

# UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE HIDALGO



**Escuela Superior de Apan**

## **TESIS DE LICENCIATURA**

**Calidad nutricional de compostas elaboradas con residuos del sustrato del cultivo de *Pleurotus* sp. y la adición de bacterias fijadoras de nitrógeno**

**Para obtener el título de**

Licenciada en Ingeniería en Biociencias

## **P R E S E N T A**

**Ingrid Ibarra Solis**

Director:

Dr. Pablo Antonio López Pérez

Codirector:

Dr. Jorge Víctor Maurice Lira

Chimalpa, Apan, Hgo., México a 29 de octubre de 2025





Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo  
Escuela Superior de Apan

Campus Apan

Número de control: ESAP-018/2025  
Asunto: Autorización de impresión de tesis

Ingrid Ibarra Solis  
P.D.L.I.B.C.  
**PRESENTE**

Por este medio le comunico que, el jurado asignado al pasante de la Licenciatura en Ingeniería en Biociencias **Ingrid Ibarra Solis** (358970), a quienes les presentó el trabajo para su titulación en la modalidad de tesis con el título **“Calidad nutricional de compostas elaboradas con residuos del sustrato del cultivo de *Pleurotus* sp. y la adición de bacterias fijadoras de nitrógeno”**, después de la revisión ha autorizado la impresión.

A continuación, se presentan las firmas de conformidad de los miembros de este jurado:

PRESIDENTE: Dra. Edith Jiménez Muñoz

SECRETARIO: Dra. María Magdalena Armendáriz Ontiveros

PRIMER VOCAL: Dr. Pablo Antonio López Pérez

SEGUNDO VOCAL: Dr. Jorge Víctor Maurice Lira

ATENTAMENTE

“Amor, Orden y Progreso”

Chimalpa, Apan, Hgo., México a 29 de octubre de 2025.

Dra. María Magdalena Armendáriz Ontiveros  
Coordinadora de Ingeniería en Biociencias



“Amor, Orden y Progreso”



2025



Carretera Apan - Calpulapan Km. 8, Colonia Chimalpa  
Tlalayote, Apan, Hidalgo, México C.P. 43900  
Teléfono: 7717172000 Ext. 50901  
esap@uaeh.edu.mx

uaeh.edu.mx

Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo

Escuela Superior de Apan

Título de la tesis

Calidad nutricional de compostas elaboradas con residuos del sustrato del cultivo de *Pleurotus* sp. y la adición de bacterias fijadoras de nitrógeno

Tesis

Para obtener el título de la Licenciatura en Ingeniera en Biociencias

P R E S E N T A

Ingrid Ibarra Solis

Director:

Dr. Pablo Antonio López Pérez

Codirector:

Dr. Jorge Víctor Maurice Lira

Chimalpa, Apan, Hgo., México a 29 de octubre de 2025

## AGRADECIMIENTOS

*Expreso mi más sincero reconocimiento al **Dr. Pablo Antonio López Pérez** y al **Dr. Jorge Victor Maurice Lira** por su valioso apoyo, orientación académica y profesionalismo durante el desarrollo de esta investigación. Su constante dedicación, conocimientos y disposición para compartir su experiencia fueron determinantes para la consolidación de este trabajo.*

*Asimismo, agradezco profundamente la confianza, la motivación y la amistad que me brindaron, así como su ejemplo y compromiso con la ciencia, que constituyen una fuente de inspiración en mi formación profesional y personal.*

## RESUMEN

La producción de *Pleurotus* sp., genera aproximadamente 5.8 kg de materia orgánica residual por cada kilogramo de hongo cultivado, lo que plantea un desafío para su gestión sostenible. Este estudio destaca la importancia de integrar los residuos de *Pleurotus* sp., con bacterias fijadoras de nitrógeno (BFN) en el proceso de compostaje, optimizando el ciclo de nutrientes, y promoviendo la sostenibilidad agroecológica mediante la transformación de desechos en nutrientes reutilizables. Se establecieron compostas bajo un diseño experimental completamente aleatorio, con cuatro tratamientos independientes: residuos del sustrato del cultivo de *Pleurotus* sp.; sin residuos del sustrato; con inoculación; y con inoculación más residuos del sustrato. Se comparó el valor nutrimental (Nitrógeno total (Nt), P, K, Ca, Mg, Na, S, Fe, Cu, Mn, Zn y B), así como el pH, CE, contenido de materia orgánica (MO) y relación C/N. La significancia entre los tratamientos fue analizada mediante un ANOVA ( $\alpha \leq 0.05$ ); Y los tratamientos se compararon mediante una prueba de medias Tukey ( $\alpha \leq 0.05$ ). Las compostas adicionadas con residuos de sustrato de *Pleurotus* sp., más la inoculación de BFN obtuvieron concentraciones significativamente menores de N ( $2.19 \pm 0.09\%$ ) y P ( $0.59 \pm 0.04\%$ ), en comparación con las compostas sin residuos y sin inoculación, N ( $2.65 \pm 0.03\%$ ) y P ( $0.79 \pm 0.02\%$ ) ( $p > 0.05$ ), esto sugiere que las fuentes de N y P fueron aprovechadas por el hongo producido y las bacterias fijadoras de nitrógeno ya no tuvieron acceso a las fuentes de energía necesarias para desarrollarse. No obstante, las concentraciones micronutrientes no difirieron substancialmente entre los tratamientos. Las concentraciones de los micronutrientes del tratamiento con residuos de sustrato de *Pleurotus* sp. más la inoculación de BFN, Na ( $0.45 \pm 0.01\%$ ) y B ( $25.03 \pm 0.74\%$ ) fueron significativamente superiores a los demás tratamientos, no obstante, el tratamiento con la inoculación con bacterias fijadoras de nitrógeno mostró concentraciones superiores de MO ( $69.08 \pm 1.30\%$ ) y Carbono Orgánico (CO) ( $40.08 \pm 0.75\%$ ). Finalmente, los resultados muestran que los sustratos residuales de la producción de *Pleurotus* sp., y la adición de BFN contienen fuentes de iones solubles y micronutrientes que pueden ser reciclados mediante su compostaje, para ser aprovechados como mejorador del suelo en sistemas agroecológicos.



## ABSTRACT

The production of *Pleurotus* sp. generates approximately 5.8 kg of residual organic matter for every kilogram of mushroom cultivated, posing a challenge for its sustainable management. This study focuses on the importance of integrating *Pleurotus* sp. residues with nitrogen-fixing bacteria (NFB) during composting, thereby closing the nutrient cycle and promoting agroecological sustainability through the transformation of waste into reusable nutrients. Composts were prepared using residues from the *Pleurotus* sp. cultivation substrate, without substrate residues, with inoculation, and with inoculation plus substrate residues, following a completely randomized experimental design with four independent treatments. Their nutritional value (Total Nitrogen (TN), P, K, Ca, Mg, Na, S, Fe, Cu, Mn, Zn, and B) was compared, as well as pH, EC, organic matter (OM) content, and C/N ratio. The significance among treatments was analyzed using ANOVA ( $\alpha \leq 0.05$ ), and treatment means were compared using Tukey's test ( $\alpha \leq 0.05$ ). Composts supplemented with *Pleurotus* sp. substrate residues plus NFB inoculation showed significantly lower concentrations of N ( $2.19 \pm 0.09\%$ ) and P ( $0.59 \pm 0.04\%$ ) compared to composts without residues and without inoculation, N ( $2.65 \pm 0.03\%$ ) and P ( $0.79 \pm 0.02\%$ ) ( $p > 0.05$ ). This suggests that N and P sources were utilized by the cultivated fungus, and the nitrogen-fixing bacteria no longer had access to the necessary energy sources for their development. However, micronutrient concentrations did not differ substantially among treatments. The treatment with *Pleurotus* sp. substrate residues plus NFB inoculation exhibited significantly higher concentrations of Na ( $0.45 \pm 0.01\%$ ) and B ( $25.03 \pm 0.74\%$ ) compared to the other treatments. Nevertheless, the treatment inoculated only with nitrogen-fixing bacteria showed higher levels of OM ( $69.08 \pm 1.30\%$ ) and Organic Carbon (OC) ( $40.08 \pm 0.75\%$ ). Finally, the results demonstrate that the residual substrates from *Pleurotus* sp. production and the addition of NFB provide sources of soluble ions and micronutrients that can be recycled through composting, to be used as soil enhancers in agroecological systems.

## Índice

Agradecimientos .....	i
Resumen.....	ii
Abstract.....	iii
Índice de tablas .....	vi
Índice de figuras.....	vii
1. Introducción .....	1
2. Antecedentes.....	3
2.1. Importancia económica de la producción de <i>Pleurotus</i> . sp.....	3
2.2. Antecedentes del uso de <i>Pleurotus</i> sp. u otros hongos comestibles en compostaje. ....	4
2.3. Uso de BFN en el proceso de compostaje.....	4
2.4. Uso de <i>Azospirillum</i> sp. y <i>Raoultella</i> sp., en el proceso de compostaje.....	5
2.5. Importancia del hongo <i>Pleurotus</i> sp., y otros hongos comestibles en los sistemas agroecológicos.....	6
2.6. Indicadores del proceso de compostaje.....	7
2.6.1. Emisiones de CO <sub>2</sub> .....	7
2.6.2. Temperatura.....	8
2.7. Ciclo del C en el proceso de compostaje .....	9
2.8. Ciclo del N durante el proceso de compostaje.....	10
2.9. Importancia del compostaje en los sistemas agroecológicos.....	11
2.10. Justificación .....	12
2.11. Hipótesis.....	13
2.12. Objetivos.....	14
2.12.1. Objetivo General.....	14
2.12.2. Objetivos particulares.....	14
3. Metodología.....	15
3.1. Establecimiento de las compostas .....	16
3.2. Unidades experimentales (UE) .....	16
3.3. Preparación de las compostas.....	16
3.4. Inoculación de bacterias fijadoras de nitrógeno .....	16
3.5. Descripción de los tratamientos .....	17

3.6. Variables cuantificadas .....	19
3.6.1. Primera etapa (evaluación del bioproceso) .....	19
3.6.1.1. Materia orgánica .....	19
3.6.1.2. Carbono orgánico (CO).....	20
3.6.1.3. Nitrógeno total (Nt).....	21
3.6.1.4. pH .....	22
3.6.1.5. Temperatura .....	23
3.6.1.6. Humedad .....	23
3.6.1.7. Emisiones de CO <sub>2</sub> .....	24
3.6.2. Segunda etapa (Caracterización química de la composta) .....	24
3.6.2.1. Diseño experimental y análisis estadísticos.....	26
4. Resultados y discusión .....	28
4.1. Indicadores del proceso de compostaje.....	28
4.1.1. Evolución de las emisiones de CO <sub>2</sub> y temperatura durante el proceso de compostaje. ....	28
4.1.2. Evolución del CO durante el proceso de compostaje. ....	32
4.1.3. Evolución del Nitrógeno total durante el proceso de compostaje. ....	34
4.1.4. Relación C/N durante el proceso de compostaje.....	37
4.2. Evaluación nutrimental de las compostas.....	38
4.2.1. Análisis de varianza (ANOVA) y prueba de medias Tukey para la caracterización nutrimental de las compostas. ....	38
4.2.2. Correlación de las variables independientes (residuos de hongos <i>Pleurotus</i> sp. y bacterias fijadoras de N) y la caracterización química de las compostas. ....	41
4.3. Perspectivas prácticas del compostaje de residuos de <i>Pleurotus</i> sp., más la adición de bacterias fijadoras de nitrógeno: Un bioproceso clave para la sustentabilidad agrícola y la soberanía alimentaria. ....	44
5. Conclusión y perspectivas .....	47
6. Referencias .....	49
Anexos .....	vii



## Índice de tablas

<b>Tabla 1</b> Sistema experimental. Proporciones de las mezclas para la preparación de las compostas. ....	18
<b>Tabla 2</b> Metodologías utilizadas por FERTILAB para evaluar las variables químicas de cuatro tratamientos de compostas. ....	25
<b>Tabla 3</b> Prueba t de Student ( $\alpha=0.05$ ) para cinética de las emisiones de CO <sub>2</sub> durante el proceso de compostaje de cuatro tratamientos.....	30
<b>Tabla 4</b> Prueba t de Student ( $\alpha=0.05$ ) para cinética de las temperaturas durante el proceso de compostaje de cuatro tratamientos.....	30
<b>Tabla 5</b> Prueba t de Student para cinética de emisiones de CO <sub>2</sub> . ....	32
<b>Tabla 6</b> Prueba t de Student para cinética de temperatura ....	32
<b>Tabla 7</b> Resumen del análisis de varianza (ANOVA) para la caracterización nutrimental de cuatro compostas con y sin sustrato de hongo <i>Pleurotus</i> sp. y bacterias fijadoras de nitrógeno. ....	39
<b>Tabla 8</b> Prueba de medias Tukey para la caracterización nutrimental de cuatro compostas producidas con y sin sustrato de hongo <i>Pleurotus</i> sp. y bacterias fijadoras de nitrógeno (promedio $\pm$ error estándar). ....	40

## Índice de figuras

<b>Figura 1</b> Esquema del ciclo agroecológico de la comunidad de San Felipe Hidalgo, municipio de Nanacamilpa, Tlaxcala.....	7
<b>Figura 2</b> Diagrama general de toda la metodología por etapas.....	15
<b>Figura 3</b> Composta elaborada a partir de estiércol de bovino, materia vegetal (desechos de verduras y plantas), aserrín, melaza, pulque fermentado y cebada con las proporciones específicas. ....	19
<b>Figura 4</b> Sistema de Kjeldahl para la cuantificación del Nitrógeno total. ....	22
<b>Figura 5</b> Composta con tres termómetros colocados en diferentes puntos, utilizados para registrar la temperatura y calcular su valor promedio. ....	23
<b>Figura 6</b> Establecimiento del experimento mediante un diseño experimental completamente aleatorio.....	27
<b>Figura 7</b> Cinéticas de Temperatura y CO <sub>2</sub> producido durante el proceso de compostaje durante.....	30
<b>Figura 8</b> Concentración de CO durante el proceso de compostaje de cuatro tratamientos. ....	33
<b>Figura 9</b> Concentración de Nitrógeno total durante el proceso de compostaje de cuatro tratamientos ....	35
<b>Figura 10</b> Relación C/N durante proceso de compostaje de cuatro tratamientos	37
<b>Figura 11</b> Matriz de correlación de Pearson de las variables químicas.....	42
<b>Figura 12</b> Agrupamiento de los tratamientos.....	43
<b>Figura 13</b> Composta final. ....	46

## 1. INTRODUCCIÓN

*Pleurotus* sp., ocupa un lugar destacado entre los hongos comestibles más cultivados en todo el mundo debido a su alto valor nutricional (Irshad *et al.*, 2023), su versatilidad y su creciente demanda en diversas industrias (Raman *et al.*, 2020; Golian *et al.*, 2022). Sin embargo, este aumento en la producción de hongos, impulsado por su alta demanda, trae consigo la generación de grandes volúmenes de residuos lignocelulósicos derivados del sustrato agotado del cultivo de hongos (Atallah *et al.*, 2021). De acuerdo al estudio de Muswati *et al.* 2021, se producen, aproximadamente, 5.8 Kg de materia orgánica residual por cada kg de hongo fresco producido, destacando la magnitud del problema. La falta de estrategias sostenibles para la gestión de estos residuos no solo incrementa las emisiones de gases de efecto invernadero, sino que también contribuye a la contaminación del aire y del agua, provocando fenómenos como la eutrofización y la proliferación de microorganismos patógenos, con implicaciones graves para el ambiente y la salud pública (Ayilara *et al.*, 2020; Ma *et al.*, 2023; Silva *et al.*, 2024).

El sustrato agotado de hongos, una mezcla compleja de materia orgánica, nutrientes esenciales, compuestos bioactivos, enzimas y micelio residual, emerge como un recurso valioso con un amplio potencial para revolucionar la biotecnología agrícola (Leong *et al.*, 2021; Pérez-Chávez *et al.*, 2022; Baptista *et al.*, 2023). Además, sus propiedades clave, como la alta porosidad, la capacidad de retención de agua, y la estructura que favorecen la salud del suelo (Herrera Gamboa *et al.*, 2022), no solo mejoran las condiciones físicas del suelo, sino que también favorecen al crecimiento de microorganismos benéficos, clave para la biodiversidad microbiana y los ciclos nutricionales. Al disminuir el estrés abiótico en las plantas y mejorar la disponibilidad de nutrientes clave, este sustrato se establece como un elemento crucial en la transición hacia prácticas agrícolas regenerativas y sostenibles (Kwiatkowski & Harasim, 2021; Baptista *et al.*, 2023; Wang *et al.*, 2024).

El compostaje de residuos provenientes del cultivo de *Pleurotus* sp., en combinación con la inoculación de bacterias fijadoras de nitrógeno (BFN), pueden ser un método biotecnológico eficaz para reducir el uso de los fertilizantes inorgánicos convencionales en sistemas agrícolas, Ma *et al.* (2023) e Iregui-Rojas *et al.* (2024), han demostrado que estos residuos, ricos en nitrógeno (N) y fósforo (P), mejoran las propiedades fisicoquímicas de la composta, y potencian su biodiversidad microbiana, convirtiéndolo en una herramienta eficaz para la regeneración de suelos degradados. La incorporación de BFN, según Harindintwali *et al.* (2020) y Wang *et al.* (2024), acelera significativamente el proceso de compostaje al reducir la relación C/N, minimiza las pérdidas de nitrógeno durante el proceso y mejora la calidad biológica y química de la composta final. Este enfoque integrado no solo optimiza el manejo de residuos lignocelulósicos, además, cierra eficientemente los ciclos de nutrientes, reduciendo el impacto ambiental y fortaleciendo la sostenibilidad de los sistemas agroecológicos frente a los retos actuales de la agricultura regenerativa (Harindintwali *et al.*, 2020; Silva *et al.*, 2024).

En este estudio se llevaron a cabo dos etapas de investigación. La primera consistió en la evaluación del bioproceso de compostaje, en la cual se monitorearon indicadores clave como la temperatura y las emisiones de CO<sub>2</sub>, además de analizar las concentraciones de Carbono Orgánico (CO) y Nitrógeno total (Nt). La segunda etapa se enfocó en la caracterización química del producto final, evaluando su composición nutrimental. El objetivo fue determinar el impacto de la adición del sustrato de *Pleurotus* sp. y de bacterias fijadoras de nitrógeno en la dinámica del compostaje y en la calidad nutrimental de la composta producida.

## 2. ANTECEDENTES

### 2.1. Importancia económica de la producción de *Pleurotus* sp

Su importancia a nivel global radica en su notable versatilidad y en su capacidad para desarrollarse en diversos sustratos provenientes de distintas fuentes como: residuos agrícolas, materiales orgánicos biodegradables y subproductos de origen agroindustrial (Dissasa, 2022; Hultberg *et al.*, 2023; de Nascimento Deschamps *et al.*, 2024). Además, su rápido ciclo de crecimiento contribuye a la reducción de los costos de producción, incrementando su rentabilidad y consolidándolo como una alternativa altamente atractiva para los productores agrícolas (Loc *et al.*, 2023; Krupodorova *et al.*, 2024).

Se ha consolidado como un recurso clave en la investigación científica, destacado en múltiples industrias, como la farmacéutica, en donde se reconocen sus propiedades funcionales como las anticancerígenas (Gariboldi *et al.*, 2023), antimicrobianas (Yakobi *et al.*, 2023) e inmunomoduladoras (Pérez-Bassart *et al.*, 2023). En la industria biotecnológica, desempeña un papel crucial en la biorremediación, ofreciendo soluciones sostenibles y económicamente viables para mitigar el impacto ambiental (Mohamadhasani & Rahimi, 2022).

Por otro lado, en el sector agrícola los subproductos del cultivo de *Pleurotus* sp., como el micelio y el sustrato agotado, se han aprovechado como fertilizantes orgánicos ricos en nutrientes (Yang *et al.*, 2023). Además, en las últimas décadas, ha emergido como una alternativa innovadora para la fabricación de biomateriales basados en micelio fúngico (Charpentier-Alfaro *et al.*, 2023), mientras que, en la industria cosmética sus extractos han ganado protagonismo debido a sus propiedades antioxidantes, antiinflamatorias e hidratantes para el cuidado de la piel (Paterska *et al.*, 2024). En conjunto *Pleurotus* sp., es un recurso biológico clave que impulsa la innovación y sostenibilidad, promoviendo el crecimiento económico y la optimización de procesos industriales en diversos sectores.

## **2.2. Antecedentes del uso de *Pleurotus* sp. u otros hongos comestibles en compostaje**

Los residuos del sustrato del hongo que se generan durante la fase de cultivo permanecen como biomasa residual, las grandes cantidades de residuos producidos plantean desafíos ambientales significativos y costosos (Martín *et al.*, 2023). El manejo inadecuado de estos residuos mediante prácticas como la quema a cielo abierto, la incineración o el vertido en vertederos, puede ocasionar contaminación del aire, así como del agua, además de eutrofización, elevadas emisiones de gases de efecto invernadero y la generación de olores desagradables (Silva *et al.*, 2024). Además, pueden presentarse riesgos asociados, como la proliferación de microorganismos patógenos y bacterias causantes de enfermedades (Ma *et al.*, 2023).

El compostaje se destaca como una biotecnología que busca ser más respetuosa con el medio ambiente mediante el uso de microorganismos descomponedores de residuos orgánicos (Castro-Hernández *et al.*, 2023). Estudios previos han evaluado el proceso de compostaje como un método eficiente para reciclar los nutrientes de cultivos de hongos comestibles. Los resultados han demostrado que las compostas obtenidas poseen un potencial nutricional significativo (Polat *et al.*, 2009; Li *et al.*, 2018; Iregui-Rojas *et al.*, 2024).

## **2.3. Uso de BFN en el proceso de compostaje**

Las bacterias fijadoras de nitrógeno desempeñan un papel fundamental en el compostaje al actuar como una fuente adicional de nitrógeno para los microorganismos (Wang *et al.*, 2024). Esto no solo mejora la eficiencia de la descomposición y la calidad de la composta producido, sino que también disminuye la dependencia de fertilizantes químicos nitrogenados (Harindintwali *et al.*, 2020). Bacterias como *Azotobacter* spp. poseen la capacidad única de captar nitrógeno atmosférico ( $N_2$ ) y transformarlo en formas asimilables por las plantas, como amonio ( $NH_4^+$ ) y nitratos ( $NO_3^-$ ) (Sumbul *et al.*, 2020), elementos esenciales para la síntesis de proteínas y compuestos clave para el desarrollo vegetal (Luo *et al.*, 2023).

Durante el compostaje, las BFN requieren una relación carbono-nitrógeno (C/N) equilibrada, generalmente entre 25:1 y 30:1, para garantizar una descomposición eficiente de la materia orgánica (Méndez *et al.*, 2018; Greff *et al.*, 2021). Su presencia acelera la actividad microbiana al incrementar la disponibilidad de nitrógeno, lo que resulta en una composta de alta calidad en menor tiempo (Harindintwali *et al.*, 2020). Además, estas bacterias contribuyen a minimizar las pérdidas de nitrógeno por volatilización de amoníaco, optimizando el aprovechamiento de este nutriente y fortaleciendo el valor agronómico de la composta final (Harindintwali *et al.* (2020).

#### **2.4. Uso de *Azospirillum* sp. y *Raoultella* sp., en el proceso de compostaje**

*Azospirillum* sp., es una bacteria promotora del crecimiento vegetal (Jehani *et al.*, 2023) que mejora el desarrollo y productividad de diversas especies, especialmente las de importancia agronómica y ecológica (Naqqash *et al.*, 2022; da Silva Oliveira *et al.*, 2023; Condori *et al.*, 2024). Su acción se basa en la fijación de nitrógeno atmosférico y la síntesis de compuestos bioactivos como fitohormonas (Fukami *et al.*, 2018; Cruz-Hernández *et al.*, 2022; Dias *et al.*, 2024).

Por su parte, *Raoultella* sp., parte de la familia Enterobacteriaceae (Drancourt *et al.*, 2001; Huang *et al.*, 2023), también son promotoras del crecimiento de las plantas (Xu *et al.*, 2019), se han detectado en una amplia variedad de hábitats, como cuerpos de agua, suelos y organismos (Rizzi *et al.*, 2013; Bentzon-Tilia *et al.*, 2015; Huang *et al.*, 2023). A pesar de la necesidad de más investigaciones, hay indicios de que *Raoultella* sp., tienen la capacidad de fijar nitrógeno, lo que resalta su potencial ecológico y biotecnológico (Gushgari-Doyle *et al.*, 2021; Huang *et al.*, 2023).

La integración de *Azospirillum* sp., y *Raoultella* sp., en el proceso de compostaje representa una estrategia innovadora. Juntas, desempeñan un papel

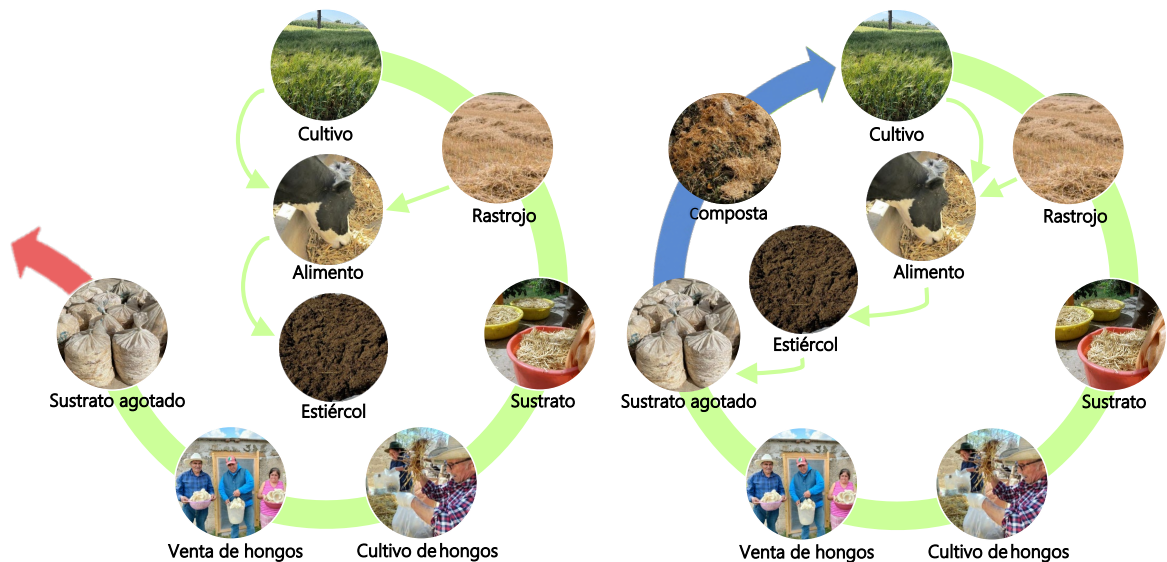


fundamental al enriquecer la materia orgánica con nitrógeno (Gushgari-Doyle *et al.*, 2021; Dias *et al.*, 2024; Yadav *et al.*, 2024) además, su habilidad para producir fitohormonas como el ácido indol-3-acético, que promueven el crecimiento de las plantas, también contribuye a acelerar la descomposición de los residuos (Jehani *et al.*, 2023), sino también puede enriquecer la composta resultante por sus aportaciones de nutrientes esenciales, y así reduzca la dependencia de fertilizantes químicos en la agricultura (Kondo *et al.*, 2024; Shahwar *et al.*, 2023).

## **2.5. Importancia del hongo *Pleurotus* sp., y otros hongos comestibles en los sistemas agroecológicos**

Los hongos comestibles tienen una relevancia destacada en los sistemas agroecológicos debido a su capacidad para fomentar la sostenibilidad reciclar nutrientes (Wendiro *et al.*, 2019; Meyer *et al.*, 2020). Al tener un valor importante nutricional rico en proteínas, vitaminas y minerales (Galgowska & Pietrzak-Fiećko 2020; Irshad *et al.*, 2023; Xu *et al.*, 2024), estos hongos contribuyen tanto a la salud humana (Łysakowska *et al.*, 2023) como al mejoramiento ambiental (Yarzabal Rodríguez *et al.*, 2024). El género *Pleurotus*, se destaca por su capacidad para descomponer residuos orgánicos ricos en lignina y celulosa, como residuos agrícolas, características relevantes para generar compostas de alta calidad (Barrantes-Jiménez *et al.*, 2024).

Además, la producción de hongos comestibles como *Pleurotus* sp., *Agaricus bisporus* y *Lentinula edodes*, permite ampliar la variedad de productos agrícolas, ya que se trata de cultivos de bajo costo que pueden desarrollarse en diversos sustratos económicos y espacios limitados (Dissasa, 2022; Wang *et al.*, 2023; Sassine *et al.*, 2024). Además de su viabilidad económica, estos hongos destacan por su alto valor nutricional y propiedades bioactivas, como su actividad inmunomoduladora (Arunachalam *et al.*, 2022) y antioxidante (Mwangi *et al.*, 2022), lo que los posiciona como una alternativa fundamental en sistemas agroecológicos sostenibles.



**Figura 1.** Esquema del ciclo agroecológico de la comunidad de San Felipe Hidalgo, municipio de Nanacamilpa, Tlaxcala. Actividades de personas campesinas y silvicultoras que, además de mantener ganadería de traspato, se dedican al cultivo y comercialización del hongo *Pleurotus* sp. La flecha roja indica una ruptura en el ciclo agroecológico, mientras que la sección azul destaca el proceso de compostaje como una estrategia clave para favorecer el cierre del ciclo y la reincorporación de nutrientes al sistema. Este enfoque contribuye directamente a la economía circular, promoviendo la reutilización eficiente de recursos y la sostenibilidad productiva en la comunidad.

## 2.6. Indicadores del proceso de compostaje

Los indicadores del proceso de compostaje permiten identificar las etapas de mayor actividad microbiana y enzimática (Cao *et al.*, 2024; Kong *et al.*, 2024), así como el punto en el que se estabiliza y disminuye esta actividad microbiana (Roya *et al.*, 2024). El ajuste de estos parámetros garantiza un compostaje eficiente y asegura que el producto final (composta) cumpla con los estándares de calidad de acuerdo a la norma NOM-004-SEMARNAT-2002.

### 2.6.1. Emisiones de CO<sub>2</sub>

El dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) es un gas que se produce durante el compostaje debido a la descomposición aeróbica de la materia orgánica (Meng *et al.*, 2020). Durante la degradación aerobia, los microorganismos emiten CO<sub>2</sub> como resultado de su respiración, lo que representa un subproducto natural de su metabolismo (Guerrero-Ortiz *et al.*, 2012; Meng *et al.*, 2020).

En las primeras etapas del proceso, cuando la materia orgánica fácilmente degradable es abundante, la actividad microbiana es elevada, lo que resulta en una mayor liberación de CO<sub>2</sub> (Kong *et al.*, 2024). Sin embargo, a medida que la composta alcanza una mayor estabilidad y madurez, este proceso se ralentiza (Kong *et al.*, 2024).

Controlar las emisiones de CO<sub>2</sub> es fundamental para evaluar la eficacia del compostaje, permitiendo ajustar condiciones como la ventilación (Kong *et al.*, 2024) y la humedad, lo que asegura un ambiente propicio para el crecimiento microbiano (Castro-Hernández *et al.*, 2023). Además, el CO<sub>2</sub> es parte integral del ciclo del carbono, se produce cuando los compuestos orgánicos de carbono han sido oxidados, de tal forma que facilita el reciclaje de nutrientes (Tortosa *et al.*, 2021).

### **2.6.2. Temperatura**

La temperatura es uno de los factores clave en el proceso de compostaje, debido a que refleja la actividad biológica de los microorganismos (Zhu *et al.*, 2021). Conforme estos organismos procesan los residuos, producen calor, lo que eleva la temperatura en la pila de la composta (Hashim *et al.*, 2023). Si la temperatura desciende, puede ser señal de que la actividad ha disminuido o que el proceso se ha ralentizado (Policastro & Cesaro, 2022).

Durante el proceso de compostaje, es posible identificar 4 fases según la temperatura: mesófila, termófila, enfriamiento y maduración (Matiz *et al.*, 2023). En la fase mesófila, los microorganismos descomponen los residuos orgánicos biodegradables simples (Hettiarachchi *et al.*, 2020), esto eleva la temperatura hasta los 45 °C (Alkoaik *et al.*, 2019; Mori *et al.*, 2020). Durante la fase termófila, la temperatura puede alcanzar su punto máximo hasta los 60 °C (Lu *et al.*, 2022; Noor *et al.*, 2024), lo que favorece la rápida descomposición de la materia orgánica, la eliminación de microorganismos patógenos y la inactivación de semillas (Gou *et al.*, 2017; Zhao *et al.*, 2022). En las últimas fases, hay una disminución de temperatura

por la menor actividad microbiana, la madurez de la composta se logra tras completar las fases de procesamiento (Kong *et al.*, 2024).

Supervisar de forma constante garantiza que las condiciones sean las apropiadas para un proceso eficiente y agiliza la descomposición de la materia orgánica (Kong *et al.*, 2024). Si la temperatura no aumenta, podría señalar problemas como falta de oxígeno, debido a un control inadecuado de la ventilación (Zhang *et al.*, 2023). Por otro lado, temperaturas excesivamente altas, arriba de los 70 °C pueden dañar en la cinética de humificación y ralentizar la actividad microbiana además de provocar desnaturalización de las enzimas (Kulikowska *et al.*, 2023; Sokač *et al.*, 2024). Un método que puede ayudar a controlar la temperatura de las compostas es mediante el volteo, esto contribuye a que la actividad microbiana aerobia continúe (Peng *et al.*, 2023).

## **2.7. Ciclo del C en el proceso de compostaje**

En el ciclo del carbono en el compostaje diversas bacterias transforman la materia orgánica para obtener energía para sus procesos metabólicos (Tortosa *et al.*, 2021) y liberar parte de él como dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) a la atmósfera (Kong *et al.*, 2024). No obstante, una fracción del carbono no se libera como CO<sub>2</sub>, sino que se incorpora en la biomasa microbiana y queda temporalmente inmovilizado (Pérez *et al.*, 1998; Guerrero-Ortiz *et al.*, 2012).

Durante la descomposición de los materiales orgánicos, el carbono complejo, como el de la celulosa, se transforma en compuestos más simples, como monosacáridos y compuestos de bajo peso molecular (Albrecht *et al.*, 2010; Rastogi *et al.*, 2020), lo que mejora la calidad de la composta y permite un almacenamiento más estable de carbono en el suelo (Vigne *et al.*, 2021; Huang *et al.*, 2022).

A lo largo del proceso de compostaje, gran parte del carbono se emite como CO<sub>2</sub> debido a la respiración microbiana (Azim *et al.*, 2018; Jiang *et al.*, 2023). Posteriormente, la composta pasa a una fase de maduración en la que el carbono

se estabiliza y forma sustancias húmicas (Ma *et al.*, 2024), que actúan como reservorios de carbono a largo plazo, lo que mejora la estructura y fertilidad del suelo (Jiang *et al.*, 2023).

## **2.8. Ciclo del N durante el proceso de compostaje**

En el compostaje, el nitrógeno es fundamental para la actividad de los microorganismos y la producción de una composta nutritiva (Roya *et al.*, 2024). Durante las primeras etapas, los microorganismos descomponen la materia orgánica rica en nitrógeno (Delgado Arroyo *et al.*, 2019; Grenier *et al.*, 2023; Zhang *et al.*, 2025), después a través de la mineralización, el nitrógeno orgánico es convertido en compuestos como amoníaco ( $\text{NH}_3$ ) y amonio ( $\text{NH}_4^+$ ), esto es esencial para liberar el nitrógeno en una forma que las plantas puedan absorber (Grenier *et al.*, 2023; Mo *et al.*, 2023).

Posteriormente, el amonio se convierte en nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ) mediante la nitrificación (Körner y Stegmann, 2002; Grenier *et al.*, 2023), un proceso clave para hacer que el nitrógeno sea disponible para las plantas en la composta final. Sin embargo, en condiciones inadecuadas, como temperaturas muy altas, puede producirse su volatilización, donde el amonio se transforma en amoníaco y reduce el contenido de nitrógeno en la composta (Ahmed *et al.*, 2023; Zhou *et al.*, 2024).

Parte del nitrógeno es retenido temporalmente en la biomasa microbiana a través de la inmovilización, pero luego se libera nuevamente al morir las células microbianas (Gutiérrez-González *et al.*, 2024; Larsen *et al.*, 2000). En ambientes anaeróbicos, la desnitrificación transforma los nitratos en gases, como el óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) y óxidos de nitrógeno ( $\text{NO}_x$ ) (Ermolaev *et al.*, 2019), lo que representa otra pérdida de nitrógeno. En las etapas finales del compostaje, el nitrógeno se estabiliza en compuestos más complejos, reduciendo su volatilidad y aumentando su disponibilidad para las plantas (Zhang *et al.*, 2025). Esta transformación mejora la estructura del suelo y proporciona una fuente de nutrientes de liberación gradual, beneficiando especialmente a cultivos bienales y perennes (Ayilara *et al.*, 2020).

## **2.9. Importancia del compostaje en los sistemas agroecológicos**

El compostaje es fundamental en los sistemas agroecológicos, ya que mejora la calidad del suelo, cierra los ciclos de nutrientes y reduce el impacto ambiental, lo que promueve la sostenibilidad y resiliencia a largo plazo (Nijs *et al.*, 2025). Este proceso convierte residuos orgánicos como restos de cultivos y estiércol en un abono rico en nutrientes, lo que lo convierte en una materia prima ideal para fertilizantes orgánicos de alta calidad (Cao *et al.*, 2024; Wang *et al.*, 2024), minimiza el impacto ambiental al evitar la acumulación de desechos y mitiga la emisión de gases de efecto invernadero (Li *et al.*, 2018; Grimm & Wösten, 2018).

Además, la incorporación de composta mejora la estructura del suelo, optimizando la retención de agua y nutrientes, lo que favorece la actividad microbiana beneficiosa (Diacono & Montemurro, 2011; Noor *et al.*, 2024; Islam *et al.*, 2024). Esto contribuye a crear suelos más saludables y resistentes, reduciendo la erosión y la pérdida de nutrientes (Ramos, 2024). A largo plazo, el compostaje incrementa la resiliencia agrícola al mejorar la densidad del suelo, la retención de agua y las reservas de materia orgánica, maximizando el uso de recursos y restaurando la salud del suelo y los ecosistemas (Islam *et al.*, 2024; Rodgers *et al.*, 2024).

## 2.10. JUSTIFICACIÓN

En la actualidad, los sistemas de producción agroecológica enfrentan el desafío de alcanzar una autosustentabilidad integral, tanto económica como nutrimental, a través de la optimización de los recursos disponibles y la minimización de la dependencia de insumos sintéticos. Este estudio se enfoca en la transformación de los residuos generados en el cultivo de *Pleurotus* sp., los cuales, aunque generalmente considerados desechos y fuente de contaminación, en realidad contienen nutrientes valiosos que pueden ser reciclados. Aprovechar estos residuos dentro del ciclo de producción agroecológico no solo favorece la reducción de desechos, sino que también contribuye a la sostenibilidad del sistema y a la mejora del balance ecológico.

El análisis del impacto de estos residuos en el proceso de compostaje es clave para comprender cómo su adición puede optimizar los procesos de descomposición, mejorando la calidad de la composta y la salud del suelo. Este trabajo se centrará en el monitoreo de indicadores como la temperatura, la emisión de CO<sub>2</sub> y la relación C/N, que son fundamentales para asegurar un compostaje eficiente. A su vez, se evaluará el efecto de la inoculación de BFN como un medio para enriquecer la calidad nutrimental de la composta, potenciando así sus beneficios tanto para el sistema agroecológico como para la productividad del suelo.

Los hallazgos de esta investigación son altamente relevantes para los productores agroecológicos que cultivan *Pleurotus* sp., ya que brindarán una alternativa viable para el manejo de los residuos de este cultivo, transformándolos en un recurso nutrimental aprovechable mediante el compostaje. Al integrar estos residuos reciclados en el ciclo productivo, se podrán reducir los impactos ambientales negativos asociados a su disposición y, a su vez, mejorar la calidad de la composta, aumentando la eficiencia de los sistemas agroecológicos. De esta manera, el estudio contribuirá no solo a la mejora de la productividad y sostenibilidad de estos sistemas, sino también al fortalecimiento de la resiliencia agroecológica frente a los desafíos del cambio climático y la escasez de recursos.



### **2.11. HIPÓTESIS**

Los residuos del cultivo de *Pleurotus* sp. y las bacterias fijadoras de nitrógeno (BFN) pueden ser utilizados como materias primas para la producción de compostas que contengan concentraciones adecuadas de macro y micronutrientes, aptas para su aplicación en sistemas agroecológicos.

## **2.12. OBJETIVOS**

### **2.12.1. Objetivo General**

Evaluar el efecto de la adición del sustrato del hongo *Pleurotus* sp., y Bacterias Fijadoras de Nitrógeno en el proceso de compostaje y en la calidad nutricional de la composta.

### **2.12.2. Objetivos particulares**

1. Analizar las variaciones en los indicadores del proceso de compostaje causadas por la adición de sustrato del hongo *Pleurotus* sp.
2. Caracterizar la composición nutricional de las compostas producidas con y sin sustrato de hongo y bacterias fijadoras de nitrógeno.

### 3. METODOLOGÍA

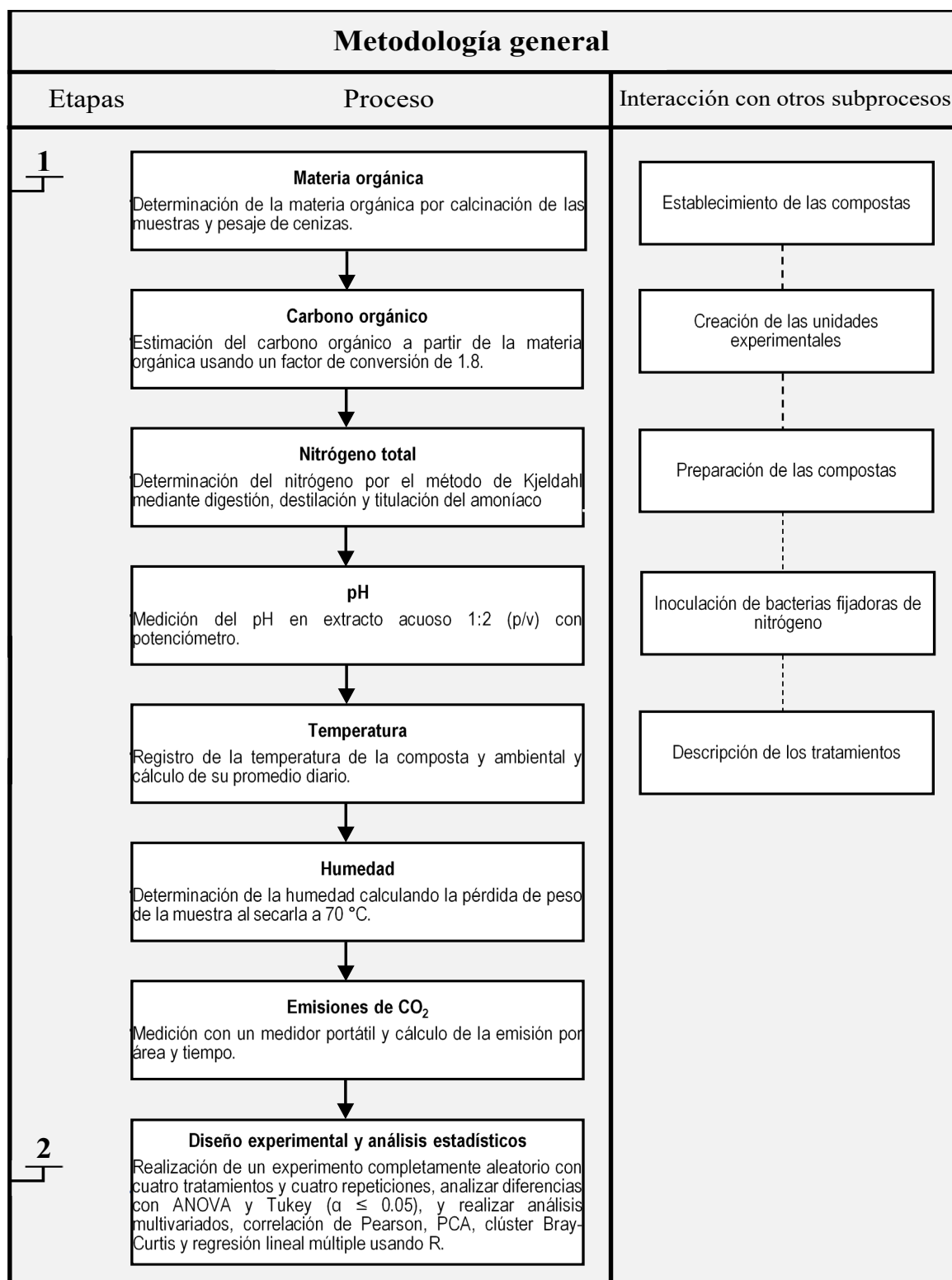


Figura 2. Diagrama general de toda la metodología por etapas.

### **3.1. Establecimiento de las compostas**

Materiales:

- Estiércol de vaca, proveniente del área de ganadería del Colegio de Postgraduados Campus Montecillo.
- Cebada
- Residuos vegetales, obtenidos del mercado municipal de Texcoco.
- Aserrín
- Pulque, fermentado a temperatura ambiente durante 48 h
- Residuos del sustrato del cultivo de *Pleurotus* sp.
- Agua
- Melaza
- Inóculos de bacterias fijadoras de nitrógeno, proporcionadas por el Centro de Investigaciones Microbiológicas de la BUAP.

### **3.2. Unidades experimentales (UE)**

Las UE consistieron en marcos de madera de 60 cm de largo x 60 cm ancho x 15 cm de alto, recubiertos con plástico en el fondo para evitar la pérdida de lixiviado y en la superficie para reducir la pérdida de humedad y evitar la exposición directa con la radiación solar.

### **3.3. Preparación de las compostas**

Las compostas se prepararon con una mezcla de estiércol de bovino, materia vegetal (desechos de verduras y plantas), aserrín, melaza, pulque fermentado y cebada con y sin residuos de hongo *Pleurotus* sp., con las proporciones específicas para cada tratamiento que se muestran en la Tabla 1.

### **3.4. Inoculación de bacterias fijadoras de nitrógeno**

Las bacterias fijadoras de nitrógeno que fueron inoculadas correspondieron a las especies *Azospirillum* sp. y *Raoultella* sp., caracterizadas y comercializadas por la empresa BiofertiBUAP® del Centro de Investigaciones Microbiológicas de la BUAP. La concentración inicial de los inoculantes fue de  $5 \times 10^8$  UFC por L, sin

embargo, la concentración aplicada por composta fue de  $8 \times 10^7$  UFC por L. Las inoculaciones se realizaron durante el riego de las compostas, a partir del día 50 del experimento, dos días a la semana hasta concluir el experimento (70 días).

### **3.5. Descripción de los tratamientos**

Para determinar el efecto de la adición de los residuos del cultivo de *Pleurotus* sp., y de la inoculación de bacterias fijadoras de nitrógeno, tanto por separado, como combinado, se compararon los tratamientos descritos a continuación:

Tratamiento 1: consistió en la composta adicionada con los residuos del hongo *Pleurotus* sp., más la inoculación de las bacterias fijadoras de nitrógeno.

Tratamiento 2: consistió en la composta adicionada únicamente con los residuos del hongo *Pleurotus* sp., pero no fue inoculado con las bacterias fijadoras de nitrógeno.

Tratamiento 3: consistió en la composta inoculada con las bacterias fijadoras de nitrógeno; pero sin la adición de los residuos de hongo *Pleurotus* sp.

Tratamiento 4: se consideró como el “Control” negativo, ya que no fue adicionada con los residuos del hongo *Pleurotus* sp. y tampoco fue inoculada con las bacterias fijadoras de nitrógeno.

**Tabla 1.** Sistema experimental. Proporciones de las mezclas para la preparación de las compostas.

<b>Ingredientes</b>	<b>Tratamiento 1</b>	<b>Tratamiento 2</b>	<b>Tratamiento 3</b>	<b>Tratamiento 4</b>
<b>Estiércol</b>	55.13%	55.13%	55.13%	55.13%
<b>Residuos vegetales</b>	30.55%	30.55%	30.55%	30.55%
<b>Melaza</b>	1.53%	1.53%	1.53%	1.53%
<b>Pulque fermentado</b>	2.21%	2.21%	2.21%	2.21%
<b>Aserrín</b>	2.94%	2.94%	2.94%	2.94%
<b>Cebada (sin residuos de hongo)</b>	0	0	7.65%	7.65%
<b>Cebada (con residuos de hongo)</b>	7.65%	7.65%	0	0
<b>Inóculo de bacterias fijadoras de N</b>	positivo	negativo	positivo	negativo
<b>Total</b>	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%



**Figura 3.** Composta elaborada a partir de estiércol de bovino, materia vegetal (desechos de verduras y plantas), aserrín, melaza, pulque fermentado y cebada con las proporciones específicas.

### **La presente investigación se dividió en dos etapas:**

La primera etapa consistió en la evaluación del bioproceso de compostaje, en la cual se evaluaron los indicadores del compostaje: temperatura, y  $\text{CO}_2$  emitido; la temperatura y las emisiones de  $\text{CO}_2$  se evaluaron cada 24 h. Adicionalmente, se evaluaron las concentraciones de Carbono orgánico (CO) y de Nitrógeno total (Nt) al inicio (día 0), y a los 30, 50 y 70 días.

La segunda etapa consistió en la evaluación nutrimental del producto (composta) a los 70 días, en la cual se realizó la caracterización química de las siguientes variables: pH, CE, Nt, P, K, Ca, Mg, Na, S, Fe, Cu, Mn, Zn, B, Humedad, Materia Orgánica, Carbono Orgánico, Cenizas, Relación C/N.

### **3.6. Variables cuantificadas**

#### **3.6.1. Primera etapa (evaluación del bioproceso)**

##### **3.6.1.1. Materia orgánica**



Se estimó por el método de calcinación a 550 °C con base en el manual para el análisis de compostas descrito por Sadzawka *et al.* (2005).

Se recolectaron muestras compuestas de 200g por cada repetición, y se dejaron secar por 3 días. Ya secas, se homogenizaron con un tamiz de 2.0 mm de diámetro, se retiraron los restos de materia orgánica y partículas grandes. Las muestras ya homogéneas, se colocaron en bolsitas de plástico y se etiquetaron.

Se seleccionaron 16 crisoles, se enumeraron, y se secaron a 70 °C por 12 horas, hasta obtener un peso constante. Posteriormente se enfriaron en un desecador y se pesaron en una balanza analítica con precisión de 0.0001 g.

En cada crisol se colocó 3.0 g de muestra fresca y se secaron en la estufa a 70 °C durante 12 h. Una vez secas, las muestras se enfriaron en desecadores y se pesaron; luego se calcinaron en una mufla durante 60 min a 550°C, posteriormente, se dejaron las muestras en la mufla durante 12 h; posteriormente, las cenizas fueron pesadas.

De acuerdo con Sadzawka *et al.* (2005), la fracción orgánica es volatilizada durante la calcinación, de modo que las cenizas representan la fracción mineral, por lo tanto, se estimó la concentración de la MO, con base en la siguiente formula:

$$\text{Concentración de MO} = \frac{\text{peso de muestra seca}-\text{ceniza}}{\text{peso de la muestra seca}} * 100 \quad (1)$$

#### **3.6.1.2. Carbono orgánico (CO)**

La concentración de CO se estimó con base en la concentración de la MO, considerando como factor de conversión 1.8, de acuerdo con Sadzawka *et al.* (2005) se utilizó la siguiente ecuación:

$$\text{Concentración de CO} = \frac{\text{concentración de MO}}{1.8} \quad (2)$$

### 3.6.1.3. Nitrógeno total (Nt)

Se determinó por el método de Kjeldahl para cuantificación del Nitrógeno total de acuerdo con lo establecido en la NOM-021-RECNAT-2000 y descrito también en el manual de Sadzawka *et al.* (2005).

Se pesaron 0.25 g de muestra, previamente tamizada a un diámetro de 0.25 mm y se vertieron en tubos de ensayo; a cada tubo se le agregó 4.0 mL de mezcla digestiva (33.3 g de ácido salicílico disuelto en 1000 mL de ácido sulfúrico) y 1.5 g de mezcla catalizadora (96 g de sulfato de sodio, 3.5 g sulfato de cobre, 0.5 g de selenio). Las mezclas se dejaron reposar durante 24 h.

Posteriormente, se calentaron en estufa durante 2 a 5 h, hasta que la muestra se tornara a un color claro; se cuidó de que la temperatura no excediera 400 °C. Posteriormente, las muestras se enfriaron a temperatura ambiente. Ya temperadas, las muestras se trasvasaron a un matraz de bola, se les añadió 50 mL de agua destilada y 20 mL de NaOH, mientras que las muestras permanecían en agitación constante. Las mezclas se conectaron al destilador.

Se colocaron 20 mL de  $H_3BO_3$  en matraces Erlenmeyer de 50 mL, con 6 gotas de solución indicadora (0.02 g de rojo de metilo y 0,1 g de verde de bromocresol, disueltos en 100 mL de etanol 96 %) y se sometieron a destilación por arrastre de vapor.

Una vez que el destilado alcanzó la marca de 50 mL, se bajó el matraz hasta que el extremo del condensador estuvo sobre el nivel del líquido y se lavó con agua destilada; posteriormente, el destilado se tituló con solución estándar de  $H_2SO_4$  0.1 N, hasta lograr un viraje de verde a rosa intenso.

La concentración de N se estimó con la siguiente ecuación:

$$\text{Concentración N} = \frac{m_{L_1} - m_{L_T}}{p} * n * 1.4 \quad (3)$$

Donde:

$mL_1$  = volumen, en mL, de solución estándar de  $H_2SO_4$  gastada en la muestra

$mL_T$  = volumen promedio, en mL, de solución estándar de  $H_2SO_4$  gastada en los testigos

$p$  = peso de la muestra en g

$n$  = concentración, en mol/L, de la solución estándar de  $H_2SO_4$



**Figura 4.** Sistema de Kjeldahl para la cuantificación del Nitrógeno total.

#### 3.6.1.4. pH

El pH se midió en extracto acuoso con una relación 1:2 (p/v); es decir, se tomaron 10 g de muestra, disueltos en 20 mL de agua destilada y se midió con un potenciómetro Hanna® modelo HI98103 (Millán *et al.*, 2018).

#### 3.6.1.5. Temperatura

La temperatura se midió con 3 termómetros digitales TAYLOR ® modelo 9840N. Se colocó cada termómetro en diferentes puntos de cada composta para obtener tres temperaturas por cada UE; se reportó el promedio de las 3 temperaturas obtenidos. Adicionalmente, se midió la temperatura ambiental, colocando los tres termómetros en una superficie plana y se tomó la temperatura a los 60 s.

Las temperaturas de las compostas y ambientales diarias se calcularon mediante el promedio de la temperatura máxima diaria (tomada por la tarde) y la temperatura mínima diaria (tomada al amanecer).



**Figura 5.** Composta con tres termómetros colocados en diferentes puntos, utilizados para registrar la temperatura y calcular su valor promedio.

#### 3.6.1.6. Humedad

Se determinó a partir de la siguiente ecuación:



$$\text{Humedad (\%)} = \frac{P_{mh} - P_{ms}}{P_{mh}} * 100 \quad (4)$$

$P_{mh}$  = Peso de la muestra húmeda

$P_{ms}$  = Peso de la muestra seca (secada a 70 °C durante 12 h)

### 3.6.1.7. Emisiones de CO<sub>2</sub>

Materiales:

- Medidor de CO<sub>2</sub> Telaire® 7001
- Bote de plástico de 1000 mL con diámetro de la boca de 13 cm.

Las emisiones de CO<sub>2</sub> se midieron con un medidor portátil de CO<sub>2</sub> Spectrum Technologies, modelo Telaire® 7001, con precisión  $\pm 50$  ppm y con resolución de  $\pm 1$  ppm, de acuerdo con el método descrito por Romero Yam, 2013. Se esperó a que el medidor mostrara una concentración de CO<sub>2</sub> constante para colocarla directamente sobre cada UE, posteriormente, se tomó la medida inicial (al momento de colocar el medidor) y se tomó la medida final (60 s después de colocar el medidor).

El medidor se colocó directamente sobre cada UE y se cubrió con un cilindro de 1000 mL de volumen y una base de 132.73 cm<sup>2</sup>.

La emisión de CO<sub>2</sub> se estimó con la siguiente fórmula:

$$\text{Emisiones de } CO_2 \text{ por m}^2 \text{ por min} = \frac{(mf - mi)}{0.013273} \quad (5)$$

### 3.6.2. Segunda etapa (Caracterización química de la composta)

A los 70 días del proyecto se tomaron muestras compuestas de 1 kg de cada composta (réplica) y se enviaron a Fertilab. Los análisis nutrimentales fueron realizados mediante las metodologías mencionadas a continuación (Tabla 2).

Se evaluaron las variables químicas pH, Conductividad Eléctrica, Nitrógeno total, P, K, Ca, Mg, Na, S, Fe, Cu, Mn, Zn, B, Humedad, Materia Orgánica, Carbono

Orgánico, Cenizas, Relación C/N, para su caracterización química, se enviaron muestras compuestas de 1.0 kg de cada composta (réplicas) a FERTILAB, con número de certificación: ER-0223/2020. ISO 9001:2015 (López-Salvador *et al.*, 2022; Ramírez-Castorena *et al.*, 2022). Para la caracterización química se utilizaron los métodos que se observan en la tabla 2, ya que son los utilizados por FERTILAB.

**Tabla 2.** Metodologías utilizadas por FERTILAB para evaluar las variables químicas de cuatro tratamientos de compostas.

<b>Determinación</b>	<b>Metodología</b>	<b>Unidades</b>
<b>pH</b>	NMX-FF-109-SCFI-2007	dS m
<b>Conductividad Eléctrica</b>	NMX-FF-109-SCFI-2007	%
<b>Nitrógeno total</b>	Dumas	%
<b>Fósforo(P)</b>	Digestión en microondas/ICP	%
<b>Potasio(K)</b>	Digestión en microondas/ICP	%
<b>Calcio (Ca)</b>	Digestión en microondas/ICP	%
<b>Magnesio (Mg)</b>	Digestión en microondas/ICP	%
<b>Sodio (Na)</b>	Digestión en microondas/ICP	%
<b>Azufre(S)</b>	Digestión en microondas/Turbidimetría	%
<b>Hierro (Fe)</b>	Digestión en microondas/ICP	ppm
<b>Cobre (Cu)</b>	Digestión en microondas/ICP	ppm
<b>Manganeso (Mn)</b>	Digestión en microondas/ICP	ppm
<b>Zinc (Zn)</b>	Digestión en microondas/ICP	ppm
<b>Boro(B)</b>	Digestión en microondas/ICP	ppm
<b>Humedad</b>	Método Gravimétrico	%
<b>Materia Orgánica</b>	Calcinación	%
<b>Cenizas</b>	Calcinación	%
<b>Carbono Orgánico</b>	Calcinación	%
<b>Relación C/N</b>	Base seca	%

### 3.6.2.1. Diseño experimental y análisis estadísticos

Se eligió un diseño experimental completamente aleatorio (DECA) para cuatro tratamientos, con cuatro repeticiones (16 UE), los cuales se establecieron en una explanada de concreto, ordenados de manera aleatoria (figura 6). La significancia entre los tratamientos fue analizada mediante un ANOVA ( $\alpha \leq 0.05$ ); Y los tratamientos se compararon mediante una prueba de medias Tukey ( $\alpha \leq 0.05$ ).

Se utilizaron análisis multivariados, Correlación de Pearson, Análisis de Componentes Principales y análisis de Clúster realizado por el método Bray-Curtis y un Bootstrap con 1000 réplicas.

También se realizó un análisis de variación basado en el análisis de regresión de las variables dependientes, específicamente en el coeficiente de determinación  $R^2$ . Este coeficiente mide la proporción de la variabilidad total en la variable dependiente que es explicada por las variables independientes.

El modelo utilizado para determinar la regresión lineal múltiple de las variables fue el siguiente:

$$Y = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \dots + \beta_n X_n + \epsilon$$

Donde: Y, representa la variable dependiente,  $\beta_0$  es el intercepto del modelo;  $\beta_1$ ,  $\beta_2$ ,  $\beta_n$  son los coeficientes de regresión para cada variable independiente ( $X_1$ ,  $X_2$ ,  $X_n$ ) y  $\epsilon$  es el término de error aleatorio.

Este análisis fue realizado en lenguaje R, mediante la paquetería “car” en R versión 4.3.2 y RStudio versión 2023.09.1.



**Figura 6.** Establecimiento del experimento mediante un diseño experimental completamente aleatorio.



## 4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 4.1. Indicadores del proceso de compostaje

#### 4.1.1. Evolución de las emisiones de CO<sub>2</sub> y temperatura durante el proceso de compostaje

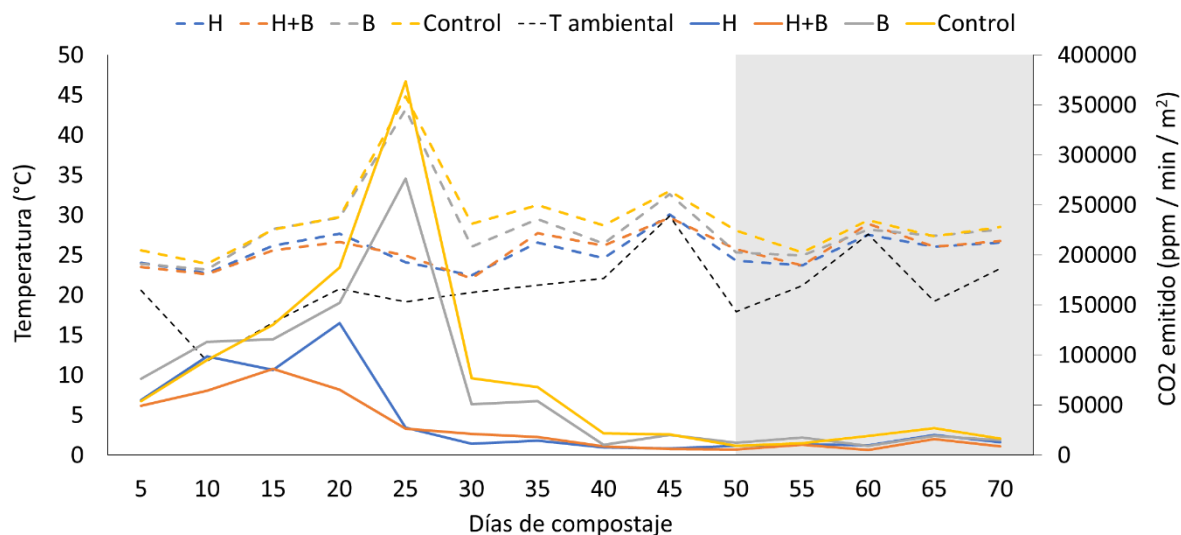
Durante el proceso del compostaje el Control y el tratamiento B (sin residuos de *Pleurotus* sp., inoculado con bacterias fijadoras de N) fueron los tratamientos que demostraron una mayor producción de CO<sub>2</sub> durante los primeros 40 días, su pico más alto se observó el día 25, Control ( $373483.8 \pm 95.42$  ppm CO<sub>2</sub> min<sup>-1</sup> m<sup>2</sup>), B ( $276444.7 \pm 37.45$  ppm CO<sub>2</sub> min<sup>-1</sup> m<sup>2</sup>); mientras que el tratamiento H ( $132110.3 \pm 69.31$  ppm CO<sub>2</sub> min<sup>-1</sup> m<sup>2</sup>) tuvo su pico más alto durante el día 20. Los tratamientos de compostas establecidas con material de desecho de producción de hongo (H+B y H) llegaron a su etapa de estabilización a partir del día 25, mientras que B y Control llegaron a su etapa de estabilización a partir del día 40. Lo anterior sugiere que H+B y H agotaron sus fuentes de C fácilmente mineralizable antes que B y Control, por tanto, se estabilizaron antes como se indica en la figura 7.

Con respecto a las temperaturas, los tratamientos B y Control mostraron las temperaturas más elevadas. Su temperatura máxima fue registrada el día 25, en el cual, se obtuvieron temperaturas aproximadas a los 45°C; por otra parte, los tratamientos de compostas con residuos de producción de hongos (H+B y H) no mostraron temperaturas tan elevadas, más bien, su temperatura se mantuvo constante entre los 25°C y 30°C durante todo el experimento.

Es importante resaltar que el día 25, cuando se registró la mayor temperatura para los tratamientos B y Control, también fueron los días con mayor actividad microbiana (expresada en CO<sub>2</sub> emitido). Esto puede deberse a que la actividad microbiana se basa en procesos enzimáticos como la degradación de carbono, lignina, celulosa entre otras más (Hanc *et al.*, 2022; El Fels *et al.*, 2024), lo cual provoca un aumento en la temperatura de la composta. (Biyada *et al.*, 2021; El Fels *et al.*, 2024); por lo tanto, resulta factible que el pico más alto de las emisiones de

CO<sub>2</sub> concuerde con momento en el que se registró el pico más alto de las temperaturas; lo anterior sugiere que para ese momento, los tratamientos B y Control todavía no agotaban sus fuentes lábiles de C, por lo que aún no alcanzaban su etapa de estabilización; en contraste, los tratamientos H y H+B ya no mostraron temperaturas ni emisiones de CO<sub>2</sub> elevadas, sugiriendo que estos tratamientos ya habían agotado sus fuentes de energía (CO lábil) disponible, necesaria para llevar a cabo procesos enzimáticos exotérmicos.

Con base en la prueba t-student para las cinéticas de emisiones de CO<sub>2</sub> (Tabla 3), los tratamientos H+B y H no fueron significativamente diferentes ( $t= 0.76$ ,  $p= 0.45$ ), del mismo modo, los tratamientos B y Control no fueron significativamente diferentes ( $t= 0.16$ ,  $p= 0.86$ ). Mientras que, el tratamiento H sí fue significativamente diferente a B ( $t= 2.32$ ,  $p= 0.039$ ) y Control ( $t= 0.2.65$ ,  $p= 0.02$ ) y el tratamiento H+B si fue significativamente diferente a B ( $t= 5.61$ ,  $p= 0.0001$ ) y Control ( $t= 6.23$ ,  $p= 0.000043$ ). Demostrando que las compostas establecidas con residuos de sustrato de hongos *Pleurotus sp.* no fueron significativamente diferentes entre sí, pero sí se diferenciaron con los tratamientos que utilizaron cebada sin residuos del hongo. Por otra parte, la prueba de t-student para las cinéticas de temperatura demostraron que la única diferencia significativa se observó entre el tratamiento H+B y el Control ( $t= 2.19$ ,  $p= 0.04$ ) (Tabla 4).



**Figura 7.** Cinéticas de Temperatura y CO<sub>2</sub> producido durante el proceso de compostaje. Las líneas punteadas corresponden a las temperaturas medidas, mientras que las emisiones de CO<sub>2</sub> se muestran con líneas continuas. El área sombreada muestra la etapa en la que se inocularon las compostas con bacterias fijadoras de nitrógeno.

**Tabla 3.** Prueba t de Student ( $\alpha=0.05$ ) para cinética de las emisiones de CO<sub>2</sub> durante el proceso de compostaje de cuatro tratamientos. Los valores indican la significancia entre los tratamientos: p-value (t-value).

	H	H+B	B	Control
H				
H+B	0.45 (0.76)			
B	0.039 (2.32)	0.00011 (5.61)		
Control	0.021 (2.65)	0.000043 (6.23)	0.86 (0.16)	

**Tabla 4.** Prueba t de Student ( $\alpha=0.05$ ) para cinética de las temperaturas durante el proceso de compostaje de cuatro tratamientos. Los valores indican la significancia entre los tratamientos: p-value (t-value).

	H	H+B	B	Control
H				
H+B	0.54 (0.61)			
B	0.23 (1.25)	0.07 (1.93)		
Control	0.15 (0.15)	0.048 (2.19)	0.92 (0.10)	

En el trabajo de (Guerrero *et al.*, 2012) se menciona que las principales variaciones en la actividad microbiana se pueden observar antes de los primeros 30 días posteriores a la incorporación de la materia orgánica, ya que en ese periodo

están presentes las principales fracciones orgánicas de fácil asimilación para que los microorganismos obtengan energía. Nuestros resultados concuerdan con lo antes mencionado, ya que en los cuatro tratamientos se observaron las principales variaciones de temperatura y emisiones de CO<sub>2</sub> antes de los 30 días.

La literatura señala que, durante la fase termofílica, las compostas deben alcanzar temperaturas acercadas a 60°C (Zhou *et al.*, 2024); en nuestros resultados la temperatura máxima obtenida fue de 44.85°C, registrada en el Control. Esto puede atribuirse a las dimensiones de las compostas establecidas, ya que en el trabajo de (Gordillo *et al.*, 2018) menciona que las compostas con dimensiones menores, tienen dificultades para aumentar las temperaturas, por lo tanto, su proceso de mineralización se ralentiza, sin embargo, este tipo de compostas son más comunes cuando hablamos de compostas de traspatio o compostas familiares o urbanas (Jalalipour *et al.*, 2025).

Los resultados concuerdan con Villalba *et al.*, 2021 en que, al alcanzar la etapa de estabilización en la temperatura, también se alcanza la estabilización en la actividad microbiana (expresada en las emisiones de CO<sub>2</sub>).

De acuerdo con la prueba t de Student. Las cinéticas de las emisiones de CO<sub>2</sub> de los tratamientos H y H+B fueron significativamente diferentes a los tratamientos B y Control, los demás tratamientos no fueron significativamente diferentes (Tabla 5). Por otra parte, la cinética de temperatura del tratamiento H+B fue la única significativamente diferente del control y del resto de tratamientos (Tabla 6).

**Tabla 5.** Prueba t de Student para cinética de emisiones de CO<sub>2</sub>, lo valores indican el p-value ( $\alpha=0.05$ ).

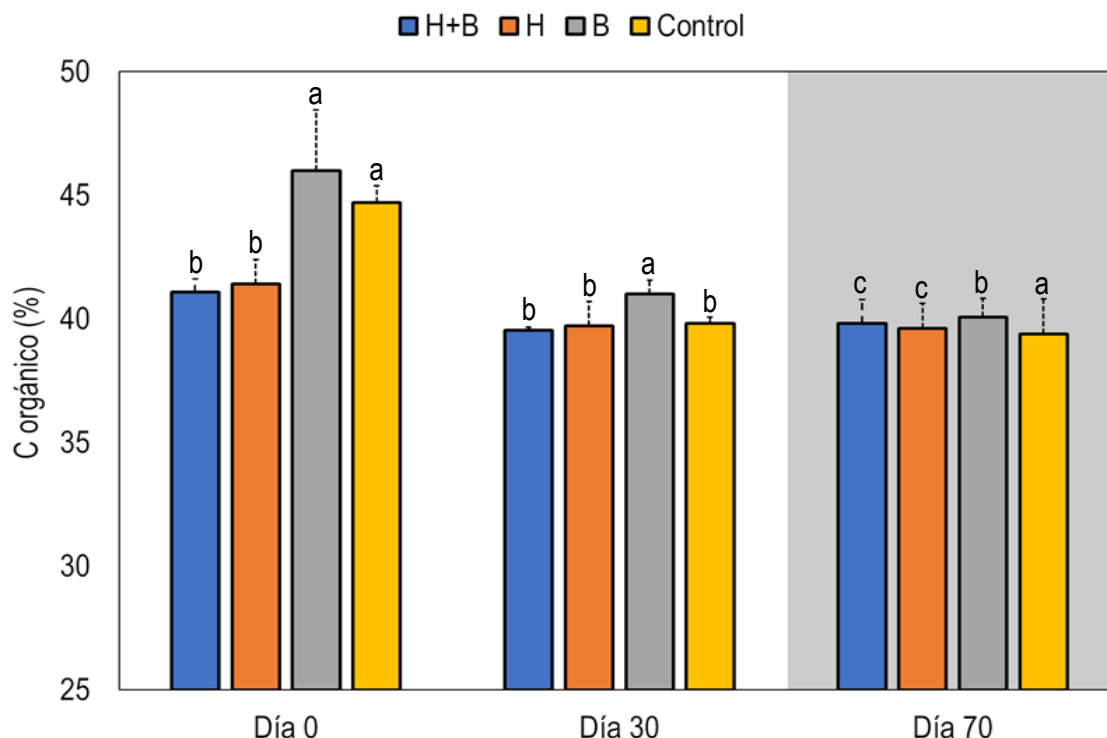
	H	H+B	B	Control
H	1.0	1.54045	0.03870	0.02084
H+B	1.54045	1.0	0.00011	0.00004
B	0.03870	0.00011	1.0	1.88604
Control	0.02084	0.00004	1.88604	1.0

**Tabla 6.** Prueba t de Student para cinética de temperatura, lo valores indican el p-value ( $\alpha=0.05$ ).

	H	H+B	B	Control
H	1.0	1.4518	0.2317	0.1571
H+B	1.4518	1.0	0.0767	0.0487
B	0.2317	0.0767	1.0	0.9204
Control	0.1571	0.0487	0.9204	1.0

#### 4.1.2. Evolución del CO durante el proceso de compostaje.

En el día 0 el tratamiento H y H+B iniciaron el proceso de compostaje con una concentración de CO significativamente menor que los tratamientos B y Control ( $p=0.0004$ ); sin embargo, a los 30 días sólo el tratamiento B fue significativamente superior al resto de tratamientos ( $p= 0.001$ ), lo que demuestra una disminución sustancial en la concentración de CO en los tratamientos B y Control, mientras que la reducción de CO de los tratamientos H y H+B fue menor. Para el día 70, las concentraciones de CO de todos los tratamientos no fueron significativamente diferentes ( $p=0.792$ ) (Figura 8).



**Figura 8.** Concentración de CO durante el proceso de compostaje de cuatro tratamientos; con residuos de *Pleurotus* sp. he inoculado con bacterias fijadoras de N (H+B); con residuos de *Pleurotus* sp. (H); sin residuos de *Pleurotus* sp., inoculado con bacterias fijadoras de N (B); sin residuos de *Pleurotus* y sin inocular (Control). Las barras de error representan la desviación estándar de cada observación. Las medias con letras diferentes en las barras indican diferencia significativa (Tukey,  $\alpha=0.05$ ). El área sombreada señala la etapa de proceso de compostaje después de la inoculación con bacterias fijadoras de N.

Durante el proceso del compostaje, el carbono orgánico es utilizado por los microorganismos como fuente de energía; el carbono de la composta es utilizado para el desarrollo del metabolismo microbiano (Huang *et al.*, 2022; Zhou *et al.*, 2024), una fracción del carbono orgánico se transforma en  $\text{CO}_2$  a través del proceso de mineralización que ocurre durante la respiración aeróbica (Ayilara *et al.*, 2020); como resultado de la respiración microbiana el carbono orgánico total de la composta disminuye (Guerrero *et al.*, 2012).

De acuerdo con lo antes mencionado existe una relación entre la temperatura y la emisión de  $\text{CO}_2$ . López *et al.* (2021) mencionan que, durante las primeras etapas del compostaje, especialmente en la fase termofílica, la actividad de los microorganismos se intensifica considerablemente, lo que acelera la

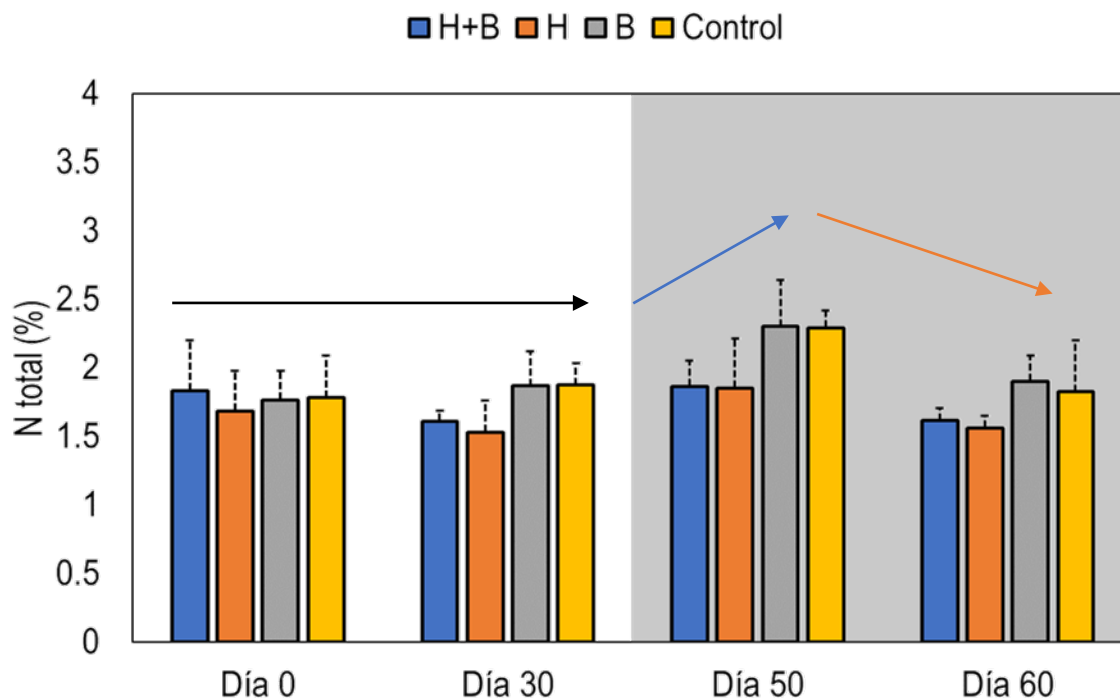
descomposición de la materia orgánica y provoca una mayor liberación de carbono en forma de CO<sub>2</sub>. Por lo tanto, a medida que el compostaje avanza, la materia más fácilmente degradable se agota, y los microorganismos comienzan a atacar compuestos más resistentes, aunque a un ritmo más lento y con menores temperaturas (Insam & de Bertoli, 2017; Sokač *et al.*, 2024).

Nuestros resultados sugieren que para el día 30 ya habían sido agotadas las fuentes de carbono más fácilmente degradables, debido a esto, no se observaron cambios significativos entre las concentraciones de carbono orgánico entre el día 30 y el día 70. Cabe señalar que los tratamientos establecidos a partir de los residuos de hongo ya contaban con menos fuentes de carbono orgánico, lo que sugiere que estas fuentes fueron utilizadas durante el cultivo del hongo comestible.

#### **4.1.3. Evolución del Nitrógeno total durante el proceso de compostaje**

Previo a la inoculación de las BFN, los tratamientos no mostraron diferencias significativas en cuanto a sus concentraciones de N; durante los primeros 50 días de compostaje las concentraciones de N se observaron estables; a partir del día 50, cuando se inocularon las BFN se observó un aumento en la concentración de N de las cuales el incremento más destacado se observó en el tratamiento B (Figura 9).

Para el día 70 se observó una reducción de los niveles de N similares a su etapa previa a la inoculación. Esto resulta interesante porque la tendencia en la concentración de N sugiere que las compostas de los cuatro tratamientos se encuentran en una etapa estable, ya que la modificación en las concentraciones se produjo inmediatamente después de la inoculación; sin embargo, para el día 70 las concentraciones ya habían regresado a su estado basal, lo que sugiere que la inoculación de BFN no causó efectos significativos en las concentraciones de N.



**Figura 9.** Concentración de Nitrógeno total durante el proceso de compostaje de cuatro tratamientos; con residuos de *Pleurotus* sp. inoculado con bacterias fijadoras de N (H+B); con residuos de *Pleurotus* sp. (H); sin residuos de *Pleurotus* sp., inoculado con bacterias fijadoras de N (B); sin residuos de *Pleurotus* y sin inocular (Control). Las barras de error representan la desviación estándar de cada observación. La ausencia de letras sobre las barras indica que no hubo diferencia significativa entre los tratamientos. El área sombreada señala la etapa de proceso de compostaje después de la inoculación con bacterias fijadoras de N. La flecha negra representa una etapa sin incremento en la concentración de N, la flecha azul esquematiza el incremento de la concentración de N y la flecha roja representa la disminución de la concentración de N.

La incorporación de BFN ofrece un enfoque prometedor para incrementar los niveles de nitrógeno, particularmente en sus formas de amonio y nitratos, esenciales para la fertilidad del suelo. Sin embargo, su efectividad depende de mantener condiciones químicas adecuadas durante el proceso de compostaje. De no ser así, el nitrógeno puede perderse fácilmente mediante lixiviación o volatilización en forma de amoníaco, lo cual podría comprometer la calidad del producto final (Ahmed *et al.*, 2023; Zhou *et al.*, 2024).

La adición de microorganismos que favorecen la descomposición del carbono juega un papel clave en la optimización del proceso, al mejorar la retención de nitrógeno. Estos microorganismos aumentan la disponibilidad de fuentes de



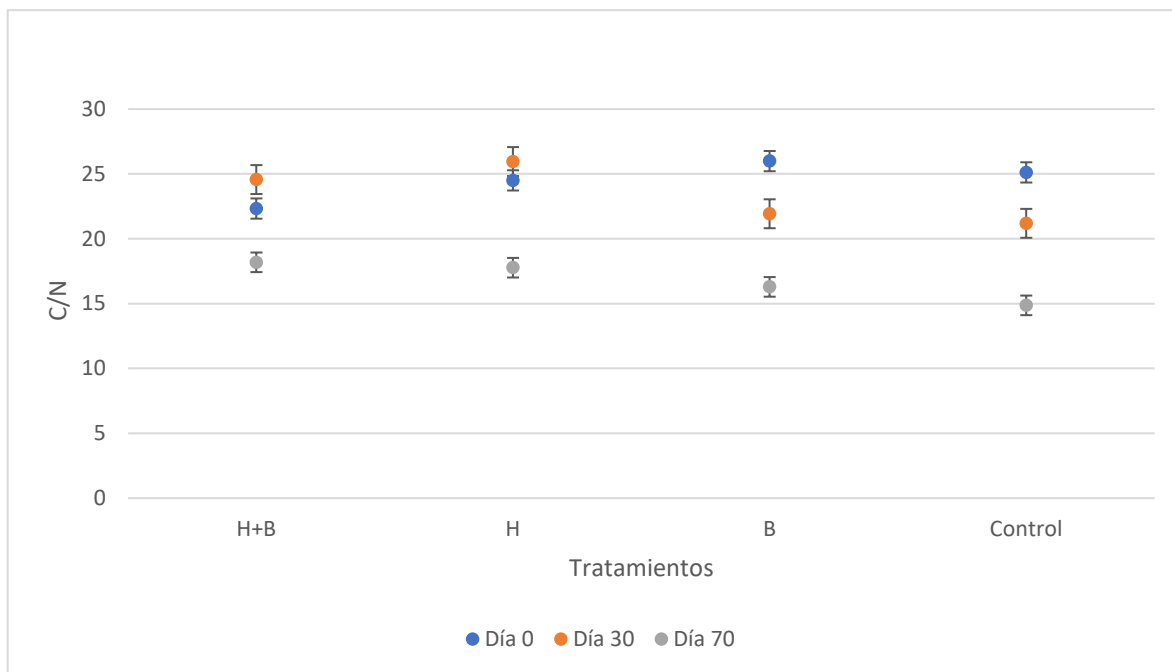
energía que otros grupos microbianos pueden utilizar, lo que facilita la actividad metabólica y, como consecuencia, reduce la relación C/N. (Sánchez-Mondero *et al.*, 2001; Greff *et al.*, 2021). Este factor es fundamental, ya que una relación C/N superior a 30 ralentiza la distribución y limita la disponibilidad de nitrógeno, vital para la actividad microbiana. (Heredia-Abarca *et al.*, 2008; Méndez *et al.*, 2018). Por otro lado, una relación C/N inferior a 25 puede generar un exceso de nitrógeno disponible, lo que podría resultar en pérdidas por volatilización o lixiviación. (Bernal *et al.*, 2009; Méndez *et al.*, 2018).

Lo anterior puede explicar por qué los niveles de N de los tratamientos H+B y B incrementaron momentáneamente el día 50 pero se redujeron nuevamente para el día 70; esto puede estar relacionado con que las fuentes de energía lábil (C fácilmente degradable) fueron agotadas desde el día 40, por lo tanto, las BFN, incorporadas el día 50, ya no tendrían acceso a las fuentes de energía necesarias para desarrollar su actividad metabólica, de modo que su inoculación no fue significativa.

En el estudio de Camacho *et al.* (2014) explica que la incorporación de grupos microbianos degradadores de compuestos de C favorece la actividad microbiana relacionada con el ciclo del N, ya que aumenta la disponibilidad de fuentes de energía necesarias para sus procesos metabólicos. En otros estudios Meng *et al.* (2020), Mendoza (2021), sugieren la adición de compuestos de C fácilmente mineralizables como bioestimulantes de la actividad microbiana. En ambos casos dan como resultado el incremento de fuentes de energía disponibles para grupos microbianos relacionados con la fijación biológica de N. En contraste, nuestro experimento no considero que las BFN fueron incorporadas cuando las fuentes de energía fácilmente disponibles habían sido agotadas.

#### 4.1.4. Relación C/N durante el proceso de compostaje

Para el día 70 todas las compostas mostraron relaciones C/N menores a 20, la menor relación C/N fue obtenida por los tratamientos B y Control (Figura 10).



**Figura 10.** Relación C/N durante proceso de compostaje de cuatro tratamientos; con residuos de *Pleurotus* sp. he inoculado con bacterias fijadoras de N (H+B); con residuos de *Pleurotus* sp. (H); sin residuos de *Pleurotus* sp., inoculado con bacterias fijadoras de N (B); sin residuos de *Pleurotus* y sin inocular (Control). Las barras de error representan la desviación estándar de cada observación.

La relación C/N es un indicador esencial en la evolución del proceso, en la madurez y estabilidad de la composta, con valores de referencia entre 10 y 25 (Iñiguez *et al.*, 2011; Raj y Antil, 2011; Méndez *et al.*, 2018). En las primeras etapas del compostaje, el carbono se metaboliza más rápidamente que el nitrógeno, lo que puede reducir la relación C/N (Wu *et al.*, 2010). Si esta relación supera 40, la actividad microbiana disminuye, prolongando el proceso debido a la limitada disponibilidad de nitrógeno (Delgado Arroyo *et al.*, 2019). Según Delgado Arroyo *et al.* (2019) una relación C/N inferior a 20 y una temperatura estable en la composta indican alta estabilidad y madurez, reflejando un incremento en la humificación y la descomposición de moléculas recalcitrantes como lignina, hemicelulosas y celulosa (Biyada *et al.*, 2021). Además, se ha demostrado que la inoculación con microorganismos beneficiosos favorece la degradación, reduce la relación C/N, y

mejora la duración, el proceso de maduración, y la calidad final de la composta, generando cambios en la temperatura, actividad microbiana, producción de enzimas, y la descomposición de componentes lignocelulósicos (Ganancia, 2014; Kausar *et al.*, 2014; Zhao *et al.*, 2017; Greff *et al.*, 2021).

Nuestros resultados se relacionan con lo antes mencionado ya que la relación C/N obtenida al día 70 fue de 18.2, 17.8, 16.3, 14.9, lo que nos sugiere que han logrado una eficiente madurez y estabilidad. Con base a lo anterior, nuestros resultados coinciden con Iñiguez *et al.* (2011), Méndez *et al.* (2018) ya que obtuvieron valores de relación C/N menores a 20, 14.5 y 16.2, lo que sugiere un elevado nivel de estabilidad.

## **4.2. Evaluación nutrimental de las compostas**

### **4.2.1. Análisis de varianza (ANOVA) y prueba de medias Tukey para la caracterización nutrimental de las compostas**

Con base en la tabla 7, las principales diferencias significativas se observaron en los macronutrientes N, P, K. La tabla 8 (Tukey) demostró que el tratamiento 4 obtuvo la mayor concentración de N ( $2.65 \pm 0.10\%$ ), seguido del tratamiento 3 ( $2.46 \pm 0.08\%$ ) y en último lugar el tratamiento 1 ( $15.18 \pm 1.57\%$ ) y el tratamiento 2 ( $2.23 \pm 0.08\%$ ), con respecto al P, el tratamiento 3 ( $0.81 \pm 0.07\%$ ) y el tratamiento 4 ( $0.79 \pm 0.06\%$ ) fueron estadísticamente iguales, sin embargo, fueron superiores al tratamiento 1 ( $0.59 \pm 0.04\%$ ) y tratamiento 2 ( $0.55 \pm 0.05\%$ ). Las concentraciones de los micronutrientes del tratamiento 1 Na ( $0.45 \pm 0.01\%$ ) y B ( $25.03 \pm 0.74\%$ ) fueron significativamente superiores a los demás tratamientos, no obstante, el tratamiento 1 mostró concentraciones superiores de MO ( $69.08 \pm 1.30\%$ ) y C ( $40.08 \pm 0.75\%$ ). Cabe mencionar que el contenido de MO, CO, Cenizas, fue estadísticamente igual en todos los tratamientos.

**Tabla 7.** Resumen del análisis de varianza (ANOVA) para la caracterización nutrimental de cuatro compostas con y sin sustrato de hongo *Pleurotus* sp. y bacterias fijadoras de nitrógeno.

	<b>GL</b>	<b>SC</b>	<b>CM</b>	<b>F(value)</b>	<b>Pr(&gt;F)</b>
<b>pH</b>	3	0.4185	0.1395	10.65	0.00106
<b>CE</b>	3	28.93	9.645	4.93	0.0186
<b>Nt</b>	3	0.5508	0.18361	23.33	2.69 x10 <sup>-5</sup>
<b>P</b>	3	0.22022	0.07341	23.71	2.48 x10 <sup>-5</sup>
<b>K</b>	3	2.4032	0.8011	14.36	0.000283
<b>Ca</b>	3	0.497	0.16566	5.612	0.0122
<b>Mg</b>	3	0.01762	0.005873	2.154	0.147
<b>Na</b>	3	0.06972	0.02324	38.87	1.86 x10 <sup>-6</sup>
<b>S</b>	3	0.001425	0.000475	0.251	0.859
<b>Fe</b>	3	203581	67860	3.475	0.0506
<b>Cu</b>	3	2354	784.6	1.063	0.401
<b>Mn</b>	3	588.2	196.06	2.001	0.168
<b>Zn</b>	3	458.5	152.84	5.465	0.0133
<b>B</b>	3	39.5	13.166	4.946	0.0184
<b>Hum</b>	3	311	103.66	1.229	0.342
<b>MO</b>	3	3.01	1.002	0.349	0.791
<b>Cenizas</b>	3	3.01	1.002	0.349	0.791
<b>CO</b>	3	0.992	0.3306	0.347	0.792
<b>C/N</b>	3	27.65	9.217	9.626	0.00162

**Tabla 8.** Prueba de medias Tukey para la caracterización nutrimental de cuatro compostas producidas con y sin sustrato de hongo *Pleurotus* sp. y bacterias fijadoras de nitrógeno (promedio  $\pm$  error estándar).

	<b>T1</b>	<b>T2</b>	<b>T3</b>	<b>T4</b>
<b>pH</b>	9.03 $\pm$ 0.15a	9.03 $\pm$ 0.09a	8.69 $\pm$ 0.12b	8.73 $\pm$ 0.08b
<b>CE (dS/m)</b>	15.18 $\pm$ 1.57ab	17.3 $\pm$ 1.54a	13.9 $\pm$ 0.88b	14.13 $\pm$ 1.48b
<b>Nt (%)</b>	2.19 $\pm$ 0.09c	2.23 $\pm$ 0.08c	2.46 $\pm$ 0.08b	2.65 $\pm$ 0.10a
<b>P (%)</b>	0.59 $\pm$ 0.04b	0.55 $\pm$ 0.05b	0.81 $\pm$ 0.07a	0.79 $\pm$ 0.06a
<b>K (%)</b>	3.89 $\pm$ 0.10a	3.69 $\pm$ 0.40a	3.01 $\pm$ 0.12b	3.05 $\pm$ 0.20b
<b>Ca (%)</b>	2.73 $\pm$ 0.11a	2.68 $\pm$ 0.22a	2.44 $\pm$ 0.17ab	2.30 $\pm$ 0.16b
<b>Mg (%)</b>	0.74 $\pm$ 0.02a	0.70 $\pm$ 0.06a	0.80 $\pm$ 0.07a	0.75 $\pm$ 0.04a
<b>Na (%)</b>	0.45 $\pm$ 0.01a	0.43 $\pm$ 0.04a	0.3 $\pm$ 0.01b	0.31 $\pm$ 0.03b
<b>S (%)</b>	0.71 $\pm$ 0.01a	0.69 $\pm$ 0.06a	0.69 $\pm$ 0.05a	0.69 $\pm$ 0.04a
<b>Fe (ppm)</b>	2543.25 $\pm$ 186.79a	2603.5 $\pm$ 134.05a	2828.5 $\pm$ 139.91a	2745.5 $\pm$ 75.38a
<b>Cu (ppm)</b>	20.12 $\pm$ 0.30a	19.2 $\pm$ 1.34a	23.64 $\pm$ 3.41a	48.73 $\pm$ 54.21a
<b>Mn (ppm)</b>	166.75 $\pm$ 1.71a	162 $\pm$ 10.74a	178.5 $\pm$ 11.79a	171 $\pm$ 11.6a
<b>Zn (ppm)</b>	86.94 $\pm$ 1.38ab	84.89 $\pm$ 4.44b	97.92 $\pm$ 4.14a	94.59 $\pm$ 8.55ab
<b>B (ppm)</b>	25.03 $\pm$ 0.74a	23.58 $\pm$ 2.25ab	20.98 $\pm$ 0.62b	21.80 $\pm$ 2.16ab
<b>Hum (%)</b>	44.55 $\pm$ 8.82a	43.98 $\pm$ 7.21a	33.48 $\pm$ 8.58a	40.73 $\pm$ 11.58a
<b>MO (%)</b>	68.70 $\pm$ 1.67a	68.28 $\pm$ 1.14a	69.08 $\pm$ 1.30a	67.93 $\pm$ 2.38a
<b>Cenizas (%)</b>	31.30 $\pm$ 1.67a	31.73 $\pm$ 1.14a	30.93 $\pm$ 1.30a	32.08 $\pm$ 2.39a
<b>CO (%)</b>	39.83 $\pm$ 0.96a	39.63 $\pm$ 0.62a	40.08 $\pm$ 0.75a	39.40 $\pm$ 1.40a
<b>C/N</b>	18.23 $\pm$ 1.20a	17.78 $\pm$ 1.00a	16.33 $\pm$ 0.68ab	14.88 $\pm$ 0.97b

La caracterización de las compostas resultantes del compostaje de residuos de *Pleurotus* sp. demostró que estos residuos tienen un potencial considerable para generar compostas de calidad comparable a aquellas compostas obtenidas a partir de materias primas no asociadas a la producción de hongos comestibles. Estos resultados coinciden con investigaciones en donde destacan los residuos de hongos, particularmente de *Pleurotus* sp., como una fuente rica en nutrientes, lo que los convierte en un recurso estratégico para la producción de compostas con propiedades idóneas para mejorar la fertilidad del suelo y promover la sostenibilidad en sistemas agrícolas avanzados (Islas, 2014; Oliveira Vieira *et al.*, 2022).

En cuanto a los nutrientes presentes en las compostas, se observa una ligera disminución en los niveles de N (2.19 $\pm$ 0.09) y P (0.55 $\pm$ 0.05) en las compostas generadas a partir de los residuos del cultivo de *Pleurotus* sp. Esto sugiere que, durante el ciclo de cultivo del hongo, estos nutrientes fueron parcialmente absorbidos por el hongo en crecimiento (Megersa *et al.*, 2024). Sin embargo, las

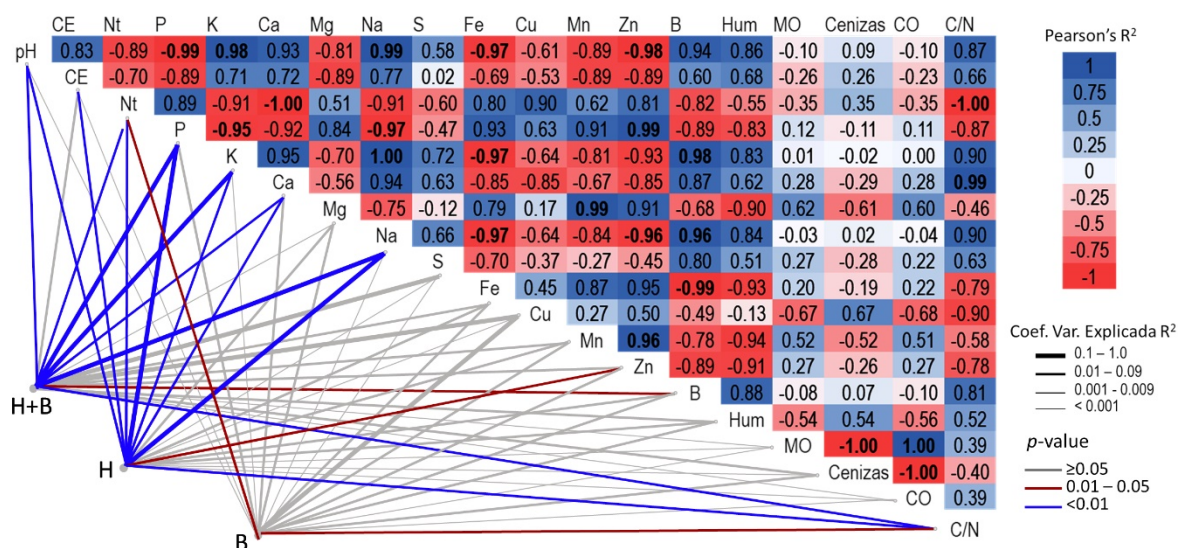
compostas obtenidas mantienen niveles adecuados de N y P, lo que confirma que los residuos orgánicos continúan siendo una fuente viable de nutrientes para suelos agrícolas, especialmente en sistemas de huertos de traspatio (Román *et al.*, 2013). Además, de acuerdo con el estudio de Gutiérrez-González *et al.* 2024 se destaca que la composta cumple con los criterios para ser considerada un mejorador del suelo, dado su contenido de N, P y K, lo que la hace adecuada para mejorar la calidad y fertilidad del sustrato.

Con respecto al carbono orgánico, también se registró una reducción en las concentraciones de este elemento, lo que refleja la actividad microbiana durante el compostaje (Salazar *et al.*, 2014; Tortosa *et al.*, 2021) y el deterioro de la materia orgánica (Hanc *et al.*, 2022). Sin embargo, las concentraciones de carbono en las compostas se mantuvieron en niveles relevantes, lo que sugiere la presencia de compuestos orgánicos complejos, que no fueron completamente descompuestos por el hongo. Estos compuestos, aunque son difíciles de asimilar por parte del hongo cultivado, pueden ser degradados por otros microorganismos saprófitos que participan en el proceso de compostaje (Insam & de Bertoli, 2017; Sokač *et al.*, 2024). En este contexto, los resultados refuerzan el potencial de los residuos de *Pleurotus* sp. no solo como una fuente de nutrientes esenciales, sino también como un insumo sostenible para la elaboración de compostas de alta calidad (Ma *et al.*, 2023; Khalil *et al.*, 2024). Este enfoque podría contribuir a la reducción de desechos orgánicos y promover prácticas agrícolas más sostenibles y eficientes en el manejo de recursos naturales.

#### **4.2.2. Correlación de las variables independientes (residuos de hongos *Pleurotus* sp. y bacterias fijadoras de N) y la caracterización química de las compostas**

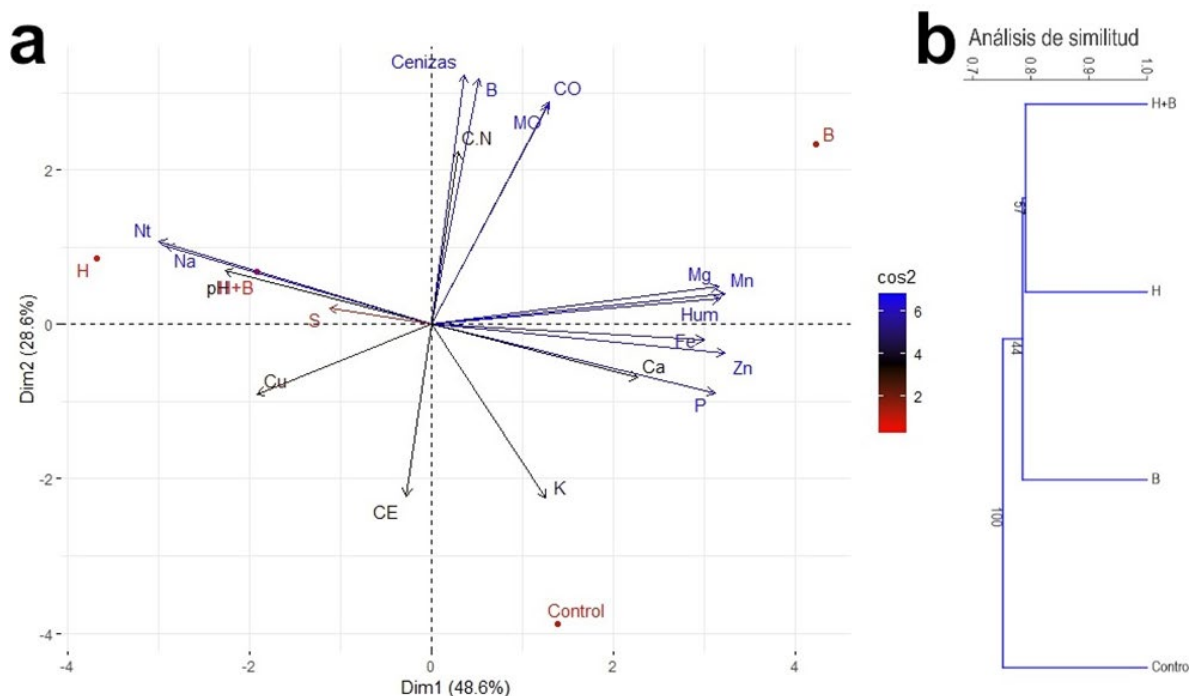
Las variables con mayor número de correlaciones positivas fueron **pH, N y K** de acuerdo con la correlación de Pearson. Por otra parte, las variables con el mayor número de correlaciones negativas fueron **Fe, Cu, Mn, Zn**. Con base en el coeficiente de variación explicada el tratamiento que explica las principales variaciones fue el tratamiento **H+B**, que incluye al hongo e incluye a las bacterias,

principalmente en P y K, seguido por el tratamiento H, tratamiento con hongo, principalmente en K. Mientras que el tratamiento B solamente tiene coeficientes de variaciones explicadas significativas en Nt y C/N.



**Figura 11.** Matriz de correlación de Pearson de las variables químicas. Los valores de R<sup>2</sup> que se muestran en negritas corresponden a los valores estadísticamente significativos (Pearson, P<0.05). Los coeficientes del análisis de variación explicada se muestran con vectores que unen las variables independientes (tratamientos) y las variables dependientes, el grosor de los vectores es proporcional al coeficiente de variación explicada y su significancia está representada por colores. Para realizar el análisis de variación explicada fue necesario transformar los datos de las variables a su logaritmo natural.

De acuerdo en el análisis de componentes principales (ACP), se observó que hay una alta asociación entre el tratamiento H+B y H; mientras que B y Control fueron los tratamientos más alejados lo que sugiere una mayor diferencia con respecto a H+B y B. El análisis de cluster coincidió en que los tratamientos H+B y H fueron los más similares (Bray-Curtis = 0.79); por otra parte, el tratamiento B fue el que tuvo mayor similitud a los dos tratamientos anteriores (figura 7). Por otra parte, el ACP sugiere que las variables químicas con mayor relevancia para agrupar a los tratamientos H+B y H fueron Nt, Na, pH y S. Las variables que mostraron mayor influencia en el ordenamiento del tratamiento B fueron Mg, Mn, Hum, CO y MO; por otra parte, las variables con mayor impacto en el Control fueron K y CE.



**Figura 12.** Agrupamiento de los tratamientos. (a) Análisis de componentes principales de la relación entre las variables químicas y cuatro tratamientos de composta: hongo + bacteria (H+B), hongo (H), sin hongo (control), bacteria (B); (b) análisis de Cluster (método Bray-Curtis) Bootstrapping (con 1000 réplicas) de 4 tratamientos de compostas.

En la matriz de correlación de Pearson se presentó una correlación positiva entre el N y el P ( $R^2 = 0.89$ ), esto se debe a su participación conjunta en procesos biológicos fundamentales que optimizan la descomposición de la materia orgánica. Ambos elementos son esenciales para la actividad microbiana durante el compostaje (Romero Yam, 2013), ya que el nitrógeno favorece la síntesis de proteínas, aminoácidos y enzimas clave para el metabolismo y desarrollo celular (Romero Yam, 2013; Policastro & Cesaro, 2022; Lucchetta *et al.*, 2023), mientras que el fósforo desempeña un papel determinante en los procesos de transferencia de energía, como la fosforilación (Lucchetta *et al.*, 2023) y en la síntesis de moléculas celulares energéticas esenciales para el funcionamiento del metabolismo microbiano (Delgado Arroyo *et al.*, 2019).

Por otra parte, los resultados también muestran correlaciones positivas entre K y Ca con CE ( $R^2 = 0.72$ ) ( $R^2 = 0.71$ ) respectivamente, esto puede ser debido a que



son iones solubles que se relacionan con la CE ya que provienen de la disolución de sales. La CE es un indicador clave de la fertilidad del suelo, reflejando la cantidad de nutrientes en solución. El  $K^+$ , altamente móvil, regula el equilibrio hídrico y la actividad enzimática en las plantas, mientras que el  $Ca^{2+}$ , aunque menos móvil, es esencial para la estabilidad celular y la señalización fisiológica. Estudios recientes (Jing *et al.*, 2024) destacan que el calcio no solo fortalece la estructura de la planta, sino que también mejora la disponibilidad de otros nutrientes en suelos ácidos. Además, su papel como mensajero químico es clave en rutas metabólicas esenciales para el crecimiento vegetal (Thor, 2019). Por otro lado, el potasio, según Pandey y Mahiwal (2020), desempeña un papel crucial en la fotosíntesis, el transporte de azúcares y la regulación del metabolismo, lo que lo convierte en un nutriente esencial para el rendimiento de los cultivos. Su alta solubilidad y movilidad garantizan su disponibilidad en la solución del suelo, lo que incrementa la CE y favorece la absorción de nutrientes por las raíces.

#### **4.3. Perspectivas prácticas del compostaje de residuos de *Pleurotus* sp., más la adición de bacterias fijadoras de nitrógeno: Un bioproceso clave para la sustentabilidad agrícola y la soberanía alimentaria**

El compostaje con residuos del cultivo del hongo *Pleurotus* sp. combinado con la adición de bacterias fijadoras de nitrógeno (BFN) demostró ser una estrategia integral para avanzar hacia la sustentabilidad agrícola y fortalecer la soberanía alimentaria. De acuerdo a los resultados, se modifica el paradigma en cuanto a la percepción de los residuos, ya que se reduce la acumulación de materia orgánica, y al mismo tiempo, se aprovechan estos residuos ricos en nutrientes para generar compostas que mantienen una calidad nutricional significativa que puede ser utilizada dentro del sistema de producción agroecológico, cerrando el ciclo nutrimental (Li *et al.*, 2018; Silva *et al.*, 2024).

La adición de BFN, como *Azospirillum* sp. y *Raoultella* sp. al proceso de compostaje incrementó significativamente la calidad nutricional de la composta, enriqueciendo su contenido de macronutrientes esenciales como N, P y K.

Asimismo, las BFN ayudaron en la aceleración de la biodegradación de la materia orgánica y la mejora de la actividad microbiana durante el compostaje. Esto demuestra su potencial para mejorar la fertilidad del suelo y reducir la dependencia de fertilizantes químicos, disminuyendo así los costos de producción y los impactos ambientales asociados (Castro-Hernández *et al.*, 2023; Zhao *et al.*, 2023).

Además, el proyecto al ser un proceso biológico controlado contribuye a la reducción de la huella de carbono al mitigar las emisiones de dióxido de carbono (Policastro & Cesaro, 2022), que suelen generarse por el manejo inadecuado de residuos orgánicos (Harindintwali *et al.*, 2020), esto representa una alternativa climáticamente inteligente que asegura la disponibilidad de recursos para futuras generaciones, alineándose con los objetivos globales de mitigación del cambio climático (Román *et al.*, 2013). Así mismo nuestros resultados mostraron una estabilización de CO<sub>2</sub> así como de la temperatura al término del compostaje, lo que nos habla de un proceso que ha terminado de manera eficiente, generando una composta estable y madura que puede ser utilizada para mejorar la calidad del suelo (Villalba *et al.*, 2021).

Por otra parte, este proyecto puede ser adaptable a diversas regiones y sistemas de producción, lo que lo convierte en una solución viable para comunidades rurales, especialmente para aquellos productores de hongo *Pleurotus* sp., permitiendo no solo el desarrollo de prácticas agrícolas sostenibles garantizando acceso a alimentos nutritivos y de calidad, sino también a la generación de empleo local, fortaleciendo la soberanía alimentaria al proporcionar herramientas accesibles para la producción autónoma de alimentos y al promover sistemas agrícolas resilientes y sostenibles (Ayilara *et al.*, 2020)



**Figura 13.** Composta final. (a) Composta elaborada a partir de estiércol de bovino, materia vegetal (desechos de verduras y plantas), aserrín, melaza, pulque fermentado y cebada; (b) composta elaborada a partir de estiércol de bovino, materia vegetal (desechos de verduras y plantas), aserrín, melaza, pulque fermentado y residuos de hongo *Pleurotus* sp.

## 5. CONCLUSIÓN Y PERSPECTIVAS

Los resultados de este estudio confirman que la composición inicial del material orgánico influye directamente en la estabilización del compostaje, la mineralización del carbono y la actividad microbiana. Los tratamientos con residuos de *Pleurotus sp.* (H y H+B), alcanzaron su etapa de estabilización más rápidamente (día 25), mientras que los tratamientos sin estos residuos (B y Control) presentaron mayores emisiones de CO<sub>2</sub> y temperaturas más elevadas (~45°C), reflejando una actividad microbiana más prolongada. La estrecha relación entre las emisiones de CO<sub>2</sub> y la temperatura confirma que la respiración microbiana es el principal motor del proceso de descomposición.

Aunque la inoculación con bacterias fijadoras de nitrógeno (BFN) no tuvo efectos significativos a largo plazo, posiblemente debido a la limitada disponibilidad de carbono, la reducción de la relación C/N por debajo de 20 indica que todas las compostas lograron un estado óptimo de madurez y estabilidad. Esto sugiere que, independientemente de la fuente de residuos utilizada, se obtuvo un producto final adecuado para su aplicación en suelos agrícolas.

La caracterización nutrimental demostró que los residuos de *Pleurotus sp.*, representan una alternativa viable para la producción de compostas con porcentajes de macronutrientes N ( $2.23 \pm 0.08$ ), P ( $0.59 \pm 0.04$ ), K ( $3.69 \pm 0.40$ ), adecuados para mejorar la disponibilidad de elementos esenciales en el suelo dentro de sistemas agroecológicos. Por otro lado, el análisis de componentes principales evidenció una alta asociación entre los tratamientos H+B y H, mientras que los tratamientos B y Control se ubicaron más alejados, lo que confirma una marcada diferenciación en su composición, estos resultados fueron corroborados por el análisis de *cluster*.

Estos resultados consolidan el potencial de los residuos de *Pleurotus sp.*, como insumo estratégico en el proceso de compostaje y en la mejora de calidad del suelo. Asimismo, sientan las bases para el desarrollo de estrategias innovadoras en la gestión integral de residuos orgánicos, principalmente aquellos provenientes del

cultivo de hongos, y en la producción de mejoradores del suelo, contribuyendo así al fortalecimiento de los enfoques orientados hacia la sostenibilidad ambiental y la seguridad alimentaria.

## 6. REFERENCIAS

1. Albrecht, R., Périssol, C., Ruaudel, F., Petit, J. L., & Terrom, G. (2010). Functional changes in culturable microbial communities during a co-composting process: Carbon source utilization and co-metabolism. *Waste Management*, 30(5), 764–770. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.12.008>
2. Alkoaik, F. N. (2019). Integrating aeration and rotation processes to accelerate composting of agricultural residues. *PLoS One*, 14(7), e0220343. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0220343>
3. Arunachalam, K., Sasidharan, S. P., & Yang, X. (2022). A concise review of mushrooms' antiviral and immunomodulatory properties that may combat against COVID-19. *Food Chemistry Advances*, 1, 100023. <https://doi.org/10.1016/j.focha.2022.100023>
4. Atallah, E., Zeaiter, J., Ahmad, M. N., Leahy, J. J., & Kwapinski, W. (2021). Hydrothermal carbonization of spent mushroom compost waste compared against torrefaction and pyrolysis. *Fuel Processing Technology*, 216, 106795. <https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2021.106795>
5. Ayilara, M. S., Olanrewaju, O. S., Babalola, O. O., & Odeyemi, O. (2020). Waste management through composting: Challenges and potentials. *Sustainability*, 12(11), 4456. <https://doi.org/10.3390/su12114456>
6. Azim, K., Soudi, B., Boukhari, S., Perissol, C., Roussos, S., & Thami Alami, I. (2018). Composting parameters and compost quality: A literature review. *Organic Agriculture*, 8(2), 141–158. <https://doi.org/10.1007/s13165-017-0180-z>
7. Baptista, F., Almeida, M., Paié-Ribeiro, J., Barros, A. N., & Rodrigues, M. (2023). Unlocking the potential of spent mushroom substrate (SMS) for enhanced agricultural sustainability: From environmental benefits to poultry nutrition. *Life (Basel)*, 13(10), 1948. <https://doi.org/10.3390/life13101948>

8. Barrantes-Jiménez, I., Marín-Sandí, E., Murillo-Murillo, M., Rojas-Rojas, D., Vallecillo-Cedeño, S., & Valverde-Rojas, S. (2024). Micorremediación: el caso de *Pleurotus ostreatus* sobre polímeros sintéticos como el acetato de celulosa. *Revista Tecnología en Marcha*, 37(2), 15–22.  
<https://doi.org/10.18845/tm.v37i2.6478>
9. Bentzon-Tilia, M., Severin, I., Hansen, L. H., & Riemann, L. (2015). Genomics and ecophysiology of heterotrophic nitrogen-fixing bacteria isolated from estuarine surface water. *mBio*, 6(4), e00929.  
<https://doi.org/10.1128/mBio.00929-15>
10. Biyada, S., Merzouki, M., Dëmčenko, T., Vasiliauskiene, D., Ivanec-Goranina, R., Urbonavičius, J., Marčiulaitienė, E., Vasarevičius, S., & Benlemlih, M. (2021). Microbial community dynamics in the mesophilic and thermophilic phases of textile waste composting identified through next-generation sequencing. *Scientific Reports*, 11(1), 23624.  
<https://doi.org/10.1038/s41598-021-03191-1>
11. Camacho, A. D., Martínez, L., Ramírez Saad, H., Valenzuela, R., & Valdés, M. (2014). Potencial de algunos microorganismos en el compostaje de residuos sólidos. *Terra Latinoamericana*, 32 (4), 291–300.  
[https://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S0187-57792014000400291&script=sci\\_arttext](https://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S0187-57792014000400291&script=sci_arttext)
12. Cao, R., Huang, Y., Li, R., Li, K., Ren, Z., & Wu, J. (2024). Regulation of nitrogen transformation and microbial community by inoculation during livestock manure composting. *Environmental Microbiology Reports*, 16(2), e13256. <https://doi.org/10.1111/1758-2229.13256>
13. Castro-Hernández, F., Navarro-Flores, J. R., & Castro-Barquero, L. (2023). Adición de inóculos microbianos y condiciones optimizadas de elaboración en un compost comercial / Addition of microbial inoculum and optimized processing conditions in a commercial compost. *Agronomía Costarricense*, 47(2), 23-46.  
<https://doi.org/10.15517/rac.v47i2.56130>

14. Charpentier-Alfaro, C., Benavides-Hernández, J., Poggerini, M., Crisci, A., Mele, G., Della Rocca, G., Emiliani, G., Frascella, A., Torrigiani, T., & Palanti, S. (2023). Wood-decaying fungi: From timber degradation to sustainable insulating biomaterials production. *Materials (Basel)*, 16(9), 3547. <https://doi.org/10.3390/ma16093547>
15. Condori, T., Alarcón, S., Huasasquiche, L., García-Blásquez, C., Padilla-Castro, C., Velásquez, J., & Solórzano, R. (2024). Inoculation with *Azospirillum brasilense* as a strategy to reduce nitrogen fertilization in cultivating purple maize (*Zea mays* L.) in the inter-Andean valleys of Peru. *Microorganisms*, 12(10), 2107. <https://doi.org/10.3390/microorganisms12102107>
16. Cruz-Hernández, M. A., Mendoza-Herrera, A., Bocanegra-García, V., & Rivera, G. (2022). *Azospirillum* spp.: From plant growth-promoting bacteria to their use in bioremediation. *Microorganisms*, 10(5), 1057. <https://doi.org/10.3390/microorganisms10051057>
17. da Silva Oliveira, C. E., Jalal, A., Vitória, L. S., Giolo, V. M., Oliveira, T. J. S. S., Aguilar, J. V., de Camargos, L. S., Brambilla, M. R., Fernandes, G. C., Vargas, P. F., Zoz, T., & Filho, M. C. M. T. (2023). Inoculation with *Azospirillum brasilense* strains AbV5 and AbV6 increases nutrition, chlorophyll, and leaf yield of hydroponic lettuce. *Plants (Basel)*, 12(17), 3107. <https://doi.org/10.3390/plants12173107>
18. De Nijs, E. A., Bol, R., Zuurbier, R., & Tietema, A. (2025). From waste to fertilizer: The impact of rose-waste compost on cut rose cultivation in Kenya. *Cleaner Waste Systems*, 100, 100208. <https://doi.org/10.1016/j.clwas.2025.100208>
19. Delgado Arroyo, M. del M., Mendoza López, K. L., González, M. I., Tadeo Lluch, J. L., & Martín Sánchez, J. V. (2019). Evaluación del proceso de compostaje de residuos avícolas empleando diferentes mezclas de sustratos. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 35(4), 965–977. <https://doi.org/10.20937/rica.2019.35.04.15>



20. Diacono, M., & Montemurro, F. (2011). Efectos a largo plazo de las enmiendas orgánicas sobre la fertilidad del suelo. *Agricultura sostenible*, 2, 761–786. [https://doi.org/10.1007/978-94-007-0394-0\\_34](https://doi.org/10.1007/978-94-007-0394-0_34)
21. Dias, T., Azmaliyev, K., Melo, J., Santos, A. M., Correia, P., & Cruz, C. (2024). The diazotrophic bacteria *Azospirillum baldaniorum* and *A. brasilense* improve wheat seedlings' nitrogen budget through ammonia scavenging. *Applied Soil Ecology*, 204, 105737. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2024.105737>
22. Dissasa, G. (2022). Cultivation of different oyster mushroom (*Pleurotus* species) on coffee waste and determination of their relative biological efficiency and pectinase enzyme production, Ethiopia. *International Journal of Microbiology*, 2022, 5219939. <https://doi.org/10.1155/2022/5219939>
23. do Nascimento Deschamps, J. L., Schulz, J. G., Riani, J. C., Bonatti-Chaves, M., Bonatti, M., Sieber, S., Lana, M., & Wisbeck, E. (2024). Sustainable production of *Pleurotus* sajor-caju mushrooms and biocomposites using brewer's spent and agro-industrial residues. *Scientific Reports*, 14 (1), 26281. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-77435-1>
24. Drancourt, M., Bollet, C., Carta, A., & Rousselier, P. (2001). Phylogenetic analyses of *Klebsiella* species delineate *Klebsiella* and *Raoultella* gen. nov., with description of *Raoultella ornithinolytica* comb. nov., *Raoultella terrigena* comb. nov. and *Raoultella planticola* comb. nov. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 51(Pt 3), 925-932. <https://doi.org/10.1099/00207713-51-3-925>
25. El Fels, L., Naylo, A., Jemo, M., Zrikam, N., Boularbah, A., Ouhdouch, Y., & Hafidi, M. (2024). Microbial enzymatic indices for predicting composting quality of recalcitrant lignocellulosic substrates. *Frontiers in Microbiology*, 15, 1423728. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2024.1423728>
26. Ermolaev, E., Sundberg, C., Pell, M., Smårs, S., & Jönsson, H. (2019). Efectos de la humedad en las emisiones de metano, óxido nitroso y dióxido de carbono del compostaje de residuos de alimentos y

- jardinería. *Journal of Cleaner Production*, 240, 118165.  
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118165>
27. Fukami, J., Cerezini, P., & Hungria, M. (2018). Azospirillum: Benefits that go far beyond biological nitrogen fixation. *AMB Express*, 8(1), 73.  
<https://doi.org/10.1186/s13568-018-0608-1>
  28. Gariboldi, M. B., Marras, E., Ferrario, N., Vivona, V., Prini, P., Vignati, F., & Perletti, G. (2023). Anti-cancer potential of edible/medicinal mushrooms in breast cancer. *International Journal of Molecular Sciences*, 24(12), 10120. <https://doi.org/10.3390/ijms241210120>
  29. Golian, M., Chlebová, Z., Žiarovská, J., Benzová, L., Urbanová, L., Hovaňáková, L., Chlebo, P., & Urminská, D. (2022). Analysis of biochemical and genetic variability of *Pleurotus ostreatus* based on the  $\beta$ -glucans and CDDP markers. *Journal of Fungi*, 8(6), 563.  
<https://doi.org/10.3390/jof8060563>
  30. Gordillo Manssur, F. A., Guzmán Palomino, M., Casilla Salazar, I. N., & Rubira Carvache, A. K. (2018). Efecto de residuos de producción de azúcar en la altura del compost. *Revista Científica Ecociencia*, 4(3), 75–90. <https://doi.org/10.21855/ecociencia.43.33>
  31. Gou, C., Wang, Y., Zhang, X., Lou, Y., & Gao, Y. (2017). Inoculation with a psychrotrophic-thermophilic complex microbial agent accelerates onset and promotes maturity of dairy manure-rice straw composting under cold climate conditions. *Bioresource Technology*, 243, 339-346.  
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.06.097>
  32. Greff, B., Szigeti, J., Varga, Á., Lakatos, E., Sáhó, A., & Varga, L. (2021). Effect of bacterial inoculation on co-composting of lavender (*Lavandula angustifolia* Mill.) waste and cattle manure. *3 Biotech*, 11(6), 306.  
<https://doi.org/10.1007/s13205-021-02860-2>
  33. Grenier, V., Gonzalez, E., Brereton, N. J., & Pitre, F. E. (2023). Dynamics of bacterial and archaeal communities during horse bedding and green waste composting. *PeerJ*, 11, e15239.  
<https://doi.org/10.7717/peerj.15239>

34. Grimm, D., & Wösten, H. A. B. (2018). Mushroom cultivation in the circular economy. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 102(18), 7795-7803. <https://doi.org/10.1007/s00253-018-9226-8>
35. Guerrero-Ortiz, P. L., Quintero-Lizaola, R., Espinoza-Hernández, V., Benedicto-Valdés, G. S., & Sánchez-Colín, M. J. (2012). Respiración de CO<sub>2</sub> como indicador de la actividad microbiana en abonos orgánicos de *Lupinus*. *Terra Latinoamericana*, 30(4), 355-362. Recuperado el 15 de agosto de 2024, de [http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0187-57792012000400355&lng=es&tlng=es](http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0187-57792012000400355&lng=es&tlng=es)
36. Gushgari-Doyle, S., Schicklberger, M., Li, Y. V., Walker, R., & Chakraborty, R. (2021). Plant growth promotion diversity in switchgrass-colonizing, diazotrophic endophytes. *Frontiers in Microbiology*, 12, 730440. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2021.730440>
37. Gutiérrez-González, L. S., Ojeda-Barrios, D. L., Ávila-Quezada, G. D., & Hernández-Rodríguez, O. A. (2024). Características cambiantes durante el compostaje y valores indicativos de calidad en el producto final. *Chilean Journal of Agricultural & Animal Sciences*, 40(2), 467–484. <https://dx.doi.org/10.29393/chjaas40-39cflo40039>
38. Hanc, A., Dume, B., & Hrebeckova, T. (2022). Differences of enzymatic activity during composting and vermicomposting of sewage sludge mixed with straw pellets. *Frontiers in Microbiology*, 12, 801107. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2021.801107>
39. Harindintwali, J. D., Zhou, J., & Yu, X. (2020). Lignocellulosic crop residue composting by cellulolytic nitrogen-fixing bacteria: A novel tool for environmental sustainability. *Science of The Total Environment*, 715, 136912. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136912>
40. Hashim, S., Waqas, M., Rudra, R. P., Khan, A. A., Mirani, A. A., Sultan, T., Ehsan, F., Abid, M., & Saifullah, M. (2022). On-farm composting of agricultural waste materials for sustainable agriculture in Pakistan.

41. Herrera Gamboa, J., Torres Ricario, R., Cháirez Hernández, I., Páez Olivan, L. A., Uribe Soto, J. N., Naranjo Jiménez, N., Ávila Reyes, J. A., Almaraz Abarca, N., & Trancoso Reyes, N. (2022). Efecto de sustrato gastado de (*Pleurotus* spp.) con dos tipos de fertilización sobre las propiedades del suelo y la producción de tomate (*Lycopersicum esculentum*). *Interciencia: Revista de Ciencia y Tecnología de América*, 47(9), 387-393.
42. Hettiarachchi, H., Bouma, J., Caucci, S., & Zhang, L. (2020). Compostaje de residuos orgánicos a través del pensamiento nexus: Vinculando el suelo y los residuos como una contribución sustancial al desarrollo sostenible. En H. Hettiarachchi, S. Caucci, & K. Schwärzel (Eds.), *Compostaje de residuos orgánicos a través del pensamiento nexus: Prácticas, políticas y tendencias* (pp. 1–15). Springer.  
<https://doi.org/10.1007/978-3-030-36283-6>
43. Huang, D., Gao, L., Cheng, M., Yan, M., Zhang, G., Chen, S., Du, L., Wang, G., Li, R., Tao, J., Zhou, W., & Yin, L. (2022). Carbon and N conservation during composting: A review. *Science of The Total Environment*, 840, 156355.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156355>
44. Huang, Q., Feng, Y., Shan, H.-W., Chen, J.-P., & Wu, W. (2023). A novel nitrogen-fixing bacterium *Raoultella electrica* isolated from the midgut of the leafhopper *Recilia dorsalis*. *Insects*, 14(5), 431.  
<https://doi.org/10.3390/insects14050431>
45. Hultberg, M., Asp, H., Bergstrand, K. J., & Golovko, O. (2023). Production of oyster mushroom (*Pleurotus ostreatus*) on sawdust supplemented with anaerobic digestate. *Waste Management*, 155, 1–7.  
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2022.10.025>

46. Insam, H., & de Bertoldi, M. (2007). Microbiology of the composting process. *Waste Management Series*, 8, 25-48. [https://doi.org/10.1016/S1478-7482\(07\)80006-6](https://doi.org/10.1016/S1478-7482(07)80006-6)
47. Íñiguez, G., Martínez, G. A., Flores, P. A., & Virgen, G. (2011). Utilización de subproductos de la industria tequilera. Parte 9. Monitoreo de la evolución del compostaje de dos fuentes distintas de bagazo de agave para la obtención de un sustrato para jitomate. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 27(1), 47-59. <https://doi.org/10.1007/s11356-011-0477-3>
48. Iregui-Rojas, S., López-Muñoz, L. G., Navas-Sierra, M. A., Aguilar-Ortiz, J. D., Laguna-Chacón, J. R., & Ospina-Ladino, M. C. (2024). Evaluación del biocompostaje utilizando sustrato agotado de la producción de Orellana (*Pleurotus pulmonarius*). *Orinoquia*, 28(1), e-775. <https://doi.org/10.22579/20112629.775>
49. Irshad, A., Tahir, A., Sharif, S., Khalid, A., Ali, S., Naz, A., Sadia, H., & Ameen, A. (2023). Determination of nutritional and biochemical composition of selected *Pleurotus* spp. *BioMed Research International*, 2023, 8150909. <https://doi.org/10.1155/2023/8150909>
50. Islam, M. M., McLaughlin, R. A., Austin, R., Kranz, C. N., & Heitman, J. L. (2024). Compost incorporation and wildflowers introduction for stormwater infiltration and erosion-control vegetation cover establishment in post-construction landscapes. *Journal of Environmental Management*, 369, 122324. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.122324>
51. Islas Gantes, J. (2014). Evaluación del compost a base de residuos de hongo seta para la producción de brócoli (*Brassica olearacea* L.). [Tesis de licenciatura, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla]. Repositorio Institucional BUAP. Obtenido de <https://hdl.handle.net/20.500.12371/8446>

52. Jalalipour, H., Binaee Haghighi, A., Ferronato, N., Bottausci, S., Bonoli, A., & Nelles, M. (2025). Social, economic and environmental benefits of organic waste home composting in Iran. *Waste Management Research*, 43 (1), 97-111. <https://doi.org/10.1177/0734242X241227377>
53. Jehani, M. D., Singh, S., Archana, T. S., Kumar, D., & Kumar, G. (2023). *Azospirillum*—a free-living nitrogen-fixing bacterium. In J. A. Parray, N. Shameem, D. Egamberdieva, & R. Z. Sayyed (Eds.), *Microbiome Research in Plants and Soil: Rhizobiome* (pp. 285–308). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-443-16030-1.00001-8>
54. Jiang, H., Zhang, Y., Cui, R., Ren, L., Zhang, M., & Wang, Y. (2023). Effects of two different proportions of microbial formulations on microbial communities in kitchen waste composting. *Microorganisms*, 11(10), 2605. <https://doi.org/10.3390/microorganisms11102605>
55. Jing, T., Li, J., He, Y., Shankar, A., Saxena, A., Tiwari, A., Maturi, K. C., Solanki, M. K., Singh, V., Eissa, M. A., Ding, Z., Xie, J., & Awasthi, M. K. (2024). Role of calcium nutrition in plant physiology: Advances in research and insights into acidic soil conditions - A comprehensive review. *Plant Physiology and Biochemistry*, 210, 108602. <https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2024.108602>
56. Khalil, S., Panda, P., Ghadamgahi, F., Barreiro, A., Rosberg, A. K., Karlsson, M., & Vetukuri, R. R. (2024). Microbial potential of spent mushroom compost and oyster substrate in horticulture: Diversity, function, and sustainable plant growth solutions. *Journal of Environmental Management*, 357, 120654. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.120654>
57. Kondo, Y. R., da Cruz, S. P., Chanway, C., & Kaschuk, G. (2024). Inoculation with *Azospirillum brasilense* or *Bacillus* spp. improves root growth and nutritional quality of araucaria (*Araucaria angustifolia*) seedlings. *Forest Ecology and Management*, 568, 122092. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2024.122092>
58. Kong, Y., Zhang, J., Zhang, X., Gao, X., Yin, J., Wang, G., Li, J., Li, G., Cui, Z., & Yuan, J. (2024). Applicability and limitation of compost maturity

- evaluation indicators: A review. *Chemical Engineering Journal*, 489, 151386. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2024.151386>
59. Körner, I., & Stegmann, R. (2002). N-dynamics during composting — Overview and experimental results. In *Waste Management and the Environment* (pp. 143-154). Springer. [https://doi.org/10.1007/978-3-662-08724-4\\_12](https://doi.org/10.1007/978-3-662-08724-4_12)
  60. Krupodorova, T., Barshteyn, V., Tsygankova, V., Sevindik, M., & Blume, Y. (2024). Strain-specific features of *Pleurotus ostreatus* growth in vitro and some of its biological activities. *BMC Biotechnology*, 24(1), 9. <https://doi.org/10.1186/s12896-024-00834-9>
  61. Kulikowska, D. (2021). High temperature composting suppresses humification: Process rate and humic substances content. *Desalination and Water Treatment*, 233, 199–206. <https://doi.org/10.5004/dwt.2021.27555>
  62. Kwiatkowski, C. A., & Harasim, E. (2021). El efecto de la fertilización con sustrato de hongos usados y los métodos tradicionales de fertilización del tomillo común (*Thymus vulgaris* L.) en la calidad del rendimiento y las propiedades antioxidantes del material herbáceo. *Agronomy*, 11(2), 329. <https://doi.org/10.3390/agronomy11020329>
  63. Larsen, K. L., & McCartney, D. M. (2000). Effect of C/N ratio on microbial activity and N retention: Bench-scale study using pulp and paper biosolids. *Compost Science and Utilization*, 8(2), 147–159. <https://doi.org/10.1080/1065657X.2000.10701760>
  64. Leong, Y. K., Ma, T. W., Chang, J. S., & Yang, F. C. (2022). Recent advances and future directions on the valorization of spent mushroom substrate (SMS): A review. *Bioresource Technology*, 344(Part A), 126157. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.126157>
  65. Li, S., Li, D., Li, J., Li, Y., Li, G., Zang, B., & Li, Y. (2018). Effect of spent mushroom substrate as a bulking agent on gaseous emissions and compost quality during pig manure composting. *Environmental*

- Science and Pollution Research International*, 25(13), 12398-12406.  
<https://doi.org/10.1007/s11356-018-1450-3>
66. Loc, P., Pham, N., Nguyen, H., Nguyen, M., Nguyen, H., Nguyen, T., & Ho, H. (2023). The relationship between mycelial growth and fruit body's yield of oyster mushrooms (*Pleurotus* spp.) collected from southern Vietnam. *ResearchGate*, 19, 203-214.  
<https://www.researchgate.net/publication/368859914>
67. López, M. J., Jurado, M. M., López-González, J. A., Estrella-González, M. J., Martínez-Gallardo, M. R., Toribio, A., & Suárez-Estrella, F. (2021). Characterization of thermophilic lignocellulolytic microorganisms in composting. *Frontiers in Microbiology*, 12, 697480.  
<https://doi.org/10.3389/fmicb.2021.697480>
68. López-Salvador, G., Jiménez-Cruz, F., Gómez-Salazar, A., González-Cañizares, P. J., Jerez-Mompié, E., & Medina-Basso, N. (2022). Aplicación de compost y biofertilización con hongos micorrizógenos arbusculares en vivero de cuatomate (*Solanum glaucescens* Zucc). *Cultivos Tropicales*, 43(3), 1–8.  
<https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=193275342004>
69. Lu, X., Yang, Y., Hong, C., Zhu, W., Yao, Y., Zhu, F., Hong, L., & Wang, W. (2022). Optimization of vegetable waste composting and the exploration of microbial mechanisms related to fungal communities during composting. *Journal of Environmental Management*, 319, 115694. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115694>
70. Lucchetta, M., Romano, A., Alzate Zuluaga, M. Y., Fornasier, F., Monterisi, S., Pii, Y., Marcuzzo, P., Lovat, L., & Gaiotti, F. (2023). Compost application boosts soil restoration in highly disturbed hillslope vineyard. *Frontiers in Plant Science*, 14, 1289288.  
<https://doi.org/10.3389/fpls.2023.1289288>



71. Luo, L., Zhang, Y., & Xu, G. (2020). How does nitrogen shape plant architecture? *Journal of Experimental Botany*, 71(15), 4415–4427.  
<https://doi.org/10.1093/jxb/eraa187>
72. Łysakowska, P., Sobota, A., & Wirkijowska, A. (2023). Medicinal mushrooms: Their bioactive components, nutritional value, and application in functional food production—A review. *Molecules*, 28(14), 5393.  
<https://doi.org/10.3390/molecules28145393>
73. Ma, F., Zhu, T., Wang, Y., Li, X., Chang, M., Zhao, C., Wang, Z., & Quan, H. (2024). Humic acid enhances adsorption effect: Application foundation of high-temperature composting products for remediation of heavy metals pollution. *Biochemical Engineering Journal*, 209, 109415.  
<https://doi.org/10.1016/j.bej.2024.109415>
74. Ma, Y., Liu, L., Zhou, X., Tian, T., Xu, S., Li, D., Li, C., & Li, Y. (2023). Optimizing straw-rotting cultivation for sustainable edible mushroom production: Composting spent mushroom substrate with straw additions. *Journal of Fungi (Basel)*, 9(9), 925.  
<https://doi.org/10.3390/jof9090925>
75. Martín, C., Zervakis, G. I., Xiong, S., Koutrotsios, G., & Strætkvern, K. O. (2023). Spent substrate from mushroom cultivation: Exploitation potential toward various applications and value-added products. *Bioengineered*, 14(1), 2252138.  
<https://doi.org/10.1080/21655979.2023.2252138>
76. Matiz-Villamil, A., Méndez-Carranza, K. J., Pascagaza-Pulido, A. F., Rendón-Rendón, T., Noriega-Noriega, J., & Pulido-Villamarín, A. (2023). Trends in the management of organic swine farm waste by composting: A systematic review. *Heliyon*, 9(8), e18208.  
<https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e18208>
77. Megersa, S., & Tolessa, A. (2024). Enhancing yields of *Pleurotus ostreatus* and *Lentinula edodes* mushrooms using water hyacinth (*Eichhornia crassipes* [Mart.] Solms) supplemented with locally available feedstock

as substrate. *Heliyon*, 10(20), e39113.  
<https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e39113>

78. Méndez-Matías, A., Robles, C., Ruiz-Vega, J., & Castañeda-Hidalgo, E. (2018). Compostaje de residuos agroindustriales inoculados con hongos lignocelulósicos y modificación de la relación C/N. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 9(2), 271–280.  
<https://doi.org/10.29312/remexca.v9i2.1070>

79. Mendoza, A. B. (2021). Bioestimulantes agrícolas: Importancia y definición. *Revista MDA*, 52(1).  
[https://www.agronomoscentro.org/sites/default/files/archivos/revistas/mda52\\_1.pdf](https://www.agronomoscentro.org/sites/default/files/archivos/revistas/mda52_1.pdf)

80. Meng, L., Li, W., Zhang, X., Zhao, Y., Chen, L., & Zhang, S. (2020). Influence of spent mushroom substrate and molasses amendment on nitrogen loss and humification in sewage sludge composting. *Heliyon*, 6(9), e04988. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e04988>

81. Meyer, V., Basenko, E. Y., Benz, J. P., Braus, G. H., Caddick, M. X., Csukai, M., de Vries, R. P., Endy, D., Frisvad, J. C., Gunde-Cimerman, N., Haarmann, T., Hadar, Y., Hansen, K., Johnson, R. I., Keller, N. P., Kraševac, N., Mortensen, U. H., Perez, R., Ram, A. F. J., Record, E., Ross, P., Shapaval, V., Steiniger, C., van den Brink, H., van Munster, J., Yarden, O., & Wösten, H. A. B. (2020). Growing a circular economy with fungal biotechnology: A white paper. *Fungal Biology and Biotechnology*, 7(5). <https://doi.org/10.1186/s40694-020-00095-z>

82. Mo, J., Xin, L., Zhao, C., Qin, Y., Nan, Q., Mei, Q., & Wu, W. (2023). Reducing nitrogen loss during kitchen waste composting using a bioaugmented mechanical process with low pH and enhanced ammonia assimilation. *Bioresource Technology*, 372, 128664.  
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2023.128664>

83. Mohamadhasani, F., & Rahimi, M. (2022). Growth response and mycoremediation of heavy metals by fungus *Pleurotus* sp. *Scientific Reports*, 12, 19947. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-24349-5>
84. Mori, Y., Tada, C., Fukuda, Y., & Nakai, Y. (2020). Diversity of sulfur-oxidizing bacteria at the surface of cattle manure composting assessed by an analysis of the sulfur oxidation gene soxB. *Microbes and Environment*, 35(3), ME18066. <https://doi.org/10.1264/jsme2.ME18066>
85. Muswati, C., Simango, K., Tapfumaneyi, L., Mutetwa, M., & Ngezimana, W. (2021). Los efectos de diferentes combinaciones de sustratos en el crecimiento y el rendimiento del hongo ostra (*Pleurotus ostreatus*). *International Journal of Agronomy*, 2021, 9962285. <https://doi.org/10.1155/2021/9962285>
86. Mwangi, R. W., Macharia, J. M., Wagara, I. N., & Bence, R. L. (2022). The antioxidant potential of different edible and medicinal mushrooms. *Biomedicine & Pharmacotherapy*, 147, 112621. <https://doi.org/10.1016/j.biopha.2022.112621>
87. Naqqash, T., Malik, K. A., Imran, A., Hameed, S., Shahid, M., Hanif, M. K., Majeed, A., Iqbal, M. J., Qaisrani, M. M., & van Elsas, J. D. (2022). Inoculation with *Azospirillum* spp. acts as the liming source for improving growth and nitrogen use efficiency of potato. *Frontiers in Plant Science*, 13, 929114. <https://doi.org/10.3389/fpls.2022.929114>
88. Noor, R. S., Shah, A. N., Tahir, M. B., Umair, M., Nawaz, M., Ali, A., Ercisli, S., Abdelsalam, N. R., Ali, H. M., Yang, S. H., Ullah, S., & Assiri, M. A. (2024). Recent trends and advances in additive-mediated composting technology for agricultural waste resources: A comprehensive review. *ACS Omega*, 9(8), 8632-8653. <https://doi.org/10.1021/acsomega.3c06516>
89. Oliveira Vieira, V., Almeida Conceição, A., Barbosa Cunha, R., Virginio Machado, E., Gonzaga de Almeida, E., Souza Dias, E., Magalhães Alcantara, L., Miller, N. G., & Gonçalves de Siqueira, F. (2022). A new circular economy approach for integrated production of tomatoes and

- mushrooms. *Saudi Journal of Biological Sciences*, 29(4), 2756-2765.  
<https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2021.12.058>
90. Pandey, G. K., & Mahiwal, S. (2020). *Role of potassium in plants* (1st ed.). Springer, Cham. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-45953-6>
  91. Paterska, M., Czerny, B., & Cielecka-Piontek, J. (2024). Macrofungal extracts as a source of bioactive compounds for cosmetical anti-aging therapy: A comprehensive review. *Nutrients*, 16(16), 2810.  
<https://doi.org/10.3390/nu16162810>
  92. Pérez, B. P., Ouro, G., Merino, A., & Macías, F. (1998). Descomposición de materia orgánica, biomasa microbiana y emisión de CO<sub>2</sub> en un suelo forestal bajo diferentes manejos selvícolas. *Edafología*, 5, 83-93.
  93. Pérez-Bassart, Z., Bäuerl, C., Fabra, M. J., Martínez-Abad, A., Collado, M. C., & López-Rubio, A. (2023). Composition, structural properties and immunomodulatory activity of several aqueous *Pleurotus*  $\beta$ -glucan-rich extracts. *International Journal of Biological Macromolecules*, 253(Pt 6), 127255. <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2023.127255>
  94. Pérez-Chávez, A. M., Alberti, M. M., & Albertó, E. (2022). Evaluation of ligninolytic activity in spent mushroom substrate from four cultivated mushrooms. *Journal of Bioresources and Bioproducts*, 7(4), 288–294.  
<https://doi.org/10.1016/j.jobab.2022.09.001>
  95. Pérez-Chávez, A. M., Mayer, L., & Albertó, E. (2019). Mushroom cultivation and biogas production: A sustainable reuse of organic resources. *Energy for Sustainable Development*, 50, 50–60.  
<https://doi.org/10.1016/j.esd.2019.03.002>
  96. Polat, E., Uzun, H. I., Topçuoğlu, B., Önal, K., Onus, A. N., & Karaca, M. (2009). Effects of spent mushroom compost on quality and productivity of cucumber (*Cucumis sativus* L.) grown in greenhouses. *African Journal of Biotechnology*, 8(2), 176–180.
  97. Policastro, G., & Cesaro, A. (2022). Composting of organic solid waste of municipal origin: The role of research in enhancing its sustainability.

*International Journal of Environmental Research and Public Health*, 20 (1), 312. <https://doi.org/10.3390/ijerph20010312>

98. Raman, J., Jang, K. Y., Oh, Y. L., Oh, M., Im, J. H., Lakshmanan, H., & Sabaratnam, V. (2020). Cultivation and nutritional value of prominent *Pleurotus* spp.: An overview. *Mycobiology*, 49 (1), 1–14. <https://doi.org/10.1080/12298093.2020.1835142>
99. Ramírez-Castorena, E., Damián-Nava, A., Vázquez-Villamar, M., Palemón-Alberto, F., Ortega-Acosta, S. Á., & Damián-Díaz, P. (2022). Agricultura orgánica: 1.3 Análisis fisicoquímico y nutrimental de compostas de estiércoles bovino y caprino. En C. E. Ail Catzim, B. M. Montiel Batalla, & M. Galicia Juárez (Eds.), *Investigación en Ciencias Agrícolas. Desarrollo científico y tecnológico en la producción agrícola sustentable* (pp. 45-50). Baja California, México. Obtenido de <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=57327411004>
100. Ramos, M. C. (2024). Assessment of nitrogen and phosphorus losses due to erosion in compost-treated and non-treated vineyard soils: effect of rainfall intensity. *Environmental Monitoring and Assessment*, 196(11), 1120. <https://doi.org/10.1007/s10661-024-13269-8>
101. Rastogi, M., Nandal, M., & Khosla, B. (2020). Microbes as vital additives for solid waste composting. *Heliyon*, 6 (2), e03343. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e03343>
102. Rizzi, A., Crotti, E., Borruso, L., Jucker, C., Lupi, D., Colombo, M., & Daffonchio, D. (2013). Characterization of the bacterial community associated with larvae and adults of *Anoplophora chinensis* collected in Italy by culture and culture-independent methods. *Biomed Research International*, 2013, 420287. <https://doi.org/10.1155/2013/420287>
103. Rodgers, H., Norton, J., Norton, U., & van Diepen, L. T. A. (2024). Sustaining vulnerable agroecosystems with compost: Lasting benefits to soil health and carbon storage in semiarid winter wheat (*Triticum aestivum*, L.). *Applied Soil Ecology*, 204, 105716. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2024.105716>

104. Román, P., Martínez, M. P., & Pantoja, A. (2013). *Manual de compostaje y uso de compost en la agricultura orgánica. Manual de compostaje del agricultor: Experiencias en América Latina*. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO).  
<https://www.fao.org/4/i3388s/i3388s.pdf>
105. Romero Yam, L. A. (2013). Dinámica microbiana en el compostaje de cachaza reactivada con gallinaza (Tesis de maestría). Universidad Autónoma de Yucatán. Obtenido de  
<http://193.122.196.39:8080/xmlui/handle/10521/2093>
106. Roy, D., Gunri, S. K., Kundu, C. K., & Bandyopadhyay, P. K. (2024). Rapid composting of groundnut residues through novel microbial consortium: Evaluating maturity, stability, and microbial activity. *Current Research in Microbial Sciences*, 7, 100277.  
<https://doi.org/10.1016/j.crmicr.2024.100277>
107. Salazar Arce, T. (2014). Actividad microbiana en el proceso de compostaje aerobio de residuos sólidos orgánicos. *Revista de Investigación Universitaria*, 3(2), 74-84.  
<https://revistas.upeu.edu.pe/index.php/riu/article/view/680>
108. Sassine, Y. N., Nabhan, S., Rachkidy, E., & El Sebaaly, Z. (2024). Valorization of agro-forest wastes (oak acorns, vineyard pruning, and olive pruning) through the cultivation of shiitake (*Lentinula edodes*) mushrooms. *Heliyon*, 10(12), e32562.  
<https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e32562>
109. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales [SEMARNAT]. (2002). *NOM-021-RECNAT-2000. Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis*. Diario Oficial de la Federación.  
<http://www.ordenjuridico.gob.mx/Documentos/Federal/wo69255.pdf>
110. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales [SEMARNAT]. (2002). *Protección ambiental. Lodos y biosólidos. Especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y*

- disposición final (NOM-004-SEMARNAT-2002)*. Diario Oficial de la Federación. <https://www.dof.gob.mx>
111. Shahwar, D., Mushtaq, Z., Mushtaq, H., Alqarawi, A. A., Park, Y., Alshahrani, T. S., & Faizan, S. (2023). Role of microbial inoculants as biofertilizers for improving crop productivity: A review. *Heliyon*, 9(6), e16134. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e16134>
  112. Silva, M., Ramos, A. C., Lidon, F. J., Reboredo, F. H., & Gonçalves, E. M. (2024). Pre- and postharvest strategies for *Pleurotus ostreatus* mushroom in a circular economy approach. *Foods*, 13(10), 1464. <https://doi.org/10.3390/foods13101464>
  113. Sokač Cvetnić, T., Krog, K., Lisak Jakopović, K., Valinger, D., Gajdoš Kljusurić, J., Benković, M., Jurina, T., Jakovljević, T., Radojčić Redovniković, I., & Jurinjak Tušek, A. (2024). Grape skin composting process to recycle food waste: Kinetics and optimization. *Foods*, 13 (6), 824. <https://doi.org/10.3390/foods13060824>
  114. Sumbul, A., Ansari, R. A., Rizvi, R., & Mahmood, I. (2020). Azotobacter: A potential bio-fertilizer for soil and plant health management. *Saudi Journal of Biological Sciences*, 27 (12), 3634-3640. <https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2020.08.004>
  115. Thor, K. (2019). Calcium—Nutrient and messenger. *Frontiers in Plant Science*, 10, 440. <https://doi.org/10.3389/fpls.2019.00440>
  116. Tortosa, G., Fernández-González, A. J., Lasa, A. V., Aranda, E., Torralbo, F., González-Murua, C., Fernández-López, M., Benítez, E., & Bedmar, E. J. (2021). Involvement of the metabolically active bacteria in the organic matter degradation during olive mill waste composting. *Science of The Total Environment*, 789, 147975. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147975>
  117. Vigne, P., Gimond, C., Ferrari, C., Vielle, A., Hallin, J., Pino-Querido, A., & Braendle, C. (2021). A single-nucleotide change underlies the genetic assimilation of a plastic trait. *Science Advances*, 7(6), eabd9941. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abd9941>

118. Villalba, L., Paolini, J., & Rocha, C. (2020). Algunos parámetros biológicos en la evaluación de la estabilidad y la madurez de dos compost / Some biological parameters in the evaluation of the stability and maturity of two compost / Alguns parâmetros biológicos na avaliação da estabilidade e maturidade de dois compostos. *Revista De La Facultad De Agronomía De La Universidad Del Zulia*, 38(1), 06–30. Retrieved from <https://www.produccioncientificaluz.org/index.php/agronomia/article/view/34725>
119. Wang, S., Xu, Z., Xu, X., Gao, F., Zhang, K., Zhang, X., Zhang, X., Yang, G., Zhang, Z., Li, R., & Quan, F. (2024). Effects of two strains of thermophilic nitrogen-fixing bacteria on nitrogen loss mitigation in cow dung compost. *Bioresource Technology*, 400, 130681. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2024.130681>
120. Wang, Z., Li, M., Fan, J., Bao, Y., & Chen, Q. (2023). Cultivation and nutritional evaluation of *Agaricus bisporus* with tea residue as culture medium. *Foods*, 12(13), 2440. <https://doi.org/10.3390/foods12132440>
121. Wendirol, D., Wacoo, A. P., & Wise, G. (2019). Identifying indigenous practices for cultivation of wild saprophytic mushrooms: Responding to the need for sustainable utilization of natural resources. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, 15(1), 64. <https://doi.org/10.1186/s13002-019-0342-z>
122. Wu, D. L., Liu, P., Luo, Y. Z., Tian, G. M., & Mahmood, Q. (2010). Nitrogen transformations during co-composting of herbal residues, spent mushrooms, and sludge. *Journal of Zhejiang University Science B*, 11(7), 497-505. <https://doi.org/10.1631/jzus.B0900271>
123. Xu, S., Xing, Y., Liu, S., et al. (2019). Función de la nueva cepa bacteriana *Raoultella* sp. X13 en la promoción del crecimiento de las plantas y la biorremediación de cadmio en el suelo. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 103, 3887–3897. <https://doi.org/10.1007/s00253-019-09700-7>



124. Xu, X., Yu, C., Liu, Z., Cui, X., Guo, X., & Wang, H. (2024). Chemical composition, antioxidant, and anti-inflammatory activity of shiitake mushrooms (*Lentinus edodes*). *Journal of Fungi (Basel)*, 10(8), 552. <https://doi.org/10.3390/jof10080552>
125. Yadav, D., Dasgupta, M. D., & Dey, A. (2024). Mechanisms and applications of nitrogen-fixing *Azotobacter* and *Azospirillum* in horticultural crops. In A. Rakshit, V. S. Meena, L. F. Fraceto, M. Parihar, A. B. Mendonza, & H. B. Singh (Eds.), *Bio-Inoculants in Horticultural Crops* (pp. 139-154). Woodhead Publishing. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-96005-2.00005-2>
126. Yakobi, S. H., Mkhize, S., & Poee, O. J. (2023). Screening of antimicrobial properties and bioactive compounds of *Pleurotus ostreatus* extracts against *Staphylococcus aureus*, *Escherichia coli*, and *Neisseria gonorrhoeae*. *Biochemistry Research International*, 2023, 1777039. <https://doi.org/10.1155/2023/1777039>
127. Yang, Z. Y., Wang, X. J., Cao, Y., Dong, Q. E., Tong, J. Y., & Mo, M. H. (2023). Vermicomposting of *Pleurotus eryngii* spent mushroom substrates and the possible mechanisms of vermicompost suppressing nematode disease caused by *Meloidogyne incognita*. *Heliyon*, 9(4), e15111. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e15111>
128. Yarzabal Rodríguez, L. A., Álvarez Gutiérrez, P. E., Gunde-Cimerman, N., Ciancas Jiménez, J. C., Gutiérrez-Cepeda, A., Ocaña, A. M. F., & Batista-García, R. A. (2024). Exploring extremophilic fungi in soil mycobiome for sustainable agriculture amid global change. *Nature Communications*, 15(1), 6951. <https://doi.org/10.1038/s41467-024-51223-x>
129. Zhang, J., Wu, Z., Huang, Y., Zhan, X., Zhang, Y., & Cai, C. (2023). Industrial-scale composting of swine manure with a novel additive-yellow phosphorus slag: Variation in maturity indicators, compost quality and phosphorus speciation. *Bioresource Technology*, 384, 129356. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2023.129356>

130. Zhang, Z., Zu, G., Liu, Q., Liu, Y., Xi, B., Dang, Q., & Su, J. (2025). Confirming the key factors influencing the biosynthesis and regulation of organic nitrogen in composting. *Journal of Environmental Management*, 376, 124436. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2025.124436>
131. Zhao, X., Li, J., Che, Z., & Xue, L. (2022). Succession of the bacterial communities and functional characteristics in sheep manure composting. *Biology (Basel)*, 11(8), 1181. <https://doi.org/10.3390/biology11081181>
132. Zhao, X., Li, J., Yuan, H., Che, Z., & Xue, L. (2023). Dynamics of bacterial diversity and functions with physicochemical properties in different phases of pig manure composting. *Biology (Basel)*, 12(9), 1197. <https://doi.org/10.3390/biology12091197>
133. Zhao, Y., Li, W., Chen, L., Meng, L., & Zhang, S. (2023). Impacts of adding thermotolerant nitrifying bacteria on nitrogenous gas emissions and bacterial community structure during sewage sludge composting. *Bioresource Technology*, 368, 128359. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.128359>
134. Zhou, L., Yang, X., Wang, X., Feng, L., Wang, Z., Dai, J., Zhang, H., & Xie, Y. (2023). Effects of bacterial inoculation on lignocellulose degradation and microbial properties during cow dung composting. *Bioengineered*, 14(1), 213-228. <https://doi.org/10.1080/21655979.2023.2185945>
135. Zhou, Z., Shi, X., Bhople, P., Jiang, J., Chater, C. C. C., Yang, S., Perez-Moreno, J., Yu, F., & Liu, D. (2024). Enhancing C and N turnover, functional bacteria abundance, and the efficiency of biowaste conversion using *Streptomyces*-*Bacillus* inoculation. *Journal of Environmental Management*, 358, 120895. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.120895>
136. Zhu, P., Shen, Y., Pan, X., Dong, B., Zhou, J., Zhang, W., & Li, X. (2021). Reducing odor emissions from feces aerobic composting: Additives.

*RSC Advances*, 11(26), 15977-15988.  
<https://doi.org/10.1039/d1ra00355k>

## **ANEXOS**

### **1. Pasos software (ACP)**

Para el análisis de componentes principales (ACP) se utilizó el software Past4.0.3.exe. Previamente, los datos obtenidos se organizaron en una tabla en Excel, con las variables en columnas y las observaciones en filas, evitando la inclusión de datos categóricos. Posteriormente, la tabla fue copiada y pegada en el programa PAST.

Una vez importados los datos, se seleccionaron todas las variables y se aplicó el análisis multivariado mediante la opción Multivariate, Ordination y Principal Components (PCA). Con ello se generó la gráfica, la cual se completa seleccionando las opciones Roe labels y Biplot para una mejor visualización e interpretación de la variación entre tratamientos. Finalmente, la gráfica resultante fue exportada y se incluyó en el presente proyecto como apoyo a la discusión de resultados.

**Tabla A1.** Matriz de datos utilizada para el análisis de componentes principales.

	T1	T2	T3	T4
pH	9.0325	11369.7625	8.69	8.725
CE	22.4	26.3	21.4	6.4
Nt	11324.9125	11408.7025	2.4575	2.65
P	0.59	0.55	0.8125	0.7925
K	3.8875	11387.4125	11386.53	24.02
Ca	24.2	2.6775	11340.1125	11363.0325
Mg	0.7375	0.7025	0.795	0.7525
Na	0.445	0.425	0.3025	0.305
S	0.71	0.6875	0.6875	0.69
Fe	2543.25	2603.5	2828.5	2745.5
Cu	20.1175	20.4	23.6425	11401.6075
Mn	166.75	162	178.5	171
Zn	86.94	84.8875	97.9225	94.59
B	1.6	15.6	28.7	22.3
Hum	44.55	43.975	22746.95	11424.25
MO	68.7	68.275	69.075	67.925
Cenizas	1.5	22730.25	31.5	32.075
CO	39.825	39.625	40.075	39.4
C/N	18.5	25.5	8.6	15.4