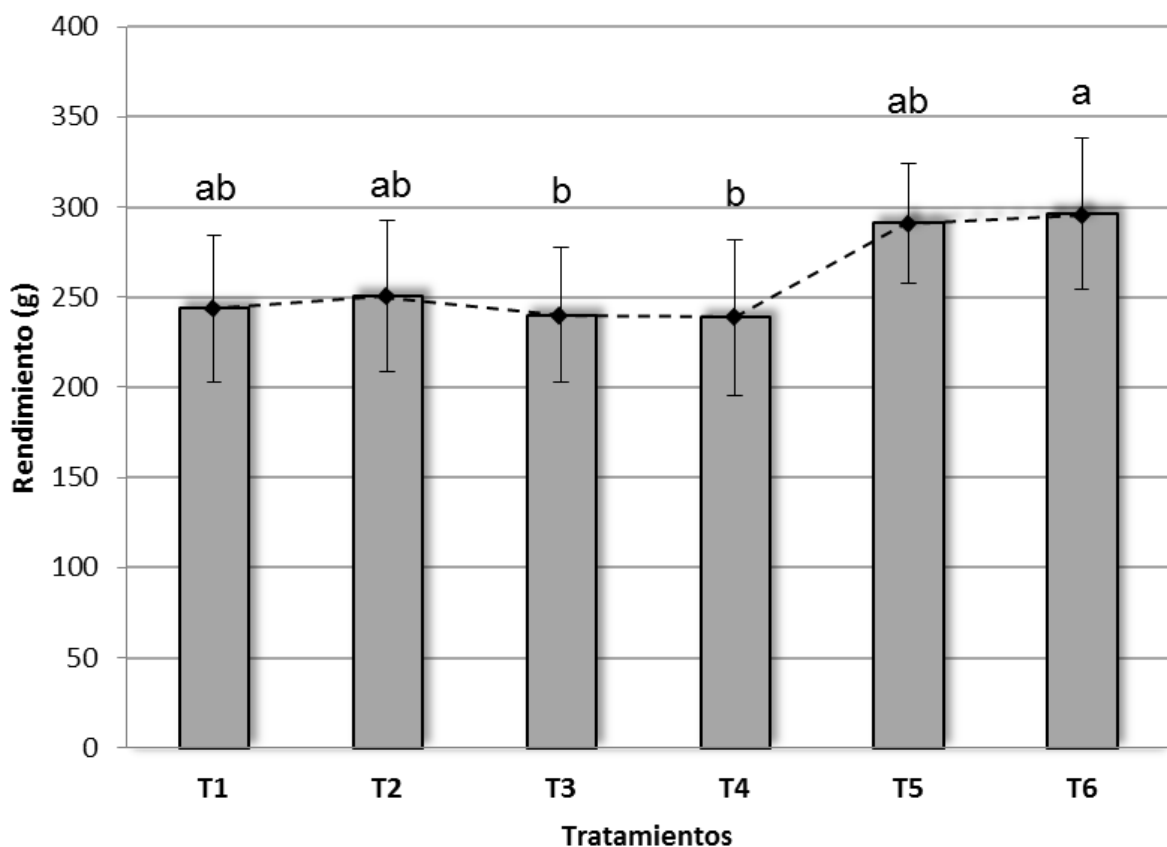


Figura 13. Rendimiento (g) del Peso Total de Frutos (PF) producidos por el cultivo de jitomate silvestre en los 6 tratamientos evaluados. T1= VC 21 + EF; T2= VC 21; T3= VC 27+ EF; T4= VC 27; T5= VC 13 + EF y T6= VC 13. Medias con letras diferentes dentro de la gráfica son estadísticamente diferentes ($\alpha=0.05$).

El tratamiento VC 21 con efluentes (T1) mostró tener el mayor Diámetro Ecuatorial (DE) con 2.19 cm., seguido del T6 al obtener 2.09 cm (Cuadro 9). En lo que corresponde al Diámetro Polar (DP), no se encontraron diferencias estadísticas entre tratamientos ($p \leq 0.05$), estos resultados concuerdan con los obtenidos por Reséndez, *et al.* (2012) en la producción de tomate con mezclas de arena:vermicompost. Por otro lado, en la Firmeza de los Frutos el T3 (VC 27 con efluentes) resulto tener 187.06 (gf) seguido del tratamiento T4 con 180.41 (gf) los frutos que presentaron menor firmeza fueron los que se desarrollaron en el VC 13.34 sin efluentes (T6) al obtener 142.37 (gf). Con respecto a Zaller (2007), menciona que puede ocurrir un efecto entre la proporción de vermicompost y el genotipo utilizado, obteniendo diferencias estadísticas entre tratamientos, el genotipo Diplom F1 con 20% de VC obtuvo

mayor firmeza, sin embargo esto no fue así para los genotipos Matina y Rheinlands Ruhm, el primero con 100% de VC obtuvo la mayor firmeza, el segundo con un 60% de VC. Los tratamientos T1 y T2 mostraron tener mayor Sólidos Solubles (SS) en los frutos con valores de 10.47 y 10.11 respectivamente, los cuales fueron estadísticamente sobresalientes ($p \leq 0.05$) de entre los demás tratamientos.

Cuadro 9. Comparación de medias con la prueba de Tukey para las variables post-cosecha en el cultivo de jitomate silvestre (109 DDT).

T	DE	DP	FF	SS	VA
	----- cm -----		(gf)	(°Brix)	(Días)
T1	2.19 a [§]	1.95 a	169.90 ab	10.47 a	22.47 d
T2	2.08 ab	1.84 a	154.72 ab	10.11 a	23.16 d
T3	2.08 ab	2.10 a	187.06 a	9.87 ab	25.19 c
T4	2.06 b	1.85 a	180.41 ab	9.89 ab	25.32 c
T5	2.07 ab	1.86 a	157.32 ab	9.08 b	27.77 b
T6	2.09 ab	1.87 a	142.37 b	9.03 b	30.32 a
CV (%)	4.69	17.16	17.75	7.29	5.01

[§]Medias con letras diferentes dentro de la columna son estadísticamente diferentes ($\alpha=0.05$); CV = Coeficiente de Variación; T = Tratamiento; DE = Diámetro Ecuatorial; DP = Diámetro Polar; FF = Firmeza de frutos; gf = gramos fuerza; SS = Sólidos solubles (°Brix) y VA = Vida de Anaquel; T1= VC 21 + EF; T2= VC 21; T3= VC 27 + EF; T4= VC 27; T5= VC 13 + EF y T6= VC 13.

El menor contenido de Sólidos Solubles (SS), lo obtuvieron los tratamientos T5 y T6 con valores de 9.08 y 9.03, respectivamente. Valores bajos y sin diferencias estadísticas obtuvieron Preciado-Rangel *et al.* (2011) en tomates desarrollados sobre tres soluciones orgánicas (Tés de compost, vermicompost y Lixiviado) con valores que oscilaron de entre 4.4–4.6 °Brix. Esto no ocurrió así con las especies nativas evaluadas por Juárez *et al.* (2009) al obtener 8.0 °Brix, 23.59% por abajo de lo obtenido en el presente trabajo. No obstante, Hartz *et al.* (2005) concluyen que la falta de respuesta en la concentración de °Brix puede ser atribuido a otros factores limitantes, tales como posible escasez en la disponibilidad de P y K⁺ para las plantas. Por otro lado, la diferencia existente entre días sobre los tratamientos en la variable Vida de Anaquel (VA) es debido principalmente al contenido nutrimental de los tres diferentes sustratos, el VC 13 tuvo el mayor contenido nutrimental en calcio (Ca⁺⁺), el cual

tuvo un efecto positivo sobre dicha variable, observando que los frutos de los tratamientos T5 y T6 con valores de 27.72 y 30.32 días respectivamente, fueron los que estuvieron más conservados en caja de plástico, los frutos de las plantas que se desarrollaron en el VC 21 con efluentes obtuvieron la menor vida de anaquel con una media de 22.47 días.

Es de tal importancia la evaluación de productos orgánicos tales como los vermicompost y compost sobre su elaboración en un inicio, principalmente con que material vamos a empezar. Tradicionalmente los más utilizados son los estiércoles, en esta investigación se utilizó como estiércol vacuno con una rel C/N 26 inicial y posteriormente llegó a una rel C/N 13, el efecto que se observó sobre los procesos de compostaje y vermicompostaje, permitieron que este parámetro disminuyera y por lo consiguiente se pudiera manejar a nivel invernadero, para evaluar su contenido nutricional, el cual tuvo los mejores resultados en variables como; concentración nutricional de nitratos y potasio, biomasa fresca, número de frutos, en el rendimiento y en la vida de anaquel.

5.4 Conclusiones

Los vermicompost generados a partir de dos fuentes orgánicas permitieron el crecimiento, desarrollo y producción del cultivo de jitomate silvestre.

El vermicompost con rel C/N 13 con y sin la incorporación de efluentes orgánicos permitió la mayor concentración de nitratos y potasio, se obtuvieron la mayor cantidad de frutos y los mayores rendimientos en las plantas de jitomate silvestre y además obtuvo mayor cantidad de vida de anaquel.

5.5 Literatura citada

Alcántar G. G. y M. Sandoval V. 1999. Manual de análisis químico de tejido vegetal. Guía de muestreo, preparación, análisis e interpretación. Publicación especial 10. Sociedad mexicana de la ciencia del suelo. Chapingo, México. 155 p.

Alcántar G. G., L. I. Trejo-Téllez, L. Fernández P. and M. N. Rodríguez M. 2009. Elementos esenciales. *In:* Alcántar G. G. y L. I. Trejo T. (Eds.). Nutrición de cultivos. Ediciones Mundi-Prensa. México, D. F. 454 p.

- Ameri A., A. Tehranifar, M. Shoor and G. Hossein D. 2012. Study of the Effect of Vermicompost as One of the Substrate Constituents on Yield Indexes of Strawberry. *Journal of Horticultural Science & Ornamental Plants* 4 (3): 241-246.
- Ancona-Méndez, L., V. Pech-Martínez and A. Flores-Novelo. 2006. Perfil del mercado de la vermicomposta como abono para el jardín en la Ciudad de Mérida Yucatán, México. *Revista Mexicana Agronegocios* 10 (19): 1-15.
- Arancon N. Q., C. A. Edwards, R. Atiyeh and J. D. Metzger. 2004. Effects of vermicomposts produced from food waste on the growth and yields of greenhouse peppers. *Bioresource Technology* 93: 139–144.
- Arancon N. Q., C. A. Edwards, A. Babenko, J. Cannon, P. Galvis and J. D. Metzger. 2008. Influences of vermicomposts, produced by earthworms and microorganisms from cattle manure, food waste and paper waste, on the germination, growth and flowering of petunias in the greenhouse. *Applied Soil Ecology* 39: 91 – 99.
- Asghar M. M., P. Marschner and K. Saifullah K. 2012. Addition of organic and inorganic P sources to soil e Effects on P pools and microorganisms. *Soil Biology & Biochemistry* 49: 106 - 113.
- Atiyeh, R. M., N. Q. Arancon, C. A. Edwards and J. D. Metzger. 2002. The influence of earthworm processed pig manure on the growth and productivity of marigolds. *Bioresource Technology* 81: 103-108.
- Bernal C. M. P. y B. Gondar. 2008. Producción y gestión de los residuos orgánicos: situación actual a nivel mundial, comunitario y estatal. pp. 9-42 *In: Moreno Casco J. y Moral Herrero R. (ed.).Compostaje. Mundiprensa. España.*
- Bhat N. R., M. S. Suleiman, L. Al-Mulla and M. Albaho. 2013. Comparison of Growing Substrates for Organic Tomato, Cauliflower and Iceberg Lettuce Production under Greenhouse Conditions. *Journal of Agriculture and Biodiversity Research* 2(2): 55-62.
- Breš W., T. Kleiber and T. Trelka. 2010. Quality of water used for drip irrigation and fertigation of horticultural plants. *Folia Horticulturae* 22 (2):67-74.
- Comité Técnico de Normalización Nacional de Productos Agrícolas y Pecuarios (CTNNPAP). 2007. Humus de lombriz (Lombricomposta) especificaciones y métodos de prueba. NMX-FF-109-SCFI-2007.

http://www.sagarpa.gob.mx/agricultura/info/comp/it/normas/noti/PROY_NMX_HUMUS_24072007_DGN.pdf.

- Crisanto J. A. U., A. M. Vera G., J. L. Chávez S. y J. C. Carrillo R. 2010. Calidad de frutos de tomates silvestres (*Lycopersicum esculentum* var. *Cerasiforme* Dunal) de Oaxaca, México. Nota científica. Revista Fitotecnia Mexicana 33 (Núm. Especial 4): 7–13.
- Domínguez J., M. Gómez-Brandón y C. Lazcano. 2010. Propiedades bioplaguicidas del vermicompost. Acta Zool. Mex. (n. s.) Número Especial 2: 373- 383.
- FAO. 2002. Integración por zonas de la ganadería y de la agricultura especializada (AWI): opciones para el manejo de efluentes de granjas porcícolas de la zona centro de México. pp. 253.
- Ferrera C. R. y A. Alarcón. 2001. La microbiología del suelo en la agricultura sostenible. Ciencia Ergo Sum 8 (2): 175-183.
- Financiera Rural. 2011. Situación actual y perspectivas del maíz en México 1996-2012. Autor responsable Miramontes P., C. U. Información Sector Rural.
- Fornes F., D. Mendoza-Hernández, R. García-Fuente, M. Abad and R. M. Belda. 2012. Composting versus vermicomposting: A comparative study of organic matter evolution through straight and combined processes. Bioresource Technology 118: 296–305.
- Hartz T. K., P. R. Johnstone, D. M. Francis and E. M. Miyao. 2005. Processing tomato yield and fruit quality improved with potassium fertigation. HortScience 40:1862–1867.
- Huang G. F., J. W. C. Wong, Q. T. Wu and B. B. Nagar. 2004. Effect of C/N on composting of pig manure with sawdust. Waste Management 24: 805–813.
- Hussaini, A. 2013. Vermiculture bio-technology: An effective tool for economic and environmental sustainability. African Journal of Environmental Science and Technology 7(2): 56-60.
- Juárez L. P., R. Castillo B., T. Colinas L., P. Ramírez V., M. Sandoval V., D. W. Reed, L. Cisneros Z. y S. King. 2009. Evaluación de calidad en frutos de siete genotipos nativos de jitomate (*Lycopersicum esculentum* var. *cerasiforme*). Revista Chapingo Serie Horticultura 15(2): 5-9.
- Kumar Ch. G., G. Bhunia and S. Kumar Ch. 2011. The effect of vermicompost and other fertilizers on cultivation of tomato plants. Journal of Horticulture and Forestry 3(2): 42-45.

- Lazcano C., J. Arnold, A. Tato, J. G. Zaller and J. Domínguez. 2009. Compost and vermicompost as nursery pot components: effects on tomato plant growth and morphology. *Spanish Journal of Agricultural Research* 7 (4): 944-951.
- León-Najera J. A., R. Gómez-Álvarez, S. Hernández-Daumás, J. D. Álvarez-Solís y D. J. Palma-López. 2006. Mineralización en suelos con incorporación de residuos orgánicos en los altos de Chiapas, México. *Universidad y Ciencia Trópico Húmedo* 22 (2):163-174.
- Ling Q., W. Huang and P. Jarvis. 2011. Use of a SPAD-502 meter to measure leaf chlorophyll concentration in *Arabidopsis thaliana*. *Photosynth Research* 107: 209–214.
- Liu J., X. Xu, H. Li and Y. Xu. 2011. Effect of microbiological inocula on chemical and physical properties and microbial community of cow manure compost. *Biomass and bioenergy* 35: 3433 – 3439.
- Luevano G. A. y N. E. Velázquez G. 2001. Ejemplo singular en los agronegocios estiercol vacuno: de problema ambiental a excelentes recurso. *Revista Mexicana de Agronegocios* 9 (5): 306-318.
- Macias D. R., R. L. Grijalva C. y F. Robles C. 2012. Respuesta de la aplicación de estiércol y fertilizantes sobre el rendimiento y calidad del chile jalapeño. *Biotecnia* 14 (3): 32-38.
- Matheus L. J., J. Caracas, F. Montilla y O. Fernández. 2007a. Eficiencia agronómica relativa de tres abonos orgánicos (vermicompost, compost y gallinaza) en plantas de maíz (*Zea mays* L.). *Agricultura Andina*. 13: 27-38.
- Matheus L. J., J. Caracas, F. Montilla y O. Fernández. 2007b. Efecto de diferentes abonos orgánicos y su correlación con bioensayos para estimar nutrientes disponibles. *Agricultura Andina*. 13: 19-26.
- Medina C. C. I. y M. Lobo A. 2001. Variabilidad morfológica en el tomate pajarito (*Lycopersicon esculentum* var. cerasiforme) precursor del tomate cultivado. *Revista Corpoica* 3(2): 39 – 50.
- Meenakumari T. and M. Shekhar. 2012. Vermicompost and other fertilizers effect on growth, yield and nutritional status of tomato (*lycopersicon esculentum*) plant. *World Research Journal of Agricultural Biotechnology* 1(1): 14-16.
- Nogales R., C. Cifuentes y E. Benítez. 2005. Vermicomposting of winery wastes: A laboratory study. *Journal of Environmental Science and Health Part B*. 1234: 659- 673.

- Oke M., T. Ahn, A. Schofi E. and G. Paliyath. 2005. Effects of phosphorus fertilizer supplementation on processing quality and functional food ingredients in Tomato. *Journal Agricultural Food Chemistry* 53:1531–1538.
- Olivares C. M. A., A. Hernández R., C. Vences C., J. L. Jáquez B. y D. Ojeda B. 2012. Lombricomposta y composta de estiércol de ganado vacuno lechero como fertilizantes y mejoradores de suelo. *Universidad y Ciencia Trópico Húmedo* 28(1):27-37.
- Preciado-Rangel P., M. Fortis-Hernández, J. L. García-Hernández, E. Rueda-Puente, J. R. Esparza-Rivera, A. Lara-Herrera, M. A. Segura-Castruita y J. Orozco-Vidal. 2011. Evaluación de soluciones nutritivas orgánicas en la producción de tomate en invernadero. *Interciencia* 36 (9): 689-693.
- Reséndez A. M., F. J. López A., U. Figueroa V., N. Rodríguez D., J. Vásquez A., J. L. Reyes C., P. Cano R. and M. H. Reyes V. 2012. Tomato production in sand: vermicompost mixtures compared with sand and nutritive solution. *Basic Research Journal of Agricultural Science and Review* 1 (1): 19-26.
- Sainju U. M., R. Dris, and B. P. Singh. 2003. Mineral nutrition of tomato. *Journal Food Agricultural Environmental* 1:176–183.
- Salazar S. E., H. I. Trejo E., J. D. López M., C. Vázquez V., J. S. Serrato C., I. Orona C. y J. P. Flores M. 2010. Efecto residual de estiércol bovino sobre el rendimiento de maíz forrajero y propiedades del suelo. *Terra Latinoamericana* 28 (4): 381-390.
- Sánchez E. J., M. N. Rodríguez M., C. V. Sánchez R. y F. Fernández L. 2008. *Abonos orgánicos*. Ediciones Papiro Omega. México, D. F. 139 p.
- Singh H., P. Singh and S. S. Hundal. 2012. Vermicomposting of animal dung and its laboratory evaluation. *Indian Journal of Science and Technology* 5 (7): 3031-3035.
- Vargas-Machuca R. 2010. Vermicompostaje en el reciclado de residuos agroindustriales. *In: XII Congreso ecuatoriano de la ciencia del suelo*. Santo Domingo, Ecuador. 1-12 p.
- Vásquez O. R., J. C. Carrillo R. y P. Ramírez V. 2010. Evaluación morfo-agronómica de una muestra del jitomate nativo del centro y sureste de México. *Naturaleza y Desarrollo* 8 (2): 49 – 64.
- Velázquez G. J. J., J. R. Salinas G., K. N. Potter, M. Gallardo V., F. Caballero H. y P. Díaz M. 2002. Cantidad, cobertura y descomposición de residuos de maíz sobre el suelo. *Terra Latinoamericana* 20 (2): 171-182.

- Velasco, V. J. 2012. Compostaje y lombricompostaje: alternativas para el manejo de residuos organicos. FUNPROVER. Revista Agro-Entorno 145: 9-11.
- Zaller, J. G. 2007. Vermicompost as a substitute for peat in potting media: Effects on germination, biomass allocation, yields and fruit quality of three tomato varieties. Scientia Horticulturae 112: 191–199.
- Zhu, N., 2007. Effect of low initial C/N ratio on aerobic composting of swine manure with rice straw. Bioresource Technology 98: 9–13.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES GENERALES

1. Discusión general

Al momento de realizar un compost se recomienda que la rel C/N deberá oscilar entre 25-35. Una rel C/N 45 tardará más en descomponerse por las cantidades de carbono que contiene además de que el poco nitrógeno será inmovilizado. Sin embargo, en esta investigación al evaluar las rel C/N 26, 35, y 45, su comportamiento fue muy diferente entre ellas. Las temperaturas fueron superiores a 55 °C en los tres compost, lo que asegura la calidad en la inocuidad del producto final. La rel C/N 45 fue la que registró las mayores temperaturas al sobrepasar los 65 °C, y en los compost 26 y 35, las temperaturas fue similar entre ellos.

La temperatura registrada durante el proceso de vermicompostaje no se elevó más allá de la registrada en el ambiente. Las rel C/N inicial eran 26, 35 y 45, al final de proceso de compostaje y vermicompostaje quedaron en 21, 27 y 13, siendo esta ultima la que se recomienda para su utilización en la agricultura. Por el mayor contenido de nutrimentos minerales y el menor contenido en materia orgánica.

El análisis micromorfológico permitió observar *in situ* tejidos de maíz reconocibles, tal como los tejidos conductores, el contenido celular y la pared del tallo en un corte transversal y longitudinal, lo que refleja que no ha pasado mucho tiempo en descomposición y los colores de interferencia de primer orden se manifiestan. Posteriormente, la alteración es de débil a fuerte, donde el tamaño y la estructura interna se vieron afectados, esto pudo ser debido a los volteos que se dieron durante el compostaje, sin embargo, cabe recalcar, que en el análisis estadístico, los grados de descomposición no se vieron afectados por esta actividad, pero si se reflejo en la porosidad. A los 45 días el grado de alteración es moderado, se observan contornos del tallo de maíz y hojas, según la literatura, el cultivo de maíz contiene cadenas largas de carbono lo que da como resultado una elevada rel C/N, posiblemente, también pueda deberse a los contenidos de lignina.

Los materiales orgánicos fueron degradándose hasta formar material orgánico fino amorfo. Con la utilización de secciones delgadas la identificación de la materia orgánica puede variar considerablemente, siempre y cuando no se conozca, el material inicial o las partes vegetativas sean difíciles de clasificar. El monitoreo del proceso de compostaje permitió identificar y cuantificar mediante el software Image Pro los grados de descomposición, así como también, como fueron formándose los agregados de color pardo oscuro.

Una de las primeras preguntas que se hace al realizar un compost o vermicompost es ¿Qué cantidad de nutrimentos tiene? Los resultados de diferentes trabajos mencionan que hay concentraciones que oscilan desde 0.1 a 3.5% de N, siendo este el elemento más importante para las plantas. La concentración mineral de los vermicompost juega un papel importante en la nutrición de los cultivos. Las tres relaciones C/N evaluadas permitieron el crecimiento y desarrollo de los dos cultivos (jitomate y menta), sin embargo, hubo diferencias estadísticas ($p \leq 0.05$) en la concentración de nitratos y potasio entre tratamientos. Las mayores concentraciones se obtuvieron de las plantas desarrolladas en el vermicompost 13 con y sin efluentes. En el cultivo de menta la incorporación de efluentes permitió incrementar el verdor en las plantas a los 73 DDT, sin embargo, no se encontraron diferencias estadísticas ($p \leq 0.05$).

En la producción hay una clara diferencias entre las rel C/N evaluadas sobre la obtención de biomasa fresca y seca en el cultivo de menta, siendo la rel C/N 13 con efluentes que permitió los mayores rendimientos, seguido del tratamiento sin la incorporación de efluentes, pero no habiendo diferencias estadísticas entre tratamientos ($p \leq 0.05$). En contraste, para el cultivo de jitomate la incorporación de efluentes (rel C/N 13) no favoreció la producción de biomasa fresca, siendo menor si se incorporan cada semana, no se encontraron diferencias estadísticas ($p \leq 0.05$) en la biomasa seca, pero numéricamente fue superior el tratamiento del vermicompost rel C/N 21 con efluentes.

El análisis de varianza demostró que el nivel de las rel C/N influye sobre algunas variables en los dos cultivos, entre los que podemos mencionar; concentración de nitratos y potasio, pesos secos de hojas, tallos y raíz, así como también los pesos frescos. En el cultivo de jitomate la variable vida de anaquel influyó en los dos niveles y en la interacción, el peso fresco de hojas fue altamente significativo con la interacción del sustrato y de los efluentes, en cuanto a materia seca fue significativo ($p \leq 0.05$) con la incorporación de efluentes y con la interacción del sustrato fue altamente significativa ($p \leq 0.01$).

En el cultivo de jitomate no se encontraron diferencias estadísticas entre tratamientos, sobre las variables altura, diámetro del tallo, número de hojas, peso seco de tallo y raíz, así como en la biomasa aérea y en el diámetro polar de los frutos. En particular, los vermicompost como sustratos y con la incorporación de efluentes permitieron el desarrollo del cultivo. Sin embargo, la rel C/N 13 con y sin efluentes permitió obtener los mayores rendimientos.

2. Conclusiones generales

Al inicio del compostaje las relaciones C/N 45, 35 y 26 disminuyeron por la influencia de la temperatura y del proceso de lombricompostaje resultando 21, 27 y 13, respectivamente. El clima influyó sobre el manejo durante el proceso. Las lluvias constantes y el exceso de humedad lo que provocó que los volteos desmenuzaran los tallos y hojas de maíz, además de un mayor ataque microbiano.

La mayor temperatura media la presentó rel C/N 45 al obtener 63.5 °C durante 40 días, sin embargo, fue la que obtuvo menor concentración en fósforo y potasio. Por otro parte, la rel C/N 26 resulto tener la mayor concentración de cationes solubles e intercambiables.

El análisis de secciones delgadas en micromorfología proporciona información relevante sobre la degradación que sufren los materiales orgánicos *in situ* en el proceso de compostaje. Reconociendo con facilidad tejidos que conforman al tallo y hoja de maíz. Al principio el grado de alteración es nula, posteriormente, células individuales y partes de tejidos vegetal son moderadamente humificados, formando agregados amorfos de color pardo oscuro.

La rel C/N está íntimamente relacionada con la disponibilidad nutrimental del vermicompost. Por lo tanto a mayor rel C/N inicial menor concentración nutrimental del vermicompost. Esto se vio reflejado en el crecimiento y desarrollo del cultivo de jitomate y menta. Por lo tanto, el vermicompost con rel C/N final 13 con y sin la incorporación de efluentes orgánicos favoreció el desarrollo de ambos cultivos, en particular el cultivo de menta obtuvo los mayores rendimientos en pesos frescos como en seco.

En el cultivo de jitomate, el vermicompost con rel C/N 13 con y sin efluentes favoreció la concentración de nitratos y potasio, se obtuvo la mayor cantidad de frutos, los mayores rendimientos y una larga vida de anaquel. Por su composición mineral, su estructura y el grado de maduración del vermicompost, surge como una alternativa viable para la producción orgánica y además para el manejo de desechos agrícolas.