

Autor



Universidad Autónoma de Querétaro
Facultad de Ingeniería

Nombre de la tesis

Título del tema de tesis registrado

Tesis

Que como parte de los requisitos para
obtener el Grado de

Maestro/

Presenta

Luz Andrea Gutiérrez Ramírez

Dirigido por:

Dra. Claudia Gutiérrez Antonio

Co-Director:

Nombre completo del Co-Director de tesis (en su caso)

Año

Querétaro, Qro. a _____



Dirección General de Bibliotecas y Servicios Digitales
de Información



Obtención de fertilizante natural mediante
vermicomposteo de frass de larva de mosca soldado y
residuos de poda de fresa

por

Luz Andrea Gutiérrez Ramírez

se distribuye bajo una [Licencia Creative Commons
Atribución-NoComercial-SinDerivadas 4.0 Internacional](https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/).

Clave RI: IGMAC-290720



Portada Interna de Tesis

Universidad Autónoma de Querétaro

Facultad de Ingeniería

Maestría en ciencias de Ingeniería en Biosistemas

Obtención de fertilizante natural mediante vermicomposteo de frass de larva de mosca soldado y residuos de poda de fresa.

TESIS

Que como parte de los requisitos para obtener el grado de
Maestría en ciencias de Ingeniería en Biosistemas

Presenta:

Luz Andrea Gutiérrez Ramírez

Dirigido por:

Dra. Claudia Gutiérrez Antonio

SINODALES

Dra. Claudia Gutiérrez Antonio

Presidenta

Firma

M. en C. Valeria Caltzontzin Rabell

Secretaria

Firma

Dr. Sergio Iván Martínez Guido

Vocal

Firma

Dr. Juan Manuel Vera Morales

Suplente

Firma

Dr. Ramón Gerardo Guevara González

Suplente

Firma

Nombre y firma

Director de la facultad

Nombre y firma

Director de investigación y
posgrado

Campus Amazcala

Querétaro, Qro.

8 de marzo de 2024

DEDICATORIAS

A Lilí que, sin darse cuenta, solo con venir al mundo, cambió mi vida al convertirme en su tía.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo no hubiera sido posible sin el apoyo de diversas instituciones. Agradezco al programa de becas nacionales de CONACYT (ahora CONAHCYT) y a la Universidad Autónoma de Querétaro, que a través de su programa de becas y del Fondo de Proyectos Especiales de Rectoría hicieron posible este proyecto.

Agradezco enormemente al Ing. Francisco Niembro, del grupo Aldea Verde, por su gran disposición de apoyar a la investigación y a este proyecto. De igual forma, este proyecto no hubiese sido posible sin la intervención del grupo de investigación de Procesos Sustentables de Producción de Bioproductos (PSPB). Gracias a la Dra. Araceli Romero por el acercamiento que me permitió, a la M. en C. Valeria Caltzotzin por su compromiso con esta tesis de grado y al grupo por su constante retroalimentación.

Por el rol que jugaron durante todo este posgrado, agradezco a mi familia, mis papás y hermanos. A mi hermana Sofía, porque con ella puedo hacer el mejor equipo, a mi cuñado David, que me hizo no perder la esperanza. Gracias a mi pareja, Víctor, por acompañarme y hacer de nuestra casa un espacio apto para todos nuestros proyectos.

Finalmente, pero definitivamente no menos importante, agradezco a mis compañeros de programa: Itzia, Eliud, Leslie, Kenia y Jhasua, dispuestos a ensuciarse las manos conmigo por este proyecto. Me siento muy afortunada de haber recorrido este posgrado juntos.

Gracias a todas las personas, que por mucho o poco tiempo coincidieron conmigo en la ejecución de este trabajo y que, al compartirme la mejor versión de sí mismas, dieron aliento, empatía y constituyeron un espacio seguro para que pudiera hacer de este proyecto, y de este posgrado, una realidad.

Gracias.

CONTENIDO

Dedicatorias	5
Agradecimientos.....	6
Figuras	10
Tablas.....	11
Abreviaturas y siglas	12
Resumen.....	13
Summary.....	14
I. ANTECEDENTES.....	1
1.1 Descripción del problema	11
1.2 Justificación	13
1.3 Hipótesis	17
1.4 Objetivos	17
Objetivo general.....	17
Objetivos específicos.....	17
II. Fundamentación teórica	18
2.1 Lombriz de tierra	19
2.2 Composta	21
2.3 Residuos	22
III. Metodología.....	25
3.1 Pretratamiento de FLMS	25
Lixiviación	25
3.2 Preparación de mezclas experimentales	26
3.3 Caracterización fisicoquímica inicial	26
Capacidad de retención de agua.....	26

	Autocalentamiento.....	27
	pH, conductividad y sólidos disueltos totales.....	29
	Contenido de carbono total, nitrógeno amoniacal, nitrógeno total, fósforo y potasio.....	29
3.4	Establecimiento de vermicompostas experimentales.....	29
	Prueba de habitabilidad de los sustratos.....	29
	Composta.....	30
	Vermicomposta.....	31
3.5	Sacrificio de las lombrices.....	32
3.6	Análisis de datos.....	32
IV.	Resultados.....	34
4.1	Caracterización inicial.....	34
	Capacidad de retención de agua.....	34
	Autocalentamiento.....	35
	pH, conductividad eléctrica y sólidos totales disueltos.....	36
	Nitrógeno total, nitrógeno amoniacal, fósforo, potasio y C/N.....	37
4.2	Efecto del Pre-tratamiento.....	40
4.3	Tratamiento: vermicomposta.....	43
	Nitrógeno total.....	44
	Nitrógeno amoniacal.....	45
	Fósforo.....	46
	Potasio.....	47
	Proporción carbono-nitrógeno.....	48
	pH, conductividad eléctrica y sólidos totales disueltos.....	49
4.4	Humus obtenidos.....	52

Nitrógeno total, nitrógeno amoniacal, fósforo, potasio y C/N.....	52
pH, conductividad eléctrica y sólidos totales disueltos.	54
Autocalentamiento	55
Lombrices de tierra	56
Pretratamiento	59
Tratamiento: Vermicomposta	60
Humus obtenidos.....	61
VII. Referencias	66

FIGURAS

Figura 1 Solutos lixiviados del FLMS.	25
Figura 2 Determinación de capacidad de retención de agua.	27
Figura 3 Control de temperatura ambiental durante la prueba de autocalentamiento.	28
Figura 4 Prueba de autocalentamiento.	28
Figura 5 Prueba de habitabilidad del sustrato A.	30
Figura 6 Diagrama de los pretratamientos llevados a cabo para la conformación de las vermicompostas experimentales.	31
Figura 7 Vermicompostas experimentales minutos después de haber recibido a las lombrices de tierra.	32
Figura 8 Capacidad de retención de agua en función del FLMS presente en la mezcla.	34
Figura 9. Autocalentamiento inicial.	36
Figura 10. Contenido de nitrógeno total.	37
Figura 11 Contenido de nitrógeno amoniacal.	38
Figura 12. Contenido de fósforo.	38
Figura 13 Contenido de potasio.	39
Figura 14 C/N.	39
Figura 15 Nitrógeno total durante la vermicomposta.	45
Figura 16 Nitrógeno amoniacal durante la vermicomposta.	46
Figura 17 Fósforo durante la vermicomposta.	47
Figura 18 Potasio durante la vermicomposta.	48
Figura 19 C/N durante la vermicomposta.	49
Figura 20 pH durante la vermicomposta.	50
Figura 21 Conductividad eléctrica durante la vermicomposta.	51
Figura 22 Sólidos disueltos totales durante la vermicomposta.	52
Figura 23 Autocalentamiento final.	55
Figura 24 Lombrices y cocoons cosechados del humus A.	56

TABLAS

Tabla 1. Recopilación de trabajos de investigación sobre vermicomposta de desechos de la industria agroalimentaria.....	3
Tabla 2. Características que debe cumplir una composta terminada.....	5
Tabla 3 Condiciones para el desarrollo de la lombriz de tierra <i>E. foetida</i>	20
Tabla 4. Consenso de la composición del FLMS de <i>Hermetia illucens</i>	23
Tabla 5. Métodos empleados por el laboratorio.....	29
Tabla 6. Capacidad de retención de agua.....	34
Tabla 7. Valores máximos y mínimos registrados en la prueba de autocalentamiento.....	35
Tabla 8. pH, conductividad y sólidos disueltos observados en los sustratos experimentales.	36
Tabla 9 Efectos del pretratamiento sobre la C/N, el pH, la C. E. y los sólidos totales disueltos del sustrato A.....	40
Tabla 10 Efectos del pretratamiento sobre la C/N, el ph, la C. E. y los sólidos totales disueltos del sustrato B.....	40
Tabla 11 Efectos del pretratamiento sobre la C/N, el ph, la C. E. y los sólidos totales disueltos del sustrato D.....	41
Tabla 12 Efectos del pretratamiento sobre la C/N, el ph, la C. E. y los sólidos totales disueltos del sustrato E.....	41
Tabla 13 Cambios en los nutrientes del sustrato A derivados del pretratamiento.....	41
Tabla 14 Cambios en los nutrientes del sustrato B derivados del pretratamiento.....	42
Tabla 15 Cambios en los nutrientes del sustrato D derivados del pretratamiento.....	43
Tabla 16 Cambios en los nutrientes del sustrato E derivados del pretratamiento.....	43
Tabla 17 Resumen de la caracterización de los nutrientes en los humus obtenidos.....	52
Tabla 18 Valores de materia orgánica, carbono orgánico y C/N de los humus cosechados. .	53
Tabla 19 Valores de pH, conductividad eléctrica y sólidos totales disueltos observados en los humus resultantes de las compostas experimentales.....	54
Tabla 20 Resultados de la prueba de autocalentamiento de los humus resultantes.....	55
Tabla 21 Comparación de los humus cosechados con lo establecido en la NMX-AA-180-SCFI-2018.....	62

ABREVIATURAS Y SIGLAS

FLMS: Frass de Larva de Mosca Soldado

N: Nitrógeno.

P: Fósforo.

K: Potasio.

VOC: Compuestos Orgánicos Volátiles, por sus siglas en inglés.

CH₄: metano

CO₂: dióxido de carbono

C/N: Proporción carbono y nitrógeno.

RESUMEN

El frass de larva de mosca soldado (FLMS) es el principal residuo de la descomposición de materia orgánica mediada por larvas, una propuesta interesante para el manejo de residuos en el contexto de la economía circular. Este residuo posee un perfil nutrimental atractivo para la recirculación de nutrientes en forma de fertilizante orgánico. No obstante, hay evidencia contradictoria respecto a su desempeño como tal. Tanto la abundante microbiota, como la cantidad de nitrógeno amoniacal propias del FLMS han sido propuestas como causa de su fitotoxicidad. Por otro lado, el residuo de poda de fresa es generado en cantidades significativas en el bajío mexicano, con un alto aporte de fósforo que puede ser reinsertado en la cadena de suministro de la industria agroalimentaria; además, al ser constituido principalmente de lignocelulosa, se perfila como un agente aglutinante. La vermicomposta es un proceso mediante el cual se degrada la materia orgánica en un entorno mediado por la acción directa e indirecta de la lombriz de tierra en el sustrato. Se ha visto que favorece la estabilidad de los abonos orgánicos y promueve la mineralización de nutrientes vegetales. Por lo anterior, en este proyecto se propuso someter a 5 mezclas de FLMS y residuo de poda de fresa a un tratamiento biológico mediado por lombriz de tierra con el objetivo de estabilizar su actividad microbiana, aumentar su potencial nutrimental y, consecuentemente, constituir un fertilizante natural. La vermicomposta mejoró la estabilidad de los sustratos, sus porcentajes de NPK y la C/N, de acuerdo con lo establecido por la NMX-AA-180-SCFI-2018; además, dos mezclas pueden ser denominadas fertilizantes orgánicos en función de su porcentaje de NPK. Finalmente se concluye que, si bien ambos residuos agroindustriales pueden ser tratados para obtener un fertilizante orgánico, un periodo de 21 días resulta corto para alcanzar la madurez de los productos. Este estudio es un primer acercamiento en el campo de los tratamientos biológicos a los que es posible someter al FLMS para sacar el mayor provecho de su contenido nutrimental y, sobre todo, para proponer un manejo responsable y apegado a lo propuesto por la economía circular.

SUMMARY

Soldier fly larvae frass (FLMS) is the main residue from larval-mediated decomposition of organic matter, an interesting proposal for waste management in the circular economy context. This residue has an attractive nutrient profile for nutrient recirculation in the form of organic fertilizer. However, there is contradictory evidence regarding its performance as such. The abundant microbiota and the amount of ammonia nitrogen in FLMS have been proposed as a cause of its phytotoxicity. On the other hand, strawberry pruning residue is generated in significant quantities in the Mexican lowlands, with a high phosphorus content that can be reinserted in the supply chain of the agri-food industry; in addition, since it consists mainly of lignocellulose, it can be used as a binding agent. Vermicomposting is a process by which organic matter is degraded in an environment mediated by the direct and indirect action of the earthworm in the substrate. It has been shown that it favors the stability of organic fertilizers and promotes the mineralization of plant nutrients. Therefore, in this project, it was proposed to subject 5 mixtures of FLMS and strawberry pruning residue to a biological treatment mediated by earthworm to stabilize their microbial activity, increase their nutritional potential and, consequently, constituting a natural fertilizer. Vermicompost improved the stability of the substrates, their NPK percentages and C/N, in accordance with NMX-AA-180-SCFI-2018; moreover, two mixtures can be called organic fertilizers according to their NPK percentage. Finally, it is concluded that, although both agro-industrial wastes can be treated to obtain an organic fertilizer, a period of 21 days is short to reach the maturity of the products. This study is a first approach in the field of biological treatments to which it is possible to subject FLMS to get the most out of its nutritional content and, above all, to propose a responsible management in accordance with the circular economy.

I. ANTECEDENTES

De acuerdo con datos de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO, 2023), en el año 2023 los principales cultivos en México fueron avena, cebada, centeno, frijoles, soja, maíz, papas, sorgo, mijo y trigo. En este sentido, los residuos derivados de estos cultivos representaron un total de 395,667.7 toneladas ricas en nutrientes (nitrógeno) que no fueron utilizadas.

Como describen Carrillo-Nieves et al. (Carrillo-Nieves et al., 2019), los residuos agroindustriales están constituidos por lignocelulosa, una biomacromolécula constituida por celulosa (hasta un 50%) y hemicelulosa (hasta un 32%) interconectadas por lignina y otros compuestos como proteínas, cenizas, ácidos orgánicos y materiales no estructurales. Particularmente, la celulosa es el principal componente de la pared celular de las plantas, conformada de celobiosa, un dímero de unidades de glucosa. Similarmente, las hemicelulosas son polisacáridos heterogéneos compuestos por azúcares de cinco carbonos, tales como xilosas y arabinosas, así como azúcares de seis carbonos, como glucosa, manosa y galactosa; además, también se encuentran ácidos glucurónico, galacturónico y metil glucurónico. Finalmente, la lignina es un polímero fenólico que no contiene carbohidratos, ésta provee estructura a las plantas y las protege de ataques por parte de patógenos e insectos.

Se estima que mundialmente se acumulan 60 millones de toneladas por año de biomasa lignocelulósica (Carrillo-Nieves et al., 2019). Tan sólo de la producción global de fresa, en 2016, se produjeron 8 millones de toneladas, con un valor de producción bruta agrícola de 17,739 millones de dólares (Cubero-Cardoso et al., 2020). La fresa es valiosa no sólo por su fruto, sus tallos y hojas son sometidos a presión para obtener un concentrado, mientras que el material restante consiste en la fracción fibrosa que, frecuentemente, es usado como alimento para animales, o bien llevado a los vertederos en donde impacta negativamente la calidad de suelo, la contaminación atmosférica y los ecosistemas acuáticos (Cubero-Cardoso et al., 2020).

Los vertederos son una forma habitual de disposición final de residuo; esta práctica consiste en enterrarlos en terrenos designados para ello. Sin embargo, la descomposición de los residuos puede liberar a la atmósfera gases nocivos, como metano (CH₄), dióxido de carbono (CO₂) y compuestos orgánicos volátiles (VOC's), que contribuyen al cambio climático y a la contaminación atmosférica. Además, los vertederos pueden contaminar el suelo y las aguas subterráneas con sustancias tóxicas, como metales pesados y otros productos químicos, lo que supone un riesgo para la fauna y la salud pública. Estudios han demostrado que vivir cerca de vertederos puede aumentar el riesgo de padecer diversos problemas de salud como asma, diarrea, dolor de estómago, gripe recurrente, cólera, paludismo, tos, irritación cutánea, tuberculosis y cáncer (Njoku et al., 2019; Yu et al., 2018). A pesar de que el desecho de los residuos al aire libre y el uso de rellenos sanitarios son las prácticas más comunes para la disposición final de residuos sólidos, existen otras estrategias entre las que destacan pirólisis, gasificación, digestión anaeróbica y metanogénesis (Sharma & Garg, 2019). Sin embargo, tienen como desventaja su poco aprovechamiento del residuo debido a la baja gama de productos de valor añadido que pueden obtenerse (Guo et al., 2015).

Por otro lado, con el aumento en las prácticas de agricultura intensiva, los suelos son cada vez más vulnerables, sufren una mayor extracción y un acelerado recambio de carbono. Como consecuencia, los suelos disminuyen su capacidad de retener nutrientes y agua, así como su resistencia a la erosión, dejando en evidencia la necesidad de reabastecer de carbono y nutrientes vegetales los suelos (Lohri et al., 2017).

El tratamiento biológico de los residuos se entiende como el proceso de transformar biorresiduos en nuevos productos potencialmente valiosos (Lohri et al., 2017). Según lo estudiado por Saravanan et al. (2023) "biorresiduo" se refiere a cualquier residuo proveniente de plantas o de origen biológico, y puede ser clasificado en 3 tipos: biorresiduos sólidos, biorresiduos líquidos y residuos microbiológicos. Los biorresiduos pueden ser usados para generar energía y compuestos valiosos dependiendo de su origen y proceso de conversión. Existen

diversos tratamientos biológicos que contribuyen a la degradación controlada de residuos para la obtención de fertilizantes. La digestión anaerobia, fermentación aeróbica y composta son algunos ejemplos.

En particular, la vermicomposta es un proceso natural de descomposición, mesofílico, bio-oxidativo, en el que lombrices de tierra hacen sinergia con microorganismos para mineralizar sustratos orgánicos y así convertirlos en composta rica en nutrientes (Sharma & Garg, 2019). Al favorecer la recirculación de nutrientes contenidos en los residuos y constituir un producto que puede ser incorporado en la cadena de suministro de la agroindustria, favorecen el establecimiento de esquemas apegados a la economía circular, la cual busca aprovechar los recursos al máximo, manteniendo los materiales en la cadena de uso el mayor tiempo posible (Piscicelli, 2023).

A continuación, en la Tabla 1 se recupera la revisión realizada por Sharma & Garg (Sharma & Garg, 2019), en la que se incluyen únicamente los trabajos que hacen alusión al tratamiento con lombrices de desechos provenientes de la agroindustria; de igual manera se especifican los efectos observados que tuvo el proceso en su composición final y el reciclaje de residuos.

Tabla 1. Recopilación de trabajos de investigación sobre vermicomposta de desechos de la industria agroalimentaria.

Residuo	Lombriz	Resultados	Referencia
Residuos de búfalo, oveja, cabra y vaca.	<i>Eisenia foetida</i>	<p>⋋ La mayor tasa de crecimiento de lombriz ocurrió en los sustratos que contenían desechos de búfalo, la menor en los que contenían desechos de borrego.</p> <p>⋋ El Carbono Orgánico Total (COT) y el C/N disminuyó durante el proceso, mientras que los nutrientes totales aumentaron.</p>	(Sharma & Garg, 2017)
Estiércol porcino y paja de arroz.	<i>Eisenia foetida</i>	<p>⋋ La vermicomposta resultante tiene mayor pH, fósforo, potasio, zinc y</p>	(Zhu et al., 2018)

Residuo	Lombriz	Resultados	Referencia
		<p>conductividad eléctrica, pero mostró menos nitrógeno y cobre disponibles.</p> <p>≈ Hubo incremento en compuestos aromáticos que indican mayor humificación.</p>	
Residuos de cultivo/arborícola.	<i>Eudrilus sp.</i>	<p>≈ Los residuos de cultivo mostraron mayor pH, conductividad eléctrica, nitrógeno y fósforo; mientras que las proporciones de C/N y C/P disminuyeron.</p>	(Thomas et al., 2019)
Estiércol de caballo, puré de manzana, puré de uva y digestato.	<i>Eisenia andrei</i>	<p>≈ La actividad microbiana disminuyó derivado de la disminución en la actividad de las lombrices, indicando un alto grado de estabilidad.</p> <p>≈ El índice de germinación aumentó después de la vermicomposta.</p>	(García-Sánchez et al., 2017)
Estiércol de vaca y trigo.	<i>Eisenia foetida</i>	<p>Interpretando la actividad de la enzima ureasa como indicador de madurez y estabilidad de la composta, encontraron fuerte correlación entre el tiempo de vermicomposta y la actividad de la enzima, así como entre la ureasa y la C/N</p>	(Sudkolai & Nourbakhsh, 2017)
Aserrín, madera de boj, hojas y cartón.	<i>Eisenia foetida</i>	<p>El contenido de fósforo nitrógeno y pH fue mayor en la vermicomposta.</p>	(Alidadi et al., 2016)
Hojarasca, estiércol de caballo y de oveja.	<i>Perionyx excavatus</i>	<p>≈ La vermicomposta obtenida presentó menor pH, carbono orgánico, C/N, C/P, lignina, celulosa, hemicelulosa y fenoles.</p> <p>≈ También presentó mayor contenido de nitrógeno, fósforo y azufre, ácidos</p>	(Parthasarathi et al., 2016)

Residuo	Lombriz	Resultados	Referencia
		húmicos y actividad de la enzima deshidrogenasa.	
Pollinaza en cáscara de coco y purín de cerdo.	<i>Eudrilus eugeniae</i>	La vermicomposta obtenida contenía mayor pH, biomasa microbiana, macronutrientes y micronutrientes con respecto a los materiales iniciales.	(Swarnam et al., 2016)
Estiércol de vaca y pollinaza.	<i>Eisenia foetida</i>	Después de la vermicomposta, el humus mostró menor pH, carbono orgánico total y C/N, pero mayor conductividad eléctrica y ácidos húmicos.	(Lv et al., 2016)
Residuos de poda de tomate y lodos de la industria papelera.	<i>Eisenia foetida</i>	El humus obtenido mostró incremento en ácidos húmicos.	(Fernández-Gómez et al., 2015)

En México, existe una norma (NMX-AA-180-SCFI-2018) en la que se “establecen los métodos y procedimientos para el tratamiento aerobio de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos y de manejo especial, así como la información comercial y de sus parámetros de calidad de los productos finales”. En ella se estipulan las especificaciones que deben cumplir una composta o vermicomposta terminadas, las cuales se muestran en la Tabla 2.

Tabla 2. Características que debe cumplir una composta terminada.
Tabla recuperada de la NMX-AA-180-SCFI-2018.

.Característica	Valor
Humedad	De 20 a 45% en peso
pH	De 6.7 a 8.5
Conductividad eléctrica	0.5 dS m ⁻¹ – 12 dS m ⁻¹
Materia orgánica	≥ 20% (base seca)
Carbono orgánico total	Mínimo 10%
Nitrógeno total	De 1 a 3% (base seca)
Relación C/N	15 - 25
Granulometría	≤ 30 mm
Fitotoxicidad (índice de germinación, IG)	IG ≥ 80%
Temperatura	25 °C – 50 °C

.Característica	Valor
Color	Marrón o pardo oscuro. Similar al café o chocolate oscuro.
Olor	Agradable a tierra húmeda de bosque (monte) Quedan excluidos: amoniacal, pudrición, H ₂ S (huevo podrido), ácidos grasos volátiles (vómito) y excremento.
Adsorción de humedad	75% - 200%, Preferencial \geq 100%

De acuerdo con esta normativa, si alguno de los macronutrientes primarios (nitrógeno, fósforo y potasio) excede el 3% en peso, o si la suma de los porcentajes individuales es mayor al 7% en peso, es necesario incluir una leyenda que indique que es un fertilizante orgánico.

Por otra parte, recientemente, las larvas de la mosca soldado (*Hermetia illucens*) han adquirido una gran popularidad en el reciclaje de nutrientes (Poveda, 2021) esto debido a su alta capacidad para transformar una amplia gama de residuos agroindustriales en compuestos de interés comercial. Las larvas de la mosca soldado no sólo se proponen como fuente de insumos para las industrias agropecuaria, cosmética y energética, sino que se han posicionado como una alternativa muy atractiva para el manejo de desechos (Ravi et al., 2020). Se estima que, si se le proporcionan 1,000 kg de sustrato constituido por residuos de frutas y desechos vegetales es posible producir 125 kg de larvas mosca soldado y, no menos importante, 250 kg de frass de larvas de mosca soldado (FLMS) en un plazo de entre 14 y 21 días (Ravi et al., 2020). El FLMS consiste en una mezcla de materiales que incluyen: (1) el sustrato que no alcanzó a ser procesado por la larva de la mosca, (2) la microbiota que intervino en la degradación de los residuos y (3) los derivados de la mosca: exuvia y heces fecales (Schmitt & de Vries, 2020). La cantidad de FLMS obtenido durante el procesamiento de los residuos es variable y depende del sustrato, la densidad poblacional, entre otros. Sin embargo, de acuerdo con Gärttling et al. (2020), el FLMS constituye entre el 80% y el 90% de los residuos de la producción de larvas de mosca soldado *Hermetia illucens*.

Respecto a la composición del FLMS es sumamente variable, ya que depende directamente de la alimentación de la mosca soldado. Sin embargo, se ha

reprotado que contiene micronutrientes como fósforo, potasio, magnesio, sodio, calcio, azufre, manganeso, cobre, entre otros; además de un alto porcentaje de materia orgánica y un porcentaje atractivo de nitrógeno total (Gärttling & Schulz, 2021).

Debido a su contenido nutrimental, diversos autores han propuesto emplear el FLMS como fertilizante para la producción agrícola. Teniendo como objeto experimental el repollo *Brassica pekinensis*, (Choi et al., 2009) llevaron a cabo un experimento en el que encontraron que ni la composición química, ni la tasa de crecimiento fue influenciada por el uso de FLMS. Los autores concluyeron que el FLMS es un sustituto ideal para el fertilizante comercial, e incluso mencionaron que puede ser aplicado inmediatamente en los campos productivos. Además, señalan como diferencias entre los fertilizantes puestos a prueba, que el FLMS mostró una conductividad eléctrica ligeramente más elevada, asociada a una alta cantidad de sodio (Na).

En 2016, residuos de cocina fueron sometidos a tres tratamientos distintos: composta tradicional, fermentación aeróbica y transformación por la mosca soldado. Los productos de dichos tratamientos fueron probados como fertilizantes orgánicos en el cultivo de maíz (*Zea mays*). Los resultados del experimento apuntaron a que la fermentación aeróbica generó un fertilizante muy favorecedor para el desarrollo de las plantas; sin embargo, el FLMS fue también calificado como fitotóxico, ya que las plantas crecieron un 39% menos y tuvieron un menor número de hojas (Alattar et al., 2016). Los autores discuten la relevancia de dar un tratamiento posterior al FLMS, como puede ser la deshidratación, para que pueda ser usado sin efectos perjudiciales. Aunque se ha indagado el origen de la toxicidad observada, no se obtienen aún resultados concluyentes ya que, si bien amonio presente en el FLMS pudiera ser el responsable de la fitotoxicidad, pareciera que no es tan elevado como en otros agro insumos. En 2020, su puso nuevamente a prueba el FLMS en el cultivo de maíz. Los resultados mostraron que las características nutricionales de fertilizantes derivados de insectos no fueron equiparables con los de otros fertilizantes orgánicos (Gärttling et al., 2020). El FLMS tuvo el peor desempeño,

puntualmente en el aporte de nitrógeno lo cual pudo deberse al pretratamiento de secado, donde pudo haberse volatilizado por encima de su mineralización.

De igual forma en 2020, se puso a prueba la fertilización con FLMS ahora en un cultivo de nabo (*Brassica rapa*), siendo la mosca alimentada con residuos orgánicos domésticos. Los resultados fueron claramente dependientes de la proporción en la que el FLMS fue incluido. Si bien en bajas proporciones la germinación no se vio inhibida por el FLMS y se observó mayor biomasa a 21 días posteriores a la germinación, está claro que en mayores proporciones el FLMS puede ser perjudicial ya que la germinación se vio inhibida (Kawasaki et al., 2020). Además, los autores observaron que el FLMS presentó un mayor contenido de nitrógeno amoniacal que de nitratos, y externaron su preocupación respecto a microbiota con potencial fitopatógeno.

El FLMS también ha sido probado en plantas de chile, cebollines, maíz y caupí (*Capsicum annuum*, *Allium cepa*, *Zea mays* y *Vigna unguiculata*) (Quilliam et al., 2020). Los investigadores encontraron que, combinando el FLMS de larva de mosca soldado con fertilizantes minerales de NPK (nitrógeno, fósforo y potasio), el desempeño era equivalente al de la fertilización con pollinaza. Incluso encontraron mejores rendimientos al usar FLMS; sin embargo, ello dependía del sustrato con el que se alimentara a la mosca soldado.

En 2021, FLMS producido a partir de pulpa de soya fue puesto a prueba en la producción de lechuga (*Lactuca sativa*) (Chiam et al., 2021). Se encontró que los nutrientes presentes en el FLMS fueron suficientes para mantener el crecimiento de la lechuga ya que no fue requerida fertilización adicional sino hasta después de pasado el primer ciclo. Nuevamente, se mostró evidencia que apunta a que la proporción en la que el FLMS es empleado puede determinar si es o no perjudicial para la producción. En esta investigación no se encontraron patógenos que pudieran cuestionar su uso en la agricultura.

Mostrando resultados contrastantes, al fertilizar con FLMS al zacate italiano (*Lolium multifloru*), los investigadores encontraron un aumento sostenido en la producción de zacate, proporcional al aumento en la fracción de FLMS incorporado

al sustrato (Menino et al., 2021). Además, observaron aumento en materia orgánica y en compuestos de fósforo y potasio en el suelo, lo que resalta el rol que puede tener el FLMS, no sólo como fertilizante, sino como remediador. Para dicho experimento, el FLMS empleado provenía de la degradación de residuos vegetales de la agroindustria (papa y cebolla).

También, en 2021, se usó FLMS alimentada con desperdicios de comida y con pulpa de soya. Se propuso un experimento para favorecer el cultivo de hortalizas de hoja trasplantadas en un sustrato de biocarbón (Tan et al., 2021). En este experimento también fue puesta a prueba la presentación en la que el FLMS se incorporaba al cultivo, ya fuera como composta, como fertilizante o como té de FLMS administrado vía riego. En el caso del cultivo de pak choi (*Brassica rapa*), la aplicación de FLMS proveniente de los desperdicios de comida, en una mezcla 10:90 con biocarbón y suplementado con fertilizantes inorgánicos, tuvo rendimientos similares a los del control (turba, composta y fertilizante inorgánico). Cabe resaltar que los rendimientos decrecieron al aumentar la proporción de FLMS. De acuerdo con los autores, esto puede deberse a la salinidad y la baja concentración de oxígeno en el medio. Para el cultivo de lechuga *Lactuca sativa*, los rendimientos no difirieron significativamente entre la aplicación del FLMS como fertilizante versus el fertilizante inorgánico líquido. Los autores propusieron la disponibilidad de nutrientes, así como microbiota promotora de crecimiento como los causantes en el potencial fertilizante del FLMS. Finalmente, los autores concluyeron que el FLMS derivado de residuos de comida puede reemplazar parcialmente agro insumos convencionales, como suelos y fertilizantes.

Los resultados obtenidos al emplear el FLMS como fertilizante, tan pronto como la larva termina de alimentarse de los desperdicios, dejan ver que la poca estabilidad de éste afecta negativamente a las plantas. Previamente se ha comentado la idea de usar el FLMS como sustrato en la vermicomposta con el objetivo de acelerar la estabilización de la materia orgánica; sin embargo, no se presenta literatura al respecto hasta hoy en día (Lopes et al., 2022).

Con el objetivo de convertir la biomasa de FLMS en composta madura, estable y lista para su uso, se investigó (Beesigamukama et al., 2021) la relación que existe entre la proporción de C/N del sustrato en el que se cría la larva y la del abono orgánico rico en nitrógeno. Los autores de esta investigación explican que la eficiencia con la que se degradan los residuos varía debido a la presencia de tejidos de carbono como lo son la lignina, celulosa y hemicelulosas, caracterizadas por su difícil descomposición. Además, la relación C/N del sustrato, el pH del compost y la temperatura pueden afectar a los procesos de mineralización del nitrógeno.

El residuo de la poda de fresa consiste principalmente en desechos lignocelulósicos (Serrano et al., 2020); es decir, son residuos ricos en carbono que, al ser mezclados con el FLMS en una composta, pueden alterar la C/N y por lo tanto favorecer la mineralización del nitrógeno. Asimismo, se ha observado previamente que los residuos de poda de cultivos muestran un incremento en la humificación que tiene lugar durante el compostaje (Fernández-Gómez et al., 2015).

Ahondando en la interacción entre la lombriz de tierra y el frass de insectos, Dulaurent *et al.* (2020) investigaron el impacto que la lombriz de tierra *Lumbricus terrestris* tuvo en el desempeño del frass de *Tenebrio molitor* como fertilizante. Cabe destacar que no pusieron a prueba a las lombrices en medios exclusivamente constituidos por frass; de hecho, el experimento se basó en sustratos de mezcla de tierra y frass contra el control conformado por únicamente tierra. Los resultados obtenidos señalan que no hubo diferencia significativa en el número de individuos o la biomasa de lombriz entre ambos tratamientos; sin embargo, reportan una supervivencia de 100% y no sospechan supresión de actividad en las lombrices, lo que indica que el frass no fue tóxico, mucho menos letal, para *Lumbricus terrestris*. Además, se infiere que el frass, de la misma forma que lo hacen otros mejoradores de suelo de origen orgánico, promovió la actividad de las lombrices, lo que resultó en aumento en la mineralización de N en el suelo, así como el reciclaje de P del FLMS. Los autores concluyen que la presencia de lombrices potencia la acción del frass como fertilizante.

Derivado de lo anterior, este proyecto propone aprovechar los nutrientes contenidos en el FLMS y residuos de poda de fresa, sometiéndolos a un tratamiento biológico con lombriz de tierra para reincorporarlos a la cadena de suministro de la industria agroalimentaria como fertilizante natural.

1.1 DESCRIPCIÓN DEL PROBLEMA

A través de diversos métodos fisicoquímicos de tratamiento de residuos se obtienen productos de valor agregado; por ejemplo, tratamientos como la carbonización hidro-termal, gasificación, transesterificación y pirólisis tienen por productos el syngas, pyrogas, biocarbón y biocombustibles (Saravanan et al., 2023). Si bien es factible obtener productos de valor, se obtienen principalmente fuentes de energía, en lo que refiere al reciclamiento de nutrientes, es preferible recurrir a tratamientos biológicos.

Como apuntan Abdel-Shafy & Mansour (2018), el uso directo de biorresiduos sólidos como alimento para animales es bastante limitado ya que el contenido de lignina reduce la digestibilidad. Por su parte, disponer de los residuos en el relleno sanitario, por incineración o composta tradicional, a pesar de ser prácticas consolidadas, presentan algunas desventajas. Éstas pueden implicar un alto consumo de energía, generar gases tóxicos u olorosos, o bien, tener lentas cinéticas de reacción. Recircular nutrientes a través de compostas de residuos orgánicos municipales ha mostrado reducir el uso de fertilizantes sintéticos en un 20%, apuntan los autores. Lo que indica que la recirculación de nutrientes a través de la composta puede representar una tecnología de bajo costo y efectiva para el manejo de residuos en los países en vías de desarrollo.

El FLMS ha sido estudiado como fertilizante, poniéndolo a prueba en diversas plantas como maíz (*Zea mays*) (Alattar et al., 2016; Gärtling et al., 2020; Quilliam et al., 2020), col (*Brassica pekinensis*) (Choi et al., 2009), chile, cebolla y caupí (*Allium cepa*, *Capsicum annuum* y *Vigna unguiculata*) (Quilliam et al., 2020), lechuga (*Latuca sativa*) (Chiam et al., 2021), zacate (*Lolium multifloru*) (Menino et al., 2021), y pak choi (*Brassica rapa*) (Tan et al., 2021), mostrando resultados contradictorios. Comúnmente es aplicado como FLMS fresco, que no recibió algún

tratamiento posterior en específico (Alattar et al., 2016; Chiam et al., 2021; Gärttling et al., 2020; Tan et al., 2021); no obstante, en otros trabajos se menciona la madurez del FLMS empleado, garantizado a través de conteo microbiológico (Menino et al., 2021) o bien se proponen tratamientos previos a la aplicación en el suelo, como pueden ser la composta tradicional (Anyega et al., 2021) o el secado (Gärttling et al., 2020).

Tanto la conductividad eléctrica, como la fitotoxicidad y el olor podrían dejar ver que el FLMS fresco no constituye una composta estable y madura. Asimismo, la proporción del nitrógeno amoniacal respecto al nitrógeno total es similar o incluso menor que lo observado para estiércol de granja. Asimismo, al aumentar la humedad del FLMS, tiene lugar la volatilización del amonio, posiblemente como efecto en el cambio de pH, (Gärttling & Schulz, 2021), fenómeno reportado por algunos autores como potencial responsable de la fitotoxicidad observada al usar el FLMS como fertilizante (Gärttling et al., 2020; Kawasaki et al., 2020).

Compostar consiste en descomponer por acción biológica la materia orgánica en un ambiente predominantemente aeróbico; en este proceso, principalmente las bacterias, los hongos y otros microorganismos, convierten materiales orgánicos en un sustrato orgánico estable, es decir, en composta (Bernal et al., 2017). Vermicompostar se refiere entonces a establecer una composta mediada por lombrices de tierra, que tiene como producto el humus de lombriz. Las lombrices actúan de manera directa sobre la composta al ingerir y moverse por el sustrato, degradando la materia orgánica dentro de su aparato digestivo. El intestino de las lombrices actúa como un biorreactor; las proteasas, lipasas, celulasas, quitinasas y amilasas presentes degradan una amplia gama de sustratos (Sharma & Garg, 2019). Al mismo tiempo, de forma indirecta, modifican física, química y biológicamente la composta, ya que su desplazamiento, secreciones, excreciones y la digestión química que llevan a cabo conforman el ambiente de los microorganismos descomponedores dentro de la composta. Su rol es más bien como facilitadoras de la acción microbiana, de manera que la vermicomposta, favorece la estabilización de los sustratos (Chen et al., 2023).

En la composta, es común la pérdida de nitrógeno en forma de amoníaco (Font-Palma, 2019) lo que representa una fuga de nutrientes. Se ha visto que posible reducir significativamente la formación de amoníaco, y consecuentemente la pérdida de nitrógeno, alterando la proporción C/N inicial (Bernal et al., 2017). Una composta con una proporción C/N de 25 pierde 32% del nitrógeno inicial, mientras que cuando la proporción es de 50, pierde menos del 10%. A su vez, agregar materiales que puedan favorecer la cantidad de carbono, si la porosidad es alta, pueden también aumentar las emisiones de compuestos nitrogenados al propiciar la aireación (Bernal et al., 2017).

En consecuencia, este proyecto propone recircular los nutrientes contenidos en residuos de FLMS y residuos de poda de fresa por medio de un tratamiento biológico mediado por lombrices, procurando la estabilidad del producto final, así como el aprovechamiento de la mayor cantidad de nutrientes.

1.2 JUSTIFICACIÓN

Derivado del aumento en la población y el consumo asociado a ésta, globalmente se generan entre 7 y 9 mil millones de toneladas de residuos al año (Saravanan et al., 2023). Se reporta que los llamados países desarrollados tienen más altas tasas de generación de residuos que los que se encuentran en vías de desarrollo (Mohee et al., 2015).

En la década de los 40's, la región del bajo mexicano se consolidó como la "capital mundial de la fresa" debido a que la producción de fresa llegó a consolidarse como la segunda más grande del mundo (León et al., 2014). En la actualidad, tanto Guanajuato como Michoacán destacan por el cultivo de dicha planta. El municipio de Zamora, Mich., es responsable del 72% de la frutilla que se exporta al mercado de los Estados Unidos (Barrera Valdivia et al., 2022); no obstante, el relleno sanitario de este municipio se encuentra saturado, de manera que el gobierno municipal dio inicio a la construcción de un nuevo relleno sanitario, requiriendo una inversión de 20'000,000 de pesos en un espacio de 47,000 metros cuadrados (Barrera Valdivia et al., 2022). Encontrar un tratamiento para recircular los nutrientes provenientes del sector productivo de la fresa, apegado a lo propuesto por la economía circular,

alargaría el tiempo de vida útil del relleno sanitario, además de reducir las consecuencias negativas en materia de salud pública y cuidado ambiental que conlleva la disposición de residuos en este tipo de vertederos (Njoku et al., 2019).

Haciendo una aproximación es posible decir que los biorresiduos sólidos, contienen entre 3 y 22% de proteína y entre 35 y 65% de azúcares (Saravanan et al., 2023). Los biorresiduos no tratados representan un peligro significativo para el medio ambiente y para la salud pública; esto se debe a que pueden causar olores fétidos, atraer insectos, roedores y otros vectores de enfermedades, además de generar lixiviados que pueden contaminar las aguas superficiales y subterráneas (Lohri et al., 2017).

Las tecnologías de manejo de residuos se refieren a procesos que convierten los desechos de origen biológico en productos de valor. Para los biorresiduos sólidos existen 4 categorías de tratamiento: uso directo, tratamiento biológico, tratamiento fisicoquímico y tratamiento termoquímico (Lohri et al., 2017).

Dentro de los tratamientos biológicos se encuentra la vermicomposta, una tecnología de reciclaje de residuos enfocada en manejar un amplio rango de desechos orgánicos para diversas aplicaciones (A. Singh & Singh, 2017). A pesar de que la materia orgánica eventualmente se descompone, hacer vermicomposta acelera el proceso de descomposición (S. Singh et al., 2020) y al finalizar se obtiene humus de lombriz. Dicho producto contiene nutrientes en formas que son biodisponibles para la planta, como lo son los ácidos húmicos, además de hormonas de crecimiento (Sharma & Garg, 2019); por ello suele emplearse como fertilizante en la agricultura orgánica.

La recuperación de recursos a partir de estos residuos es fundamental para la implementación de una economía circular que satisfaga las necesidades medioambientales y económicas (Saravanan et al., 2023). El tratamiento de biorresiduos en un esquema de economía circular también aborda la escasez de recurso, por ejemplo, el agotamiento de las reservas de nutrientes como el fósforo; también puede actuar como fuerza motora para el manejo general de los residuos.

Por otra parte, el valor económico de los productos derivados de los biorresiduos incentiva el reciclaje de residuos. Así, las nuevas oportunidades de ingresos mejoran también la sostenibilidad financiera del sistema (Lohri et al., 2017).

Los fertilizantes minerales, también conocidos como fertilizantes químicos, proveen principalmente NPK a los cultivos. En estos fertilizantes, el nitrógeno proviene de la reacción de síntesis Haber-Bosch, los fosfatos provienen de yacimientos minerales, y la potasa es refinada de depósitos de sales solubles de potasio (Morari et al., 2011). A pesar de que la incorporación de estos agroquímicos implicaba progreso significativo en la producción de alimentos, otros aspectos de la industria agrícola empezaron a resultar preocupantes.

El nitrógeno (N) presenta una característica particular, es el elemento más abundante en la atmósfera terrestre, donde puede ser encontrado como nitrógeno molecular. Sin embargo, su presencia en la corteza terrestre como compuestos que puedan ser empleados en la agricultura, tales como nitratos, amonio, aminoácidos o proteínas, es limitada. Con la síntesis de estos compuestos en la formulación de fertilizantes, las fuentes antropogénicas incorporan más nitrógeno al sistema que todos los procesos naturales en su conjunto (fijación biológica del nitrógeno, tormentas eléctricas, entre otras) (Campbell et al., 2017).

En el año 2009 se propusieron los “límites planetarios” como una forma de establecer umbrales de operación seguros para la humanidad en aquellos sistemas que integran actividades humanas y medio ambiente (Rockström et al., 2009). Entre los umbrales propuestos destaca el que refiere a los flujos biogeoquímicos de fósforo y nitrógeno, mismos que se han identificado como sobrepasados. Se estima que la agroindustria contribuye al 90% del desequilibrio en este límite planetario, ya que del nitrógeno que se sintetiza el 86.1% está dirigido a la agricultura, mientras que el 96% de la extracción de fosfatos está dirigida a la producción de fertilizantes (Campbell et al., 2017).

Ante la problemática ambiental derivada del uso excesivo de fertilizantes, se han propuesto como soluciones: (1) reducir el uso de fertilizantes minerales, (2) promover fertilizantes orgánicos en la producción agrícola de mayor escala, así

como (3) reciclar diferentes tipos de comida y de desechos de las granjas para producir fertilizantes nutritivos (Yakovleva et al., 2021). Dentro de los insumos populares para hacer fertilizantes orgánicos se encuentran los desechos de la industria agrícola tales como paja de arroz y de trigo, rastrojo de maíz, hojas de leguminosas, además de cáscaras de arroz y de trigo, hierbas, biocarbones, purines y tortas de aceites (Timsina, 2018).

La aplicación directa de estiércol en el suelo es una práctica ancestral, ya que posee nitrógeno y fósforo; no obstante, es necesario que reciba un manejo previo a su uso como fertilizante. Si el estiércol se aplica fresco, a largo plazo los nutrientes provenientes de éste se acumulan en la superficie del suelo, los cuales posteriormente serán acarreados por el riego o las lluvias hacia los cuerpos de agua, causando eutrofización. Además, el estiércol es una fuente importante de gases de efecto invernadero, así como de patógenos y olores desagradables (Chew et al., 2019). Así, el tratamiento biológico de los residuos mediante lombrices de tierra (vermicomposta) no sólo conlleva beneficios ambientales, sino que es una técnica de estabilización empleada para eliminar los riesgos al disminuir la actividad microbiana y los compuestos lábiles, lo que hace del estiércol un material inocuo y estable (Font-Palma, 2019).

La investigación del FLMS como posible insumo agrícola aún no ha tenido resultados conclusivos. Si bien se reconoce que es un material rico en compuestos atractivos para la nutrición vegetal, se ha visto que agregado en grandes cantidades puede inhibir el crecimiento de los cultivos (Rummel et al., 2021). El FLMS obtenido de ocho especies distintas de insectos mostró de media a alta fitotoxicidad (Beesigamukama et al., 2022). Esto puede deberse a la alta inestabilidad, producto de la alta actividad microbiana que prevalece en el FLMS fresco. Dado el potencial estabilizador del tratamiento mediado por lombrices de tierra, este proyecto se enfoca en reciclar los nutrientes presentes en el FLMS y la poda de fresa, a la vez que se promueve su estabilidad, con miras a obtener un sustrato útil para las plantas.

1.3 HIPÓTESIS

El tratamiento biológico con lombriz de tierra (*Eisenia foetida*) de frass de larvas de mosca soldado (*Hermetia illucens*) mezclado con residuos de la poda de fresa, permitirá estabilizar ambos residuos obteniendo un sustrato con una proporción de C/N, valores de NPK, materia orgánica, pH y conductividad eléctrica igual o mayor que lo reportado en fertilizantes orgánicos.

1.4 OBJETIVOS

Objetivo general

Obtención de fertilizante natural mediante vermicomposta de frass de larva de mosca soldado y residuos de poda de fresa, cuyas propiedades permitan su reincorporación a la cadena de suministro de la industria agroalimentaria.

Objetivos específicos

- ⌘ Establecer las mezclas de FLMS y residuo de poda de fresa (compuestas por distintas proporciones en función de peso seco), con el fin de conformar un gradiente de C/N.
- ⌘ Caracterizar fisicoquímicamente las mezclas FLMS/Residuos de poda de fresa.
- ⌘ Establecer una vermicomposta con cada una de las mezclas preparadas previamente incorporando lombriz de tierra *Eisenia foetida* con el fin de determinar los efectos de dicho tratamiento biológico en los sustratos.
- ⌘ Caracterizar fisicoquímicamente el humus resultante de cada mezcla con el fin de evaluar la similitud con los fertilizantes orgánicos establecidos en la norma.

II. FUNDAMENTACIÓN TEÓRICA

En el “Decreto por el que se reforman, adicionan y derogan diversas disposiciones del Reglamento en materia de registros, autorizaciones de importación y exportación y certificados de exportación de plaguicidas, nutrientes vegetales y sustancias y materiales tóxicos o peligrosos”, se establece que un fertilizante orgánico es “el insumo de nutrición vegetal cuya función principal es aportar nutrientes para las plantas los cuales contienen carbono de origen animal y/o vegetal” ((Decreto por el que se reforman, adicionan y derogan diversas disposiciones del Reglamento en Materia de Registros, Autorizaciones de Importación y Exportación y Certificados de Exportación de Plaguicidas, Nutrientes Vegetales y Sustancias y Materiales Tóxicos o Peligrosos., s/f). Por su parte, compostar es el proceso por medio del cual se consiguen fertilizantes orgánicos a través de la descomposición biológica de la materia orgánica. Para incorporar el producto de una composta en la producción agrícola es necesario no perder de vista dos conceptos que describen dicho proceso de descomposición: madurez y estabilidad.

En términos del proceso de composta, la madurez es el grado de completitud del proceso de composta e implica el mejoramiento de características en el producto final; mientras que la estabilidad se define como la tasa de O₂ consumido en el proceso y está relacionada con la actividad microbiana de la composta (Bernal et al., 2017). La madurez indica el grado en el que el proceso ha sido concluido exitosamente, la estabilidad hace referencia a un estado o grado de descomposición de la materia orgánica, mismo que es resultante de la actividad biológica, y está relacionado con el tipo de compuestos orgánicos que aún permanecen. Un buen fertilizante es aquel que proviene de una composta estable y madura. A continuación, se presenta a la lombriz de tierra como agente de cambio en la vermicomposta, asimismo se describe el proceso de compostaje y se ahonda en las características de los residuos a procesar en este proyecto.

2.1 LOMBRIZ DE TIERRA

La vermicomposta es un proceso natural de descomposición, mesofílico, bio-oxidativo, en el que lombrices de tierra hacen sinergia con microorganismos para mineralizar sustratos orgánicos y convertirlos en composta rica en nutrientes (Sharma & Garg, 2019). Existen alrededor de 4,000 especies descritas de lombrices; sin embargo, debido a su alta tasa de reproducción, amplia tolerancia al estrés ambiental y capacidad para alimentarse de distintos residuos, las especies *Eisenia andrei*, *Eisenia foetida*, *Eudrilus eugeniae* y *Perionyx excavatus* destacan en el establecimiento de vermicomposta.

Eisenia foetida, comúnmente conocida como lombriz roja californiana debido a su coloración rojiza en la región dorsal, es una especie de animal invertebrado del grupo de los anélidos (comúnmente llamados gusanos segmentados o lombrices), perteneciente a la clase de los Oligoquetos y la familia *Lumbricidae* (Mejía Araya, n.d.-a). Las lombrices adultas constan de sistemas digestivo, nervioso, muscular, circulatorio y reproductor completos, alcanzan un tamaño promedio de entre 7 y 10 cm de longitud, entre 2 y 3 mm de ancho y peso promedio de 1 g. Su exoesqueleto está compuesto de quitina que le permite moverse en sustratos de distintas durezas. Además, cuentan con un hidroesqueleto, llamado coeloma, ubicado entre los órganos internos y la pared del cuerpo, compuesto por una matriz acuosa, plasma y celomocitos (células del coeloma), cuya función principal es facilitar el movimiento de los órganos internos, nutrientes, desechos, huevos y gametos; sin embargo, parece ser que además tiene un rol importante en el sistema inmune innato de las lombrices ya que contiene enzimas hemolíticas, proteolíticas y citotóxicas (Musyoka et al., 2019).

La lombriz californiana se considera un organismo epigéico, es decir, vive en la superficie del suelo mineral. Las lombrices pertenecientes a esta categoría se alimentan de materia orgánica en descomposición. Su ciclo de vida tarda un máximo de 56 días en ser completado: 26 días (máximo) en incubación del cocoon que contiene los huevecillos y 30 días en alcanzar la madurez sexual; sin embargo, su esperanza de vida en criadero es de entre 4 y 5 años. Los cocoon presentan una

alta viabilidad, de entre 73% y 80% y en promedio ponen un cocoon cada segundo o tercer día (Lowe et al., 2013). La densidad poblacional puede ser un factor limitante para la reproducción de la lombriz; por ello, Mashur et al. (2021) proponen una densidad de 10 g de lombriz por cada kilo de sustrato.

Respecto a su alimentación, Curry & Schmidt (2007) recopilaron datos reportados para especies de lombrices anécicas, distintas a *E. foetida*, pero útiles como referencia. Señalaron que la tasa de ingestión de materia orgánica de *Lumbricus terrestris*, cuando es alimentada con hojas de alfalfa y trébol es de entre 12 y 13 mg de materia orgánica por cada gramo de peso húmedo, al día. Medido en cantidad de suelo, se estima que *L. terrestris* ingesta entre 490 y 3,500 mg por cada gramo de peso húmedo al día. La tasa de asimilación, que se estima puede ocurrir bajo condiciones óptimas de humedad y temperatura mediada principalmente por el mutualismo con la microbiota intestinal, es de entre 3% y 19%. Cabe resaltar que dichos valores dependen tanto del sustrato en el que se encuentre como de las condiciones bióticas y abióticas que las rodeen. En la Tabla 3 se presentan las condiciones óptimas para el desarrollo de la lombriz de tierra *E. foetida*, de acuerdo con lo reportado por Mejía Araya (Agroflor).

Tabla 3 Condiciones para el desarrollo de la lombriz de tierra *E. foetida*. Recuperado de (Mejía Araya, Agroflor)

Parámetro	Nivel óptimo	Nivel adecuado	Peligro de muerte
Temperatura (°C)	20	15-24	≤ -5 ≥ 37
% de Humedad	75	70-80	≤ 70 ≥ 80
pH	6.5-7.5	6.0-8.0	≤ -4.5 ≥ 8.5
Conductividad eléctrica (mS/cm)	2.5	3.0	≥ 8.0

2.2 COMPOSTA

Las características de los residuos influyen considerablemente el proceso de composta. La superficie resultante de la forma y el tamaño de las partículas determina la capacidad de flujo de agua y de aire a través del material, a su vez esto tiene implicaciones en la actividad microbiana y en la temperatura. Frecuentemente, se emplean materiales, llamados agentes aglutinantes (*bulking agents* en inglés) que, al ser incorporados en la composta, mejoran el pH, la absorción de agua y la proporción C/N. La paja, aserrín y fibras vegetales son algunos ejemplos, ya que son materiales ricos en carbono, secos y fibrosos (Zhou et al., 2022).

Durante la composta la proporción C/N decrece como consecuencia de la degradación de compuestos orgánicos, que libera CO_2 y reduce la masa total, aumentando la concentración de N. Es por lo que C/N es un indicador de la madurez del proceso. La maduración de la composta también involucra la humificación, es decir, la formación de ácidos húmicos, constituidos por grupos funcionales que aumentan la capacidad de intercambio catiónico. De forma que, tanto la capacidad de intercambio catiónico, como la humificación pueden ser medidos y propuestos como indicadores de madurez. Otro cambio asociado a la maduración es la nitrificación, la cual ocurre cuando las temperaturas están en un rango mesofílico (25 °C – 45 °C). Una composta madura muestra una baja proporción de amonio/nitrato ($\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$) (Bernal et al., 2017).

La pérdida de N es desventajosa en un aspecto ambiental, además de resultar contraproducente para la fijación de nutrientes. La forma más significativa de pérdida de nitrógeno durante la composta es la liberación de amoníaco, fenómeno influido por la concentración de nitrógeno amoniacal total, el pH, la temperatura y el intercambio de aire (Velasco-Velasco et al., 2011). Al inicio de la composta, las temperaturas son altas y el pH aumenta debido a la descomposición de los ácidos orgánicos, afectando las concentraciones de amonio (NH_4) y amoníaco (NH_3) acuosos y favoreciendo la liberación de NH_3 gaseoso. La degradación de urea aumenta la presencia de amoníaco y la elevación del pH. Al

pasar del tiempo, ya sea por el agotamiento de NH_3 o por la inmovilización de NH_4 (por nitrificación o transformación a N orgánico), las emisiones de NH_3 disminuyen y la mineralización neta de N restituye en N perdido (Bernal et al., 2017).

2.3 RESIDUOS

De acuerdo con lo expuesto por Serrano et al. (2020), México es responsable del 7% de la producción global de fresa. De su cultivo, entre el 10 y 30% constituye merma. El residuo de la producción de fresa tiene un alto contenido de azúcares fermentables, así como compuestos bioactivos integrados en fibras de lignocelulosa.

Por su parte, el FLMS, también llamado fécula, excremento, eyecta, excreta, heces, entre otros; es el material que pasa por el tracto digestivo de un insecto, así como el que no alcanzó a ser comido o fue hecho a un lado por las mandíbulas del insecto durante el forrajeo (Weiss, 2006). Su forma, textura y color pueden cambiar en función de cambios en la dieta del insecto; asimismo, la forma está determinada por la geometría del ano del insecto y sus estructuras asociadas. Respecto al tamaño, aumenta con la etapa del desarrollo y la talla del individuo.

En promedio, la larva de mosca tarda entre 12-15 días en transformar el alimento en FLMS. Dependiendo del alimento, varía la producción de FLMS. Para el caso de frutas y vegetales, se tiene reportado 348 kg de peso seco de FLMS por cada tonelada de alimento en un tiempo estimado de 20 días (Lopes et al., 2022). El resultado es un sustrato muy inestable. Dado que los insectos son organismos uricotélicos como las aves, es decir, excretan el nitrógeno en forma de ácido úrico, distinto a los mamíferos que lo excretan como urea, el FLMS muestra características similares a las de la pollinaza (Kawasaki et al., 2020). El ácido úrico da lugar a la alantoína, que se descompone en urea y posteriormente en amonio por acción de las ureasas presentes en el FLMS (Gärttling et al., 2020).

La constitución del FLMS es sumamente variable, ya que depende directamente de la alimentación de la mosca soldado. Gärttling & Schulz (2021) reportaron un promedio de la composición del FLMS, con distintas dietas y lo compararon con lo observado por otros productores de mosca soldado. No

encontraron diferencias significativas entre la media proveniente de la literatura y la referida por los productores. La composición consenso reportada en dicho trabajo del FLMS se presenta en la Tabla 4.

Tabla 4. Consenso de la composición del FLMS de *Hermetia illucens*.
Columnas seleccionadas de la tabla presentada en el artículo de Gärtling & Schulz (2021)

	Parámetro	Promedio
Parámetros fisicoquímicos	Peso seco	78.03%
	Materia orgánica	84.93% de peso seco
	pH	6.8
	Conductividad eléctrica	3.24 mS cm ⁻¹
Macronutrientes	N total	3.35% de peso seco
	Nitrógeno amoniacal	0.64% de peso seco
	Nitrógeno amoniacal	16.21% del N total
	C/N	15.73
Micronutrientes	P	1.50% de peso seco
	K	2.99% de peso seco
	Mg	0.42% de peso seco
	Na	1.07% de peso seco
	Ca	0.64% de peso seco
	S	0.65% de peso seco
	Cu	16.33 mg kg ⁻¹
	B	16.00 mg kg ⁻¹
	Zn	85.33 mg kg ⁻¹
	Mn	81.00 mg kg ⁻¹
	Fe	855.67 mg kg ⁻¹

Otro componente nada despreciable del FLMS es su microbiota. Se sabe que la microbiota varía según el alimento que reciba la larva de mosca, sin embargo algunos estudios (Gold et al., 2018) mencionan la presencia de bacterias como *Sporosarcina sp.*, *Corynebacterium sp.*, *Bacillus sp.*, *Lactobacillus*, *Bacillus sp.*, *Actino-bacteria sp.*, *Pseudomonas sp.* e integrantes del *Phylum Proteobacteria* en el frass.

Dado que los residuos de poda de fresa están predominante conformados por lignocelulosa (Serrano et al., 2020), que a su vez es un compuesto rico en carbono, la mezcla de FLMS y dichos residuos conllevará un cambio notable en la

proporción C/N, favoreciendo el reciclaje de nutrientes mediante el proceso de composta.

III. METODOLOGÍA

En este proyecto se pusieron a prueba diferentes mezclas de FLMS y residuos de poda de fresa. El FLMS provino de la degradación de suero de queso y fue suministrado por el grupo de investigación Procesos Sustentables de Producción de Bioproductos (PSPB). El residuo de poda generado en la producción de fresa provino de los invernaderos de la Universidad Autónoma de Querétaro, Campus Amealco.

3.1 PRETRATAMIENTO DE FLMS

El FLMS fue descongelado, secado y cribado; mientras que la poda de fresa fue secada, molida y cribada. En ambos casos, el secado se llevó a cabo distribuyendo los materiales de manera que aumentara la superficie de exposición a la temperatura ambiental, que fluctuó entre los 30 °C y 45 °C. Para el molido de la poda de fresa se empleó una licuadora doméstica asegurando, mediante el uso de una criba, que el tamaño de partícula no excediera 2 mm para ambos materiales.

Lixiviación



Figura 1 Solutos lixiviados del FLMS.

Dado que una primera intervención, no fue factible para la lombriz de tierra *E. foetida* permanecer en el sustrato, se propuso la lixiviación del FLMS previa a la constitución de las mezclas experimentales. Para ello, se hicieron pasar 26 kg de agua proveniente del servicio público, a través de 7.63 kg de FLMS de suero de queso. Después de pesar el lixiviado, se descartó la fase líquida junto con sus solutos (**¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**), y se evaluó la conductividad eléctrica y pH del FLMS. Cuando se observó que dichos parámetros se encontraban dentro de lo reportado como habitable por la lombriz de tierra, se procedió a constituir las mezclas experimentales.

3.2 PREPARACIÓN DE MEZCLAS EXPERIMENTALES.

Las mezclas se constituyeron en función de su peso seco. Para ello se estimó la humedad que pudiera haber quedado en los residuos, tanto en el FLMS como en la poda de fresa, tomando muestras que fueron sometidas a secado a una temperatura constante de 60 °C en una deshidratadora domestica marca Hamilton. Posteriormente fueron pesadas para calcular la cantidad de agua por diferencia de peso. Las mezclas se establecieron en las proporciones enlistadas a continuación:

- A. 100% FLMS.
- B. 75% de FLMS + 25% residuo de poda de fresa.
- C. 50% de FLMS + 50% residuo de poda de fresa.
- D. 25% de FLMS + 75% residuo de poda de fresa.
- E. 0% de FLMS + 100% residuo de poda de fresa.

3.3 CARACTERIZACIÓN FÍSICOQUÍMICA INICIAL

Capacidad de retención de agua.

Para que las mezclas pudieran tener la humedad recomendada para el crecimiento de las lombrices, se determinó la capacidad de retener agua de cada una de ellas. Para ello, se diseñó una prueba basada en la definición de capacidad de campo publicada por la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (Shaxson & Barber, 2005), de manera que de cada mezcla (previamente deshidratadas) se colocaron tres muestras de 100 g en un contenedor que permitía la filtración del líquido; en seguida se saturó de agua y se dejó reposar por 48 horas. Pasado dicho periodo, y por diferencia de peso, se determinó la cantidad de agua que fue retenida por el sustrato. En la Figura 2 Determinación de capacidad de retención de agua. se muestra la prueba llevada a cabo.

Debido a la cantidad de residuos disponible, así como a la tendencia observada, misma que se discutirá más adelante, a partir de esta prueba se procedió a trabajar únicamente con 4 de los 5 tratamientos propuestos inicialmente, excluyendo el sustrato constituido en proporción 1:1, referido previamente como sustrato C.



Figura 2 Determinación de capacidad de retención de agua.

Autocalentamiento

Para evaluar la magnitud del calor que cada sustrato fue capaz de generar, se diseñó una prueba basada en la prueba Dewar de autocalentamiento propuesta en la NMX-AA-180-SCFI-2018. A diferencia de lo establecido en la norma, dado que es un sustrato desconocido e impredecible del que podemos esperar una alta inestabilidad, se humedeció hasta alcanzar el 100% de su capacidad de retención de agua, de manera que pudiéramos conocer su comportamiento en condiciones extremas.

En un vaso térmico, es decir un recipiente rodeado por una pared de vacío que busca aislar térmicamente el contenido de este, se sostuvo un termopar. Posteriormente se introdujo una muestra de 50 g de peso seco del sustrato a examinar, garantizando que no estuviera apelmazado. Dado que el rango en el que la temperatura diaria variaba era muy amplio durante la temporada en la que se llevó a cabo el experimento, los contenedores fueron colocados dentro de una tina de agua con temperatura que fue controlada para permanecer entre 18 y 22 °C durante toda la prueba, esta temperatura fue interpretada como la temperatura ambiental (Figura 3). Se sometió a prueba, en un arreglo enteramente aleatorio, una

muestra de cada uno de los sustratos experimentales (A, B, D y E) y se llevaron a cabo tres repeticiones de este experimento, asincrónicas pero consecutivas.

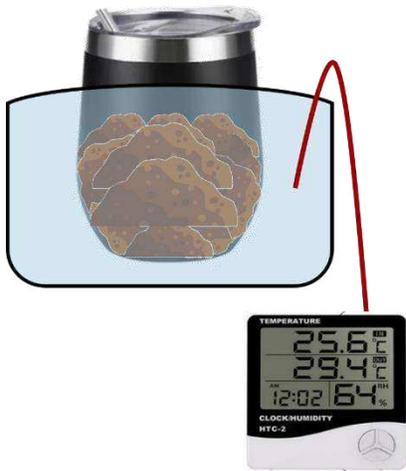


Figura 3 Control de temperatura ambiental durante la prueba de autocalentamiento.

Al pasar de entre 5 y 10 días, dependiendo del autocalentamiento del sustrato, las muestras alcanzaron la temperatura máxima (Figura 4). Se continuó el registro de las lecturas de los termopares y ambiental por al menos dos días después de que se alcanzó la temperatura más alta en los sustratos. Se evaluó la diferencia de temperatura entre la interior y la ambiental para determinar si la composta se encontraba madura o curada (0 °C – 5 °C), mesofílica o activa (5 °C – 25 °C), o bien termofílica o muy activa (25 °C – 50 °C).

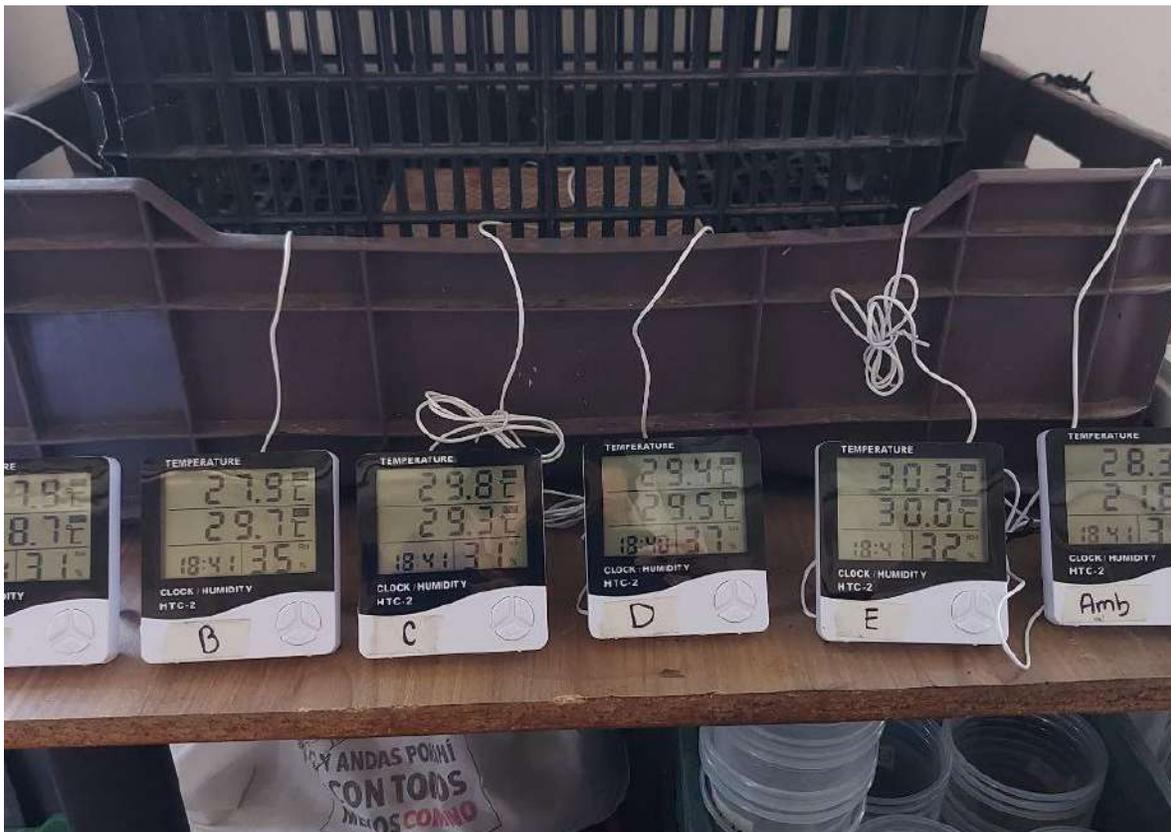


Figura 4 Prueba de autocalentamiento.

pH, conductividad y sólidos disueltos totales

Se efectuó lo señalado por la NMX-FF-109-SCFI-2008. “Humus de lombriz (lombricomposta) - especificaciones y métodos de prueba” que da pauta para medir el pH potenciométricamente en la suspensión acuosa de una mezcla de relación sustrato: agua de 1:5. Se pesaron 10 g de muestra en un vaso al cual se adicionaron 50 ml de agua destilada. Después, se calibró el potenciómetro marca Fupei, modelo Fupei863ghdq5n9 y, pasado el periodo de agitación de la suspensión de sustrato en agua, se introdujo el medidor y se registró la medición.

Tanto la conductividad eléctrica como los sólidos disueltos totales se midieron usando la misma suspensión mencionada al introducir un conductímetro marca Aqur2020.

Contenido de carbono total, nitrógeno amoniacal, nitrógeno total, fósforo y potasio

Estas pruebas se llevaron a cabo siguiendo las metodologías mostradas en la Tabla 5.

Análisis	Metodología
Carbono total	NMX-FF-109-SCFI-2008 Determinación de carbono orgánico
Nitrógeno total	AOAC Método 978.04 17 Ed. 2003
Nitrógeno amoniacal	Método espectrofotométrico de Nessler
Fósforo	AOAC 965.17 Método espectrofotométrico molibdato vanadato
Potasio	Flamometría JENWAY protocolo P05-001A

Tabla 5. Métodos empleados por el laboratorio.

3.4 ESTABLECIMIENTO DE VERMICOMPOSTAS EXPERIMENTALES

Prueba de habitabilidad de los sustratos

Dado que el FLMS había mostrado ser un medio hostil para la lombriz de tierra *E. foetida*, una vez preparadas las mezclas experimentales, se dispuso la realización de pruebas de habitabilidad mediante las cuales se corroboró que el

sustrato fuera un medio en el que la lombriz pudiera permanecer durante el experimento. En dicha prueba se colocó una fracción de sustrato con suficiente profundidad para observar el descenso voluntario de la lombriz a través de un contenedor transparente. Además, se colocó una charola debajo del contenedor para captar a las lombrices que huyeran del medio. A continuación, se colocaron alrededor de 10 individuos de *E. foetida* en el centro del sustrato humedecido al 70% de su capacidad de retención de agua. Inmediatamente se evaluó la conducta de las lombrices, si la lombriz permanecía en el contenedor, en contacto con el sustrato, se iniciaba un monitoreo de 48 horas tras las cuales, se evaluaba la condición de las lombrices al ser retiradas del medio. Si, por el contrario, las lombrices huían del medio, inmediatamente o bien durante el periodo de observación, el sustrato era sometido a pretratamiento con el objetivo de propiciar valores de conductividad eléctrica y pH dentro de los rangos habitables por *E. foetida*. Los cuatro sustratos experimentales fueron sometidos a esta prueba de habitabilidad.



Figura 5 Prueba de habitabilidad del sustrato A.

Composta

Posterior a la prueba de habitabilidad, los sustratos constituidos mayor o únicamente por residuo de poda de fresa fueron intolerables por la lombriz de tierra, por lo que se propuso someterlos a una composta de corta duración. Los sustratos, humedecidos hasta alcanzar el 70% de su capacidad de retención de agua,

permanecieron en contenedores plásticos durante 48 horas, sin aeración facilitada, pero con volteos periódicos cada hora, intercalados con pruebas de habitabilidad. La composta se detuvo al comprobar que la conductividad eléctrica y pH de las mezclas eran aceptables para la cría de lombriz de tierra. Los pasos seguidos desde el recibimiento de los residuos hasta conseguir mezclas habitables por la lombriz de tierra *E. foetida* se resumen en la Figura 6.

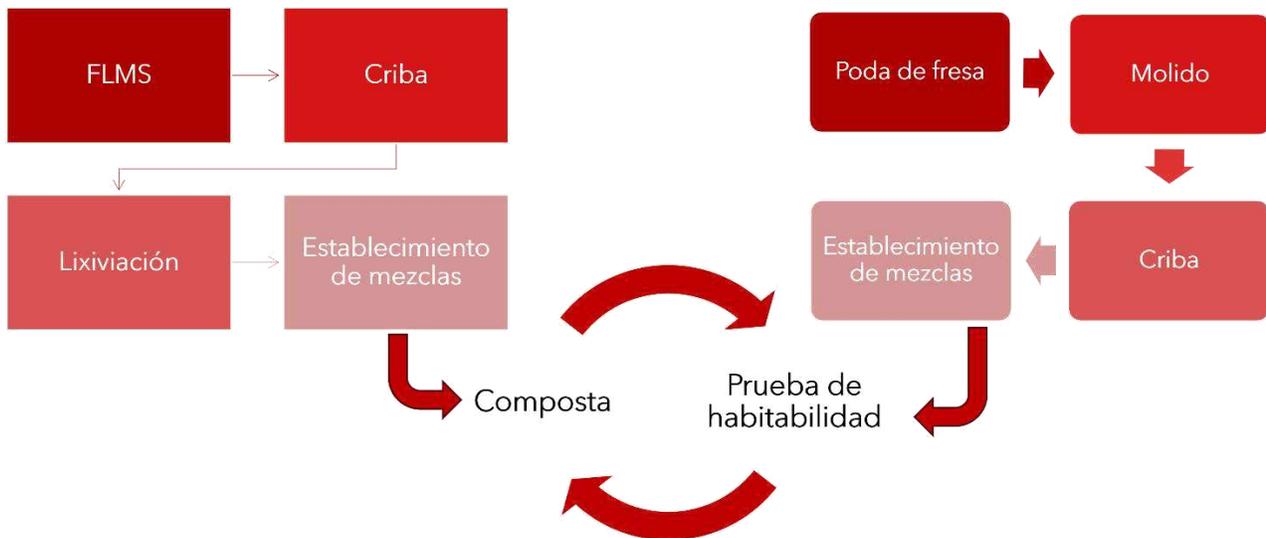


Figura 6 Diagrama de los pretratamientos llevados a cabo para la conformación de las vermicompostas experimentales.

Vermicomposta

Las vermicompostas experimentales fueron establecidas en recipientes de plástico de 1 L de capacidad. Los sustratos fueron repartidos en tres recipientes por tratamiento, de manera que cada recipiente tuviera 165 ± 0.01 g de sustrato seco y albergara 16.7 ± 0.05 g de peso fresco de lombriz *E. foetida* viva (Figura 7). La cantidad de lombriz introducida fue determinada en función de procurar una densidad poblacional factible para el desarrollo de los individuos (Mashur et al, 2021), pero al mismo tiempo favorable para velocidad de transformación de los sustratos. Asimismo, se tomó en cuenta la reducción de sustrato conforme los muestreos, por lo que se vigiló que la densidad poblacional, al final del experimento no fuera detrimental para la supervivencia de las lombrices.

Los contenedores fueron acomodados dentro de una tina con el objetivo de mantener la temperatura interna de los botes entre 18 y 25 °C y se procuró un diseño completamente al azar dentro de una habitación cerrada.



Figura 7 Vermicompostas experimentales minutos después de haber recibido a las lombrices de tierra.

Durante la vermicomposta de los sustratos se tuvieron muestreos semanales para evaluar pH, conductividad eléctrica, sólidos totales disueltos, carbono total, nitrógeno total, nitrógeno amoniacal, fósforo y potasio, para ello se siguieron las metodologías establecidas en el apartado 3.3 de este escrito.

La vermicomposta tuvo una duración total de 21 días, después de los cuales las lombrices fueron retiradas y tuvo lugar la prueba de autocalentamiento conforme a lo mencionado en el apartado 3.3.

3.5 SACRIFICIO DE LAS LOMBRICES

Las lombrices participantes en este experimento fueron sacrificadas por shock osmótico. Se preparó una solución salina con concentración de entre 10 a 15%, las lombrices permanecieron en dicha solución por un tiempo aproximado de 5 minutos. La biomasa resultante fue secada y almacenada (Romero Romano et al., 2018) para evaluaciones ajenas a este proyecto.

3.6 ANÁLISIS DE DATOS

Los datos recabados por este proyecto fueron trabajados utilizando Microsoft Excel (2018). Los análisis estadísticos pertinentes se llevaron a cabo en

R, usando el paquete estadístico “rstatix” (Kassambara, 2023), además del paquete “ggplot2” (Wickham, 2016) para la visualización de datos.

IV. RESULTADOS

4.1 CARACTERIZACIÓN INICIAL

Capacidad de retención de agua

Existe correlación inversa significativa entre el porcentaje de frass que constituye la mezcla y la cantidad requerida para llegar al máximo de retención de agua (coeficiente de Pearson -0.80 , $P= 3.2 \times 10^{-4}$). En la Tabla 6 se muestra la cantidad de agua que fue necesaria para que 100 g de sustrato alcanzara el 100 % de su capacidad de retención de agua.

Cantidad de agua (g) por cada 100 g de sustrato seco.		
Tratamiento	Mezcla	100% (ml)
A	100 % FLMS	231.2 ± 9.24^a
B	75 % FLMS y 25% Poda	264.16 ± 18.66^{ab}
C	50 % FLMS y 50% Poda	273.79 ± 25.68^{ab}
D	25 % FLMS y 75% Poda	301.97 ± 7.42^b
E	0 % FLMS	308.21 ± 40.61^b

Tabla 6. Capacidad de retención de agua.

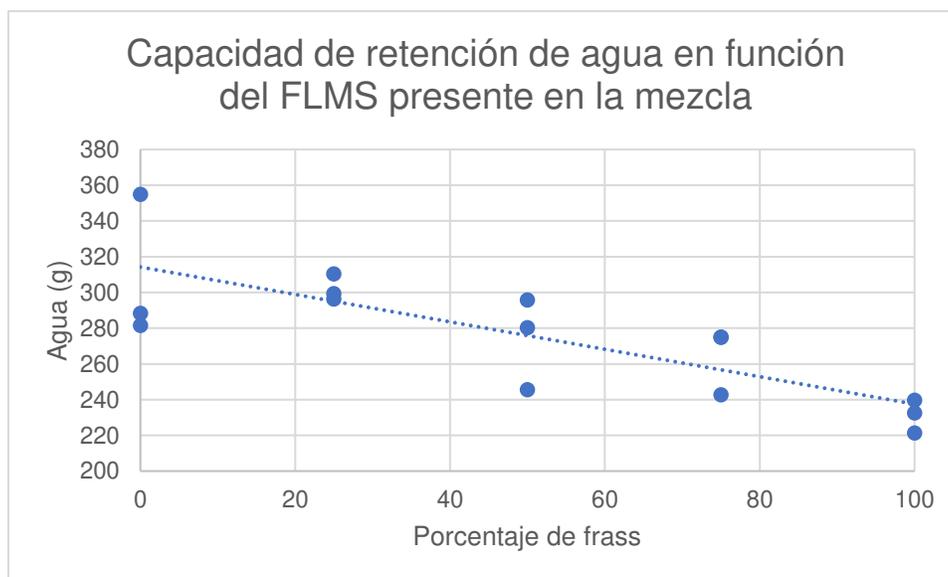


Figura 8 Capacidad de retención de agua en función del FLMS presente en la mezcla. Correlación inversa entre el porcentaje de frass y la cantidad de agua que retiene el sustrato.

Autocalentamiento

A continuación, se muestran los valores máximos y mínimos registrados en la prueba de autocalentamiento (Tabla 7). De igual forma, en la Figura 9 se presenta una gráfica con las diferencias entre la temperatura de los sustratos y la temperatura ambiental. La temperatura más alta fue alcanzada por el sustrato constituido únicamente FLMS mientras que el incremento de menor magnitud se observa en el sustrato que está constituido únicamente por residuos de poda de fresa.

Temperatura (°C)					
	A	B	D	E	Ambiental
Valor máximo	36.2	32.8	27.0	26.9	25.1
Valor mínimo	19.0	18.5	19.8	19.9	16.2

Tabla 7. Valores máximos y mínimos registrados en la prueba de autocalentamiento.

En la Figura 9 se puede apreciar cómo cada sustrato requirió una cantidad diferente de días para alcanzar la temperatura máxima, siendo únicamente los sustratos con más FLMS los que presentaron una diferencia mayor a 5°C respecto a la temperatura ambiental. Interpretando estos datos conforme a lo estipulado en la norma (NMX-AA-180-SCFI-2018) que “establece los métodos y procedimientos para el tratamiento aerobio de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos y de manejo especial, así como la información comercial y de sus parámetros de calidad de los productos finales”, ambas compostas se considerarían inmaduras y activas.

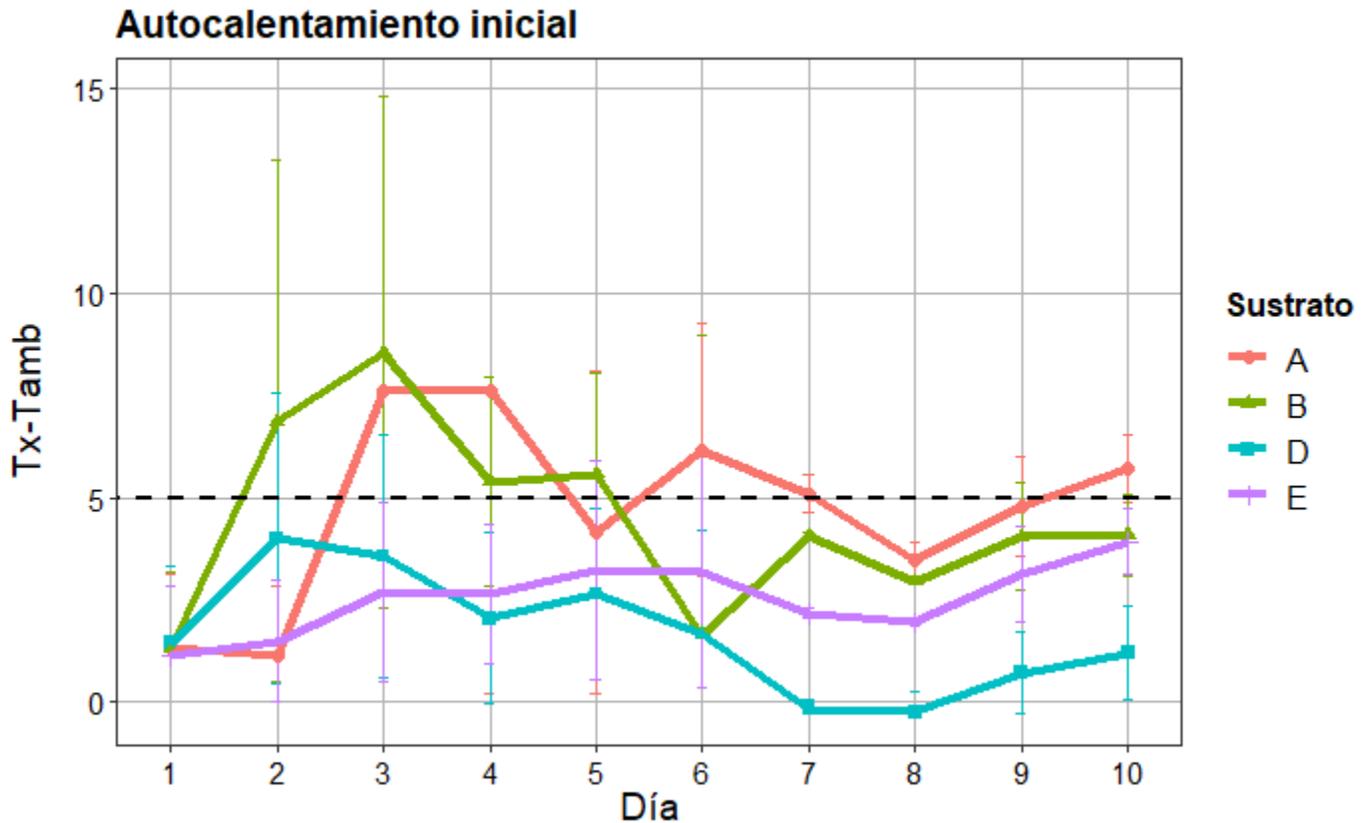


Figura 9. Autocalentamiento inicial.

T_x-T_{amb} se refiere a la diferencia entre la temperatura ambiental y la temperatura del sustrato. A) 100% FLMS, B) 75% FLMS y 25% poda, D) 25% FLMS y 75% poda, E) 100% poda. La línea punteada muestra el umbral establecido por la NMX-AA-180-SCFI-2018 para distinguir las compostas activas.

pH, conductividad eléctrica y sólidos totales disueltos.

Los resultados obtenidos al medir el pH, la conductividad eléctrica y los sólidos disueltos de los sustratos se muestran en la Tabla 8. No se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos al analizar estos datos con una prueba ANOVA.

Tratamiento	pH	Conductividad ms/cm	Sólidos disueltos (ppm)
A	5.63 ± 0.046	14.33 ± 3.70	7,168.00 ± 1855.93
B	5.63 ± 0.046	11.19 ± 1.30	6,080.33 ± 651.57
D	5.55 ± 0.046	9.23 ± 0.75	6,500.33 ± 377.61
E	5.58 ± 1.08 x10 ⁻¹⁵	10.65 ± 0.58	5,600.00 ± 293.03

Tabla 8. pH, conductividad y sólidos disueltos observados en los sustratos experimentales.

Nitrógeno total, nitrógeno amoniacal, fósforo, potasio y C/N.

A continuación, se presentan las gráficas correspondientes a la caracterización química de los sustratos. Al observar el contenido de nitrógeno (Figura 10), se encontró diferencia significativa entre los tratamientos ($P= 0.023$), siendo únicamente A y B los que no presentan diferencia entre ellos. Respecto al contenido de nitrógeno amoniacal (Figura 11), se observó una fuerte correlación entre el contenido de frass presente en el sustrato y la cantidad de nitrógeno amoniacal ($r= 0.97$, $P= 1.39 \times 10^{-07}$); misma tendencia se repitió al observar el contenido de fósforo ($r= 0.96$ $P= 5.25 \times 10^{-7}$) (Figura 12. Figura 12). No obstante, al medir el potasio (Figura 13) la correlación fue inversa; reflejando que, a menor contenido de poda de fresa, era menor también el contenido de potasio de las mezclas ($r= -0.96$, $P= 7.34 \times 10^{-7}$).

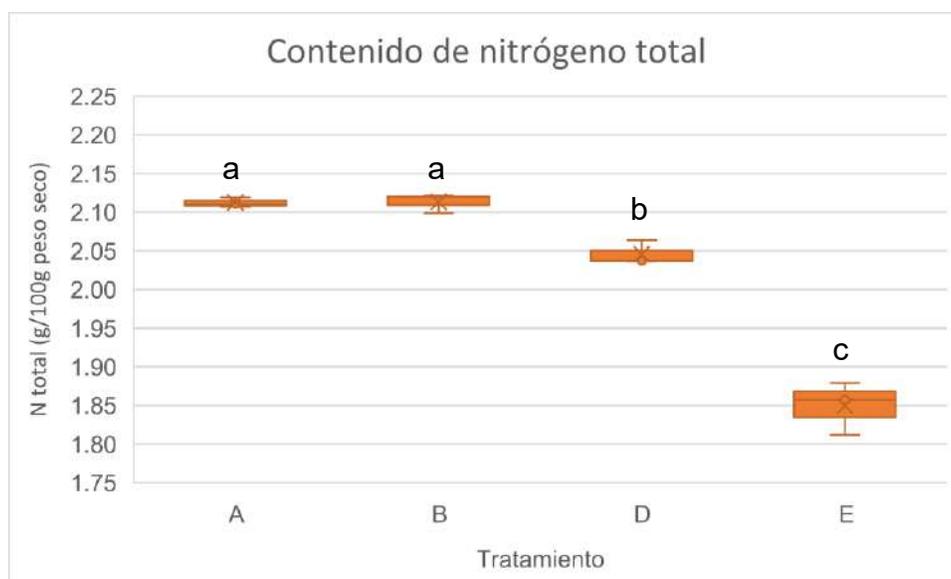


Figura 10. Contenido de nitrógeno total.

A) 100% FLMS, B) 75% FLMS y 25% poda, D) 25% FLMS y 75% poda, E) 100% poda.

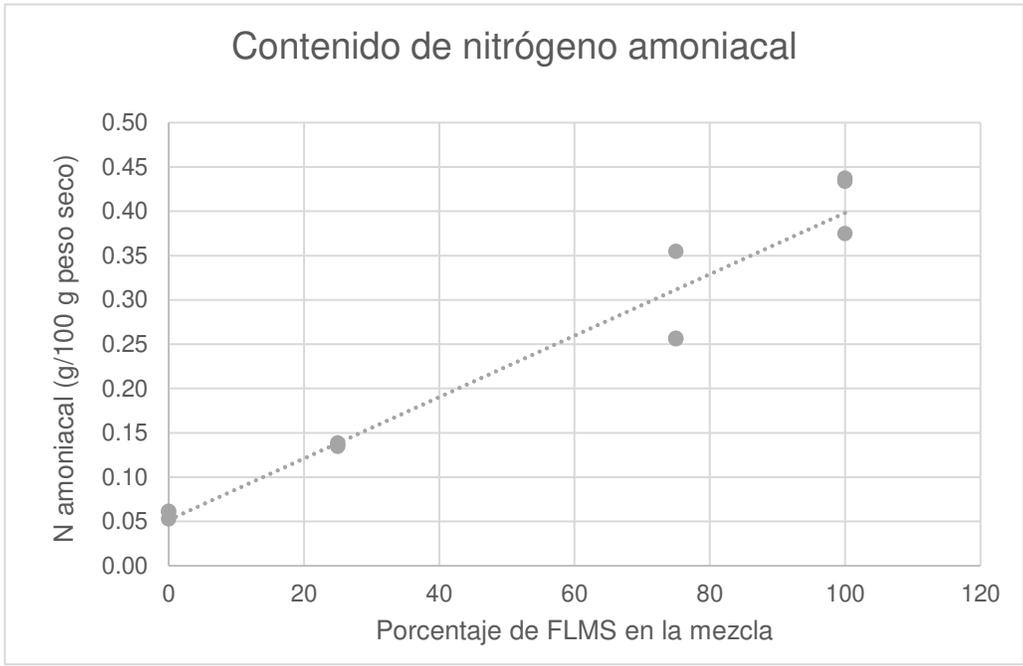


Figura 11 Contenido de nitrógeno amoniacal.

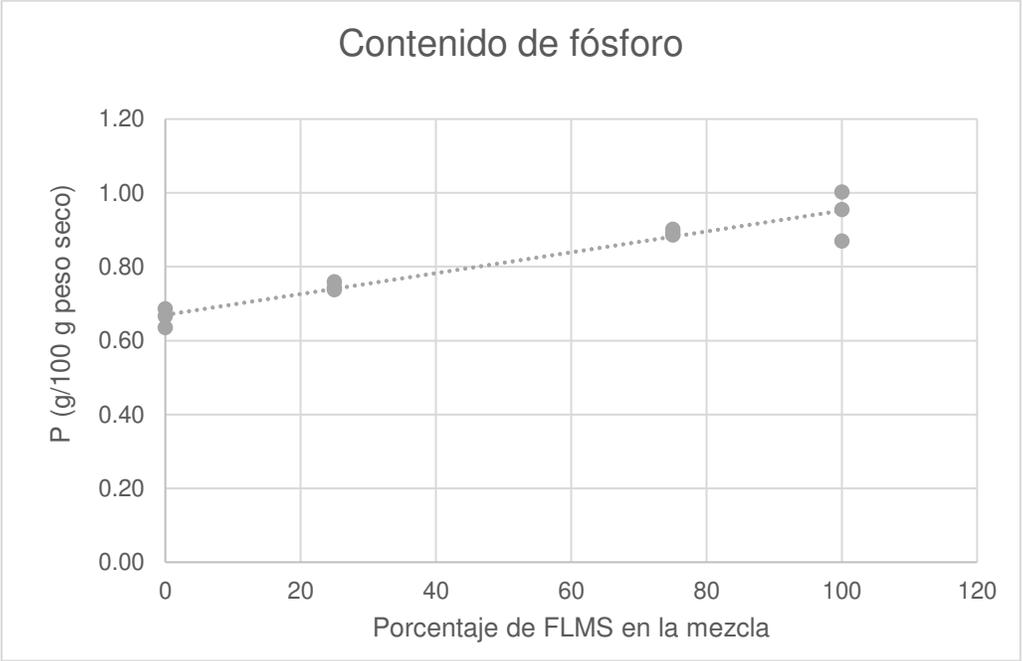


Figura 12. Contenido de fósforo.

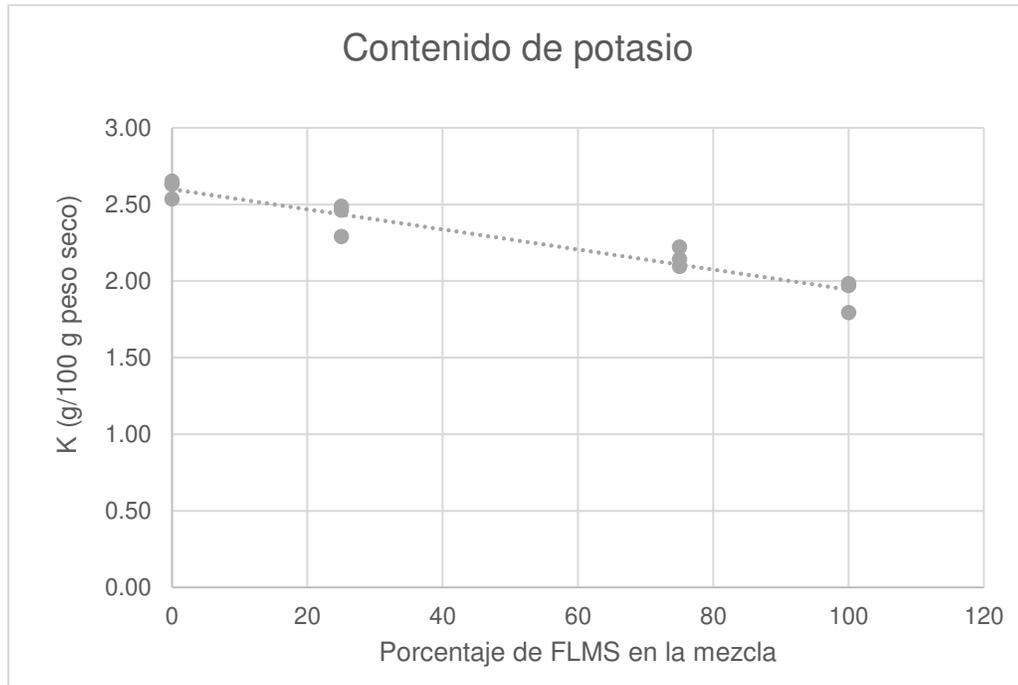


Figura 13 Contenido de potasio.

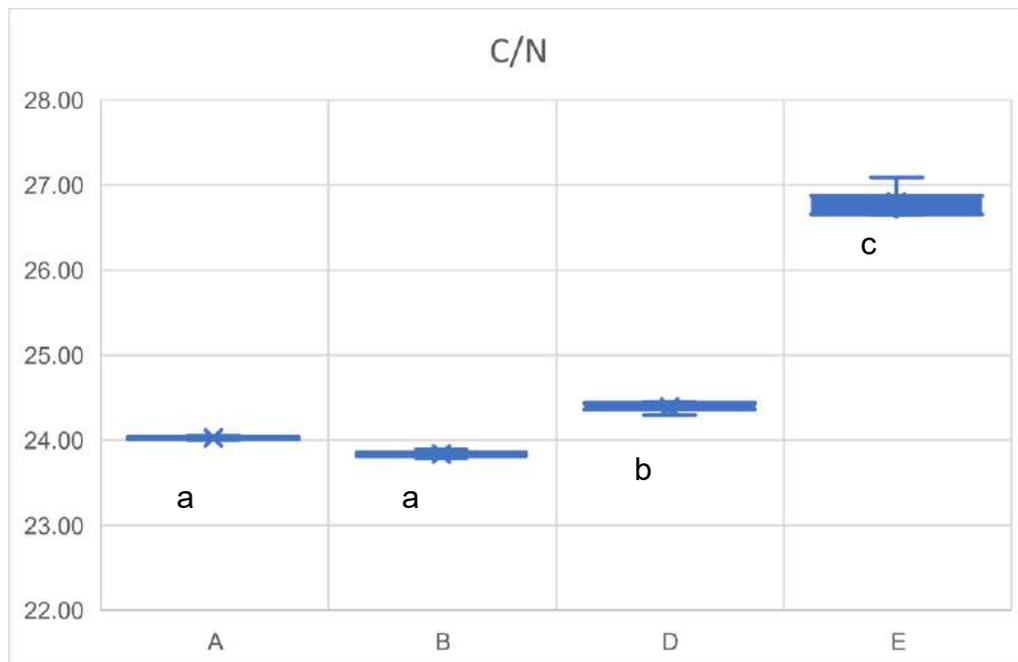


Figura 14 C/N.
 A) 100% FLMS, B) 75% FLMS y 25% poda, D) 25% FLMS y 75% poda, E) 100% poda

La proporción C/N inicial de las mezclas mostró diferencias significativas (Figura 14, $F(3)=303$, $P=1.42 \times 10^{-8}$). La prueba post hoc de Tukey reveló diferencias entre todas las mezclas ($P < 0.05$), excepto entre los sustratos con más FLMS ($P=0.39$); siendo entonces el sustrato de 100% poda de fresa el que presentó mayor C/N, seguido del sustrato con 75% poda y 25% FLMS, finalmente los sustratos con más FLMS.

4.2 EFECTO DEL PRE-TRATAMIENTO

Haber sometido a los sustratos experimentales a los respectivos pretratamientos tuvo un evidente efecto en todas las variables medidas. En las tablas que se presentan a continuación (Tabla 9, Tabla 10, Tabla 11 y Tabla 11 Efectos del pretratamiento sobre la C/N, el pH, la C. E. y los sólidos totales disueltos del sustrato D.), se muestran los valores iniciales y finales de cada parámetro junto con el valor de significancia para las diferencias evaluadas mediante una prueba de t pareada.

Sustrato A	Inicial	Final	Diferencia
C/N	24.023 ± 0.027	37.261 ± 0.644	t(2)= -34.835, p<0.001
pH	5.630 ± 0.040	6.8 ± 0.240	t(2)= -7.033, p<0.05
Conductividad eléctrica (mS/cm)	14.333 ± 3.709	0.408 ± 0.027	t(2)= 6.496, p<0.05
Sólidos totales disueltos (ppm)	7,168 ± 1,855.920	207.330 ± 23.150	t(2)= 6.514, p<0.05

Tabla 9 Efectos del pretratamiento sobre la C/N, el pH, la C. E. y los sólidos totales disueltos del sustrato A.

Sustrato B	Inicial	Final	Diferencia
C/N	23.837 ± 0.051	26.460 ± 0.061	t(2)= -87.721, p<0.001
pH	5.63 ± 0.046	7.82 ± 0.130	t(2)= -24.742, p<0.01
Conductividad eléctrica (mS/cm)	11.198 ± 1.303	1.513 ± 0.087	t(2)= 12.481, p<0.01
Sólidos totales disueltos (ppm)	5,600 ± 651.570	715.66 ± 1.520	t(2)= 12.996, p<0.01

Tabla 10 Efectos del pretratamiento sobre la C/N, el ph, la C. E. y los sólidos totales disueltos del sustrato B.

Sustrato D	Inicial	Final	Diferencia
C/N	24.388 ± .083	23.137± 0.138	t(2)= 9.899, p<0.05
pH	5.55 ± 0.046	7.31 ± 0.180	t(2)= -55.245, p<0.001
Conductividad eléctrica (mS/cm)	9.231 ± 0.755	3.767 ± 0.376	t(2)= 8.395, p<0.05
Sólidos totales disueltos (ppm)	4,615.66 ± 377.606	1,843.66 ± 124.13	t(2)= 9.5696, p<0.05

Tabla 11 Efectos del pretratamiento sobre la C/N, el ph, la C. E. y los sólidos totales disueltos del sustrato D.

Sustrato E	Inicial	Final	Diferencia
C/N	26.797± 0.255	18.997 ± 0.104	t(2)= - 73.599, p<0.001
pH	5.58 ± 0	7.13 ± 0.2	t(2)= -134.23, p<0.0001
Conductividad eléctrica (mS/cm)	10.653 ± 0.583	4.799 ± 0.294	t(2)= 34.962, p<0.001
Sólidos totales disueltos (ppm)	5,328.33 ± 293.026	2,176.66 ± 77.31	t(2)= 15.802, p<0.01

Tabla 12 Efectos del pretratamiento sobre la C/N, el ph, la C. E. y los sólidos totales disueltos del sustrato E.

Para determinar si fueron o no significativos los cambios ocurridos en la abundancia de nutrientes (NPK y nitrógeno amoniacal), se llevó a cabo la prueba ANOVA de dos vías para medidas repetidas. Las mediciones con sus respectivas desviaciones estándar se muestran en las tablas a continuación (Tabla 13,Tabla 14,Tabla 15, Tabla 16).

Sustrato A	Inicial	Final
Nitrógeno total (g/100 g peso seco)	2.112 ± 0.006	1.426 ± 0.035
Nitrógeno amoniacal (g/100 g peso seco)	0.415 ± 0.035	0.0085± 0.0002
Fósforo (g/100 g peso seco)	0.941 ± 0.067	0.197 ± 0.012
Potasio g/100 g peso seco)	1.914 ± 0.106	0.74 ± 0.157

Tabla 13 Cambios en los nutrientes del sustrato A derivados del pretratamiento.

Para el sustrato A (Tabla 13), se observó que todos los nutrientes decrecieron significativamente como efecto del pretratamiento ($F(1,2)=267.067$, $p=4.0 \times 10^{-3}$). El nitrógeno amoniacal se vio drásticamente afectado, quedando en el sustrato únicamente el 2% del nitrógeno amoniacal que se encontraba originalmente en el FLMS, seguido del fósforo ya que se conservó aproximadamente la quinta parte del fósforo original. A pesar del decremento en nitrógeno amoniacal, el nitrógeno total fue el nutriente menos afectado, conservando el 67.5% después del pretratamiento. Inicialmente el nitrógeno total y el potasio estaban presentes en la misma medida ($p=0.0780$); sin embargo, el pretratamiento tuvo un impacto mayor en el contenido de potasio que de nitrógeno total por lo que al finalizar el pretratamiento, todos los nutrientes se encontraron en cantidades estadísticamente diferentes ($F(3,6)=164$, $p=3.82 \times 10^{-6}$). En orden de mayor a menor porcentaje en peso seco se encontraron nitrógeno, potasio y fósforo.

En el sustrato B (Tabla 14 Cambios en los nutrientes del sustrato B derivados del pretratamiento.) todos los cambios observados en los nutrientes fueron significativos ($F(1,2)=50.278$ $p=0.019$); no obstante, a diferencia de los demás nutrientes que mostraron decremento, el potasio aumentó. Nuevamente, tanto el potasio como el nitrógeno estaban igualmente presentes en la mezcla de residuos no tratados ($p=0.459$); no obstante, después del pretratamiento todos los nutrientes difirieron significativamente en cantidad ($F(3,6)=1,719$ $p=3.43 \times 10^{-9}$). El nitrógeno amoniacal conservó únicamente el 3.2% del original, mientras que el 40.5% del fósforo y el 90.5% del nitrógeno total permanecieron después del pretratamiento. En orden de mayor a menor porcentaje en peso seco se encontraron potasio, nitrógeno y fósforo.

Sustrato B	Inicial	Final
Nitrógeno total (g/100 g peso seco)	2.113 ± 0.012	1.913± 0.011
Nitrógeno amoniacal (g/100 g peso seco)	0.289 ± 0.056	$9.2 \times 10^{-3} \pm 9.54 \times 10^{-5}$
Fósforo (g/100 g peso seco)	0.892 ± 0.008	0.362± 0.018
Potasio g/100 g peso seco)	2.153 ± 0.064	3.642± 0.138

Tabla 14 Cambios en los nutrientes del sustrato B derivados del pretratamiento.

Sustrato D	Inicial	Final
Nitrógeno total (g/100 g peso seco)	2.045 ± 0.015	2.136 ± 0.005
Nitrógeno amoniacal (g/100 g peso seco)	0.136 ± 0.001	1.28 x10 ⁻² ± 4.76 x10 ⁻⁵
Fósforo (g/100 g peso seco)	0.746 ± 0.011	0.395 ± 0.038
Potasio (g/100 g peso seco)	2.411 ± 0.107	5.488 ± 0.310

Tabla 15 Cambios en los nutrientes del sustrato D derivados del pretratamiento.

Al analizar el sustrato D (Tabla 15 Cambios en los nutrientes del sustrato D derivados del pretratamiento.), observamos que en la mezcla sin tratar el nitrógeno y el potasio estaban en la misma medida ($p= 2.30 \times 10^{-2}$); sin embargo, después del pretratamiento todos los nutrientes se encontraron en cantidades significativamente distintas ($F(3,6)=734$ $p=4.39 \times 10^{-8}$); además, todos los nutrientes se vieron significativamente afectados por el pretratamiento ($F(1,2)= 508.172$ $p= 0.002$). Tanto el nitrógeno total como el potasio aumentaron, mientras que el fósforo disminuyó a la mitad, aproximadamente, y el nitrógeno amoniacal solo conservó el 9% de la cantidad originalmente presente. En orden de mayor a menor porcentaje en peso seco se encontraron potasio, nitrógeno y fósforo.

Sustrato E	Inicial	Final
Nitrógeno total (g/100 g peso seco)	1.849 ± 0.034	2.406 ± 0.020
Nitrógeno amoniacal (g/100 g peso seco)	0.058 ± 0.004	0.0094 ± 25.8x10 ⁻⁵
Fósforo (g/100 g peso seco)	0.662 ± 0.026	0.434 ± 0.012
Potasio (g/100 g peso seco)	2.604 ± 0.062	7.739 ± 0.076

Tabla 16 Cambios en los nutrientes del sustrato E derivados del pretratamiento.

Una vez más, en el sustrato E (Tabla 16) fue significativo el efecto del pretratamiento para todos los nutrientes medidos ($F(1,2)=101,215.07$ $p=9.88 \times 10^{-6}$). En este caso, todos los nutrientes se encontraban en diferente medida en la mezcla inicial ($F(3,6)=2431$ $p=1.22 \times 10^{-9}$). Al terminar el pretratamiento, tanto el nitrógeno como el potasio aumentaron en el sustrato final. Del nitrógeno amoniacal original, solo el 16.15% permaneció en la mezcla, para el fósforo fue el 65.53%. Al finalizar el pretratamiento, todos los nutrientes se encontraban en cantidades significativamente distintas ($F(22740)$, $p=1.49 \times 10^{-12}$); en orden de mayor a menor

porcentaje en peso seco se encontró primero el potasio, después el nitrógeno total y finalmente el fósforo.

4.3 TRATAMIENTO: VERMICOMPOSTA

A continuación, se presentan las mediciones correspondientes a los 4 muestreos, tomando en cuenta las mediciones iniciales y finales, llevados a cabo durante los 21 días que duró el experimento. Los datos se analizaron por nutriente y a cada set se le hizo una ANOVA de dos factores con medidas repetidas, con una comparación posterior mediante pruebas de t pareadas con ajuste de Bonferroni.

Nitrógeno total

Al observar los cambios en el contenido de nitrógeno total resultó haber una clara interacción entre el muestreo y el tratamiento ($F(9,18)=23.124$, $p=4.01 \times 10^{-8}$). En la Figura 15 Nitrógeno total durante la vermicomposta se muestran los cambios señalando las diferencias estadísticamente significativas dentro de cada muestreo.

Al inicio de la vermicomposta todos los sustratos tenían una cantidad distinta de nitrógeno total, siendo el tratamiento E el de mayor contenido, seguido del D, el B y finalmente el A; esta tendencia se mantuvo a lo largo de todo el experimento.

Al analizar el efecto de la vermicomposta en el contenido de nitrógeno total de los sustratos observamos que, dependiendo del sustrato, el efecto podía tomar más tiempo en ser evidente. En el caso de los tratamientos A y E, la diferencia fue significativa al pasar de dos semanas; en cambio, para el tratamiento D desde la primera semana fue apreciable; finalmente, para el sustrato B el cambio en la cantidad de nitrógeno total fue significativo solo hasta el final del experimento.

Al comparar los valores de nitrógeno total iniciales con los observados en el humus resultante, todos los sustratos mostraron un cambio significativo, exceptuando al sustrato A.

Nitrógeno total durante la vermicomposta

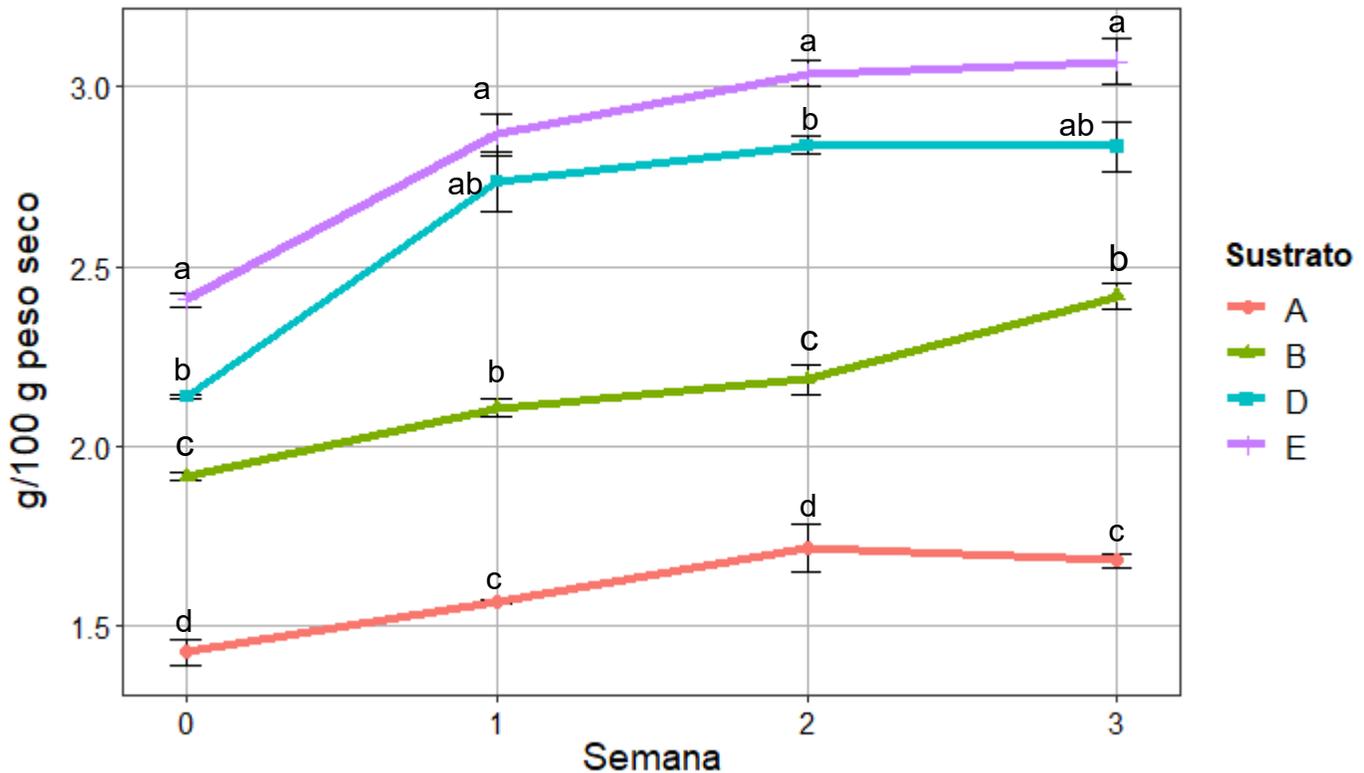


Figura 15 Nitrógeno total durante la vermicomposta.

A) 100% FLMS, B) 75% FLMS y 25% poda, D) 25% FLMS y 75% poda, E) 100% poda

Nitrógeno amoniacal

Para los cambios en el contenido de nitrógeno amoniacal (Figura 16), nuevamente es evidente la interacción entre el tratamiento y el muestreo. ($F(9,18)=56.986$ $p=2.15 \times 10^{11}$). Dentro de los muestreos se observan menos diferencias significativas, lo que nos deja ver procesos similares en cuanto a este compuesto. Al inicio de la vermicomposta el único tratamiento que difirió fue el sustrato D, que tuvo significativamente más nitrógeno amoniacal que los demás. Una semana después, todos los tratamientos tuvieron estadísticamente la misma cantidad. En la segunda semana los sustratos con FLMS se encontraron por encima de la mezcla con 100% poda de fresa y estas diferencias se mantuvieron hasta el final del experimento.

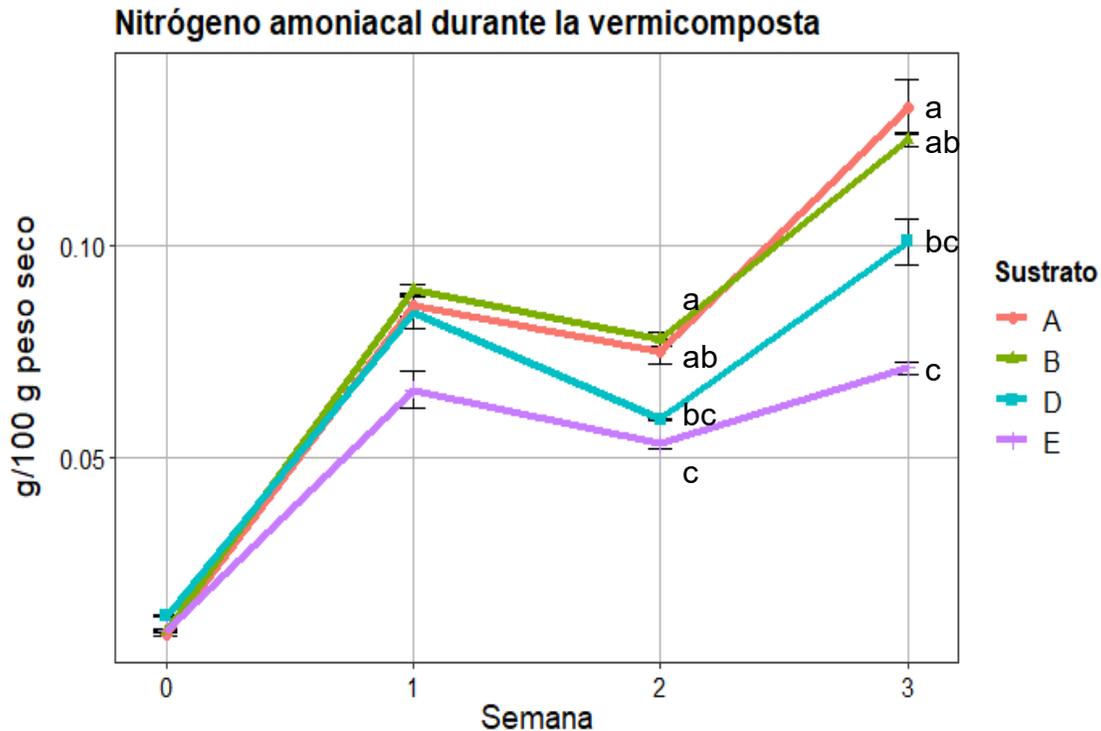


Figura 16 Nitrógeno amoniacal durante la vermicomposta.
 A) 100% FLMS, B) 75% FLMS y 25% poda, D) 25% FLMS y 75% poda, E) 100% poda

Al observar el efecto de la vermicomposta en cada mezcla, puede observarse que para todas las mezclas el cambio en el contenido de nitrógeno amoniacal fue significativo desde la semana 1. Además, en todos los casos, la diferencia entre el nitrógeno amoniacal inicial y el final fue significativa, mostrando que la vermicomposta tuvo un efecto directo en todos los sustratos.

Fósforo

Para el fósforo, la interacción entre el muestreo y el tipo de sustrato fue, una vez más, significativa ($F(9,18)=38.232$, $p=6.4 \times 10^{-10}$). En la Figura 17 se muestran los cambios señalando las diferencias estadísticamente significativas dentro de cada muestreo.

Al inicio de la vermicomposta, solo el sustrato constituido exclusivamente por FLMS difirió significativamente, teniendo menor porcentaje de fósforo que las demás mezclas. En el primer muestreo no se encontraron diferencias significativas; sin embargo, en la segunda semana los sustratos con mayor contenido de poda de

fresa (D y E) tenían significativamente mayor porcentaje de fósforo que los que tenían mayor contenido de FLMS (A y B).

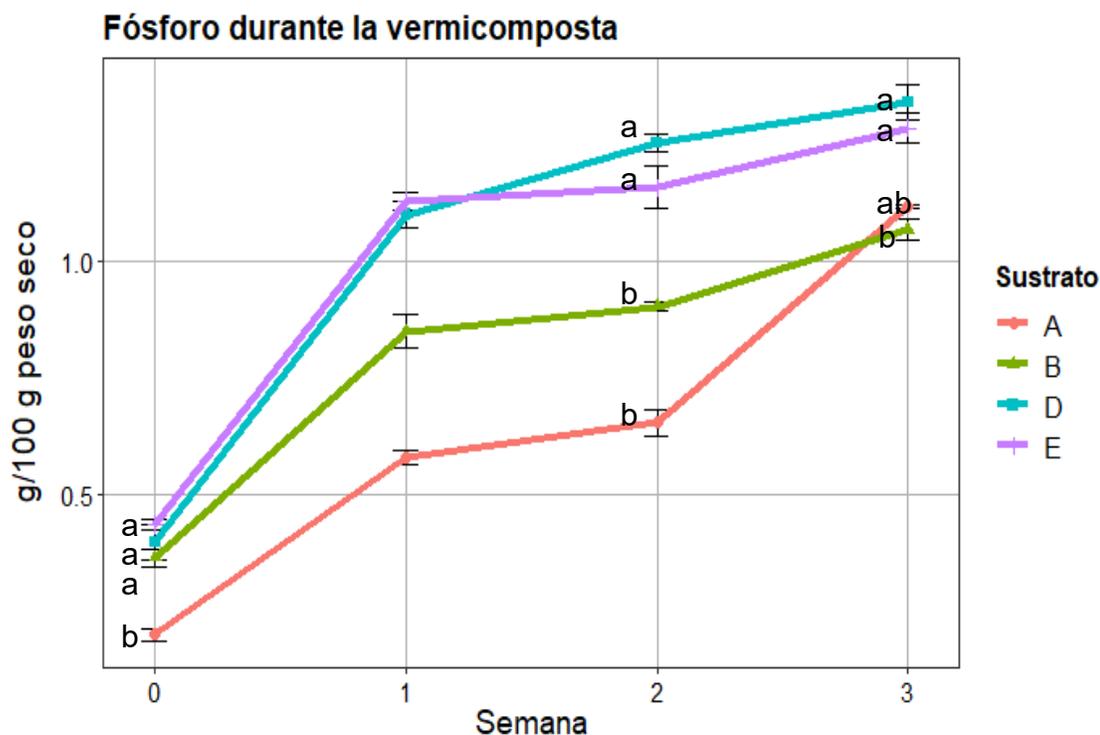


Figura 17 Fósforo durante la vermicomposta.

A) 100% FLMS, B) 75% FLMS y 25% poda, D) 25% FLMS y 75% poda, E) 100% poda

Al analizar el efecto de la vermicomposta en cada sustrato se observó que el porcentaje de fósforo cambio significativamente desde la primera semana, esto para todos los sustratos evaluados. De igual forma, la diferencia entre el porcentaje inicial y el final es significativa para todas las mezclas, siendo el sustrato A el que presentó el mayor cambio.

Potasio

La interacción entre el efecto del sustrato y el de la vermicomposta fue significativa ($F(9,18)=186.102$, $p=6.81 \times 10^{-16}$) en lo que refiere al cambio en el porcentaje de potasio. Al inicio del experimento, ordenados de mayor a menor porcentaje de potasio se encontraban el sustrato E, en segundo lugar, los sustratos D y B, provenientes de las mezclas de residuos, y con menor porcentaje el sustrato A. En el transcurso de la vermicomposta se estableció una clara diferencia entre los

sustratos con mayor contenido de poda de fresa y los que contenían mayormente FLMS.

Al evaluar el cambio en cada sustrato debido al efecto de la vermicomposta, se observó que el aumento en el porcentaje de potasio del sustrato A no fue significativo. En el caso del sustrato B, se observó un decremento en el porcentaje de potasio, sin embargo, tampoco resultó estadísticamente significativo. Los sustratos D y E sí se vieron significativamente afectados por la vermicomposta, en términos del porcentaje de potasio en peso seco; no obstante, en ambos casos lo que mostraron fue una disminución.

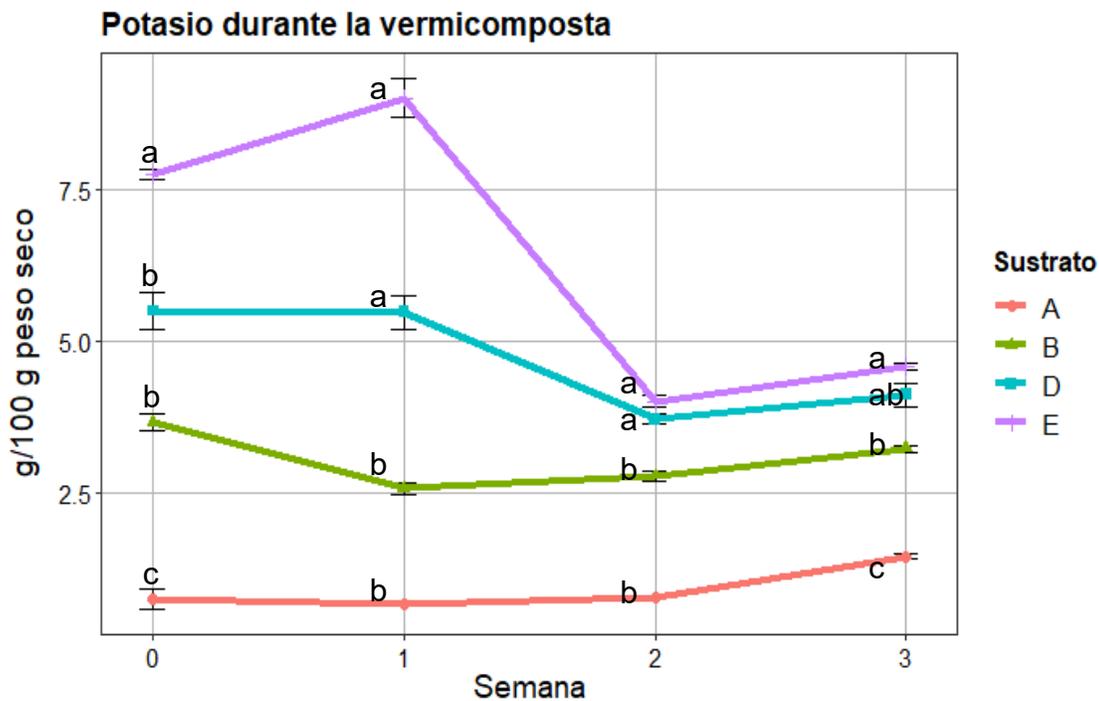


Figura 18 Potasio durante la vermicomposta.
A) 100% FLMS, B) 75% FLMS y 25% poda, D) 25% FLMS y 75% poda, E) 100% poda

Proporción carbono-nitrógeno

Las diferencias observadas en la C/N (Figura 19) estuvieron influidas tanto por la vermicomposta como por la naturaleza del sustrato ($F(9,18)=14.234$, $p=1.76 \times 10^{-6}$). De manera sostenida durante todo el experimento, el sustrato A tuvo

la proporción C/N más alta, seguido del B y en último lugar D y E, cuya diferencia no siempre fue estadísticamente significativa.

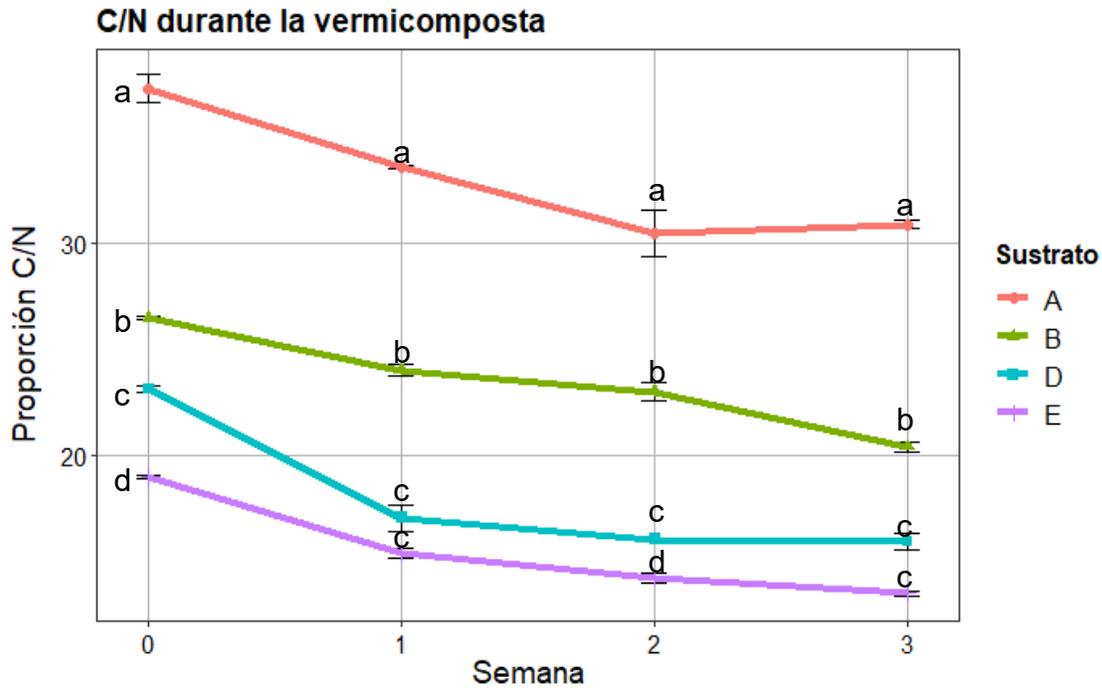


Figura 19 C/N durante la vermicomposta.
 A) 100% FLMS, B) 75% FLMS y 25% poda, D) 25% FLMS y 75% poda, E) 100% poda

Respecto a los cambios en la C/N de cada sustrato como efecto de la vermicomposta, la proporción inicial difirió de la final de manera significativa en todos los sustratos.

pH, conductividad eléctrica y sólidos totales disueltos.

Durante la vermicomposta se observaron cambios en el pH, la conductividad eléctrica y la cantidad de sólidos totales disueltos en todos los sustratos, dichos cambios pudieron haber sido influidos tanto por la composta como por la naturaleza de los sustratos.

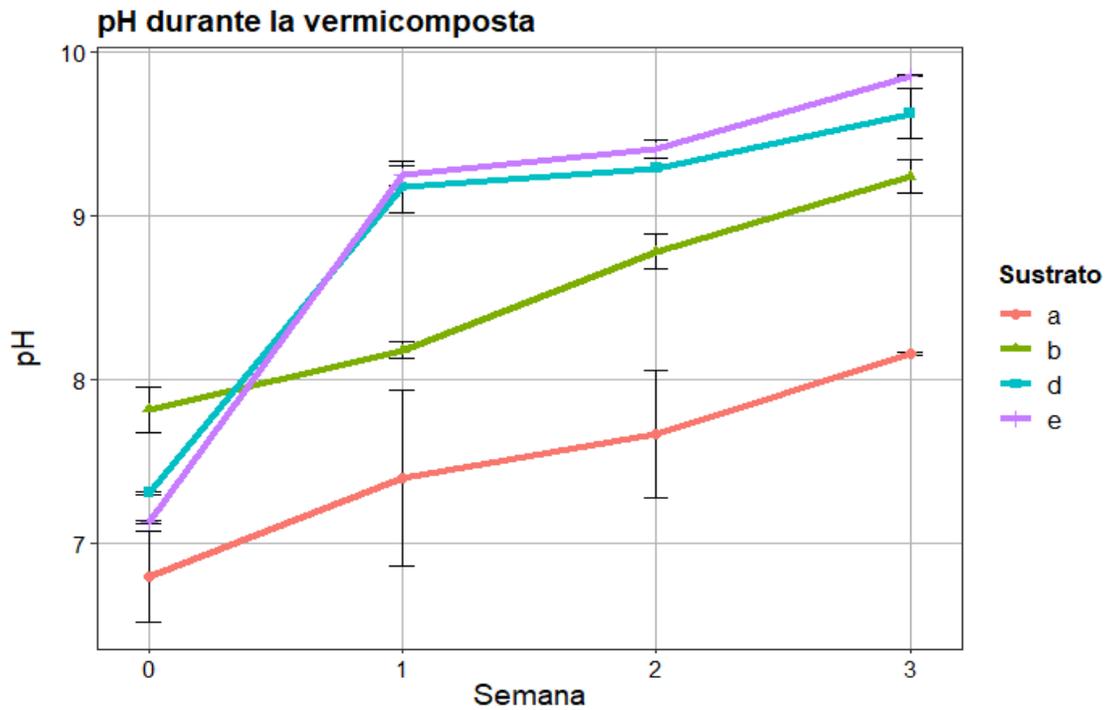


Figura 20 pH durante la vermicomposta.
 A) 100% FLMS, B) 75% FLMS y 25% poda, D) 25% FLMS y 75% poda, E) 100% poda

Respecto a los cambios en el pH (Figura 20), la tendencia general es un aumento en el pH, alejándose de la neutralidad inicial. Desde la primera semana se estableció la tendencia que permanecería el resto del experimento. Tomando en cuenta los valores netos, de mayor a menor encontramos al sustrato E, seguido del D, el B y finalmente el A.

C. E. durante la vermicomposta

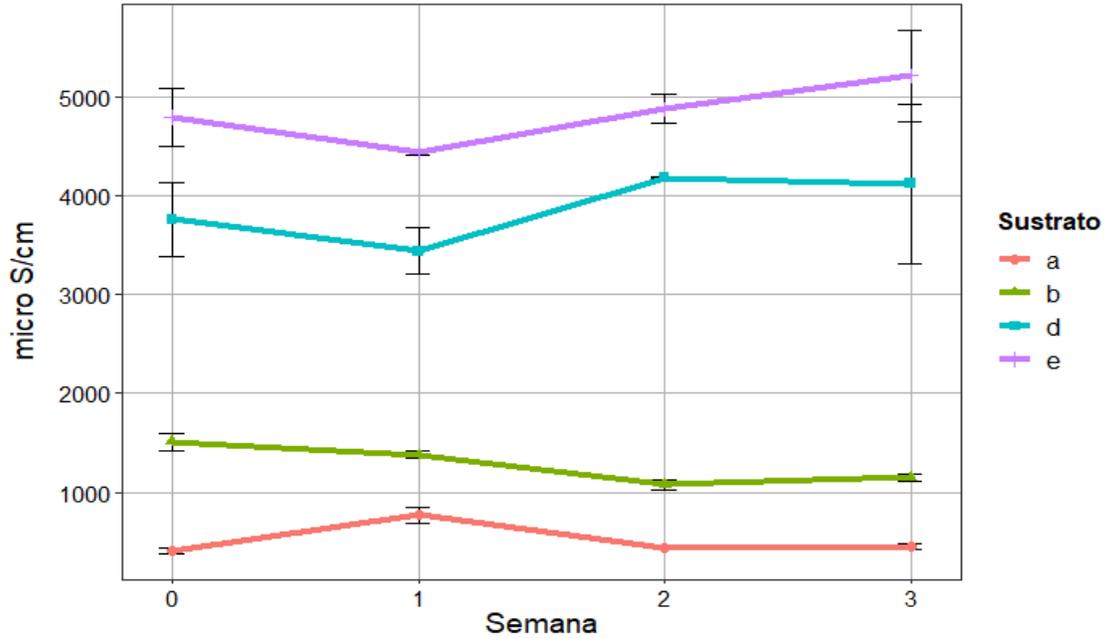


Figura 21 Conductividad eléctrica durante la vermicomposta.
A) 100% FLMS, B) 75% FLMS y 25% poda, D) 25% FLMS y 75% poda, E) 100% poda

Por su parte, la conductividad eléctrica (Figura 21) tuvo un comportamiento distinto al del pH (Figura 20), pero similar al de los sólidos disueltos (Figura 22). Los sustratos con mayor conductividad inicialmente se mantuvieron como tal durante todo el experimento, siendo el sustrato de exclusivamente poda de fresa el de mayor conductividad, seguido del sustrato D, luego el B y finalmente el A, constituido únicamente por FLMS.

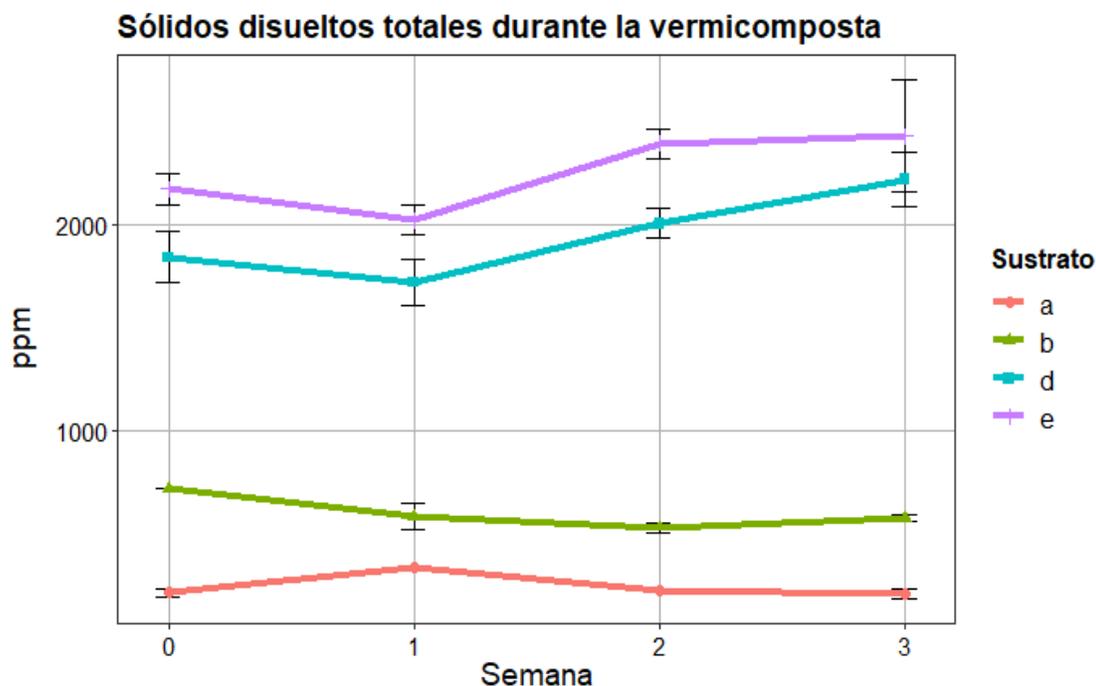


Figura 22 Sólidos disueltos totales durante la vermicomposta.
 A) 100% FLMS, B) 75% FLMS y 25% poda, D) 25% FLMS y 75% poda, E) 100% poda

4.4 HUMUS OBTENIDOS

Nitrógeno total, nitrógeno amoniacal, fósforo, potasio y C/N

En la Tabla 17 se muestran los valores promedio, seguidos de las desviaciones estándar correspondientes, de los nutrientes que constituyen los humus obtenidos a partir de las vermicompostas experimentales.

Nutrientes g/100 g peso seco	A	B	D	E
N total	1.68 ± 0.02 ^a	2.42 ± 0.04 ^b	2.83 ± 0.07 ^c	3.07 ± 0.06 ^d
N amoniacal	0.13 ± 0.006 ^a	0.13 ± 0.002 ^a	0.10 ± 0.005 ^b	0.07 ± 0.001 ^c
P	1.12 ± 0.004 ^a	1.07 ± 0.021 ^a	1.34 ± 0.037 ^b	1.29 ± 0.032 ^b
K	1.43 ± 0.04 ^a	3.22 ± 0.06 ^b	4.11 ± 0.20 ^c	4.57 ± 0.06 ^d

Tabla 17 Resumen de la caracterización de los nutrientes en los humus obtenidos

Los datos fueron agrupados por nutriente y analizados mediante la prueba ANOVA de una vía y la consiguiente prueba post hoc de Tukey. Respecto al

porcentaje de nitrógeno total en peso seco, se encontró que todos los sustratos difieren significativamente, siendo los sustratos con mayor poda de fresa los que mostraron también un mayor porcentaje de nitrógeno, mientras que los sustratos con mayor cantidad de FLMS resultaron en humus con un menor contenido de nitrógeno total. No obstante, en cuanto refiere al nitrógeno amoniacal se observa lo contrario, los humus provenientes de los sustratos A y B son los que tienen mayor porcentaje de nitrógeno amoniacal sin que hubiera diferencia significativa entre ellos. Los demás sustratos sí difieren significativamente siendo el humus proveniente de la mezcla E el que mostró menor contenido de nitrógeno amoniacal.

Al comparar el contenido de fósforo, se encontraron diferencias significativas que reflejan la influencia de los residuos sometidos a vermicomposta; ya que, los sustratos provenientes de las vermicompostas con mayor contenido de poda de fresa fueron también los que mostraron un mayor contenido de fósforo, siendo significativamente distintos a lo proveniente de FLMS, pero no entre ellos.

Respecto al porcentaje de potasio en peso seco, todos los humus cosechados fueron significativamente diferentes entre sí. Ordenados de mayor a menor, inicia el humus E, seguido del D, el B y finalmente el A, con una caída dramática en el porcentaje de potasio.

En un caso similar, la C/N final de los humus cosechados difiere significativamente dependiendo de la mezcla tratada (Tabla 18). En esta ocasión fue el FLMS el que dio origen a un humus con mayor C/N, seguido del humus B, D y E, en ese orden.

Humus	%Materia orgánica	% Carbono orgánico	C/N
A	89.06 ± 0.15 ^a	51.66 ± 0.08 ^a	30.87 ± 0.16 ^a
B	84.98 ± 0.16 ^b	49.29 ± 0.09 ^b	20.40 ± 0.25 ^b
D	78.05 ± 0.11 ^c	45.27 ± 0.06 ^c	15.96 ± 0.41 ^c
E	72.14 ± 0.69 ^d	41.84 ± 0.40 ^d	13.52 ± 0.11 ^d

Tabla 18 Valores de materia orgánica, carbono orgánico y C/N de los humus cosechados.

pH, conductividad eléctrica y sólidos totales disueltos.

En la Tabla 19 Valores de pH, conductividad eléctrica y sólidos totales disueltos observados en los humus resultantes de las compostas experimentales. se muestran los valores de pH, conductividad eléctrica y sólidos totales disueltos de los humus resultantes de las vermicompostas experimentales. Mediante la prueba ANOVA de una vía, con la respectiva prueba post-hoc de Tukey, se observó que todas las comparaciones de pH de los humus obtenidos mostraban diferencias significativas, exceptuando D y E. Los humus resultantes de las vermicompostas con mayor cantidad de poda fresa mostraron altos valores de pH, mientras que en los provenientes de la degradación de FLMS el pH era más bajo; no obstante, fue distinto de la neutralidad.

	A	B	D	E
pH	8.16 ± 0.001 ^a	9.24 ± 0.103 ^b	9.62 ± 0.1527 _c	9.86 ± 0.001 ^c
Conductividad eléctrica (ms/cm)	0.448 ± 0.028 _a	1.148 ± 0.033 _b	4.128 ± 0.810 _c	5.218 ± 0.460 _d
Sólidos totales disueltos (ppm)	203.66 ± 21.221 ^a	571.33 ± 13.65 ^a	2,223 ± 132.977 ^b	2,434 ± 273.117 ^b

Tabla 19 Valores de pH, conductividad eléctrica y sólidos totales disueltos observados en los humus resultantes de las compostas experimentales.

Respecto a la conductividad eléctrica, las diferencias fueron significativas para todas las comparaciones, siendo el hummus E el de mayor conductividad eléctrica, seguido del D, el B y finalmente el A con la conductividad más baja. Al observar los sólidos totales disueltos hay una clara distinción entre los humus provenientes principalmente de la degradación de poda de fresa y los provenientes de FLMS, siendo significativa esta diferencia.

Autocalentamiento

Temperatura (°C)					
	A	B	D	E	Ambiental
Valor máximo	28.9	27.9	27	28.3	23.4
Valor mínimo	15.5	15.4	15.9	15.7	15.9

Tabla 20 Resultados de la prueba de autocalentamiento de los humus resultantes.

Los humus resultantes de las vermicompostas experimentales fueron sometidos a la prueba de autocalentamiento, de la misma forma en la que se llevó a cabo previo a la vermicomposta. Los resultados se presentan a continuación (Tabla 20, Figura 23). En esta ocasión, la temperatura de ningún sustrato se elevó más de 2 °C por encima de la temperatura ambiental. Después de un día de observación, todos los sustratos mostraron temperaturas prácticamente iguales a la

Autocalentamiento final

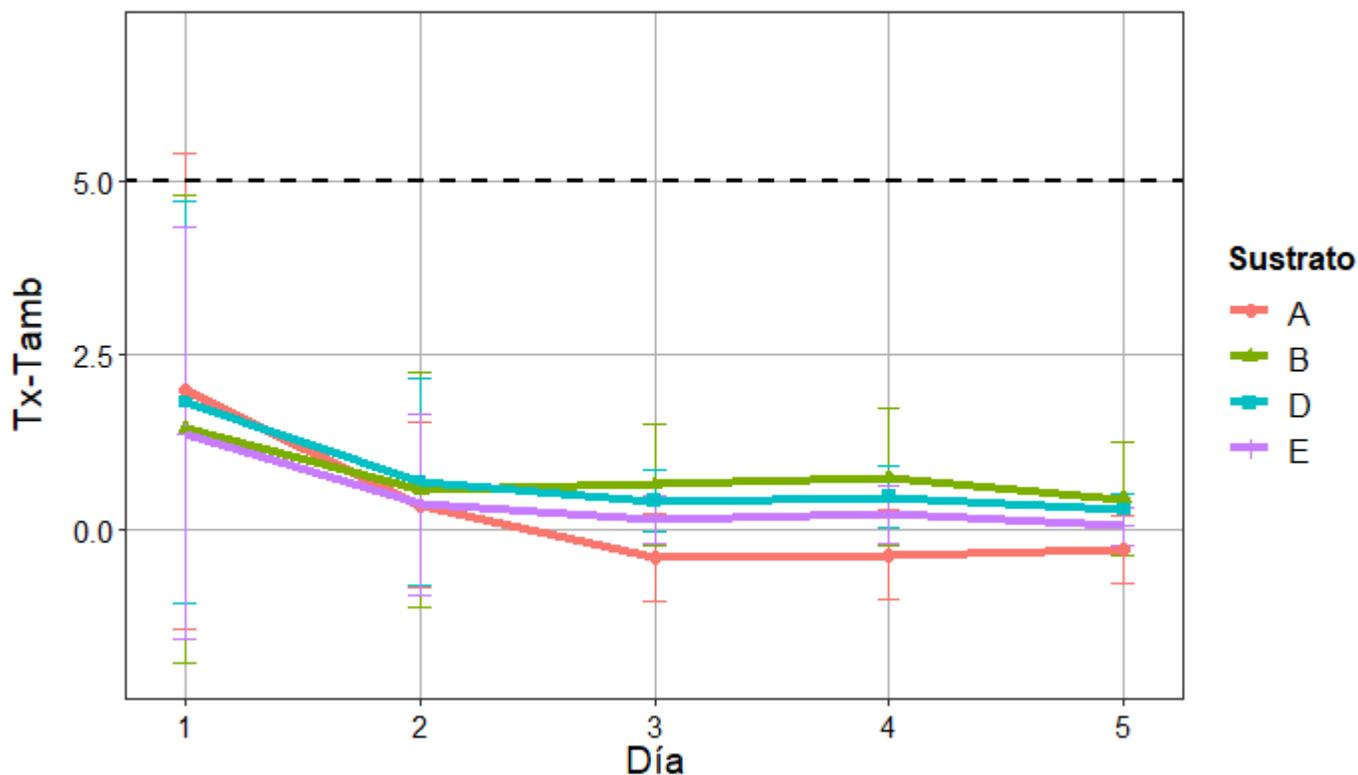


Figura 23 Autocalentamiento final.

$T_x - T_{amb}$ corresponde a la diferencia entre la temperatura ambiente y la temperatura registrada para cada sustrato.

temperatura ambiental, lo que indica que los sustratos no generaban calor y sugiere la obtención de compostas inactivas.

Lombrices de tierra

De los 16 g de peso fresco de lombriz viva que ingresaron a las vermicompostas experimentales, únicamente los sustratos las vermicompostas A, B y E conservaron lombrices vivas hasta el final del experimento. No obstante, se tiene registro de lombrices vivas en el sustrato D hasta el día 14 de composta.

Pasados los 21 días de experimentación, se recuperaron 139.69 g de peso fresco en lombrices vivas del sustrato A, 19.87 g en el sustrato B y 3.15g del sustrato E. Esto muestra que el sustrato A tuvo aproximadamente 8.7 veces más biomasa viva de lombriz de la que ingresó, mientras que del sustrato E solo se cosechó una quinta parte de la biomasa viva de lombriz que ingresó a la vermicomposta. Aunado a ello, el sustrato A fue el único con presencia de cocoons, evidencia de la actividad reproductiva que hubo en ese sustrato a diferencia de los otros; además, presentó las lombrices más vigorosas, ésta última afirmación es cualitativa y no estuvo sujeta a ninguna escala de medición (Figura 24).



Figura 24 Lombrices y cocoons cosechados del humus A.

V. Discusión

Caracterización inicial

Ahondando en las diferencias encontradas en los sustratos que aún no habían sido sometidos ni a lixiviación, ni a composta, las tendencias son claras y dejan ver que la composición química de las mezclas depende directa y proporcionalmente de los residuos que las constituyen. El FLMS es el principal responsable del contenido de nitrógeno amoniacal y en menor medida del fósforo que se encuentra en las mezclas. Por su parte, la poda de fresa constituye el principal aporte de potasio. Esto es congruente con la literatura, ya que se ha visto que enriquecer el suelo con composta de residuos de poda aumenta el potasio asimilado por las plantas, posiblemente derivado de un aumento en las formas disponibles de dicho elemento (Strik, 2016).

La naturaleza lignocelulósica de la poda de fresa es responsable no solo de la alta capacidad de retención de agua de este residuo, sino también de la alta proporción C/N y el gradiente que se constituye al mezclarla con el FLMS, ya que está compuesta principalmente por celulosa y hemicelulosa. La alta capacidad de retención de agua mostrada por la poda de fresa no solo puede estar influenciada por su composición química; sino que, dado que la poda de fresa fue molida, la presencia de partículas de menor tamaño y en mayor abundancia que en el FLMS le da una mayor superficie de contacto con el agua, menor porosidad y en general, mayor retención de agua.

Los resultados de la prueba de autocalentamiento sugieren el FLMS es el producto de una composta inestable. Recordando que la estabilidad está íntimamente relacionada con la actividad microbiana que tenga lugar, el que los sustratos A, conformado únicamente por FLMS, y B, constituido en su mayoría por FLMS, tengan la capacidad de calentarse hasta 10°C por encima de la temperatura ambiental, habla de una alta actividad microbiana; aunque, no lo suficiente para describir la composta de dicho material como termofílica, sino ubicarla en el rango mesofílico o activo. Dicha capacidad del FLMS, la de calentarse en esa medida, no debió representar problema para el desarrollo de la lombriz de tierra, ya que la

vermicomposta se define como una composta mesofílica (Sharma & Garg, 2019). Estos resultados eran de esperarse dado que el FLMS interactuó con el tracto digestivo de un animal, la larva de mosca, por lo que se espera presencia de microbiota (Weiss, 2006); no obstante, hace falta caracterizar la diversidad microbiológica que alberga.

Respecto a las variables fisicoquímicas medidas, la conductividad eléctrica del FLMS mostró niveles muy por fuera del rango habitable para la lombriz de tierra *Eisenia foetida*, que está reportado en 4 ms/cm como límite superior (Mejía Araya, n.d.-b). Además, es probable que sea la conductividad eléctrica la responsable del efecto inhibitorio que ha demostrado el FLMS al ser propuesto como fertilizante (Chavez & Uchanski, 2021), ya que se ha estudiado que valores de conductividad de 2.8 ms/cm pueden llegar a reducir hasta 20% el rendimiento en producción de *Anadenanthera colubrina* (Pinho et al., 2022).

Se exploraron dos posibles causas de la elevada conductividad eléctrica en todos los sustratos experimentales. En primer lugar, se tomó en cuenta que, en el suelo, la cantidad de nitrógeno amoniacal guarda una correlación positiva con la conductividad eléctrica y negativa con el pH (Shen et al., 2016), eso hace de esperar una mayor conductividad eléctrica en FLMS que en los sustratos mayormente constituidos por poda de fresa. Aun así, estos últimos también se encuentran fuera del rango habitable por la lombriz de tierra.

Para los tratamientos constituidos predominantemente por residuos de poda de fresa, someter a composta tradicional el sustrato fue suficiente para disminuir la conductividad eléctrica, posiblemente por la rápida pérdida de amoníaco que es sabido ocurre en las primeras fases de la composta (Velasco-Velasco et al., 2011). No obstante, en lo referente al FLMS, fue necesaria la lixiviación. No hay que perder de vista que el FLMS no solo son las excretas de la larva, sino aquello que permaneció en el medio dado que no fue ingerido por la larva (Weiss, 2006). El FLMS sometido a prueba en este experimento provenía de la degradación del suero de queso. Los componentes más abundantes del suero de queso son: lactosa, proteínas, lípidos y sales minerales como NaCl, KCl y sales de calcio entre otros

(Caltzontzin-Rabell et al., 2022). Como consecuencia, es de suponer que la alta conductividad eléctrica observada en el FLMS se deba principalmente a las sales del suero que no fueron asimiladas por la larva de mosca, volviéndose necesario retirarlas del sustrato para volverlo habitable por la lombriz de tierra.

Pretratamiento

Someter a pretratamiento al FLMS supuso una fuerte disyuntiva ya que el beneficio de lixiviar las sales con el fin de disminuir la conductividad eléctrica acarreo el, nada despreciable, costo de sacrificar componentes que pudieran constituir el fertilizante que se buscaba obtener en este trabajo. El efecto sobre la conductividad eléctrica fue el deseado, dejando ver que el origen del FLMS determinó su composición y, consecuentemente, el pretratamiento y tratamiento que pudiera recibir. Como era de esperarse, la concentración de sólidos totales disueltos disminuyó junto con la conductividad eléctrica y, respetando la correlación inversa antes mencionada, el pH del sustrato se elevó, promoviendo un valor cercano a la neutralidad bastante benéfico para la lombriz de tierra.

El pretratamiento tuvo un impacto significativo en todos los nutrientes, ocasionando en todos los casos una disminución. Como era de esperarse, el amoníaco, al ser altamente soluble en agua, fue lixiviado, permaneciendo en mínimas cantidades en las mezclas. El fósforo y el potasio disminuyeron significativamente, no hay que perder de vista que el FLMS es el residuo de un proceso de composta mediada por la larva de mosca, por lo que es de esperarse que el fósforo y el potasio presentes se encuentren en formas disponibles, es decir, más solubles y, por lo tanto, más propensas a lixiviar.

La C/N se vio también severamente afectada, posiblemente determinando el curso de la vermicomposta posterior ya que, como se ha puesto a prueba en otros estudios (Beesigamukama et al., 2021) la C/N puede determinar la tasa de transformación de los residuos, así como la mineralización de los nutrientes.

En el sustrato B nuevamente se observan las consecuencias de la lixiviación de FLMS; no obstante, al agregar el 25% de poda de fresa, se amortiguó la pérdida de los nutrientes, que aun así fue significativa. La poda de fresa aportó potasio,

principalmente, sin embargo, la C/N es menor que en el sustrato A por el nitrógeno presente en la poda de fresa, más no menor que lo que hubiera sido de no haber llevado a cabo el tratamiento, ya que la poda de fresa aportó también carbono orgánico al ser rica en lignocelulosa.

En el caso del sustrato D, se observaron los efectos de la lixiviación del FLMS, aunado con la composta de corta duración que tuvo que ocurrir ya que, a pesar de que el FLMS ya había perdido la mayoría de las sales, el sustrato mostró valores de conductividad eléctrica inhabitables por la lombriz, probablemente asociados con el nitrógeno amoniacal. El que en este sustrato se apreciara una disminución de la C/N es de esperarse por efecto de la composta.

En este punto, sería sumamente válido cuestionarnos si la vermicomposta es necesaria para un sustrato como el D; ya que en comparación con lo referido en la NMX-AA-180-SCFI-2018, se encuentra dentro de los rangos establecidos para un producto de composta. Además, la suma de su porcentaje base seca de NPK ya es superior del 7% y, por lo tanto, podría ser denominado fertilizante orgánico.

En un caso similar, dados los efectos que la composta tuvo en el sustrato E, podría ser referido como fertilizante orgánico. Con la pérdida de carbono en forma de compuestos volátiles, su C/N decreció abruptamente (Lim et al., 2015), aterrizando en un valor que, de acuerdo con lo reportado por otros autores, resulta muy favorable para la composta (Beesigamukama et al., 2021).

Tratamiento: Vermicomposta

Todos los sustratos mostraron haber cambiado significativamente sus propiedades y composiciones como efecto de la vermicomposta. Sin embargo, nuevamente se impone una disyuntiva ya que las ganancias en nitrógeno total y fósforo podrían no compensar la pérdida en potasio. Asimismo, los cambios observados en las vermicompostas experimentales, tales como el aumento en la conductividad eléctrica, disminución en la C/N y aumento en el nitrógeno total, son congruentes con lo reportado en la literatura para las compostas y vermicompostas (Véase la Tabla 1). Si bien, el decremento del fósforo y potasio no fueron conforme a lo esperado, se tiene antecedente de cambios de este tipo ((Fernández-Gómez et

al., 2015) en cuyo caso se propone que el alto contenido en el insumo de la composta es el responsable del decremento; sin embargo, no se propone ningún mecanismo o explicación más detallada.

El sustrato A fue el único en no mostrar diferencia respecto a alguna de las variables medidas. Su ganancia de nitrógeno como efecto de la vermicomposta no fue significativa, pero tampoco lo fue la pérdida de potasio. El sustrato A fue también el que presentó mayor proporción de nitrógeno amoniacal. Su constante proporción de nitrógeno total puede deberse a la lenta tasa de mineralización de nitrógeno, determinada a su vez por su altísima proporción C/N (Beesigamukama et al., 2021). Aunado a esto, la cantidad de biomasa viva de lombriz que pudo ser cosechada de este sustrato podría ser la causa del bajo aumento en el contenido de nitrógeno total. La lombriz de tierra es un organismo rico en nitrógeno que tuvo que haber sido asimilado a partir del FLMS como fuente principal del mismo.

Sobre el desarrollo de la lombriz de tierra, cabe mencionar que se ha reportado que la lombriz de tierra se alimenta de nutrientes contenidos en biomasa viva, puntualmente en microorganismos (Flack & Hartenstein, 1984). En este experimento se observó que el FLMS propició un aumento nada despreciable de biomasa de lombriz de tierra, al mismo tiempo que aminoró el autocalentamiento observado inicialmente. Es posible que, en efecto, la lombriz de tierra haya promovido la estabilidad del sustrato beneficiándose a su vez del microbiota del FLMS.

De manera general, en cada variable medida se conserva un gradiente, si no una diferencia clara entre los sustratos que poseen mayormente poda de fresa y los que tienen como ingrediente principal el FLMS. Nuevamente se hace patente que la composición de las mezclas determina el proceso y el resultado final del mismo.

Humus obtenidos

A continuación, en la Tabla 21, se presenta a manera de resumen la comparación de las variables relevantes según la NMX-AA-180-SCFI-2018, seguida

de los valores obtenidos para cada humus cosechado de las compostas experimentales.

Característica	Valor de referencia	A	B	D	E
pH	De 6.7 a 8.5	8.16 ± 0.001	9.24 ± 0.103	9.62 ± 0.1527	9.86 ± 0.001
Conductividad eléctrica (dS m⁻¹)	0.5 – 12	0.448 ± 0.028	1.148 ± 0.033	4.128 ± 0.810	5.218 ± 0.460
Materia orgánica (% base seca)	≥ 20%	89.06	84.98	78.05	72.14
Carbono orgánico total (% base seca)	Mínimo 10%	51.66	49.29	45.27	41.85
Nitrógeno total (base seca)	De 1 a 3%	1.68 ± 0.02	2.42 ± 0.04	2.83 ± 0.07	3.07 ± 0.06
Relación C/N	15 – 25	30.75	20.39	15.97	13.63
Temperatura	25°C – 50°C	Sin autocalentamiento			
Suma de NPK	Superior al 7%	4.23 %	6.71 %	8.28 %	8.93 %

Tabla 21 Comparación de los humus cosechados con lo establecido en la NMX-AA-180-SCFI-2018.

En general, ninguno de los humus obtenidos cumple cabalmente con lo establecido por la norma, ya que el pH se encuentra fuera de rango para los sustratos que cumplen con el contenido de nutrientes. De acuerdo con el umbral especificado en la norma, solo los humus D y E podrían ser etiquetados como fertilizantes orgánicos.

Un valor que salta a la vista es la alta proporción C/N que presentan los humus, en mayor medida los provenientes de FLMS como ingrediente principal. Si bien el bajo o nulo autocalentamiento observado en el producto final de las

vermicompostas hace pensar que la composta se encuentra más estable, no se puede decir que las vermicompostas experimentales se encontraban maduras al finalizar el experimento ya que aún queda una gran cantidad de materia orgánica por descomponer, tal y como lo reflejan la C/N y el porcentaje creciente de nitrógeno amoniacal (Li et al., 2015). Probablemente, prolongar el tiempo de vermicomposta para el sustrato B pudiera ser benéfico para su completa transformación en fertilizante orgánico. Para el sustrato A, el rol de las lombrices en la captación de nutrientes y el significativo aumento en su densidad poblacional podría estancar la maduración de la vermicomposta. En el caso de los sustratos D y E, el decrecimiento poblacional de la lombriz de tierra puede deberse al aumento en la conductividad eléctrica que, como se evidenció al inicio del experimento, ocasiona la muerte de las lombrices de *E. foetida*.

Cabe resaltar que las vermicompostas establecidas no tenían drenaje. Posiblemente en sistemas con recuperación de lixiviados, compuestos solubles como el amoníaco hubieran mostrado otro comportamiento, alterando así el rumbo del proceso. De igual manera, se hubiera esperado que el desecho del metabolismo de la lombriz de tierra fuera expulsado de la vermicomposta, posiblemente favoreciendo su supervivencia más tiempo en las vermicompostas D y E, que lo que mostraron fue una tasa más rápida de degradación, propia de compostas con C/N iniciales favorables (20-25).

El pH es el valor que se encuentra fuera de rango respecto a lo designado en la norma para los humus que en otros aspectos podrían ser fertilizantes prometedores. No obstante, con la humificación y mineralización de los nutrientes, las vermicompostas suelen mostrar un valor de pH que tiende hacia la acidez (Bernal et al., 2009), por lo que nuevamente podemos suponer que los humus se encontraban inmaduros y se beneficiarían de más tiempo de vermicomposta.

VI. Conclusiones

En relación con lo establecido por la NMX-AA-180-SCFI-2018, los humus obtenidos de las mezclas B y D, pueden ser denominados fertilizantes orgánicos en función de su porcentaje de NPK en base seca. Sin embargo, el pH que presentan se encuentra fuera del rango establecido por la norma para las compostas terminadas. Es relevante tomar en cuenta que un periodo de 21 días pudiera ser corto para alcanzar la madurez de los productos, como lo refleja su % materia orgánica y, de continuar los procesos de humificación propios de la composta, el pH podría disminuir. Además, un sistema sin lixiviación mantiene el amoníaco, que a su vez eleva la conductividad eléctrica, posible causa del declive en la población de lombriz de tierra en estas vermicompostas.

Respecto a los sustratos A y B, mantienen el potencial de convertirse en fertilizantes orgánicos según la normativa mexicana ya que muestran indicadores de ser un humus inmaduro que, de ser tratado por más tiempo pudiera continuar disminuyendo su C/N y aumentando la mineralización de nutrientes. Posiblemente la alta C/N resultante de un proceso tan agresivo como lo fue la lixiviación, pudo ralentizar la tasa de transformación de la biomasa.

En lo referente a la obtención de biomasa viva de lombriz de tierra a partir de estas vermicompostas, cabe resaltar el aumento de 8.7 veces que ocurrió en el sustrato únicamente constituido por FLMS. Debido a las preferencias de forrajeo de la lombriz de tierra, esto representa un indicador de la abundancia de microorganismos en el FLMS y abre la posibilidad a estudiar este material como sustrato de cría para la lombriz *E. foetida*.

No cabe duda de que, por sí mismo, el FLMS proveniente de la degradación del suero de queso no es un medio habitable por la lombriz de tierra *Eisenia foetida*. La repulsión exhibida por la lombriz de tierra hacia los altos valores de conductividad eléctrica propone cuestionar el protagonismo que esta variable fisicoquímica recibe al indagar sobre la fitotoxicidad del FLMS empleado como fertilizante o enmienda de suelo. Es pertinente evaluar si lo observado en este estudio es replicable independientemente del residuo del que proviene el FLMS. No hay que olvidar que

las características del residuo degradado por la larva trascienden dicho proceso e impactan en las características del FLMS resultante y, por lo tanto, determinan el tratamiento al que pueda ser sometido posteriormente. Por el momento, lo que podemos concluir es que para el caso del FLMS proveniente del suero de queso, la vermicomposta es factible exclusivamente cuando es sometido a un tratamiento que reduzca sus valores de conductividad eléctrica. Una vez habitable, el efecto de la vermicomposta es significativo, suponiendo una mejora principalmente en su estabilidad.

Se sugiere continuar indagando en el aprovechamiento de los humus obtenidos a partir de FLMS, poniéndolos a prueba en la producción de la industria agroalimentaria. Asimismo, si bien no califica como fertilizante orgánico, se sugiere evaluar su papel como enmienda de suelo y bioestimulante ya que los efectos de la vermicomposta en su composición y, sobre todo, en la reestructuración de la población microbiana que lo habita, pudieran favorecer la producción agrícola.

Este estudio constituye un antecedente relevante en el campo de los tratamientos biológicos a los que es posible someter al FLMS para sacar el mayor provecho de su contenido nutricional y promover su reincorporación a la cadena de suministro de la industria agroalimentaria.

VII. REFERENCIAS

- Abdel-Shafy, H. I., & Mansour, M. S. M. (2018). Solid waste issue: Sources, composition, disposal, recycling, and valorization. *Egyptian Journal of Petroleum*, 27(4), 1275–1290. <https://doi.org/10.1016/j.ejpe.2018.07.003>
- Alattar, M., Alattar, F., & Popa, R. (2016). Effects of microaerobic fermentation and black soldier fly larvae food scrap processing residues on the growth of corn plants (*Zea mays*). *Plant Science Today*, 3(1), 57–62. <https://doi.org/10.14719/pst.2016.3.1.179>
- Alidadi, H., Najafpoor, A. A., Hosseinzadeh, A., Dolatabadi Takabi, M., Esmaili, H., Zanganeh, J., & Piranloo, F. G. (2016). Waste recycling by vermicomposting: Maturity and quality assessment via dehydrogenase enzyme activity, lignin, water soluble carbon, nitrogen, phosphorous and other indicators. *Journal of Environmental Management*, 182, 134–140. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.07.025>
- Anyega, A. O., Korir, N. K., Beesigamukama, D., Changeh, G. J., Nkoba, K., Subramanian, S., van Loon, J. J. A., Dicke, M., & Tanga, C. M. (2021). Black Soldier Fly-Composted Organic Fertilizer Enhances Growth, Yield, and Nutrient Quality of Three Key Vegetable Crops in Sub-Saharan Africa. *Frontiers in Plant Science*, 12(June), 1–14. <https://doi.org/10.3389/fpls.2021.680312>
- Barrera Valdivia, I., Hernández García, G., & Mendoza Méndez, C. E. (2022). Los rellenos sanitarios, una solución paliativa a la problemática de residuos sólidos en Zamora, Michoacán, México. *LATAM Revista Latinoamericana de Ciencias Sociales y Humanidades*, 3(2), 1111–1126. <https://doi.org/10.56712/latam.v3i2.170>
- Beesigamukama, D., Mochoge, B., Korir, N. K., K.M. Fiaboe, K., Nakimbugwe, D., Khamis, F. M., Subramanian, S., Wangu, M. M., Dubois, T., Ekesi, S., & Tanga, C. M. (2021). Low-cost technology for recycling agro-industrial waste into nutrient-rich organic fertilizer using black soldier fly. *Waste Management*, 119, 183–194. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.09.043>

- Beesigamukama, D., Subramanian, S., & Tanga, C. M. (2022). Nutrient quality and maturity status of frass fertilizer from nine edible insects. *Scientific Reports*, 12(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-022-11336-z>
- Bernal, M. P., Albuquerque, J. A., & Moral, R. (2009). Bioresource Technology Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment . A review. *Bioresource Technology*, 100(22), 5444–5453. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.11.027>
- Bernal, M. P., Sommer, S. G., Chadwick, D., Qing, C., Guoxue, L., & Michel, F. C. (2017). Current Approaches and Future Trends in Compost Quality Criteria for Agronomic, Environmental, and Human Health Benefits. In *Advances in Agronomy* (Vol. 144, pp. 143–233). <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2017.03.002>
- Caltzontzin-Rabell, V., Gutiérrez-Antonio, C., García-Trejo, J. F., & Feregrino-Pérez, A. A. (2022). Effect of whey addition on the growth and proximal composition of black soldier fly (*Hermetia illucens*) larvae. *Coniin CVIII International Engineering Congress*, 476–480.
- Campbell, B. M., Beare, D. J., Bennett, E. M., Hall-Spencer, J. M., Ingram, J. S. I., Jaramillo, F., Ortiz, R., Ramankutty, N., Sayer, J. A., & Shindell, D. (2017). Agriculture production as a major driver of the earth system exceeding planetary boundaries. *Ecology and Society*, 22(4). <https://doi.org/10.5751/ES-09595-220408>
- Carrillo-Nieves, D., Rostro Alanís, M. J., de la Cruz Quiroz, R., Ruiz, H. A., Iqbal, H. M. N., & Parra-Saldívar, R. (2019). Current status and future trends of bioethanol production from agro-industrial wastes in Mexico. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 102(November 2018), 63–74. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.11.031>
- Chavez, M., & Uchanski, M. (2021). Insect left-over substrate as plant fertiliser. *Journal of Insects as Food and Feed*, 7(5), 683–694. <https://doi.org/10.3920/JIFF2020.0063>

- Chen, Y., Zhang, Y., Shi, X., Shi, E., Zhao, Y., Zhang, Y., & Xu, L. (2023). The contribution of earthworms to carbon mineralization during vermicomposting of maize stover and cow dung. *Bioresource Technology*, 368. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.128283>
- Chew, K. W., Chia, S. R., Yen, H. W., Nomanbhay, S., Ho, Y. C., & Show, P. L. (2019). Transformation of biomass waste into sustainable organic fertilizers. *Sustainability (Switzerland)*, 11(8). <https://doi.org/10.3390/su11082266>
- Chiam, Z., Lee, J. T. E., Tan, J. K. N., Song, S., Arora, S., Tong, Y. W., & Tan, H. T. W. (2021). Evaluating the potential of okara-derived black soldier fly larval frass as a soil amendment. *Journal of Environmental Management*, 286, 112163. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112163>
- Choi, Y.-C., Choi, J.-Y., Kim, J.-G., Kim, M.-S., Kim, W.-T., Park, K.-H., Bae, S.-W., & Jeong, G.-S. (2009). Potential Usage of Food Waste as a Natural Fertilizer after Digestion by *Hermetia illucens* (Diptera: Stratiomyidae). *International Journal of Industrial Entomology*, 19.
- Cubero-Cardoso, J., Serrano, A., Trujillo-Reyes, Á., Villa-Gómez, D. K., Borja, R., Feroso, F. G., Cubero-Cardoso, J., Serrano, A., Trujillo-Reyes, Á., Villa-Gómez, D. K., Borja, R., & Feroso, F. G. (2020). Valorization Options of Strawberry Extrudate Agro-Waste. A Review. *Innovation in the Food Sector Through the Valorization of Food and Agro-Food By-Products*. <https://doi.org/10.5772/INTECHOPEN.93997>
- Curry, J. P., & Schmidt, O. (2007). The feeding ecology of earthworms - A review. *Pedobiologia*, 50(6), 463–477. <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2006.09.001>
- Decreto Por El Que Se Reforman, Adicionan y Derogan Diversas Disposiciones Del Reglamento En Materia de Registros, Autorizaciones de Importación y Exportación y Certificados de Exportación de Plaguicidas, Nutrientes Vegetales y Sustancias y Materiales Tóxicos o Peligrosos., DOF 13/02/2014.

- Dulaurent, A. M., Daoulas, G., Faucon, M. P., & Houben, D. (2020). Earthworms (*Lumbricus terrestris* L.) mediate the fertilizing effect of frass. *Agronomy*, *10*(6). <https://doi.org/10.3390/agronomy10060783>
- FAOSTAT. (n.d.). Retrieved May 6, 2023, from <https://www.fao.org/faostat/en/#data/GA>
- Fernández-Gómez, M. J., Nogales, R., Plante, A., Plaza, C., & Fernández, J. M. (2015). Application of a set of complementary techniques to understand how varying the proportion of two wastes affects humic acids produced by vermicomposting. *Waste Management*, *35*, 81–88. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.09.022>
- Flack, F. M., & Hartenstein, R. (1984). GROWTH OF THE EARTHWORM EISENIA FOETIDA ON MICROORGANISMS AND CELLULOSE. In *Soil Biol. Biochem* (Vol. 16, Issue 5).
- Font-Palma, C. (2019). Methods for the Treatment of Cattle Manure—A Review. *C*, *5*(2), 27. <https://doi.org/10.3390/c5020027>
- García-Sánchez, M., Taušnerová, H., Hanč, A., & Tlustoš, P. (2017). Stabilization of different starting materials through vermicomposting in a continuous-feeding system: Changes in chemical and biological parameters. *Waste Management*, *62*, 33–42. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.02.008>
- Gärttling, D., Kirchner, S. M., & Schulz, H. (2020). Assessment of the n- And p-fertilization effect of black soldier fly (diptera: Stratiomyidae) by-products on maize. *Journal of Insect Science*, *20*(5), 1–11. <https://doi.org/10.1093/jisesa/ieaa089>
- Gärttling, D., & Schulz, H. (2021). Compilation of Black Soldier Fly Frass Analyses. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*. <https://doi.org/10.1007/s42729-021-00703-w>

- Gold, M., Tomberlin, J. K., Diener, S., Zurbrügg, C., & Mathys, A. (2018). Decomposition of biowaste macronutrients, microbes, and chemicals in black soldier fly larval treatment: A review. *Waste Management*, *82*, 302–318.
- Kassambara, A. (2023). *rstatix: Pipe-Friendly Framework for Basic Statistical Tests* (R package version 0.7.2).
- Kawasaki, K., Kawasaki, T., Hirayasu, H., Matsumoto, Y., & Fujitani, Y. (2020). Evaluation of fertilizer value of residues obtained after processing household organic waste with black soldier fly larvae (*Hermetia illucens*). *Sustainability (Switzerland)*, *12*(12). <https://doi.org/10.3390/SU12124920>
- León, L. L., Guzmán, O. L. D. A., Garcia, B. J. A., Chávez, M. C. G., & Peña, C. J. J. (2014). Consideraciones para mejorar la competitividad de la región “El Bajío” en la producción nacional de fresa. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, *5*(4), 673–686.
- Li, Z., Huang, G., Yu, H., Zhou, Y., & Huang, W. (2015). Critical factors and their effects on product maturity in food waste composting. *Environmental Monitoring and Assessment*, *187*(4). <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4430-9>
- Lim, S. L., Wu, T. Y., Lim, P. N., & Shak, K. P. Y. (2015). The use of vermicompost in organic farming: Overview, effects on soil and economics. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, *95*(6), 1143–1156. <https://doi.org/10.1002/jsfa.6849>
- Lohri, C. R., Diener, S., Zabaleta, I., Mertenat, A., & Zurbrügg, C. (2017). Treatment technologies for urban solid biowaste to create value products: a review with focus on low- and middle-income settings. In *Reviews in Environmental Science and Biotechnology* (Vol. 16, Issue 1, pp. 81–130). Springer Netherlands. <https://doi.org/10.1007/s11157-017-9422-5>
- Lopes, I. G., Yong, J. W., & Lalander, C. (2022). Frass derived from black soldier fly larvae treatment of biodegradable wastes. A critical review and future perspectives. *Waste Management*, *142*(November 2021), 65–76. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2022.02.007>

- Lowe, C. N., Butt, K. R., & Sherman, R. L. (2013). Current and Potential Benefits of Mass Earthworm Culture. In *Mass Production of Beneficial Organisms: Invertebrates and Entomopathogens*. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-391453-8.00020-0>
- Lv, B., Xing, M., & Yang, J. (2016). Speciation and transformation of heavy metals during vermicomposting of animal manure. *Bioresource Technology*, *209*, 397–401. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.03.015>
- Mashur, M., Bilad, M. R., Hunaepi, H., Huda, N., & Roslan, J. (2021). Formulation of organic wastes as growth media for cultivation of earthworm nutrient-rich *Eisenia foetida*. *Sustainability (Switzerland)*, *13*(18). <https://doi.org/10.3390/su131810322>
- Mejía Araya, P. (n.d.-a). *Manual de Lombricultura*. Agroflor Lombricultura.
- Mejía Araya, P. (n.d.-b). *Manual de Lombricultura*. Agroflor Lombricultura.
- Mejía Araya, P. (n.d.-c). *Manual Lombricultura* (Agroflor Lombricultura, Ed.).
- Menino, R., Felizes, F., Castelo-Branco, M. A., Fareleira, P., Moreira, O., Nunes, R., & Murta, D. (2021). Agricultural value of Black Soldier Fly larvae frass as organic fertilizer on ryegrass. *Heliyon*, *7*(1). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e05855>
- Microsoft Excel*. (2018). Microsoft corporation.
- Mohee, R., Mauthoor, S., Bundhoo, Z. M. A., Somaroo, G., Soobhany, N., & Gunasee, S. (2015). Current status of solid waste management in small island developing states: A review. *Waste Management*, *43*, 539–549. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.06.012>
- Morari, F., Vellidis, G., & Gay, P. (2011). *Nitrogen Cycle, Fertilizers, and N Loss Pathways*.
- Musyoka, S. N., Liti, D. M., Ogello, E., & Waidbacher, H. (2019). Utilization of the earthworm, *Eisenia fetida* (Savigny, 1826) as an alternative protein source in

fish feeds processing: A review. In *Aquaculture Research* (Vol. 50, Issue 9, pp. 2301–2315). Blackwell Publishing Ltd. <https://doi.org/10.1111/are.14091>

Njoku, P. O., Edokpayi, J. N., & Odiyo, J. O. (2019). Health and environmental risks of residents living close to a landfill: A case study of thohoyandou landfill, Limpopo province, South Africa. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(12). <https://doi.org/10.3390/ijerph16122125>

Parthasarathi, K., Balamurugan, M., Prashija, K. V., Jayanthi, L., & Ameer Basha, S. (2016). Potential of *Perionyx excavatus* (Perrier) in lignocellulosic solid waste management and quality vermifertilizer production for soil health. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, 5(1), 65–86. <https://doi.org/10.1007/s40093-016-0118-6>

Pinho, L. L., Lacerda, C. F. de, Sousa, J. A. de, Santos, A. M., Bezerra, A. M. E., Cavalcante, E. S., & Sales, J. R. da S. (2022). EFFECTS OF ARTIFICIAL SHADING AND IRRIGATION WITH BRACKISH WATER ON THE INITIAL DEVELOPMENT OF *Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan PLANTS. *Revista Árvore*, 46. <https://doi.org/10.1590/1806-908820220000007>

Poveda, J. (2021). Insect frass in the development of sustainable agriculture. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 41(5). <https://doi.org/10.1007/s13593-020-00656-x/Published>

QUE ESTABLECE LOS MÉTODOS Y PROCEDIMIENTOS PARA EL TRATAMIENTO AEROBIO DE LA FRACCIÓN ORGÁNICA DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS Y DE MANEJO ESPECIAL, ASÍ COMO LA INFORMACIÓN COMERCIAL Y DE SUS PARÁMETROS DE CALIDAD DE LOS PRODUCTOS FINALES., Pub. L. No. NMX-AA-180-SCFI-2018.

QUE ESTABLECE LOS MÉTODOS Y PROCEDIMIENTOS PARA EL TRATAMIENTO AEROBIO DE LA FRACCIÓN ORGÁNICA DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS Y DE MANEJO ESPECIAL, ASÍ COMO LA INFORMACIÓN COMERCIAL Y DE SUS PARÁMETROS DE CALIDAD DE LOS PRODUCTOS FINALES., Pub. L. No. NMX-AA-180-SCFI-2018. Retrieved

April 17, 2023, from
<https://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/agenda/PPD1/NMX-AA-180-SCFI-2018.pdf>

Quilliam, R. S., Nuku-Adeku, C., Maquart, P., Little, D., Newton, R., & Murray, F. (2020). Integrating insect frass biofertilisers into sustainable peri-urban agro-food systems. *Journal of Insects as Food and Feed*, 6(3), 315–322. <https://doi.org/10.3920/JIFF2019.0049>

Ravi, H. K., Degrou, A., Costil, J., Trespeuch, C., Chemat, F., & Vian, M. A. (2020). Larvae mediated valorization of industrial, agriculture and food wastes: Biorefinery concept through bioconversion, processes, procedures, and products. In *Processes* (Vol. 8, Issue 7). MDPI AG. <https://doi.org/10.3390/PR8070857>

Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F. S., Lambin, E., Lenton, T. M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H. J., Nykvist, B., de Wit, C. A., Hughes, T., van der Leeuw, S., Rodhe, H., Sörlin, S., Snyder, P. K., Costanza, R., Svedin, U., ... Foley, J. (2009). Planetary boundaries: Exploring the safe operating space for humanity. *Ecology and Society*, 14(2). <https://doi.org/10.5751/ES-03180-140232>

Romero Romano, C. O., Ocampo Mendoza, J., Sandoval Castro, E., & Tobar Reyes, R. J. (2018). *Evaluación de sustratos para la producción de lombriz de tierra (Eisenia foetida) Substrates evaluation for the production of earthworm (Eisenia foetida)* *Revista Centro Agrícola*. 45(4), 68–74. <http://cagricola.uclv.edu.cu>

Rummel, P. S., Beule, L., Hemkemeyer, M., Schwalb, S. A., & Wichern, F. (2021). Black Soldier Fly Diet Impacts Soil Greenhouse Gas Emissions From Frass Applied as Fertilizer. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 5(August), 1–17. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2021.709993>

Saravanan, A., Karishma, S., Senthil Kumar, P., & Rangasamy, G. (2023). A review on regeneration of biowaste into bio-products and bioenergy: Life cycle

- assessment and circular economy. *Fuel*, 338(September 2022), 127221. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2022.127221>
- Schmitt, E., & de Vries, W. (2020). Potential benefits of using *Hermetia illucens* frass as a soil amendment on food production and for environmental impact reduction. In *Current Opinion in Green and Sustainable Chemistry* (Vol. 25). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.cogsc.2020.03.005>
- Serrano, A., Newton, G., Alonso-Fariñas, B., Feroso, F. G., & Villa-Gomez, D. K. (2020). pH-Controlled fermentation of strawberry waste as phenol solubilisation method. *Journal of Cleaner Production*, 266. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121924>
- Sharma, K., & Garg, V. K. (2017). Vermi-modification of ruminant excreta using *Eisenia fetida*. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(24), 19938–19945. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9673-2>
- Sharma, K., & Garg, V. K. (2019). Vermicomposting of waste: A zero-waste approach for waste management. In *Sustainable Resource Recovery and Zero Waste Approaches*. Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-64200-4.00010-4>
- Shaxson, F., & Barber, R. (2005). *Optimización de la humedad del suelo para la producción vegetal. El significado de la porosidad del suelo*. (Vol. 79). Dirección de Información Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación.
- Shen, W., Gao, N., Min, J., Shi, W., He, X., & Lin, X. (2016). Influences of past application rates of nitrogen and a catch crop on soil microbial communities between an intensive rotation. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B — Soil & Plant Science*, 66(2), 97–106. <https://doi.org/10.1080/09064710.2015.1072234>
- Singh, A., & Singh, G. S. (2017). Vermicomposting: A sustainable tool for environmental equilibria. *Environmental Quality Management*, 27(1), 23–40. <https://doi.org/10.1002/tqem.21509>

- Singh, S., Singh, J., Kandoria, A., Quadar, J., Bhat, S. A., Chowdhary, A. B., & Vig, A. P. (2020). Bioconversion of different organic waste into fortified vermicompost with the help of earthworm: A comprehensive review. In *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture* (Vol. 9, Issue 4, pp. 423–439). Islamic Azad University. <https://doi.org/10.30486/ijrowa.2020.1893367.1037>
- Strik, B. C. (2016). A review of optimal systems for organic production of blueberry and blackberry for fresh and processed markets in the northwestern United States. *Scientia Horticulturae*, 208, 92–103. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2015.11.044>
- Sudkolai, S. T., & Nourbakhsh, F. (2017). Urease activity as an index for assessing the maturity of cow manure and wheat residue vermicomposts. *Waste Management*, 64, 63–66. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.03.011>
- Swarnam, T. P., Velmurugan, A., Pandey, S. K., & Dam Roy, S. (2016). Enhancing nutrient recovery and compost maturity of coconut husk by vermicomposting technology. *Bioresource Technology*, 207, 76–84. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.01.046>
- Tan, J. K. N., Lee, J. T. E., Chiam, Z., Song, S., Arora, S., Tong, Y. W., & Tan, H. T. W. (2021). Applications of food waste-derived black soldier fly larval frass as incorporated compost, side-dress fertilizer and frass-tea drench for soilless cultivation of leafy vegetables in biochar-based growing media. *Waste Management*, 130, 155–166. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.05.025>
- Thomas, G. V., Mathew, A. E., Baby, G., & Mukundan, M. K. (2019). Bioconversion of Residue Biomass from a Tropical Homestead Agro-Ecosystem to Value Added Vermicompost by *Eudrilus* Species of Earthworm. *Waste and Biomass Valorization*, 10(7), 1821–1831. <https://doi.org/10.1007/s12649-018-0203-3>
- Timsina, J. (2018). Can organic sources of nutrients increase crop yields to meet global food demand? In *Agronomy* (Vol. 8, Issue 10, pp. 1–20). <https://doi.org/10.3390/agronomy8100214>

- Velasco-Velasco, J., Parkinson, R., & Kuri, V. (2011). Ammonia emissions during vermicomposting of sheep manure. *Bioresource Technology*, *102*(23), 10959–10964. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.09.047>
- Weiss, M. R. (2006). Defecation behavior and ecology of insects. In *Annual Review of Entomology* (Vol. 51, pp. 635–661). <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.49.061802.123212>
- Wickham, H. (2016). *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York.
- Yakovleva, N., Chiwona, A. G., Manning, D. A. C., & Heidrich, O. (2021). Circular economy and six approaches to improve potassium life cycle for global crop production. *Resources Policy*, *74*(February 2020), 102426. <https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2021.102426>
- Yu, Y., Yu, Z., Sun, P., Lin, B., Li, L., Wang, Z., Ma, R., Xiang, M., Li, H., & Guo, S. (2018). Effects of ambient air pollution from municipal solid waste landfill on children's non-specific immunity and respiratory health. *Environmental Pollution*, *236*, 382–390. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.12.094>
- Zhou, Y., Xiao, R., Klammsteiner, T., Kong, X., Yan, B., Mihai, F.-C., Liu, T., Zhang, Z., & Awasthi, M. K. (2022). Recent trends and advances in composting and vermicomposting technologies: A review. *Bioresource Technology*, *360*.
- Zhu, W., Yao, W., Shen, X., Zhang, W., & Xu, H. (2018). Heavy metal and $\delta^{13}\text{C}$ value variations and characterization of dissolved organic matter (DOM) during vermicomposting of pig manure amended with ^{13}C -labeled rice straw. *Environmental Science and Pollution Research*, *25*(20), 20169–20178. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2016-0>

