



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MÉXICO

FACULTAD DE CIENCIAS

LICENCIATURA EN BIOLOGÍA

**“CALIDAD DE LA MATERIA ORGÁNICA SOLUBLE EN VERMICOMPOSTA
ELABORADA CON ESTIÉRCOL DE BOVINO O EQUINO Y SUSTRATO
POSTCOSECHA DEL HONGO *Pleurotus spp.*”**

TESIS

PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE:

BIÓLOGO

PRESENTA

DALILA MEDINA GARCÍA

CO-DIRECTORES:

Dra. VACA PAULIN ROCIO

Dr. DEL AGUILA JUAREZ PEDRO

TOLUCA, MÉXICO, 02 DICIEMBRE DEL 2019

Índice

1. Resumen.....	7
2. Introducción	8
3. Antecedentes	9
3.1. Vermicomposta	9
3.1.1. Estabilización	10
3.1.2. Ciclo de vida de la lombriz	10
3.1.3. Proceso del vermicompostaje.....	11
3.1.4. Propiedades fisicoquímicas de la vermicomposta.....	12
3.1.4.1.pH.	13
3.1.4.2.Conductividad eléctrica.....	13
3.1.4.3.Nitrógeno.....	14
3.1.4.4.Materia orgánica.....	14
3.2. Materia orgánica soluble.....	15
3.3. Espectrofotometría de infrarrojo.....	16
Residuos sólidos orgánicos.....	18
3.3.1. Estiércol.....	19
3.3.2. Sustrato postcosecha del hongo <i>Pleurotus</i> spp.	20
3.3.2.1.Características de <i>Pleurotus</i>	20
3.3.2.2.Clasificación taxonómica.....	20
3.3.2.3.Contenido nutricional.....	21
3.3.2.4.Sustrato postcosecha.....	21
4. Justificación.....	23
5. Hipótesis.....	23
6. Objetivo general.....	24
6.1. Objetivos específicos.....	24
7. Materiales y métodos.....	24
7.1. Muestreo.....	24
7.2. Diseño experimental.....	25
7.3. Elaboración de la vermicomposta.....	26
7.4. Análisis del laboratorio.....	26

7.5. Análisis estadístico.....	27
8. Resultados y discusión.....	27
8.1. Evaluación del pH y C.E durante el proceso del vermicompostaje.....	27
8.2. Diferencias significativas del producto final de la vermicomposta entre los diferentes tratamientos en pH, C.E, M.O, C.O y N.....	29
8.3. Espectrofotometría de infrarrojo de la vermicomposta.....	31
8.3.1. Densidades ópticas relativas.....	34
9. Conclusiones.....	37
Bibliografía.....	38
Anexos.....	45

Índice de Figuras

1. Ciclo de vida de <i>Eisenia andrei</i> y <i>Eisenia fétida</i>	10
2. Etapas de un proceso de vermicompostaje.....	11

Índice de Tablas

1. Especificaciones fisicoquímicas del humus de lombriz (lombricomposta).....	12
2. Clasificación taxonómica de <i>Pleurotus</i> spp.	
3. Contenido nutricional de <i>Pleurotus</i> spp.....	21
4. Diseño de cuadros latinos, para acondicionar los tratamientos y sus respectivas repeticiones.....	25
5. Propiedades físico-químicos del producto final de la vermicomposta bajo diferentes tratamientos.....	30
6. Densidades ópticas relativas de las principales bandas de los espectros de infrarrojo de la MOS en vermicomposta, respecto a la tensión C-H alifático y aromático.....	34

Índice de Graficas

1. Evolución del pH en el proceso del vermicompostaje en diferentes mezclas de residuos orgánicos.....	28
2. Evolución de la C.E en el proceso del vermiompostaje en diferentes mezclas de residuos orgánicos.....	29
3. Espectro de absorbancia infrarroja de la materia orgánica soluble de vermicomposta EB-R-H	31
4. Espectro de absorbancia infrarroja de la materia orgánica soluble de vermicomposta EB-R.....	32
5. Espectro de absorbancia infrarroja de la materia orgánica soluble del tratamiento EE-R-H.....	33
6. Espectro de absorbancia infrarroja de la materia orgánica soluble del tratamiento EE-R.....	33

1. Resumen

La gran generación de residuos orgánicos es una problemática, puesto que causan malos olores, atrae roedores e insectos portadores de enfermedades y los lixiviados que generan estos residuos contaminan el suelo y agua, también producen gases como CO₂ y CH₄ (SEMARNAT, 2012). Una solución a este problema es el uso de estos residuos en la elaboración de vermicomposta, donde la materia orgánica forma parte del proceso del vermicompostaje al ser atacada por los microorganismos, y cuyas sustancias solubles (materia orgánica soluble), pueden ser utilizadas como nutrientes para los organismos heterótrofos o pasar a formar parte de las estructuras de las sustancias húmicas (Porta *et al.*, 2003; Gutiérrez, 2015).

El objetivo del presente trabajo fue evaluar la calidad de la vermicomposta con estiércol de equino o bovino y residuos sólidos orgánicos con y sin sustrato de *Pleurotus* spp., mediante la caracterización de la materia orgánica soluble y parámetros fisicoquímicos para proponer el mejor producto para su uso agrícola. Se elaboraron cuatro vermicompostas con cuatro repeticiones, las cuales fueron: estiércol de equino + residuos orgánicos + sustrato postcosecha del hongo *Pleurotus* spp. (EE-R-H) y sin sustrato postcosecha del hongo (EE-R), así como estiércol de bovino + residuos orgánicos + sustrato postcosecha del hongo *Pleurotus* spp. (EB-R-H) y sin sustrato postcosecha del hongo (EB-R). El proceso del vermicompostaje duró 50 días, durante los cuales se tomaron muestras para la determinación de pH, conductividad eléctrica (CE), materia orgánica (MO), y Nitrogeno (N). Los resultados mostraron un pH de 8.1, 8.7 y 9.5 para EB-R-H, EE-R-H y EE-R como para EB-R respectivamente, siendo los dos primeros tratamientos los que se encuentran más cercanos al rango establecido por la NMX-FF-109-SCFI-2007, en cuanto a la C.E fue menor a 4 dS m⁻¹ por lo que no es salina y el contenido de nitrógeno fue mayor al 4%. Respecto a la Materia Organiza Soluble (MOS) las vermicompostas con sustrato postcosecha del hongo *Pleurotus* spp. presentaron alto contenido en proteínas, carbohidratos y ácidos carboxílicos; por lo que son el producto más adecuado para su uso como abono a modo fuente de nutrimentos ya que favorecen la germinación y el crecimiento radicular de la planta (Gaitán *et al.*, 2006 y Stevenson, 1982).

2. Introducción

La generación de residuos orgánicos se ha incrementado debido al aumento de la población, esto aunado con su mal manejo, ha traído como consecuencia diversos problemas ambientales. Dentro de los residuos que se producen se encuentran desechos de cocina, podaduras, los generados en la producción de hortalizas y hongos comestibles, criaderos de animales, etc. En México se producen miles de toneladas de hongo fresco por año, principalmente de *Pleurotus* spp. donde se generan grandes cantidades de residuos los cuales son quemados o arrojados al suelo sin un tratamiento previo (Herrera *et al.*, 2015), provocando malos olores, la atracción de insectos y contaminación del suelo. Una solución a este problema es utilizar el sustrato postcosecha del hongo para elaborar abono mediante compostaje o vermicompostaje, aprovechando su alto contenido en materia orgánica la cual al ser depositada al suelo, mejora las propiedades físicas y contribuye en el proceso de humificación (Herrera *et al.*, 2015).

Otro tipo de residuo es el estiércol producido por el ganado, el cual es rico en nutrientes, sin embargo, su aplicación al suelo sin un tratamiento previo causa deficiencia temporal de nitrógeno, reduce la densidad aparente, aumenta el drenaje interno y la aireación; además, puede contener semillas de malezas (Díaz, 2002), por lo que es necesario su manipulación, mediante la técnica del vermicompostaje o compostaje para su posterior aplicación al suelo sin causar algún daño a este.

El vermicompostaje a diferencia del compostaje, es un proceso más rápido y continuo, no produce malos olores y genera un producto de mayor calidad por la actividad de las lombrices además de los microorganismos (Moreno, 2017). En el presente trabajo se propone emplear la técnica del vermicompostaje usando estiércol de equino y bovino, así como el sustrato postcosecha del hongo *Pleurotus* spp. y los desechos orgánicos del mercado (cáscara de plátano, lechuga, zanahoria, etc.) Se espera mayor estabilización en la vermicomposta adicionada con sustrato postcosecha del hongo *Pleurotus* spp., de acuerdo a lo establecido en la NMX-FF-109-SCFI-2007, por ser un residuo parcialmente degradado por el hongo. Así mismo una manera de comprobar que la vermicomposta ha madurado es mediante la técnica de espectrofotometría de infrarrojo (IF), mediante la cual se conocen los grupos funcionales que conforman la materia orgánica soluble (MOS) y de esta manera poder comparar las diferentes vermicompostas de acuerdo a los grupos funcionales y conocer cuál es mejor como abono orgánico.

3. ANTECEDENTES

3.1. Vermicomposta

La vermicomposta es un proceso biotecnológico en el que se lleva a cabo la degradación y estabilización de los residuos orgánicos bajo condiciones aerobias mediante la acción de la lombriz, estas acciones incluyen la ingesta, digestión, trituración y descomposición de residuos orgánicos (RO), mediante enzimas digestivas y la actividad microbiana presente en el tracto digestivo de la lombriz (Nogales *et al.*, 2014). A través de este proceso, los RO presentan cambios físicos y químicos, de manera que la materia orgánica presente en estos es mineralizada logrando su estabilización, incrementando la concentración de nutrientes fácilmente asimilables para los microorganismos (Fernández, 2011). Además, se ha demostrado que bajo la acción de las lombrices incrementa la velocidad de mineralización del N y la conversión de $N-NH_4^+$ a $N-NO_3^-$ (Moreno, 2017).

La vermicomposta favorece la actividad biótica del suelo y su función antibiótica incrementa la resistencia de las plantas en contra de plagas, organismos patógenos y enfermedades; asimismo, mejora las características químicas y físicas del suelo permitiendo el buen desarrollo de las especies vegetales (Moreno, 2017).

Los organismos implicados en el proceso del vermicompostaje, además de la lombriz, son principalmente bacterias y hongos, de los cuales destacan el género *Bacillus* respecto a bacterias y el género *Penicilium* y *Aspergillus* en cuanto a hongos (Sánchez, 2017).

La lombricultura tiene su origen a mediados del siglo XX, para los años dicha actividad incrementó para fines comerciales y en los años setenta en Europa se empleó como un proceso para la estabilización de residuos orgánicos y reducción de desechos sólidos en los vertederos (Villegas y Laines, 2017). Con el vermicompostaje se aprovechan y reducen los residuos orgánicos que generan problemas ambientales, y al aplicarse al suelo como abono contribuye a incrementar la materia orgánica, la biomasa microbiana y su actividad a comparación de suelos fertilizados inorgánicamente o sin enmiendas orgánicas (Acosta, 2012).

3.1.1. Estabilización

La degradación, mineralización y estabilización de los residuos orgánicos producida por el vermicompostaje, se manifiesta en una disminución de entre 10 y 55%, de los valores de carbono orgánico total del residuo orgánico respecto a su contenido inicial; esta disminución dependerá de la naturaleza del RO, su biodegradabilidad, la especie de lombriz utilizada, las condiciones en las que se desarrolla la vermicomposta y su duración (Fernández, 2011). En cuanto a la madurez del vermicompostaje si el pH es mayor o igual a 7 es indicativo de madurez (Camiletti, 2016).

3.1.2. Ciclo de vida de la lombriz

Las lombrices son hermafroditas incompletas, puesto que son incapaces de autoreproducirse, por lo que requieren de otra lombriz para realizar la copulación, respiran a través de la piel y es un ser fotofóbico, con un sistema de sensores a lo largo de cuerpo para detectar la luz solar, siendo que estas no se desarrollan en la superficie donde hay iluminación (Sánchez, 2017). En ciclo de vida de la lombriz *Eisenia fétida* comprende de 45 a 51 días desde la puesta del capullo hasta la maduración sexual de la lombriz. Las crías alcanzan el estado de adulto entre los 21 y 30 días (Figura 1). La puesta de capullos inicia a las 48 horas después de la copulación, con una producción de 0.35 a 1.3 por día, el tiempo de incubación es de 18 a 26 días. El número de crías por cada capullo es de 2.5 a 3.8 dependiendo de la temperatura. La longevidad máxima de 4.5 y 5 años (López y Sainz, 2011).



Figura 1. Ciclo de vida de *Eisenia andrei* y *Eisenia fétida* (López y Sainz, 2011).

3.1.3. Proceso del vermicompostaje

El proceso del vermicompostaje incluye tres etapas: acondicionamiento (Precompostaje), vermicompostaje y maduración (Figura 2).

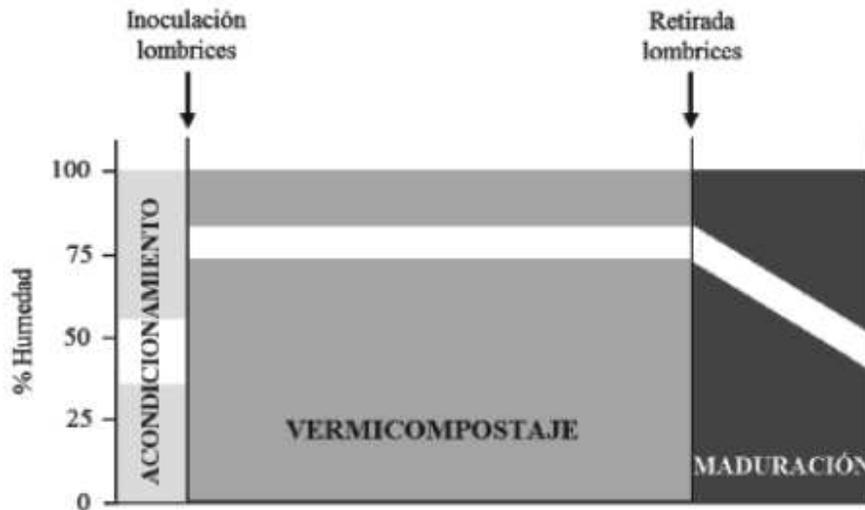


Figura 2. Etapas de un proceso de vermicompostaje. La franja blanca indica el intervalo de humedad adecuada de los residuos en cada etapa (Nogales *et al.*, 2014).

Precompostaje o acondicionamiento

En esta etapa los residuos orgánicos se preparan para que sean apropiados para la lombriz, este proceso es opcional puesto que varios de los residuos orgánicos pueden ser digeridos por la lombriz sin ser acondicionados, pero en el caso de residuos urbanos con posible patógenos para el ser humano, es necesario este proceso, siendo uno de los tratamientos lavado, macerado y mezclado con diferentes residuos (Nogales *et al.*, 2014).

Vermicompostaje

Este proceso es también llamado fase hidrolítica, en la cual las lombrices fragmentan y disponen el sustrato para la actividad microbiana, modificando así las propiedades físicas y biológicas de los residuos (Gómez-Brandon *et al.*, 2010; Gaunque, 2017).

Maduración

En esta fase, las lombrices son desplazadas a un nuevo sustrato mientras que, los microorganismos se encargan de descomponer lo ya digerido por las lombrices y degradan los polímeros complejos como la lignina (Gómez *et al.*, 2010; Guanque, 2017).

3.1.4. Propiedades fisicoquímicas de la vermicomposta

Para conocer si una vermicomposta cumple con los estándares para su uso como acondicionador de suelo, se requiere de llevar a cabo el monitoreo de los parámetros como la temperatura, humedad, pH, materia orgánica (MO), nitrógeno (N) y relación C/N que de acuerdo a la NMX-FF-109-SCFI-2007, se establecen ciertos valores fisicoquímicos, para ser considerada como una vermicomposta de calidad (**Tabla 1**).

Tabla 1. Especificaciones fisicoquímicas del humus de lombriz (lombricomposta).

Característica	Valor
Nitrógeno total (%)	De 1 a 4
Materia orgánica (%)	De 20 a 50
Relación C/N	≤ 20
Humedad (%)	De 20 a 40
pH	De 5,5 a 8.5
Conductividad eléctrica (dS m ⁻¹)	≤ 4
Capacidad de intercambio catiónico (cmol kg ⁻¹)	> 40
Densidad aparente sobre materia fresca (peso volumétrico) (g mL ⁻¹)	0,40 a 0,90
Materiales adicionados	Ausente

3.1.4.1. pH

El pH requerido por la lombriz *Eisenia fetida* durante el proceso de vermicompostaje es entre 6.5 y 7.5 aunado a una baja luminosidad (Román *et al.*, 2013). A pesar de que las lombrices son capaces de tolerar un intervalo de pH de los residuos de 5 a 9, se desarrollan y reproducen mejor a un pH cercano a la neutralidad (Nogales *et al.*, 2014). Por otro lado, se ha observado que los pequeños incrementos de acidez pueden ser neutralizados por la lombriz a través de la secreción de calcio y amonio (López y Sainz, 2011).

El pH de la vermicomposta tiende a la neutralidad, debido a la producción de CO₂ y ácidos orgánicos producidos durante el metabolismo microbiano; sin embargo, estos valores están en función de los materiales orgánicos originales con los que se produce el vermicompostaje. Algunos estudios demostraron que vermicompostas producidas a partir de estiércol de bovino presentaron un pH de 6.0-6.7 mientras que, las producidas a partir de lodo residual fue de 7.2 (Kiyasudeen *et al.*, 2016). Por otro lado, Farah *et al.* (2014), realizaron compostas de estiércol de aves y aserrín de madera o caucho durante 60 días, obteniendo un pH inicial 8.60 y final de 9.64, donde los componentes originales (estiércol de aves y aserrín) presentaron pH de 8.97 y 8.41, alcalinos. Durante el proceso de la composta en la etapa termófila comenzó el aumento de pH y lo atribuyeron a una mayor actividad microbiana, aumentando así la producción de gas de amoniaco durante la amonificación y mineralización de la materia orgánica.

3.1.4.2. Conductividad eléctrica

Residuos orgánicos con una conductividad eléctrica (CE) mayor a 8 dS m⁻¹ causarían la muerte de las lombrices, debido al desequilibrio iónico de los fluidos internos del oligoqueto por la baja capacidad de osmoregulación de sales (Nogales *et al.*, 2014).

Yang *et al.* (2013), reportaron un aumento en la conductividad eléctrica durante el proceso de vermicomposteo de lodo crudo de manera que, la CE de este fue de 676 ± 19 mS⁻¹ y aumentó a 2175 ± 69 mS⁻¹ en la vermicomposta. Esto fue atribuido a la estrecha relación de la CE con la liberación de sales solubles como el amonio, nitrato y fosfato durante la descomposición de compuestos orgánicos.

Plaza *et al.* (2007), reportaron una disminución de la CE en mezcla de estiércol de ganado con alperujo (CM-A) y orujo de oliva más mezcla de estiércol de ganado con alperujo (OP + CM-A), atribuyéndolo a la pérdida mediante lixiviación y/o inmovilización microbiana de sales solubles, y/o a la formación de sales insolubles.

Zhang *et al.* (2015), reportaron un aumento de la CE, atribuyéndose a una estrecha relación con las sales solubles de amonio, nitrato y fosfato liberadas durante la descomposición de los compuestos orgánicos.

3.1.4.3. Nitrógeno

El nitrógeno es un elemento muy abundante en la materia viva y de la atmósfera; sin embargo, sólo puede ser tomado por las plantas en forma de amoníaco y/o nitrato, por lo que este requiere mineralizarse para pasar de una forma orgánica a inorgánica y así ser asimilable para las plantas. El 90% del N en el suelo es orgánico, el resto se encuentra en forma de amoníaco y tan solo una pequeña cantidad como nitrato (Casas, 2015).

La relación C/N donde las lombrices se muestran más eficaces es de 20 a 30, si esta relación se encuentra fuera de este intervalo el crecimiento y/o la reproducción de la lombriz se puede ver afectada (Nogales *et al.*, 2014).

El contenido total de N de acuerdo con Plaza *et al.* (2007), se debe a la volatilización del amoníaco y a la aparición de procesos de nitrificación y desnitrificación; en cuanto al aumento de N se atribuye principalmente a la mineralización de materiales ricos en C y a la acción de las bacterias fijadoras de N.

3.1.4.4. Materia orgánica

La materia orgánica (MO) es una acumulación de residuos de plantas y materiales animales, por lo que está conformada por compuestos tales como carbohidratos, ligninas y proteínas, constituyendo un sistema complejo y heterogéneo. Se encuentra en un estado de descomposición activo al ser atacada por los microorganismos del suelo, por lo que se renueva continuamente.

Las sustancias solubles liberadas durante la descomposición de la MO tales como azúcares, aminoazúcares, fenoles, aminoácidos, entre otros, pueden ser utilizados como nutrientes para los organismos heterótrofos del suelo o pasar a formar parte de la estructura de sustancias húmicas en formación (Porta *et al.*, 2003; Gutiérrez, 2015).

Durante el proceso de vermicompostaje, una fracción de la materia orgánica contenida en los residuos se mineraliza, de manera que los valores de carbono orgánico total disminuyen perceptiblemente. El grado de disminución es variable (10-55%) dependiendo fundamentalmente de la naturaleza del residuo orgánico, su biodegradabilidad, densidad de población de lombrices y duración del proceso. Comparativamente las hemicelulosas y celulosas se degradan más fácilmente que las ligninas, cuyo contenido se mantienen o aumenta durante el vermicompostaje (Moreno y Moral, 2007). En la vermicomposta, como producto final el contenido de materia orgánica debe ser superior al 20-25% (pero probablemente inferior al 50%) (Kiyasudeen *et al.*, 2016).

3.2. Materia Orgánica Soluble (MOS)

La materia orgánica soluble (MOS) comprende sólo una porción muy pequeña de la MO total del suelo; sin embargo, es un contribuyente clave para diversos procesos ecológicos y biogeoquímicos importantes en el suelo. El movimiento de la MOS a través del perfil del suelo no sólo es un mecanismo importante en la formación del suelo, sino que también contribuye a la distribución y estabilización del carbono del suelo. Es el grupo más lábil de la MO por que influye fuertemente en la actividad de los microorganismos dentro del perfil del suelo (Razavy, 2010); presenta un papel muy importante tanto en la movilidad como en el transporte de contaminantes y nutrimentos (Vaca *et al.*, 2006), debido a su carga negativa que presenta en un suelo a un pH típico (6-7) (Riveros, 2007).

La MOS es muy heterogénea en tamaño y composición y su masa molecular varía de 500 a más de 5000 Da, es una mezcla de materiales húmicos, polisacáridos, polifenoles, proteínas, lípidos y moléculas heterogéneas (Riveros, 2007). En cuanto a su calidad, este es un término subjetivo y desde un punto de vista biogeoquímico, se puede expresar como la medida en que los

constituyentes vegetales y microbianos se han modificado en sustancias de naturaleza diferente (sustancias húmicas) que no existen en los seres vivos (Barreto, 2011).

La MOS está compuesta por sustancias no húmicas y sustancias húmicas, donde la primera consiste en compuestos químicamente definidos como lo son carbohidratos, proteínas, péptidos, aminoácidos, grasas, lípidos y ácidos orgánicos de bajo peso molecular, entre otros; los cuales son degradados rápidamente por la microflora. En cuanto a las sustancias húmicas, son consideradas como un grupo de sustancias orgánicas heterogéneas constituidas por un grupo de moléculas altamente polimerizadas, de peso molecular relativamente alto. Estas sustancias amorfas y con propiedades coloidales e hidrofílicas muy marcadas, están constituidas principalmente por C, H, O y N. Asimismo, contienen estructuras moleculares alifáticas y aromáticas, las cuales muestran alta capacidad de intercambio catiónico así como grupos ácidos (carboxílicos y fenólicos) (Tortosa, 2007).

Respecto a la composición de la MOS de la vermicomposta esta variará en función del material de origen; es decir, los residuos orgánicos (oveja, cabra, vaca y conejo) y al igual que los ácidos húmicos (AH) va a presentar gran diversidad de grupos funcionales (anillos aromáticos, grupos carboxílicos, fenólicos, hidroxilos y alcohólicos, entre otros) (Masini *et al.*, 1998). Tanto la MOS como los AH restituyen el potencial de fertilidad del suelo mejorando la germinación, crecimiento de la semilla, incrementando la producción de plantas para consumo humano y de ornato; además, de que actúan de manera conjunta con las auxinas, giberelinas y citoquinonas, como hormonas reguladoras del crecimiento (Del Aguila *et al.*, 2011).

3.3. Espectrofotometría de infrarrojo

La espectrofotometría de infrarrojo (IFR) se basa en la absorción de la radiación electromagnética, en la región comprendida entre los 4000-400 cm^{-1} . Donde los átomos involucrados en la tensión y flexión determinarán la frecuencia, así la IFR se utiliza principalmente para identificar grupos funcionales en una molécula (Rius, 2007). El cual determina cualitativamente compuestos orgánicos, además, se utiliza para deducir estructuras moleculares a partir de sus grupos funcionales tanto de compuestos orgánicos como inorgánicos (Skoog *et al.*, 1998).

La posición de las absorciones de IFR específicas se dan en la región de 4000 a 400 cm^{-1} y se puede dividir en cuatro partes (McMurry, 2008):

1. La región de 4000 a 2500 cm^{-1} corresponde a absorciones ocasionadas por los movimientos de estiramiento de los enlaces sencillos N-H, C-H y O-H. Los enlaces N-H y O-H se absorben en el intervalo de 3300 a 3600 cm^{-1} ; el estiramiento del enlace C-H ocurre cercano a 3000 cm^{-1} .
2. La región de 2500 a 2000 cm^{-1} es donde ocurre el estiramiento de los enlaces triples y hay presencia de enlaces C-N y C-C.
3. La región de 2000 a 1500 cm^{-1} es donde absorben los enlaces dobles (C=O, C=N, y C=C). Por lo general, los grupos carbonílicos absorben en el intervalo de 1680 a 1750 cm^{-1} , y comúnmente, el estiramiento de alquenos ocurre en el intervalo 1640-1680 cm^{-1} .
4. La región por debajo de los 1500 cm^{-1} es la porción de huella digital del espectro de IFR, en esta se presentan gran cantidad de absorciones debido a que aquí ocurren gran variedad de vibraciones de enlaces sencillos C-C, C-O, C-N y C-X.

La técnica de IFR se usa para confirmar la descomposición de polipéptidos, polisacáridos, grupos alifáticos, aromáticos, carboxílicos, fenólicos y lignina durante el proceso de vermicompostaje. Es una de las técnicas más confiables para la determinación de la madurez del vermicompostaje. Los diferentes picos / valores muestran la presencia o descomposición de su grupo en la muestra; así, una disminución de grupos carboxilo y grupos aromáticos, indica una descomposición extensa durante el proceso del vermicompostaje. En cuanto una reducción de los grupos polipéptidos, polisacárido y estructuras aromáticas, al final del proceso, indican una extensa mineralización y maduración del vermicompostaje. También la disminución de las intensidades máximas de las muestras finales del vermicompostaje en las bandas 2915 y 2846 cm^{-1} en la región alifática indican la disminución de compuestos alifáticos lo que muestra la estabilización o descomposición del material de residuo biológico (Bhat *et al.*, 2017).

En la IFR se observan las vibraciones moleculares, las cuales dependen de las masas de los átomos. Los átomos pesados vibran lentamente, por lo que tendrán una frecuencia más baja que los átomos más ligeros. La frecuencia de una vibración disminuye al aumentar la masa atómica.

La frecuencia también aumenta con la energía de enlace, por lo que un doble enlace C=C tendrá una frecuencia más elevada que un enlace sencillo C-C (Rius, 2007).

3.4. Residuos sólidos orgánicos

Los residuos sólidos orgánicos (RSO) se definen como aquellos residuos que provienen de restos de productos de origen orgánico, la mayoría son biodegradables. Se pueden desintegrar o degradar rápidamente, transformándose, como es el caso de: restos de comida, frutas y verduras, carne, huevo, etcétera; o bien, el tiempo en degradarse puede ser más lento como el cartón y el papel (Jaramillo y Zapata, 2008).

Los RSO se pueden clasificar de acuerdo a la fuente de generación y su naturaleza y/o características físicas; en este caso de acuerdo al propósito del presente trabajo, la clasificación que se consideró fue, según su fuente de generación; de esta manera se emplearon residuos sólidos de mercado, que como su nombre lo dice son aquellos provenientes de mercados de abastos y otros centros de venta de productos alimenticios, además son buena fuente para el aprovechamiento de materia orgánica y en especial para la elaboración de compost y fertilizantes orgánicos (Jaramillo y Zapata, 2008).

La aplicación de residuos orgánicos sin estabilizar en la agricultura, pueden tener efectos negativos sobre el crecimiento de las plantas debido a la necesidad de nitrógeno y a la producción de metabolitos (Sánchez, 2017). Asimismo la acumulación de estos residuos da lugar a la formación de lixiviados (líquidos contaminantes) que arrastran los productos tóxicos de la basura contaminando las aguas subterráneas, que en ocasiones se utilizan para consumo humano y riego (León, 2013).

Los RSO pueden ser utilizados como acondicionador de los suelos cuando son susceptibles de mejorar alguna (s) propiedades de los mismos, o como fertilizante, teniendo como finalidad el aporte de nutrientes para el sostén de la cubierta vegetal (Navarro *et al.*, 1995).

Los residuos a utilizar en el proceso del compostaje o vermicompostaje son verdes o cafés, los verdes presentan alto contenido de nitrógeno y entre ellos se encuentran los restos de frutas, verduras, residuos de cocina, entre otros; por su parte los cafés tienen alto contenido de carbono

de los cuales pueden ser aserrín, paja, hojas secas, podas de árboles, entre otros (Rodríguez y Córdova, 2006)

El contenido de carbono y nitrógeno en el vermicompostaje es de gran importancia, si hay un exceso de nitrógeno causa malos olores y genera una mezcla viscosa (Rodríguez y Córdova, 2006). Además, la técnica del vermicompostaje transforma a los residuos orgánicos en productos útiles en la agricultura, siendo una alternativa de valorización de residuos orgánicos generados en la producción vegetal y ganadera, por lo que se emplean de forma sostenible a la vez que se acelera su proceso de biotransformación de los residuos (Sánchez, 2017).

3.4.1. Estiércol

El estiércol es una excelente fuente de materia orgánica, cuya calidad varía en función de la clase de animal que lo ha producido, la naturaleza y cantidad de la cama utilizada y su estado de descomposición (Paterson y Ede, 1970).

El ganado caballar, produce estiércol que fermenta rápidamente, mientras que el producido por el ganado vacuno y porcino fermenta más lentamente; por otro lado, el estiércol que contiene mucha paja u otro material no descompuesto utilizado como cama, se conoce como estiércol de acción lento; en cuanto al que se ha dejado fermentar en montones se denomina estiércol de acción rápida (Paterson y Ede, 1970). Respecto a su contenido nutrimental, este varía considerablemente; sin embargo, se ha reportado un contenido promedio de 0.6% de nitrógeno, 0.3% de fósforo y 0.6% de potasio (Selke, 1968). No obstante, el estiércol también aporta importantes cantidades de calcio, magnesio, azufre y oligoelementos, los cuales faltan en los abonos actuales (Simposon, 1991). Puesto a sus características orgánicas, el estiércol aumenta la capacidad de retención de agua, el intercambio catiónico y la filtración de agua al subsuelo y reduce la erosión (Pinos *et al.*, 2012).

Los estiércoles de diferente origen animal han sido usados tradicionalmente para la alimentación y desarrollo de las lombrices. Desde la antigüedad han sido utilizados como mejoradores de suelo y como estimulantes en la producción de cultivos, de los cuales destacan los estiércoles de bovinos, equinos, porcinos, aves de corral, conejos y ovinos. La gran disponibilidad y el aporte

nutrimental hacen que sean una alternativa interesante para generar fertilizantes orgánicos para suelos con deficiencias nutrimentales (Villegas y Laines, 2017).

3.4.2. Sustrato postcosecha del hongo *Pleurotus*

Antes de hacer mención del sustrato postcosecha del hongo *Pleurotus* spp., a continuación se dan conocer las características, taxonomía y contenido nutricional del hongo *Pleurotus* spp. para entrar en el tema y comprender la importancia de este.

3.4.2.1. Características de *Pleurotus*

El hongo *Pleurotus*, deriva del griego pleurá o pleurón, costado o lado y del latín otus, oreja. Este es un hongo saprófito descomponedor del grupo de la podredumbre blanca (Hernández y López, 2018). Estos son más eficientes en degradar hemicelulosa, celulosa y lignina, a diferencia de los hongos de la podredumbre café que se caracterizan por degradar la celulosa (Herrera *et al.*, 2015). De esta manera el hongo se alimenta de la materia orgánica en la que está creciendo, la cual es biodegradada mediante un proceso oxidativo no específico llevado a cabo por tres principales enzimas, la manganeso peroxidasa, lignino peroxidadas y lacasas (Duhalde, 2011).

3.4.2.2. Clasificación taxonómica

Tabla 2. Clasificación de *Pleurotus* spp. de acuerdo a Sánchez y Royse (2001).

Reino	Fungi
División	Basidiomycota
Clase	Homobasidiomicete
Subclase	Hymenomicete
Orden	Agaricales
Familia	Trcholomataceae
Género	<i>Pleurotus</i>

3.4.2.3. Contenido nutricional

Los hongos del género *Pleurotus* spp., toman los nutrientes necesarios para su alimentación de los materiales sobre los que crecen. Tienen la capacidad de degradar celulosa y lignina presentes en diversos esquilmos agrícolas (pajas, rastrojos), desechos agroindustriales (bagazos de caña de azúcar, maguey tequilero, henequén, pulpa de café), y/o forestales (aserrín y viruta de diversas maderas) (Gaitán *et al.*, 2006). En cuanto a sus características alimenticias (**Tabla 2**) se destaca su sabor, altas cantidades de proteína, fibra dietética, carbohidratos, minerales (fósforo, hierro, calcio), vitaminas (riboflavina, tiamina, ácido ascórbico y niacina), ácido linoleico, así como bajas concentraciones de grasas (Garzón y Cuervo, 2008).

Tabla 3. Contenido nutricional de *Pleurotus* spp. de acuerdo a Hernández y López (2018)

Sustancia	%
Agua (%)	92.20
Materia seca (%)	7.80
Cenizas (%)	9.50
Grasa (%)	1.00
Proteína bruta (%)	39.00
Fibra (%)	7.50
Fibra cruda (%)	1.40
Nitrógeno total (%)	2.40
Calcio (mg/100g)	33
Fosforo (mg/100g)	1.34
Potasio (mg/100g)	3793
Hierro (mg/100g)	15.20
Ácido ascórbico Vit. C (mg/100g)	90-144
Tiamina Vit. B1 (mg/100g)	1.16-4.80
Niacina. Vit. B5 (mg/100g)	46-108.7
Ácido fólico (mg/100g)	65

3.4.2.4. Sustrato postcosecha

Los hongos del género *Pleurotus* utilizan la lignocelulosa durante sus primeras etapas de crecimiento y después degrada selectivamente la lignina. Así mismo, el sustrato degradado por los hongos ha sido utilizado como alimento para rumiantes ya que los desechos lignocelulíticos

como rastrojo, paja, etc. son difíciles de digerir por los animales, debido a que la molécula de lignina cubre los polisacáridos protegiéndolos de las enzimas de la microflora del rumen, por ello no son del todo disponibles. Otra de las ventajas de hacer uso del sustrato degradado por los hongos (SDH), es que tiene alto contenido de proteína (8-10% materia seca). Los aminoácidos constituyentes de estas proteínas sugieren que durante el crecimiento del hongo tiene lugar una fijación de nitrógeno mineral puesto que el contenido de nitrógeno del hongo es superior al de los sustratos en los que crece (Sánchez y Royse, 2001). Así, el sustrato que queda después de la cosecha del hongo llamado compost agotado, puede ser usado como sustrato para hongos de otros géneros, como forraje para ganado, como acondicionador del suelo o fertilizante y en biorremediación (Garzón y Cuervo, 2008).

Sánchez y Royse (2001), encontraron un decremento en el contenido de lignocelulosa de 36% durante el periodo de crecimiento del hongo (50-60 días), del SDH del cultivo de *Pleurotus* spp. en una mezcla de rastrojos de trigo y de algodón.

Luna *et al.* (2013), utilizaron residuos agroforestales biodegradados por el hongo *Pleurotus ostreatus* más suelo para el desarrollo de la plántula de tomate, encontraron un incremento de N y P en los sustratos degradados por el hongo a diferencia del control (no degradado), también observaron mayor altura, longitud, número de hojas, peso fresco y seco en la planta de tomate en comparación con el control.

Duhalde (2001), evaluó la paja de trigo pretratada con cepas de *Hericium erinaceus* (bull.) como acondicionador de suelo pobre en nitrógeno y fósforo para el cultivo de plántulas de tomate, *Lycopersicum esculentum* m., encontró un incremento de C, N y P en el sustrato degradado por el hongo a comparación del que no estaba degradado, en cuanto a la planta, obtuvo mayor número de hojas y longitud radicular a comparación del control.

Marín (2011), evaluó la dinámica de fungicidas en suelos de viñedo enmendados con sustratos postcultivo de tres hongos, siendo *Agaricus bisporus*, *Pleurotus* spp. y *Lentinula edodes*, los hongos utilizados sin compostear. Otros sustratos utilizados en el experimento fueron compostas del cultivo de *Agaricus bisporus* y otro de una mezcla procedente del cultivo de *Agaricus bisporus* y *Pleurotus* spp. Los sustratos composteados y no composteados se añadieron a parcelas de viñedos, además de ocho tipos de fungicidas. De acuerdo a sus resultados, el pH de los

sustratos de *Pleurotus* spp. y *Lentinula edodes* fue ácido; mientras, que, el de las compostas fue neutro; asimismo, el sustrato del hongo *Pleurotus* spp. presentó un porcentaje de carbono orgánico, materia orgánica y relación C/N más alto que los demás sustratos y compostas. En cuanto al efecto de los fungicidas se observó la mayor adsorción de estos por el compostado del cultivo de *Agaricus bisporus*.

4. Justificación

En México según SEMARNAT (2019), el desperdicio de alimentos y la generación de residuos orgánicos (RO) representan aproximadamente 50% de los residuos que se generan en el país, lo que representa un problema ambiental; debido a que atraen a un numeroso grupo de especies de insectos, aves y mamíferos que pueden transformarse en vectores de enfermedades peligrosas como la peste bubónica, tifus murino, entre otras (SEMARNAT, 2012). A su vez Herrera *et al.* (2015), señalan que en México se producen 47,468 toneladas de hongo fresco por año, principalmente de *Pleurotus* spp. de estas cosechas se generan desechos que no son aprovechados de manera que la mayoría son quemados al aire libre. Lo anterior hace necesario buscar alternativas de manejo y reducción de los RO siendo una de ellas la elaboración de vermicomposta. Por otro lado, la lignina es una de las fuentes principales para la formación de sustancias húmicas, la cual está presente en el sustrato postcosecha del hongo *Pleurotus* spp. y en el estiércol, así como en los restos vegetales, por lo que su aplicación en la elaboración del vermicompostaje contribuiría a la formación de estas sustancias a un menor tiempo del que se haría sin su manipulación. En cuanto a su aplicación al suelo, este mejoraría las características químicas y físicas permitiendo el buen desarrollo de las especies vegetales (Moreno, 2017).

5. Hipótesis

Con la elaboración de una vermicomposta a partir de residuos orgánicos, estiércol de equino o bovino, se espera que la vermicomposta que contenga el sustrato postcosecha de *Pleurotus* spp. presente mayor riqueza de grupos funcionales en la materia orgánica soluble.

6. Objetivo general

Evaluar la calidad de la vermicomposta con estiércol de equino o bovino y residuos sólidos orgánicos con y sin sustrato de *Pleurotus* spp., mediante la caracterización de la materia orgánica soluble y parámetros fisicoquímicos para proponer el mejor producto para su uso agrícola.

6.1. Objetivos particulares

- Evaluar las etapas del proceso del vermicompostaje con estiércol de equino o bovino y residuos sólidos orgánicos con y sin sustrato de *Pleurotus* spp. de acuerdo al pH y C.E para conocer su estabilidad.
- Evaluar el efecto del sustrato postcosecha del hongo *Pleurotus* spp. en el proceso de vermicomposteo a través de los grupos funcionales para conocer la calidad de la materia orgánica soluble de la vermicomposta.

7. Materiales y métodos

7.1. Muestreo

Los residuos orgánicos a mencionar se colectaron de los desechos del municipio de San Juan Jiquipilco, donde:

Se colectaron dos costales de residuos orgánicos del mercado en el centro del municipio.

Para cada tipo de estiércol (equino y bovino) se colectó un costal de cada uno. Es importante mencionar que la recolecta se hizo 3 semanas después de ser generado y sin algún tipo de material diferente usado como cama en los corrales del Rancho El Capulín, en la Manzana Sexta.

El sustrato postcosecha del cultivo del hongos *Pleurotus* spp. se obtuvo de un pequeño productor de hongo seta (*Pleurotus* spp.), en la Manzana sexta, en el que se recolectaron 3 bolsas del sustrato gastado.

La lombriz empleada para este trabajo fue la Roja Californiana (*Eisenia fétida*), procedente del laboratorio de Edafología y Ambiente de la Universidad Autónoma del Estado de México y de “Toxiflor”, una pequeña productora de abono orgánico, ubicada en Toxico, en el municipio de Ixtlahuaca. Se seleccionaron 960 lombrices desarrolladas sexualmente, es decir con clitelo.

7.2. Diseño experimental

Se realizaron 4 tratamientos con 4 repeticiones, conforme al diseño de cuadros latinos. Los tratamientos fueron:

- Estiércol de equino-Residuos orgánicos (EE-R)
- Estiércol de equino-Residuos orgánicos-sustrato postcosecha del hongo *Pleurotus* spp. (EE-R-H)
- Estiércol de bovino-Residuos orgánicos (EB-R)
- Estiércol de bovino-Residuos orgánicos- sustrato postcosecha del hongo *Pleurotus* spp. (EB-R-H)

La distribución de los tratamientos (**Tabla 3**) se realizó en un cuarto cerrado, con una sola entrada como ventilación e iluminación, ubicada en frente y al centro del diseño del experimento., donde la iluminación 1 es mayor e iluminación 4 es menor, en cuanto a las columnas se muestra los bloques.

Tabla 4. Diseño de cuadros latinos, para acondicionar los tratamientos y sus respectivas repeticiones

	Bloque 1	Bloque 2	Bloque 3	Bloque 4
Iluminación 4	EB-R-H	EE-R-H	EB-R	EE-R
Iluminación 3	EE-R-H	EB-R-H	EE-R	EB-R
Iluminación 2	EE-R	EB-R	EB-R-H	EE-R-H
Iluminación 1	EB-R	EE-R	EE-R-H	EB-R-H

7.3. Elaboración de la vermicomposta

Los desechos orgánicos de mercado se trituraron y se colocaron en macetas de 18 x 25 cm, después se añadió una capa de estiércol aproximadamente de 4 cm, seguida de otra capa de desechos de cocina junto con hojas secas como fuente de carbono, para finalizar con el sustrato de desecho de hongo (dependiendo del tratamiento), repitiéndolo hasta formar seis capas. A cada maceta se le agregó el agua suficiente para humedecer todo el contenido, después se colocaron en un lugar oscuro, y se cubrieron con plástico. Las macetas se mezclaron para airear, evitar los malos olores; además, se regaron dos días a la semana durante 3 semanas; finalizando así el proceso del precompostaje.

Al inicio del vermicomposteo, se adicionaron 60 lombrices adultas a cada una de las macetas manteniendo la humedad durante 40 días; en el proceso se tomaron muestras cada 10 días, de las cuales se formaron muestras compuestas, para la medición del pH y C.E, al término de este se inició la etapa de maduración, donde se retiraron a las lombrices y se dejaron 10 días más, se colectaron las muestras finales de cada uno de los tratamientos con sus repeticiones por separado para su procesamiento en el laboratorio.

7.4. Análisis de laboratorio

Los parámetros físicos y químicos se analizaron de acuerdo a la NMX-FF-109-SCFI-2007 y estos fueron: pH, conductividad eléctrica (C.E) en una relación humus : agua 1:5, carbono orgánico total (CO_T) dividiendo el porcentaje de MO entre 1.724 y nitrógeno total (N_T) por el método Kjeldahl, este último análisis se realizó de acuerdo a Tejada (1985).

En el análisis de la MOS se formaron muestras compuestas. La materia orgánica soluble (MOS) se extrajo en una relación sólido: agua 1:4, para su posterior agitación a 4,000 g por 1 hora. Se separó el sobrenadante y centrifugo a 8, 000 g por 15 min., después se introdujo a la incubadora a 35 °C para secar la muestra. Posteriormente se mezcló un mg de muestra con 200 mg de KBr, para hacer pastillas para su lectura en un espectrofotómetro de infrarrojo marca Bruker mod. TENSOR 27 (Vaca *et al.*, 2006).

7.5. Análisis estadístico

Se analizaron los datos obtenidos mediante una ANOVA para diseño de cuadros latinos y prueba de Tukey para detectar diferencias significativas en las variables medidas entre los tratamientos. Se empleó el paquete estadístico Statgraphics Centurion 16.1 con un nivel de confianza de 95%.

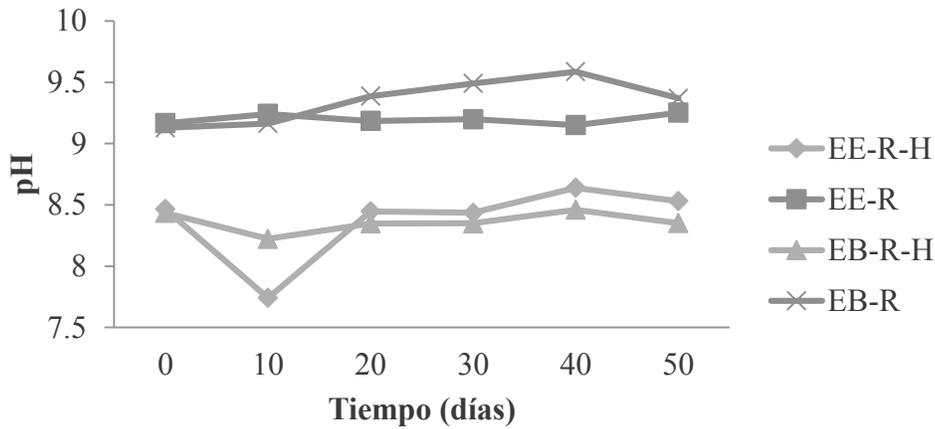
8. Resultados y discusión

8.1. Evaluación del pH y C.E durante el proceso del vermicompostaje.

En el precompostaje se presentó un pH de 8.7 para los tratamientos sin sustrato postcosecha del hongo *Pleurotus* spp. y de 8 para EE-R-H y de 8.3 para EB-R-H, después de introducir a la lombriz el pH fue de 9.1 para los tratamientos con estiércol de equino o bovino sin sustrato postcosecha y un pH de 8.4 para los tratamientos EB-R-H y EE-R-H; los cambios que sufrió el proceso del precompostaje al vermicompostaje se deben a la actividad de las lombrices y microorganismos, donde la lombriz presenta glándulas de Morren, que ayudan a regular el pH del sustrato disminuyendo la acidez de este, con lo que hay una elevación de pH (Saavedra, 2007).

Respecto a la etapa del vermicompostaje (**Grafica 1**), se observó que los tratamientos con sustrato postcosecha de hongo *Pleurotus* spp. presentaron un pH más bajo que los tratamientos sin el sustrato, debido a la degradación del sustrato por el metabolismo del hongo; este comportamiento fue observado por Duhalde (2011), Luna *et al.* (2013) y Saavedra (2007), quienes obtuvieron un pH más ácido en el sustrato gastado por el hongo a comparación del sustrato sin la inoculación del hongo. Por otro lado durante el proceso del vermicompostaje el pH fluctúa en cada una de los tratamientos, debido a la actividad detritívora de las lombrices que aumenta la relación superficie/volumen, provocando una variación en la cantidad de la población de los microorganismos (Saavedra, 2007) los cuales debido a su metabolismo generan ácidos orgánicos, CO₂ e hidróxidos básicos (Mendoza, 2010; Villar, 2017). En cuanto a la etapa de maduración correspondiente de los 40 a 50 días el pH disminuyó en todos los tratamientos, excepto para EE-R, lo que se debe a una mayor actividad de los microorganismos, puesto que el sustrato es más asimilable para estos. Para el tratamiento EE-R se deduce que requiere de más

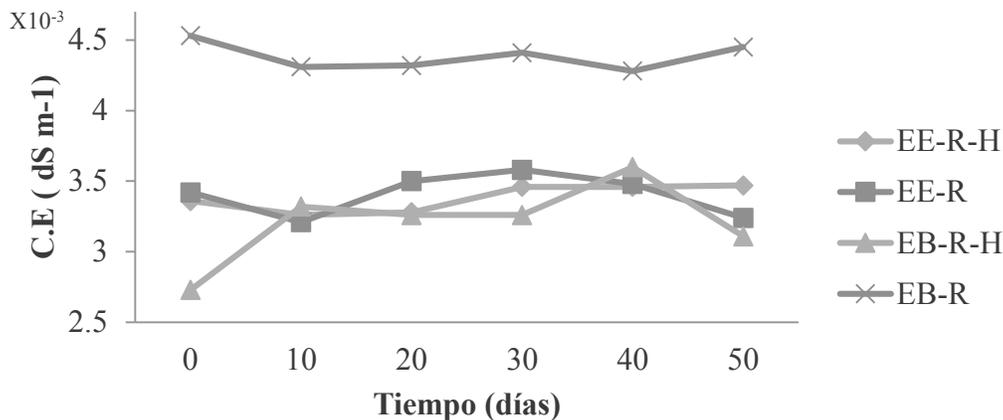
tiempo para su maduración. Teniendo como producto final un pH de 9.2 y 9.3 en EE-R y EB-R respectivamente. Los tratamientos EE-R-H y EB-R-H presentaron un pH final de 8.5 y 8.3 respectivamente.



Grafica 1. Evolución del pH en el proceso del vermicompostaje en diferentes mezclas de residuos orgánicos. EE-R, Estiércol de equino-residuos orgánicos; EE-R-H estiércol de equino-residuos orgánicos-sustrato postcosecha de *Pleurotus sp*; EB-R, estiércol de bovino-residuos orgánicos; EB-R-H. estiércol de bovino-residuos orgánicos-sustrato pos

En la **Gráfica 2** se observa que la C.E aumenta en todos los tratamientos entre los 10 y 30 días, lo cual se debe a la pérdida de materia orgánica y la liberación de sales minerales tales como fosfato, amoníaco, potasio, entre otros (Gupta y Gard, 2009); pero esta empieza a disminuir a partir de los 40 días en todos los tratamientos excepto en EB-R, debido a la lixiviación de iones solubles por los riegos o precipitados en sales solubles (Mendoza, 2010). Todos los tratamientos cumplen con la norma mexicana de estabilidad de abonos orgánicos (NMX-FF-109-SCFI-2007) con valores menores a 4 dSm^{-1} .

El tratamiento EB-R presentó los valores más altos de C.E debido a que el estiércol de bovino tiene el mayor contenido de sales respecto al equino por lo que durante el proceso del vermicompostaje se liberan sales minerales, aumentando así la C.E.



Gráfica 2. Evolución de la C.E. en el proceso del vermiopostaje en diferentes mezclas de residuos orgánicos. EE-R, Estiércol equino-residuos orgánicos; EE-R-H estiércol equino-residuos orgánicos-sustrato postcosecha de *Pleurotus spp*; EB-R, estiércol bovino-residuos orgánicos; EB-R-H, estiércol bovino-residuos orgánicos-sustrato pos cosecha de *Pleurotus sp.*).

8.2. Diferencias significativas del producto final de la vermicomposta entre los diferentes tratamientos en pH, C.E, C.O y N.

En la **tabla 3.** se reportaron los valores de pH, C.E., C.O, N y la relación C/N de la vermicomposta como producto final de todos los tratamientos. Se observaron diferencias significativas ($p < 0.05$, Tukey) en el pH entre los tratamientos, excepto en EE-R y EB-R. En cuanto a los tratamientos que presentan el sustrato postcosecha del hongo (EE-R-H y EB-R-H) son más, cercanos a la neutralidad, de los cuales sólo el tratamiento EB-R-H se encuentra dentro del rango establecido por la NMX-FF-109-SCFI-2007. Cabe mencionar que las diferencias que se presentaron entre los diferentes tratamientos se deben al material de origen, de acuerdo con Farah *et al.* (2014), quienes obtuvieron un pH alcalino al inicio y al final del proceso del compostaje.

En cuanto a la C.E, existen diferencias significativas ($p < 0.05$) de EB-R respecto al resto de los tratamientos, presentando el valor más alto (0.062 dS m^{-1}). De acuerdo a la NMX-FF-109-SCFI-2007, están dentro del límite establecido, con una conductividad eléctrica no salina.

Por otro lado en el % CO hay diferencias significativas ($p < 0.05$) respecto al tratamiento EB-R, siendo el tratamiento con menor porcentaje, en cuanto a los tratamientos con el sustrato postcosecha presentaron un porcentaje más alto a diferencia de los que no contienen el sustrato, debido al contenido de paja la cual es una gran fuente de carbono, siendo de 36 y 37 % en EB-R-H y EE-R-H, respectivamente.

En lo que concierne al N, no se obtuvieron diferencias significativas, pero su porcentaje fue alto, mayor que lo establecido por la norma del humus de lombriz (NMX-FF-109-SCFI-2007), lo que se debe a los residuos verdes y al estiércol que son una gran fuente de nitrógeno, además de la adición de nitrógeno por la secreción de moco y material excretor nitrogenado por la lombriz (Ravindran *et al.*, 2013), es decir el turrículo. Respecto a la relación C/N no se obtuvieron diferencias significativas, siendo menores a 20, cumpliendo con el rango establecido por la NMX-FF-109-SCFI-2007, este comportamiento también fue observado por Camilletti (2016); al ser una relación C/N de 15 o menos, como es en este caso, es preferible para uso agronómico de acuerdo con Deka *et al.* (2011).

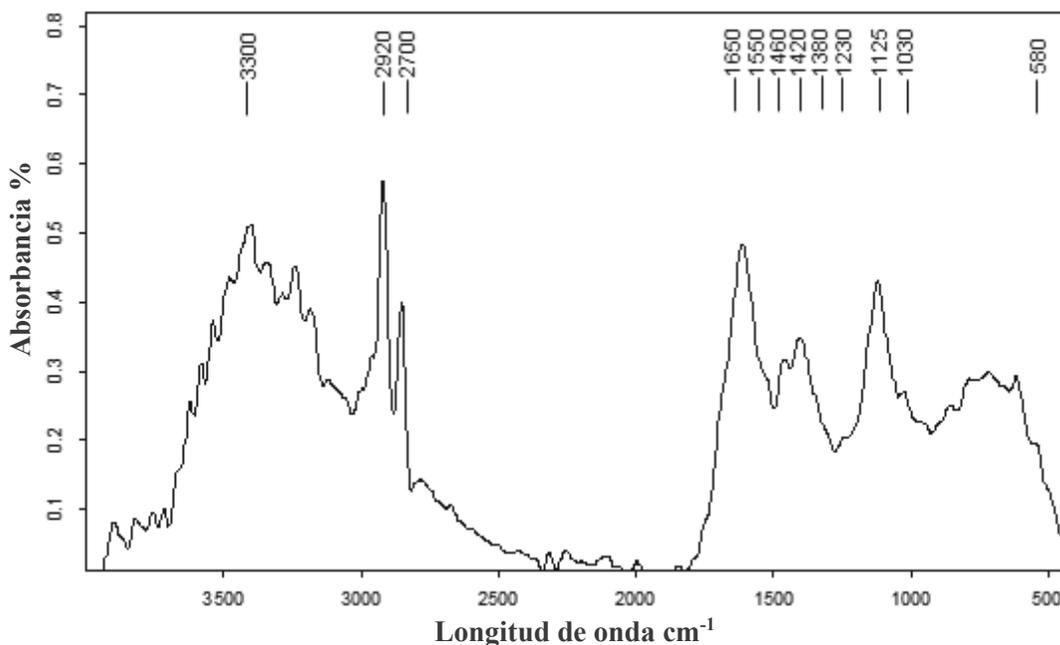
Tabla 5. Propiedades físico-químicos del producto final de la vermicomposta bajo diferentes tratamientos.

Tratamiento	pH	C.E (dS m ⁻¹)	C.O (%)	N _T (%)	C/N
EE-R-H	8.7 ± 0.096 ^b	0.044 ± 0.005 ^b	37.7 ± 1.621 ^b	6.2 ± 0.430 ^a	6.1 ± 0.652 ^a
EE-R	9.5 ± 0.372 ^c	0.043 ± 0.008 ^b	37.0 ± 0.899 ^b	6.4 ± 0.615 ^a	5.7 ± 0.521 ^a
EB-R-H	8.1 ± 0.128 ^a	0.043 ± 0.005 ^b	36.0 ± 0.634 ^b	6.4 ± 0.108 ^a	5.6 ± 0.133 ^a
EB-R	9.5 ± 0.136 ^c	0.062 ± 0.004 ^a	32.7 ± 0.619 ^a	6.1 ± 0.137 ^a	5.3 ± 0.213 ^a

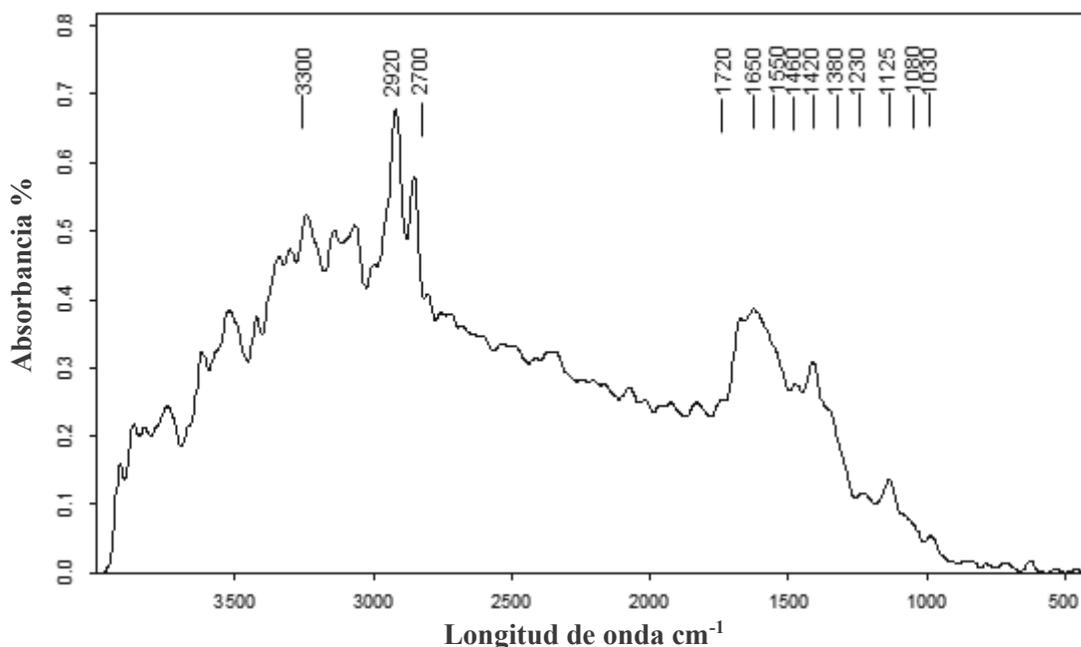
EE-R-H, estiércol de equino- residuos orgánicos-sustrato postcosecha de *Pleurotus*; EE-R, estiércol de equino- residuos orgánicos; EB-R-H, estiércol de bovino- residuos orgánicos-sustrato postcosecha de *Pleurotus*; EB-R, estiércol de bovino- residuos orgánicos. Letras diferentes en la misma columna denotan diferencias significativas ($p < 0.05$)

8.3. Espectrofotometría de infrarrojo de la vermicomposta

Los tratamientos con estiércol bovino presentaron bandas similares, pero en general, con mayor intensidad en EB-R-H las bandas que se encuentran son: 3300 cm^{-1} (tensión amina N-H y estiramiento de O-H), 1650 cm^{-1} (amida secundaria C=O (banda amida I), vibraciones aromáticas C=C, estiramiento antisimétrico COO), 1550 cm^{-1} (banda amida II, vibración aromática), 1460 cm^{-1} (deformación asimétrica de CH metilo y metileno), 1420 cm^{-1} (deformación O-H y estiramiento C-O), 1380 cm^{-1} (estiramiento simétrico COO⁻), 1230 cm^{-1} (estiramiento C-O y deformación O-H de carboxilos, fenoles, esteres y éteres aromáticos (banda amida III)), 1125 (alcoholes alifáticos), 1030 cm^{-1} (estiramiento C-O de polisacáridos y posibles vibraciones de silicato) y 580 cm^{-1} (deformación del anillo fuera del plano). La banda 2920 cm^{-1} (estiramiento C-H alifático) y 2700 cm^{-1} (vibraciones de estiramiento del grupo hidroxilo unido al hidrogeno intermolecular de tipo hidroxilo-nitrógeno), presentaron una mayor intensidad en EB-R; asimismo, presento un pico en 1080 cm^{-1} (esteres de ácidos aromáticos) y 1720 cm^{-1} (estiramiento C=O de carboxilos y carbonilos) los cuales no se presentaron en EB-R-H (**Grafica 3 y 4**). (Stevenson, 1982; Rocha *et al.*, 1998; Pereira y Arruda, 2003; McMurry, 2008).



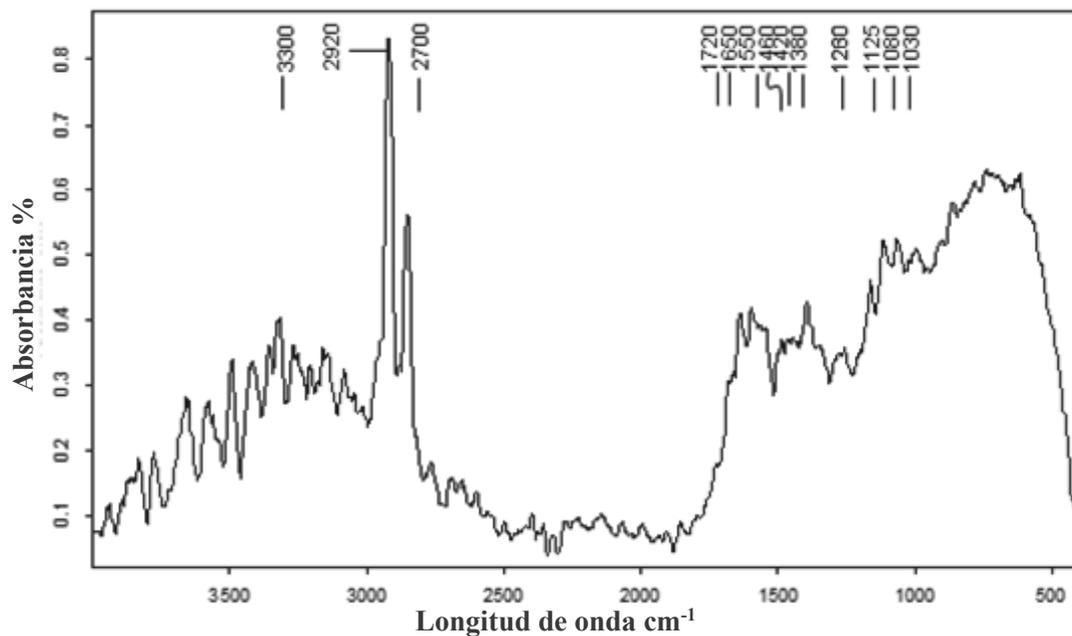
Grafica 3. Espectro de absorción infrarroja de la materia orgánica soluble de vermicomposta EB-R-H



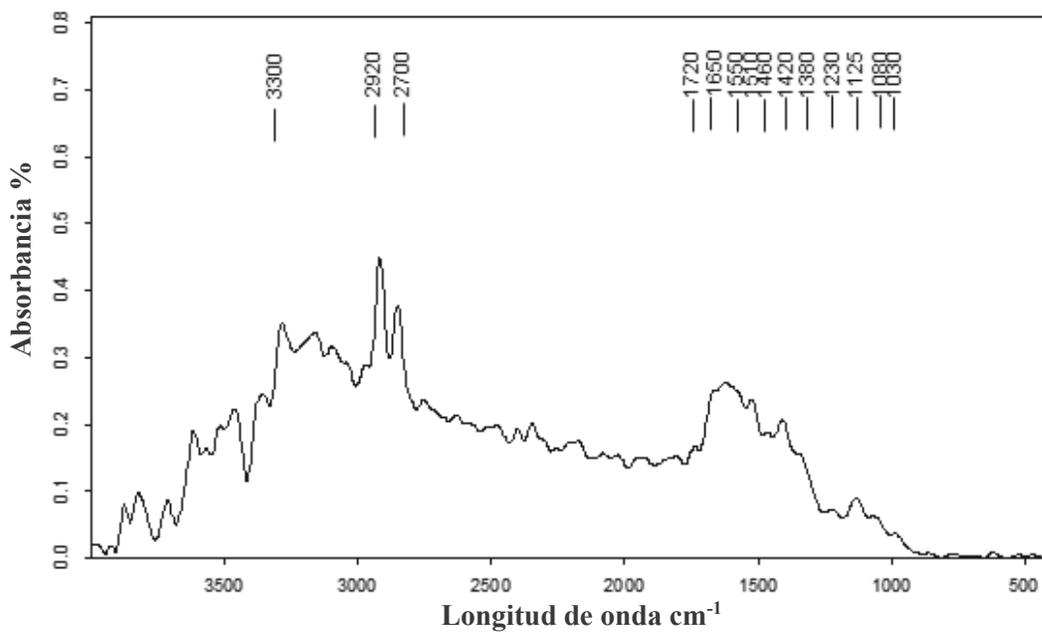
Grafica 4. Espectro de absorbancia infrarroja de la materia orgánica soluble de vermicomposta EB-R

Los tratamientos con estiércol de equino presentaron bandas similares, y al igual que con los tratamientos con estiércol de bovino, la vermicomposta con la adición de sustrato postcosecha de hongo presentó mayor absorbancia en los grupos funcionales (**Grafica 5 y 6**). Las bandas encontradas fueron: 3300 cm^{-1} (tensión amina N-H), 2920 cm^{-1} (estiramiento C-H alifático), 2700 cm^{-1} (vibraciones de estiramiento del grupo hidroxilo unido al hidrógeno intermolecular del tipo hidroxilo-nitrógeno), 1720 cm^{-1} (estiramiento C=O de carboxilos y carbonilos), 1650 cm^{-1} (amida secundaria C=O (banda amida I), vibraciones aromáticas C=C, estiramiento antisimétrico COO^-), 1550 cm^{-1} (banda amida II, vibración aromática), 1420 cm^{-1} (deformación O-H y estiramiento C-O), 1460 cm^{-1} (deformación asimétrica de CH metilo y metileno), 1380 cm^{-1} (estiramiento simétrico COO^-), 1030 cm^{-1} (estiramiento C-O de polisacáridos y posibles vibraciones de silicato), 1260 cm^{-1} (estiramiento C-O y deformación O-H de carboxilos, fenoles, esterés y éteres aromáticos (banda amida III)), 1125 cm^{-1} (alcoholes alifáticos) y 1080 cm^{-1} (esterés de ácidos aromáticos). Para el tratamiento EE-RO, se observó la banda: 1510 cm^{-1} (estiramiento aromático C-H) y 1230 cm^{-1} (estiramiento C-O y deformación O-H de carboxilos,

fenoles, ésteres y éteres aromáticos (banda amida III)) (Stevenson, 1982; Rocha *et al.*, 1998; Pereira y Arruda, 2003; McMurry, 2008; Higashikawa *et al.*, 2014).



Grafica 5. Espectro de absorbancia infrarroja de la materia orgánica soluble del tratamiento EE-R-H



Grafica 6. Espectro de absorbancia infrarroja de la materia orgánica soluble del tratamiento EE-R

8.3.1. Densidades ópticas relativas

La determinación de las densidades ópticas relativas (DOR) se obtienen dividiendo los valores tomadas de las gráficas, de bandas que se eligen como principales (2920 cm^{-1} y 1550 cm^{-1}) que corresponden a distintos grupos funcionales permite observar información acerca de la naturaleza de las moléculas húmicas (Albareda, 1981). Se divide entre los valores de cada una de las bandas elegidas. En donde si el valor es menor a uno predominan las bandas principales y al ser mayor a uno predominan los grupos funcionales.

De acuerdo a la DOR todos los tratamientos tienen predominancia de C- alifático (2920 cm^{-1}), respecto a los demás grupos funcionales.

En cuanto al C-aromático (1550 cm^{-1}), de manera general, los tratamientos con sustrato postcosecha de hongo tuvieron predominancia de grupos funcionales; mientras que, en los tratamientos sin sustrato postcosecha de hongo dominó el C-aromático. EB-R-H presentó predominancia de alcoholes alifáticos (1125 cm^{-1}), lignina ($1420, 1460\text{ cm}^{-1}$), amida (1650 cm^{-1}) y grupos OH y NH (3300 cm^{-1}). En cuanto al tratamiento EE-R-H tiene predominancia por ésteres de ácidos aromáticos (1080 cm^{-1}), alcoholes alifáticos (1125 cm^{-1}), carbohidratos (1030 cm^{-1}), grupos COO. (1380 cm^{-1}) y grupos OH y NH (3300 cm^{-1}). (Tabla 5).

Tabla 6. Densidades ópticas relativas de las principales bandas de los espectros de infrarrojo de la MOS en vermicomposta, respecto a la tensión C-H alifático y tensión amida II y vibraciones aromático.

Banda (cm^{-1})	Tensión C-H alifático (2920 cm^{-1})				Banda (cm^{-1})	Tensión amida II (1550 cm^{-1})			
	EB-R-H	EB-R	EE-R-H	EE-R		EB-R-H	EB-R	EE-R-H	EE-R
1080	—	0.121	0.627	0.120	1080	—	0.259	1.358	0.272
1125	0.761	0.195	0.621	0.170	1125	1.430	0.416	1.345	0.385
1030	0.509	0.092	0.587	0.104	1030	0.957	0.197	1.270	0.237
1380	0.488	0.368	0.507	0.280	1380	0.918	0.783	1.098	0.634
1420	0.627	0.445	0.446	0.381	1420	1.178	0.947	0.966	0.863
1460	0.546	0.399	0.444	0.348	1460	1.027	0.848	0.961	0.789
1650	0.841	0.535	0.484	0.458	1650	1.581	1.138	1.049	0.257
2700	0.996	0.856	0.672	0.731	2700	1.872	1.787	1.454	1.657
3300	0.903	0.692	0.475	0.671	3300	1.696	1.472	1.028	1.521

El tratamiento EB-R presentó mayor absorbancia de proteínas correspondientes a la banda 1650 cm^{-1} a diferencia del tratamiento EE-R, por lo que se le atribuye al estiércol de bovino la riqueza en proteínas. También tiene una mayor intensidad de las bandas 1460 y 1420 cm^{-1} correspondientes a la lignina (Ali *et al.*, 2012) a comparación del tratamiento EE-R. En cuanto a la banda 1030 cm^{-1} correspondiente a polisacáridos (X. Li *et al.*, 2013) se presentan con una intensidad baja en ambos tratamientos a comparación del resto de las bandas, lo que se debe al proceso de mineralización, donde los microorganismos tienen preferencia por los azúcares, siendo estos su principal fuente de energía.

La banda 1720 cm^{-1} correspondiente al estiramiento C=O de carboxilos y carbonilos, estuvo presente en los tratamientos EE-R-H, EE-R y EB-R, siendo de gran importancia el ácido carboxílico para las plantas, puesto que proporciona a la raíz la capacidad necesaria para asimilar nutrientes y agua al ritmo necesario, propiciando el incremento de la presión osmótica, así como el aumento de concentraciones de nutrientes, los cuales son detonantes de la síntesis de citoquininas radicales (Álvarez, 2003). El tratamiento EE-R-H tuvo una mayor absorbancia de las bandas 3300 cm^{-1} , 2920 cm^{-1} y 2700 cm^{-1} a diferencia del tratamiento EE-R.

La aparición de las bandas 1460 cm^{-1} y 1420 cm^{-1} en los tratamientos confirmaron que son derivados de la lignina, además la banda 1720 cm^{-1} y los grupos carboxilo como la banda 1380 cm^{-1} corrobora que el material es de origen terrestre (Almendros, 2008), es decir aerobio.

En los tratamientos EB-R-H y EB-R, se observó la banda 1030 cm^{-1} (C-O estiramiento de polisacáridos) con una intensidad muy baja respecto a las demás bandas del mismo tratamiento, debido al proceso de mineralización, puesto que el gran aporte de materia orgánica fresca, eleva la actividad biológica, con lo que se liberan materiales orgánicos lábiles como los azúcares, amino azúcares y ácidos orgánicos (Porta *et al.*, 2003). Asimismo, Provenzano *et al.*, (2004) obtuvieron una disminución de polisacáridos en composta de estiércol líquido, explicando que es el resultado de la biodegradación de la cadena amino y los azúcares, respectivamente.

El tratamiento EB-R-H tuvo una mayor absorbancia de la banda 3300 cm^{-1} a comparación del tratamiento EE-R-H, pero este presentó una mayor absorbancia de las bandas 2920 cm^{-1} y 2700 cm^{-1} . Por otro lado, Bhat *et al.* (2017) menciona que la reducción de los grupos polipéptidos, polisacárido y estructuras aromáticas, al final del proceso del vermicompostaje, indican una

extensa mineralización y la maduración del vermicompostaje. Lo que se vio reflejado en los tratamientos EE-R-H y EB-R-H, puesto que se observó una baja absorbancia de los compuestos aromáticos, correspondiente a la banda 1550 cm^{-1} , respecto a las bandas del mismo tratamiento. También hay una menor intensidad de la banda 1030 cm^{-1} en el tratamiento EB-R-H en comparación del resto de las bandas del tratamiento, con lo que se confirma su maduración. Además, se observó una mayor predominancia de las bandas 1420 cm^{-1} y 1460 cm^{-1} las cuales corresponden a la lignina (Almendros, 2008) debido al contenido de paja no degradada en el sustrato postcosecha del hongo *Pleurotus spp.*

En cuanto a la DOR, respecto a 2920 cm^{-1} (tensión C-H alifático), todos los tratamientos tienen un predominio sobre los compuestos alifáticos, siendo la celulosa y proteínas los representantes más genuinos de estos (Duchaufour, 1984), lo que puede deberse, en los tratamientos con el sustrato postcosecha de hongo, a que los hongos del género *Pleurotus* utilizan la lignocelulosa durante sus primeras etapas de crecimiento y después degrada selectivamente la lignina, además el SDH (sustrato degradado por los hongos) tiene un alto contenido de proteína del 8-10% en materia seca (Sánchez y Royce, 2001). En cuanto a los tratamientos sin el sustrato postcosecha del hongo, los residuos verdes, como el estiércol también presentan grandes cantidades de celulosa (López y Sainz, 2011). La predominancia de grupos alifáticos en la vermicomposta, hace que la liberación de nutrientes del suelo para la planta sea rápida y por lo tanto su permanencia en el suelo sea corto, esto debido a que los constituyentes son lábiles y no presentan moléculas tan complejas (Duchaufour, 1984; Porta *et al.*, 2003), en la posible aplicación al suelo.

En la DOR, respecto a 1550 cm^{-1} (Tensión amida II y vibración aromática), el mayor contenido de proteínas correspondiente a la banda 1650 cm^{-1} y carbohidratos (1030 cm^{-1}) en las vermicomposta con desechos postcosecha se debe al sustrato postcosecha del hongo *Plurotus spp.*, puesto que el cuerpo fructífero como el micelio son ricos en proteína y carbohidratos (Gaitán *et al.*, 2006), siendo que en el sustrato que se utilizó para el vermicompostaje contenía micelio seco, los cuales estimulan el crecimiento radicular y la germinación de semillas (Stevenson, 1982). En lo que concierne a la banda 3300 cm^{-1} (tensión amina N-H y estiramiento del hidroxilo O-H), todos los tratamientos tienen una predominancia por las aminas, debido a la fuente de nitrógeno en el estiércol, presente en la vermicomposta. Las bandas 1460 y 1420 cm^{-1} correspondiente a la lignina dominan sobre la banda 1550 cm^{-1} en el tratamiento EB-R-H lo que

se puede deber no solo al sustrato poscosecha del hongo *Pleurotus* spp. sino también al estiércol, la riqueza en lignina. En cuanto al tratamiento EE-R-H es más rico en polisacáridos atribuido a la banda 1030 cm^{-1} (X. Li *et al.*, 2013), grupos carboxilo (1380 cm^{-1}) y esteres de ácidos aromático (1080 cm^{-1}), a comparación de los demás tratamientos.

La predominancia de alcoholes alifáticos (1125 cm^{-1}) respecto al resto de las bandas en los tratamientos con sustrato poscosecha del hongo *Pleurotus* spp. confirman la predominancia de compuestos alifáticos.

9. Conclusiones

La predominancia de grupos alifáticos, al ser muy móviles y no presentar moléculas tan complejas, la liberación de nutrientes para la planta puede ser muy rápido.

La vermicomposta con el sustrato poscosecha del hongo *Pleurotus* spp. presentó una estabilidad de los parámetros de pH y C.E.

La vermicomposta con el sustrato poscosecha del hongo *Pleurotus* spp. obtuvo una predominancia por los grupos funcionales respecto a la banda 1550 cm^{-1} , los cuales fueron carbohidratos, grupos carboxílicos, aminas, alcoholes alifáticos y esteres de ácidos aromáticos.

Las vermicompostas con sustrato poscosecha del hongo *Pleurotus* spp., son el producto más adecuado para su uso como abono, de acuerdo con los parámetros fisicoquímicos de la NMX-FF-109-SCFI-2007, así como su alto contenido en proteínas, carbohidratos y ácidos carboxílicos, brindando una estimulación al crecimiento radicular, a la germinación y proporcionan nutrientes a la raíz y por ende a la planta, respectivamente.

Bibliografía

- Acosta Y., El Zauahre M., Rodríguez L., Reyes N. & Rojas D. (2012) Indicadores de calidad bioquímica y estabilidad de la materia orgánica durante el proceso de compostaje de residuos orgánicos, Venezuela: Universidad del Zulia.
- Almendros G. (2008) Revisión analítica de sustancias húmicas en suelos y compost, II congreso internacional de eco-biología del suelo y el compost.
- Álvarez A. J. L. (2003) Evaluación de un programa de nutrición a base de ácidos carboxílicos sobre la productividad de un huerto de palto (*Persea americana* mill) cv. HASS, Chile: Pontificia Universidad Católica de Valparaíso.
- Ali M., Bhatia A., Kazmin A. A. & Ahmed N. (2012) Characterization of high rate composting of vegetable market waste using Fourier transform-infrared (FT-IR) and thermal studies in three different seasons, India: *Biodegradation*, 23: 231–242.
- Bhat S. A., Singh J. & Vig A. P. (2017) Instrumental characterization of organic wastes for evaluation of vermicompost maturity, India: *Journal of Analytical Science and Technology*, 8:2.
- Barreto U. E.V. (2011) Determinación de la calidad de materia orgánica de los lixiviados de un birreactor, a diferentes concentraciones de humedad en condiciones controladas, Tesis, México: Universidad Autónoma del Estado de México.
- Camiletti M. J. (2016) Estudio del vermicompostaje de compost de residuos orgánicos de distinta naturaleza, Orihuela: Maestría de la Universidad Miguel Hernández de Elche.
- Casas H. I (2015) Vermiestabilización de lodo residual y estiércol equino, su efecto en el suelo bajo cultivo de albahaca (*Ocimum basilicum*), Tesis de maestría en ciencias agropecuarias y recursos naturales, México: Universidad Autónoma del Estado de México.

- Del Aguila J. P., Lugo De F. J. & Vaca P. R. (2011) Vermicomposting as a process to stabilize organic waste and sewage sludge as an application for soil, University Of The State Of Mexico, México: *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 14, 949-963.
- Díaz E. (2002) Guía de lombricultura, Agencia de desarrollo económico y comercio exterior, La Rioja.
- Duhalde V. M. I. (2011) Evaluación de la paja de trigo pretratada con cepas de *hericium erinaceus* (bull.) pers. como acondicionador de suelo pobre en nitrógeno y fósforo para el cultivo de plántulas de tomate, *Lycopersicum esculentum* m., Chile: Universidad Austral de Chile.
- Deka H., Deka S., Baruah C. K., Das J., Hoque S., Sarma H. & Sarma N. S. (2011) Vermicomposting potentiality of *Perionyx excavatus* for recycling of waste biomass of java citronella - An aromatic oil yielding plant, India: *Bioresource Technology*, 102, 11212–11217.
- Farah N. O., Yu X. L., Yei L. L., Chairil A. D., Mohd A. M. P. & Azhari B. S. (2015) Investigation of physico-chemical properties and microbial community during poultry manure co-composting process, Universiti Putra Malaysia, Malaysia: *Journal of Environmental Sciences*, 28, 81-94
- Fernández G. M. J. (2011) Aplicación de la tecnología del vermicompostaje para la valorización agronómica de residuos y desechos de cultivos de invernadero. Doctorado de la Granada: Universidad de Granada.
- Garzón G. J. P. & J. L. Cuervo A. (2008) Producción de *Pleurotus ostreatus* sobre residuos sólidos lignocelulósicos de diferente procedencia, Colombia: Universidad Nacional de Colombia.
- Gaitán H. R., Salmenes D., Pérez M. R. & Mata G. (2006) Manual práctico de cultivo de setas: aislamiento, siembra y producción, 2a. Ed. Veracruz: Instituto de Ecología.
- Gómez-Brandón M., Lazcano C., Lores M. & Domínguez J. (2010) Papel de las lombrices de tierra en la degradación del bagazo de uva: efectos sobre las características

químicas y la microflora en las primeras etapas del proceso, Xalapa: *Acta Zoológica Mexicana (n.s.)*, Número Especial 2: 397-408.

- Gupta R. & Garg V. K. (2009) Vermiremediation and nutrient recovery of non-recyclable paper waste employing *Eisenia fetida*, India: *Journal of Hazardous Materials*, 162, 430–439.
- Gutiérrez G. S. A. (2015) Evaluación del efecto de mezclas de una vermicomposta en las propiedades bioquímicas del suelo, Tesis, México: Universidad Autónoma del Estado de México.
- Guauque S. D. M. (2017) Comparación del proceso de vermicompostaje con la especie *Eisenia fétida* desde la variación de los residuos orgánicos, Colombia: Universidad Militar Nueva Granada.
- Hernández C. R. A. & López R. C. L. (2018) Evaluación del crecimiento y producción de *Pleurotus ostreatus* sobre diferentes residuos agroindustriales del departamento de Cundinamarca, tesis como requisito para optar al título de Microbiólogo Industrial, Bogotá: Pontificia Universidad Javeriana.
- Herrera G. J., Naranjo J. N., Páez O. L. A., Cisneros de la C. M. G., Gurrola A. Dante L., Torres R. R., Monreal G. H. M. & Hernández A. S. (2015) Los hongos de la pudrición blanca involucrados en la fertilidad del suelo, Durango: Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional.
- Higashikawa F.S., Silva C. A., Nunes C. A. & Sanchez M. M. A. (2014) Fourier transform infrared spectroscopy and partial least square regression FR the prediction of substrate maturity indexes, Brazil: *Science of the Total Environment*, 536–542.
- Jaramillo H. G. & Zapata M. L. M. (2008) aprovechamiento de los residuos sólidos orgánicos en Colombia, Colombia: Universidad de Antioquia, Posgrados de ambiental.
- Kiyasudeen S, K., Ibrahim, M.H., Quaik, S. & Ahmed Ismail, S. (2016) Prospects of Organic Waste Management and the Significance of Earthworms, *Springer International Publishing Switzerland*.

- Leon C. A. F. (2013) Manual de lombricultura en casa, Jalisco: Azoteas Verdes de Guadalajara.
- López M. E. & Sainz O. J. (2011) Gestión de residuos orgánicos de uso agrícola, España: Universidad de Santiago de Compostela.
- Luna F. J. A., Cordoba L. L. S., Gil P. K. I. & Romero B. I. M. (2013) Efecto de residuos agroforestales parcialmente biodegradados por *Pleurotus ostreatus* (Pleurotaceae) sobre el desarrollo de plántulas de tomate, Colombia: Universidad de Magdalena.
- Marín B. J. M. (2011) Dinámica de fungicidas en suelos de viñedo enmendados con sustratos postcultivo de hongos, Tesis doctoral, Salamanca: Universidad de Salamanca, Facultad de ciencias químicas.
- Masini, J.C., Abate, G., Lima, E.C., Hahn, L.C., Nakamura, M.S., Liehtig, J. & Nagatomy, H.D. (1998) Comparison of methodologies for determination of carboxylic and phenolic groups in humic acids, Universidade de São Paulo, Brazil: *Analytica Chimica Acta*.
- Mendoza H. D. J. (2010) Vermicompost y compost de residuos hortícolas como componentes de sustratos para la producción de plantas ornamentales y aromáticas. Caracterización de los materiales y respuesta vegetal, Tesis Doctoral, Valencia: Universidad Politécnica de Valencia.
- McMurry J. (2008) Química Orgánica, 7º ed. México: CENGAGE Learning.
- Morales M. A. (1996) Efecto de los microorganismos sobre la estabilidad mecánica del suelo, Costa Rica: Universidad de Costa Rica.
- Moreno R. A. (2017) Origen, importancia y aplicación de vermicomposta para el desarrollo de especies hortícolas y ornamentales, Coahuila: Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro.
- Moreno C. J. & Moral H. R. (2007) Compostaje, Madrid: Mundi-Prensa.

- Nogales R. V.-M., Romero T. E. & Fernandez G. M. J. (2014) De residuo a recurso, el camino hacia la sostenibilidad, España: Mundi-Prensa.
- NMX-FF-109-SCFI-2007, Humus de lombriz (lombricomposta) Especificaciones y métodos de prueba.
- Paterson J. B. E. & Ede R. (1970) Suelos y abonado de horticultura, ACRIBIA, Zaragoza.
- Pereira M. G. & Arruda M. A. Z. (2003) Vermicompost as a Natural Adsorbent Material: Characterization and Potentialities for Cadmium Adsorption, Universidade Estadual de Campinas, Brasil: Sociedade Brasileira de Química.
- Plaza C., Nogales R., Senesi N., Benitez E. & Polo A. (2007) Organic matter humification by vermicomposting of cattle manure alone and mixed with two-phase olive pomace, España: *Bioresource Technology*, 9: 5085–5089.
- Porta C. J., López-Acevedo R. M. & Roquero De L. C. (2003) Edafología: para la agricultura y el medio ambiente, 3 ed., Madrid: Mundi-Prensa.
- Provenzano M. R., Malerba A. D., Pezzolla D. & Gigliotti G. (2004) Chemical and spectroscopic characterization of organic matter during the anaerobic digestion and successive composting of pig slurry, Italia: *Waste Management*, 34, 653–660
- Razavy T. E. (2010) Soluble organic matter, its biodegradation, dynamics and abiotic production, thesis submitted in partial fulfilment of the requirements for the degree of Doctor of Philosophy, New Zealand: University of Canterbury.
- Ravindran B., Stravani R., Mandal A. B., Contreras-Ramos S. M. & Sekaran G.(2013) Intrumental evidence for biodegradation of tannery waste during vermicomposting process using *Eudrilus eugeniae*, India: *Environmental Technology Unit*, 111:1675–1684.
- Rius A C. A. (2007) Espectrofotometría de infrarrojo y espectrofotometría de masas, UNAM.

- Riveros S. R. (2007) Efecto de la materia orgánica soluble y coloidal de los biosólidos sobre la biodisponibilidad de Cu, Pb, Ni, Cd y los niveles de ácido ascórbico y glutatión en plantas, memoria para optar al título de Químico, Chile: Universidad de Chile.
- Rocha J. C., Rosa A. H. & Furlan M. (1998) An alternative methodology for the extraction of humic substances from organic soils, Departamento de química analítica, Brasil: Sociedade Brasileira de Química,
- Rodríguez S. M. A. & Córdova V. A. (2006) Manual de compostaje municipal: tratamiento de residuos sólidos urbanos, México: Gestión de Residuos y Sitios Contaminados.
- Román P., Martínez M. M. & Pantoja A. (2013) Manual de compostaje del agricultor, Chile: Organización de las naciones unidas para la alimentación y la agricultura (FAO).
- Sánchez B. M. J. (2017) vermicompostaje de residuos orgánicos con lombrices del género *Eisenia*. Caracterización del producto, Tesis, Sevilla: Universidad de Sevilla, Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agronómica.
- Sánchez V. J. E. & Royse D. J. (2001) La biología y el cultivo de *Pleurotus* spp., Chiapas: ECOSUR.
- Saavedra G. M. (2007) Biodegradación de alperujo utilizando hongos del género *Pleurotus* y anélidos de la especie *Eisenia foetida*, Tesis doctoral, Granada: Universidad de Granada.
- Selke W. (1968) Los abonos, España: ACADEMIA.
- SEMARNAT (2012) Disponible en: https://apps1.semarnat.gob.mx:445/dgeia/informe_12/07_residuos/recuadro1.html
- SEMARNAT (2019) Visión nacional hacia una gestión sustentable: cero residuos, México.
- Simpson K. (1991) Abonos y estiércoles, España: ACRIBIA.

- Skoog, D.A., Leary J.J. & Holler F. J. (1998) Principios de análisis instrumental, 5 ed., McGRAW-HILL.
- Stevenson F. J. (1982) Humus chemistry: genesis, composition, reactions, John Wiley y Sons, University of Illinois, United States of America.
- Tejada H. (1985) Manual de laboratorio para análisis de ingredientes utilizados en la alimentación animal. Patronato de apoyo a la investigación y experimentación pecuaria en México, México: SARH
- Vaca R, Lugo J. & Vicenta E. M., (2006) Caracterización de la materia orgánica soluble y de los ácidos húmicos en suelo acondicionado con lodo residual fresco o compostado, Revista Internacional de Contaminación Ambiental.
- Villegas C. V.M. & Laines C. J. R. (2017) Vermicompostaje: I avances y estrategias en el tratamiento de residuos sólidos orgánicos, México: Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas, vol. 8, núm. 2, 2017, pp. 393-406.
- Villar C. I. (2017) Estudio de la dinámica microbiana durante la fase de la maduración del compostaje de residuos orgánicos. Vermicompostaje como alternativa de tratamiento, España: Universidad de Virgo.
- Yang J., Baoyi Lv, Zhang J. & Xing M. (2013) Insight into the roles of earthworm in vermicomposting of sewage sludge by determining the water-extracts through chemical and spectroscopic methods, China: *Bioresource Technology*, 154, 94–100.
- Zhang J., Chen G., Sun H., Zhou S. & Zou G. (2015) Straw biochar hastens organic matter degradation and produces nutrient-rich compost, Shanghai Academy of Agricultural Sciences, China: *Bioresource Technology*, 200, 876–883.
- X. Li, Xing M., Yang J., Zhao L. & Dai X. (2013) Organic matter humification in vermifiltration process for domestic sewage sludge treatment by excitation-emission matrix fluorescence and Fourier transform infrared spectroscopy, China: *Journal of Hazardous Materials*, 261, 491– 499

Anexos



A. Residuos orgánicos del mercado



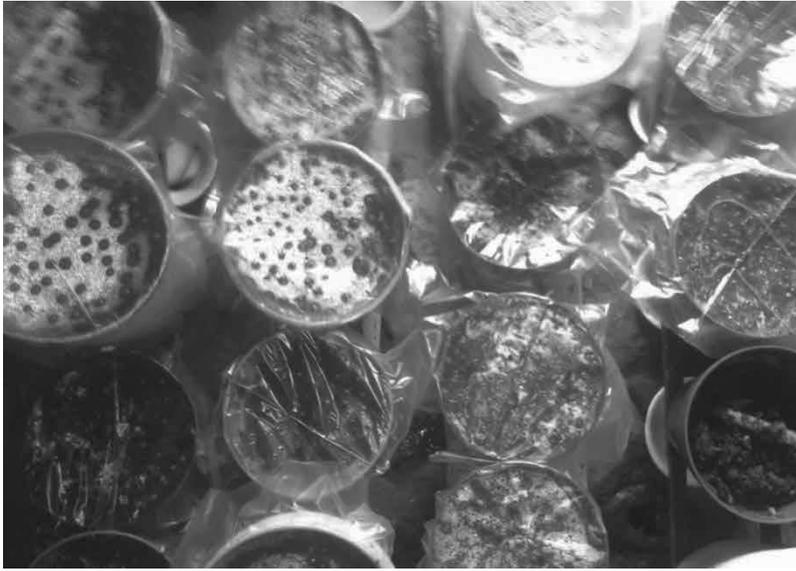
B. Pila de estiércol a l aire libre



C. Elaboración del proceso del vermicompostaje



D. Inoculación de la lombriz *Eisenia fetida*



E. Distribución de los tratamientos