

https://doi.org/10.5154/r.rchsat.2025.05.09

Sección: Ciencia Agrícola

Fermentación en estado sólido: Una comparación del rendimiento de fermentadores aerobios y anaerobios

Hannia Valentina Espinoza Reyes*

Cecilia García Bravo

Sonia Herrera Monrroy

Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Escuela Superior de Apan, México.

*Corresponding author: es380966@uaeh.edu.mx ORCID ID: 0009-0000-1407-1369.

Resumen

La fermentación en estado sólido (FES) implica el crecimiento de microorganismos en materiales sólidos - húmedos para producir enzimas, ácidos orgánicos, biopesticidas, biocombustibles, entre otros. En comparación con la fermentación sumergida, este método ofrece ventajas como: simplicidad de los medios de cultivo, mayor productividad volumétrica con menores requerimientos de insumos. Además, permite el uso de residuos agroindustriales, reduciendo costos y contribuyendo a la gestión sostenible de residuos. El objetivo de este estudio fue comparar la eficiencia de los fermentadores sólidos aerobios (pacas biodigestoras) y anaerobios (compostero



tradicional) mediante la cuantificación de la tasa de respiración microbiana (TRM) por trampas alcalinas, tasa de mineralización (TAM), rendimiento, pH y porcentaje de carbono orgánico (% CO) de dos tratamientos (uno de fermentación anaerobia y otro de aerobia), con cuatro repeticiones cada uno establecidos en un diseño experimental completamente al azar. Los resultados se analizaron con análisis de varianza, prueba de homogeneidad de varianzas Barttled y comparación de medias Tukey ($P \le 0.05$). Al analizar los parámetros, se observó que la TAM fue significativamente mayor en los tratamientos anaerobios (1.62 g·d·1) en comparación con los aerobios (0.70 g·d·1). Por otro lado, el rendimiento fue un 20 % superior en los fermentadores aerobios respecto a los anaerobios. Estos resultados contribuirán a optimizar los procesos de FES, promover prácticas sostenibles de gestión de residuos y mejorar la producción de abonos orgánicos de calidad.

Palabras clave: Dióxido de carbono, fermentación, microorganismo (tesauros), abono, mineralización.

Abstract

Keywords: Carbon dioxide, fermentation, microorganism (thesaurus), fertilizer, mineralization.

Fecha de recibido: Enero 30, 2025

Fecha de aceptación: Mayo 27, 2025

Introducción

La fermentación en estado sólido (FES) es un proceso biotecnológico caracterizado por llevarse a cabo sobre un soporte sólido con bajo contenido de humedad, en condiciones no asépticas y naturales. Este método, que puede aplicarse a una variedad de residuos y suelos, ha sido ampliamente utilizado para la producción de alimentos, abonos, combustibles, enzimas y la



degradación de colorantes (Singhania et al., 2009). Dentro de las características resaltables de este tratamiento se encuentran la simplicidad en la instalación, su fácil operación y la calidad del abono (Peñalosa-Bernal & Ossa-Carrasquilla, 2023).

La FES implica el crecimiento de microorganismos en materiales sólidos-húmedos en ausencia o con poca cantidad de agua libre (no más del 12 % V/V) (Tejeda-Mansir et al., 2011). Sus fundamentos se basan en principios como la adhesión microbiana al sustrato, la difusión de nutrientes y oxígeno, y la secreción de enzimas extracelulares. Las características principales incluyen la baja actividad de agua, la heterogeneidad del sustrato y la concentración de nutrientes (Farinas, 2015).

Históricamente, la FES, en conjunto con la fermentación líquida sumergida, se ha utilizado para la producción de alimentos fermentados como el tempeh, el koji y la salsa de soja. En las últimas décadas, ha ganado importancia en la producción de diversos productos de interés industrial y biotecnológico (Singhania et al., 2009). En este proceso, los microorganismos se cultivan en un soporte sólido-húmedo, generalmente un material orgánico como salvado de trigo, bagazo de caña de azúcar o residuos agrícolas.

En esta fermentación, el sustrato se humedece con una solución de nutrientes o agua, y en algunos casos se inocula con microorganismos. Durante el proceso, los microorganismos crecen adheridos al sustrato sólido y secretan enzimas y otros metabolitos (Mitchell et al., 2006), realizando este proceso tanto en condiciones aerobias como anaerobias. La fermentación aerobia requiere oxígeno y produce CO₂, agua y energía, utilizándose en la producción de compost y algunas enzimas. Por otro lado, la fermentación anaerobia ocurre en ausencia de oxígeno y produce biogás, aplicándose en la producción de biocombustibles y tratamiento de aguas residuales (Pandey et al., 2017).

La selección adecuada del sustrato sólido y el control de los parámetros de proceso son aspectos clave en la FES. El sustrato debe tener una composición química y física adecuada para permitir el crecimiento microbiano, proporcionar nutrientes y mantener condiciones apropiadas de humedad y aireación (Thomas et al., 2013). Los parámetros como temperatura, humedad, pH (potencial de hidrógeno), aireación y agitación, influyen en el crecimiento microbiano, la producción de metabolitos y la calidad del producto final (Ruíz-Leza et al., 2007).

De acuerdo con Castro et al. (2020) este tipo de tratamiento regula la generación de lixiviados con características benéficas para el suelo y al cabo de un periodo de 4 a 6 meses de incubación, el



sustrato generado puede incorporarse al suelo. En este contexto, la obtención de abonos orgánicos a partir de residuos locales mediante procesos de FES representa una alternativa sostenible y económica para la gestión de estos residuos y la elaboración de productos de valor agregado.

El diseño y la evaluación de los sistemas FES son fundamentales para garantizar una eficiencia óptima en términos de tiempo de maduración, calidad del producto final y emisiones de gases. Para evaluar la eficiencia de los fermentadores, se consideran parámetros cruciales como el tiempo de maduración, el rendimiento y la cantidad de materia orgánica (Cerda et al., 2017). Además, la tasa absoluta de mineralización (TAM) y la tasa de respiración microbiana son indicadores importantes de la actividad metabólica y la descomposición de la materia orgánica (Smith & Brown, 2020).

El tiempo de maduración y el rendimiento, varían según el sustrato y las condiciones del proceso, el primero se refiere al período necesario para que la materia orgánica se descomponga completamente sin una pérdida significativa de nutrientes. En fermentaciones aerobias, el tiempo reportado de maduración suele ser de 15 a 30 días, mientras que en procesos anaerobios puede extenderse hasta 60 días (Pandey et al., 2017). De igual manera, el rendimiento de los fermentadores es la cantidad de biomasa microbiana producida por unidad de sustrato inicial y se determina por el peso seco de la biomasa al final del proceso de fermentación (Pandey et al., 2000).

Por otra parte, la TAM es una medida de descomposición de la materia orgánica en minerales durante el proceso de fermentación. Esta cuantificación es clave en la evaluación de la eficiencia de la fermentación ya que indica la velocidad a la cual los microorganismos están convirtiendo la materia orgánica en compuestos inorgánicos (Smith & Brown, 2020). Por último, la tasa de respiración microbiana es crucial para evaluar la vitalidad y eficiencia del proceso de fermentación, mostrando la actividad metabólica de los microorganismos. Se mide registrando la cantidad de dióxido de carbono (CO₂) producido por los microorganismos al descomponer la materia orgánica en un sustrato. Además de estos parámetros, la correcta concentración de elementos como el nitrógeno, fósforo y potasio es vital para el desarrollo de los microorganismos y la calidad del producto final (Pandey et al., 2017) por lo que también se sugiere realizar mediciones de estos.

La FES ofrece varias ventajas, incluyendo la capacidad de utilizar residuos agroindustriales como sustratos, lo que reduce los costos de producción y contribuye a la gestión sostenible de los residuos. Además, puede llevarse a cabo en condiciones de baja actividad de agua, lo que reduce el riesgo de contaminación microbiana (Singhania et al., 2009). En comparación con los procesos



de fermentación sumergida, la FES brinda simplicidad en los medios de cultivo, una mayor productividad volumétrica, menores requisitos de energía y agua, y la posibilidad de utilizar residuos agroindustriales como sustratos (Pastrana, L. 1996; Pandey, 2003).

En este contexto, el presente estudio busca determinar la eficiencia de la fermentación en estado sólido para la obtención de un abono elaborado con residuos locales mediante la cuantificación del rendimiento, la emisión de CO₂, la tasa de mineralización (TAM), la materia orgánica y los cambios en el pH. Para ello, se establecieron dos tipos de fermentadores: aerobios y anaerobios, utilizando componentes que simularon un sistema de pacas biodigestoras y un compostero tradicional, respectivamente.

La importancia de este estudio radica en la necesidad de encontrar soluciones efectivas para el aprovechamiento de residuos locales y la producción de abonos orgánicos de calidad. Los resultados pueden contribuir al desarrollo de estrategias de gestión de residuos y producción de abonos orgánicos a nivel local, fomentando prácticas agrícolas sostenibles y reduciendo el impacto ambiental asociado a la disposición inadecuada de residuos.

Materiales y Métodos

La presente investigación consistió en un estudio de tipo exploratorio descriptivo con enfoque cuantitativo, donde se evaluaron dos tipos de fermentación (aerobia y anaerobia) utilizando para ello un modelo de biorreactor descrito en el Cuadro 1. De cada tipo de fermentación se establecieron un tratamiento y un testigo absoluto con cuatro repeticiones cada uno, en un diseño completamente al azar, considerando como unidad experimental a cada biorreactor individual, haciendo un total de 16 unidades experimentales.

Cuadro 1. Descripción de los tratamientos evaluados

| Tratamiento (tipo de fermentación) | Simbología | Simbología de cada repetición | Descripción |
|--|------------|-------------------------------|-------------|
|--|------------|-------------------------------|-------------|



| | | T _{ana1} | Frasco de vidrio transparente, de |
|-----------------------------|----------------------|-----------------------|------------------------------------|
| Fermentador anaerobio | $T_{\rm ana}$ | T_{ana2} | 250 mL de capacidad, conteniendo |
| | | T_{ana3} | 4 cm de altura de mezcla para |
| | | T_{ana4} | compost y trampa alcalina, cerrado |
| | | I ana4 | herméticamente. |
| | | | |
| Fermentador | | Test _{ana1} | Frasco de vidrio transparente, de |
| | Test _{ana} | Test _{ana2} | 250 mL de capacidad, sin mezcla |
| testigo anaerobio | 1 CSt _{ana} | Test _{ana3} | para compost, pero con trampa |
| | | Test _{ana4} | alcalina, cerrado herméticamente. |
| | | | |
| | T _{aero} | Taerol | Frasco de vidrio transparente, de |
| Fermentador aerobio | | T_{aero2} | 250 mL de capacidad, conteniendo |
| | | T _{aero3} | 4 cm de altura de mezcla para |
| | | | compost* y trampa alcalina, con |
| | | T_{aero4} | tapa de manta de cielo. |
| | | | |
| | | Test _{aero1} | Frasco de vidrio transparente, de |
| Fermentador testigo aerobio | Test _{aero} | Test _{aero2} | 250 mL de capacidad, sin mezcla |
| | | Test _{aero3} | para compost, con trampa alcalina |
| | | Test _{aero4} | y con tapa de manta de cielo. |
| | | | |

Nota: La descripción de la composición de la mezcla para compost y de las trampas alcalinas se dará en secciones posteriores.

Establecimiento de fermentadores



Para establecer los fermentadores se montaron biorreactores conteniendo una mezcla para compost la cual se elaboró con suelo local, estiércol de borrego, paja de cebada y urea. Para ello, antes de establecer las mezclas, se sometió el suelo y el estiércol a una desecación en una estufa a 60 °C hasta alcanzar un peso constante. Luego, se determinó la densidad aparente (Dap) de ambos materiales colocándolos en una probeta de plástico de 1 L, dando golpes constantes en la base de ésta, hasta compactarlos, registrando el volumen y el peso (el dato de la Dap se usó para determinar el porcentaje de humedad en las mezclas). Posteriormente todos los materiales fueron homogeneizados a un tamaño de partícula de 4 mm, haciéndolos pasar por un tamiz para después montar los biorreactores de cada tipo de fermentación.

En el caso de la fermentación anaerobia se adecuó el reactor con el fin de lograr una construcción de pacas biodigestoras; primero, se limpiaron y secaron 4 frascos por tratamiento los cuales fueron identificados individualmente. Después, se colocaron capas de los componentes siguiendo un orden que se detalla a continuación; cada capa fue formada por paja (0.4 cm), estiércol seco (0.07 cm), suelo (0.12 cm) y urea (0.003 cm) hasta completar una altura total de 4 cm sin compactar. Para las cantidades pequeñas, como la urea, se cuantificaron previamente en una superficie plana utilizando una regla milimétrica, lo que permitió obtener mediciones exactas antes de agregar las capas al frasco de vidrio. Una vez que las capas fueron completadas, se añadió suficiente agua destilada para alcanzar el 30 % de humedad (aproximadamente 75 mL de agua por reactor anaerobio y 100 mL para los aerobios) y se compactó la mezcla para eliminar huecos donde pudiera almacenarse oxígeno. Los frascos se sellaron, se pesaron y se registró el peso inicial para su seguimiento semanal.

Para la fermentación aerobia, que tiene una función de compostero tradicional, se siguieron pasos similares al proceso anterior, pero en estos reactores, las capas no fueron compactadas y los frascos no fueron sellados, únicamente se colocó una manta de cielo que permitiría el intercambio gaseoso y protegería las mezclas de inclusión de material externo; además, se estableció un régimen semanal de mezclado completo de los componentes, simulando el mezclado que se realiza en los composteros para favorecer la oxigenación. Los tratamientos testigos se establecieron en reactores idénticos para los dos tratamientos antes descritos, pero sin colocar la mezcla para compost.



Evaluación de fermentadores

En cada tratamiento descrito en el Cuadro 1 se evaluó el rendimiento (gramo a gramo y biomasa total), la tasa absoluta de mineralización (TAM) y la emisión de CO₂ (también llamada tasa de respiración microbiana o TRM por sus siglas), realizando mediciones semanales durante 105 días, utilizando el método sugerido por Guerrero-Ortíz et al. (2012), el cual consistió en colocar una muestra de la mezcla para compost con 30 % de humedad con respecto al peso seco en los reactores con una trampa alcalina, registrando los cambios en el peso de los fermentadores, así como las lecturas de las trampas durante el periodo de la incubación. A continuación, se describe la metodología empleada para evaluar cada parámetro mencionado

Rendimiento

Para obtener el rendimiento gramo a gramo se dividió el peso final de la mezcla (peso seco en el día 105 de incubación) entre el peso inicial (peso seco en el día 1 de incubación) y para calcular el rendimiento de biomasa total se restó el peso húmedo inicial (mezcla con 30 % de humedad en el día 1 de incubación) del peso húmedo final (mezcla con 30 % de humedad en el día 105 de incubación).

Tasa de mineralización (TAM)

Se calculó pesando los reactores con la mezcla cada siete días, regresando la humedad al 30 % después de cada pesaje y aplicando en los datos obtenidos la Fórmula (1):

Tasa de respiración Microbiana (TRM)

La metodología para determinar la emisión de CO₂ o TRM consistió en colocar dentro de los reactores que contenían la mezcla para compost, una trampa alcalina conformada por un tubo de vidrio conteniendo 5 mL de hidróxido de sodio (NaOH) 1 N con una tira de papel filtro sumergida en él, para atrapar el CO₂ desprendido. Se tomaron lecturas del gas atrapado en el papel filtro cada siete días, agregando al NaOH 1N, 2 mL de Cloruro de Bario (BaCl) al 2 % y titulando con ácido



clorhídrico (HCl) 1.06 N, usando tres gotas de fenolftaleína como indicador. A las lecturas del gasto de NaOH se les aplicó la Fórmula (2).

$$TRM = (GB - GT)(NHCL * Peq CO_2)$$
 Fórmula (2)

Donde:

GB: Gasto de NaOH en testigos

GT: Gasto de NaOH en tratamientos

NHCl: Normalidad de ácido clorhídrico

Peq: Peso equivalente del CO₂

Porcentaje de carbono orgánico (% CO) y pH

Al finalizar las evaluaciones de emisión de CO₂, se determinó el porcentaje de carbono orgánico (% CO) por el método de calcinación total de la mezcla (Ansorena-Miner, 1994), secando las muestras a 70 °C hasta peso constante, registrando este dato para después someterlas a temperaturas de 480 °C y aplicar en los resultados la Fórmula (3).

Donde:

Pm = Peso de la mezcla secada a 70 °C

Pc = Peso de la mezcla después de incinerar (peso de cenizas)

También se midió el pH (potencial de hidrógeno) siguiendo la metodología descrita en la Norma Oficial Mexicana NOM-021-SEMARNAT-2000: Especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, la cual consiste en formar un extracto acuoso que se obtiene por filtración al vacío de una pasta de suelo saturado hecha con agua destilada en proporciones 2:1 (2 volúmenes de agua y 1 de suelo), para posteriormente leer el parámetro con un potenciómetro y registrar el resultado en cada uno de los tratamientos, para su posterior análisis.

Análisis de datos



Para evaluar los valores obtenidos de los fermentadores aerobios, anaerobios y sus respectivos testigos a lo largo del periodo de incubación, se procesaron los datos de rendimiento, % CO, pH, TAM y TRM mediante una prueba de homogeneidad de varianza de Bartlett, análisis de varianza (ANOVA) y una prueba complementaria de comparación de medidas de Tukey Kramer, con un valor de significancia de P < 0.05.

Resultados y Discusión

Los resultados mostraron que, aunque los métodos de fermentación aerobio y anaerobio son efectivos para descomponer la materia orgánica, presentan diferencias en algunos parámetros clave. Los resultados obtenidos ofrecen una visión detallada sobre cómo las diferentes condiciones de oxígeno afectan el proceso de compostaje. A continuación, se abordan los datos y el análisis de cada parámetro evaluado.

Rendimiento

El cambio de peso de los reactores reflejó la cantidad de materia orgánica que fue mineralizada por cada gramo de mezcla inicial. Se observó una reducción en el peso gramo a gramo de las mezclas como se muestra en la Cuadro 2. Esta reducción es atribuible a la conversión de materia orgánica producto de la actividad microbiana intensa (Bernal et al., 2009). En condiciones anaerobias, la disminución de peso fue menor que en el tratamiento de fermentación aerobia, lo que sugiere una descomposición más lenta de materia orgánica (Tuomela et al., 2000)

Cuadro 2. Efecto del tipo del tratamiento en el rendimiento de la biomasa.

| Tratamiento | Peso inicial | Peso final | Rendimiento |
|-------------|--------------|------------|-------------------------------------|
| | (g |) | $(g\ compost \cdot g^{-1}\ mezcla)$ |



| Aerobio | 88.73 ±11 a | $75.85 \pm 4 \text{ b}$ | $0.8572 \pm 0.03 \text{ b}$ |
|-----------|---------------------|--------------------------|-----------------------------|
| Anaerobio | $130.04 \pm 10 \ a$ | $123.83 \pm 7 \text{ a}$ | 0.9451 ± 0.006 a |
| DMSH | 43 | 35 | 0.1 |

Nota. Los pesos mostrados corresponden a aquellos sin adicionar el 30 % de humedad; DMSH Diferencia Mínima Significativa Honesta; Grupos con la misma letra entre columnas no representan diferencia significativa (P < 0.05) en la prueba de comparación de medias Tukey; \pm Error estándar calculado.

En cuanto al rendimiento de biomasa total, se obtuvieron diferencias significativas (0.013 < 0.05) entre tratamientos, donde los reactores aerobios obtuvieron un promedio de 58.99 ± 10 g, mientras que el tratamiento anaerobio mostró un rendimiento promedio mayor con 79.64 ± 9.6 g. Este resultado sugiere que el tratamiento anaerobio perdió menos biomasa en comparación con el tratamiento aerobio (Figura 1), confirmando que la mineralización ocurre más lenta que en fermentadores anaerobios (Bernal et al., 2009).

100.00
90.00
80.00
70.00
90.00
40.00
10.00
0.00
AEROBIO
TRATAMIENTO

Figura 1. Comparación del rendimiento de biomasa total entre tratamientos.



Nota. El mayor rendimiento en el tratamiento anaerobio refleja una menor disminución de biomasa, lo que ayuda a confirmar una mineralización más lenta.

Elaboración propia, 2024.

Por otro lado, se pudo observar que los fermentadores aerobios tendieron a producir un compost de mayor calidad en términos de estructura, es decir, las mezclas fermentadas en reactores aerobios eran visualmente menos compactas y al tacto, se percibían mullidas en cuanto salieron de la estufa en comparación con las fermentadas en reactores anaerobios (Figura 2). Esto pudo deberse a la configuración de los consorcios microbianos que se favorecieron durante los procesos de fermentación, pues según estudios de Vásquez Castro & Millones (2021) en procesos de compostaje aerobio, durante las etapas iniciales y mesofílicas (identificadas porque en ellas aún es posible distinguir algunos componentes iniciales de las mezclas) priman los hongos y bacterias, los cuales tienen como principal función degradar compuestos orgánicos lignocelulósicos.

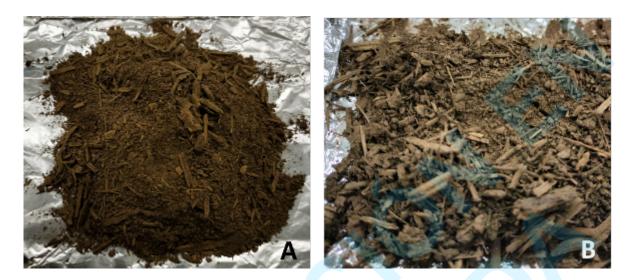
Esta degradación favorece la proliferación de colonias que a su vez generan complejos estables entre las arcillas y la materia orgánica por la acción de los polisacáridos (Garzón et al., 2022; Umer & Rajab, 2012) que culminan en la formación de agregados y espacios porosos que en conjunto mejoran las propiedades físicas del compost (Kumar et al., 2020).

La descripción detallada de los microorganismos involucrados en el proceso de fermentación resulta compleja, ya que las poblaciones y comunidades cambian constantemente según la evolución de factores como la temperatura, los nutrientes, el oxígeno, el contenido de agua y el pH. De acuerdo con diferentes estudios, la actividad metabólica principalmente se centra en bacterias y hongos filamentosos. En general, las bacterias son el grupo más abundante, abarcando los *Phyla Proteobacterias, Firmicutes, Actinobacterias* y *Bacteroidetes*, seguido por los hongos, principalmente el phylum *Ascomycota* (Laich, 2011; Rosario & Eduardo, 2021). Por otro lado, en procesos anaerobios los microorganismos predominantes son bacterias y levaduras, mismos que favorecen la formación de microporos.

En adición, distintas especies como *Streptomyces albogriseolus* y *S. thermovulgaris*, actinomicetos termófilos, han sido frecuentemente aislados de procesos de fermentación y composta, vinculando su presencia a su termotolerancia (Chen et al., 2013).



Figura 2. Compost obtenidos de fermentadores aerobios (A) y anaerobios (B). Elaboración propia, 2024.



Nota. Los resultados de la TAM son congruentes con lo observado en la tasa de respiración microbiana y se presentan enseguida.

Tasa absoluta de mineralización (TAM)

En cuanto a la tasa de mineralización se obtuvieron valores semanales que se promediaron y graficaron (Figura 3). Los resultados indican que la TAM en los reactores aerobios fue aproximadamente el doble en comparación con los reactores anaerobios durante el día 14 (1.62 g·d⁻¹ para aerobios contra 0.70 g·d⁻¹ para anaerobios). Sin embargo, para el día 70 esta condición se invirtió debido a un error en el sellado de los reactores, el cual al ser corregido regresó la tendencia al comportamiento inicial obteniéndose una diferencia de 0.03 g·d⁻¹ de compost entre los tratamientos (diferencia significativa 0.024 < 0.05).

En ambos tratamientos se observa un comportamiento similar al observado por Carvajal-Flores et al. (2024) donde una mayor TAM durante las tres primeras semanas del proceso de fermentación se relaciona directamente con la mayor disponibilidad de alimento para los microorganismos, luego, la materia orgánica carbonácea se oxida en CO₂ y el nitrógeno se transforma en nitratos, ralentizando el proceso y generando TAM menores.

Adicionalmente, en los reactores anaerobios, se registró una estabilización más temprana en la degradación de materia orgánica, alcanzando este estadio en el día 91 del proceso de incubación



(Figura 3). La estabilización anticipada en los reactores anaerobios puede atribuirse a la acumulación de productos de descomposición que no se mineralizan completamente en ausencia de oxígeno (Narihiro & Sekiguchi, 2007), lo cual aunado a la falta de movimiento del sustrato, resultó en una reducción en la disponibilidad de alimento para los microorganismos (Carvajal-Flores et al., 2024) y por lo tanto, en una disminución en la pérdida de biomasa en las muestras anaerobias ya mencionada en el apartado anterior.

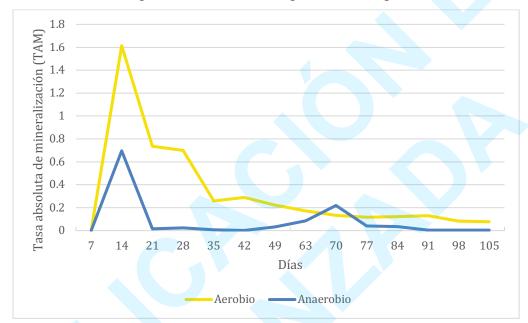


Figura 3. Evolución de la degradación de materia orgánica en un lapso de incubación de 105 días.

Fuente: Elaboración propia, 2024.

Este hallazgo sugiere una mayor rapidez y eficiencia en la descomposición de la materia orgánica bajo condiciones aeróbicas (Schaub & Leonard, 1996), posiblemente debido a la mayor actividad microbiana facilitada por la disponibilidad de oxígeno (Bernal et al., 2009) y el movimiento de sustrato semanal, el cual redistribuyó el alimento para los microorganismos favoreciendo su proliferación. Este resultado es relevante para aplicaciones donde se necesita una rápida reducción de volumen y transformación de los residuos en compost utilizable. Sin embargo, una alta tasa de mineralización también puede conllevar la volatilización de nutrientes, especialmente de nitrógeno (Bernal et al., 2009; Narihiro & Sekiguchi, 2007) lo cual podría no ser deseable pues limitaría su disponibilidad y derivaría en un compost poco nutritivo.

En contraste, los fermentadores anaerobios mostraron una tasa de mineralización menor, lo que sugiere una descomposición más lenta, pero con una liberación más sostenida de nutrientes que



podría llevar a obtener compost con mayor disponibilidad de estos para vegetales, así como una menor liberación de carbono y gases de efecto invernadero al ambiente (Peñalosa-Bernal & Ossa-Carrasquilla, 2023).

Tasa de respiración microbiana (TRM)

Las emisiones de CO₂ son un indicador directo de la actividad microbiana y la descomposición de la materia orgánica (Insam & Bertoldi, 2007) este principio es la base para el cálculo de la TRM, donde se considera que el CO₂ atrapado en las trampas alcalinas neutraliza el NaOH que contienen, generando menores gastos de HCl durante la titulación, por lo que, a mayor valor de la TRM menor cantidad de carbón liberado (Guerrero-Ortíz et al., 2012). Esta tasa refleja de forma indirecta la diferencia de carbono atmosférico fijado por los microorganismos durante el proceso de fermentación entre los reactores evaluados.

De acuerdo con los datos obtenidos y representados en la Figura 4, se observó que la TRM fue mayor en los reactores anaerobios en comparación con los reactores aerobios. Esto indica que el tratamiento anaerobio acumuló más carbono atmosférico fijado por los microorganismos durante el proceso de mineralización.

30.00 mg de C acumulados/100 g muestra AEROBIO --ANAEROBIO 25.00 20.00 15.00 10.00 5.00 0.00 21 28 35 63 98 105 Días de incubación

Figura 4. Comparación del desprendimiento de CO₂ en un lapso de incubación de 105 días.

Fuente: Elaboración propia, 2024.

La evolución de la Tasa de Respiración Microbiana (TRM) mostró diferencias significativas (0.014 < 0.05) entre los reactores anaerobios y aerobios a lo largo del período de observación, siendo superior en reactores anaerobios. Durante todo el lapso de incubación, los reactores anaerobios



exhibieron una TRM notablemente superior a la de los aerobios. Aunque los reactores aerobios experimentaron un pico en su TRM alrededor del día 28, esta no llegó a superar los niveles alcanzados por los reactores anaerobios.

A partir de la quinta semana y hasta el final del experimento, la TRM en condiciones anaerobias se mantuvo consistentemente por encima de la observada en condiciones aerobias. No obstante, es importante señalar que ambos tipos de reactores mostraron una tendencia general a la disminución de la tasa de respiración conforme avanzaba el tiempo. Esta dinámica sugiere una actividad microbiana más intensa y sostenida al inicio de la fermentación, con una eventual reducción en ambos sistemas a medida que el proceso de fermentación progresaba.

Relacionado a esto, la tasa de respiración microbiana (TRM) en los fermentadores anaerobios resultó más alta, esto debido a que, en este tratamiento, es común que se acumule más carbono en forma de compuestos orgánicos, debido a que la falta de oxígeno limita la respiración microbiana y, por ende, la liberación de carbono en forma de CO₂ (Lorenzo & Obaya, 2005).

Por el contrario, en los sistemas aeróbicos, el carbono se metaboliza rápidamente durante la respiración microbiana y se libera principalmente como dióxido de carbono, lo que explica la menor acumulación (TRM) observada.

De esta manera, la mayor acumulación de carbono en el sistema anaeróbico sugiere que estos fermentadores retienen más materia orgánica, posiblemente como intermediarios o enlaces más resistentes, mientras que los sistemas aeróbicos tienden a ser más eficientes a la hora de liberar carbono en forma de dióxido de carbono, lo que significa que hay más descomposición de compuestos orgánicos.

A pesar de que no se identificaron los microorganismos presentes en esta fermentación, se muestra que las condiciones aerobias favorecieron la proliferación de ciertos organismos, que realizaron el proceso de fermentación de una forma más eficiente. Esto midiendo la transformación de la materia orgánica y la acumulación de carbono, sin centrarse en los microorganismos presentes. Fundamentando que ambas fermentaciones comenzaron con las mismas variables, incluida la composición microbiana inicial.

рΗ



Los valores pH obtenidos para ambos tratamientos se clasifican como moderadamente alcalinos según la clasificación de Letelier (1967) (Cuadro 3). Esto sugiere que el tipo de tratamiento (aerobio o anaerobio) no afecta significativamente los niveles de pH en el proceso de fermentación en estado sólido para compost.

Cuadro 3. Valores de pH en diferentes tratamientos,

| Tratamiento | pH |
|-------------|---------------------------|
| Anaerobio | $7.40 \pm 0.2 \text{ a*}$ |
| Aerobio | 7.63 ± 0.73 a |

Nota. * Medias con la misma letra entre columna no denotan diferencias significativas (P < 0.05), mediante test de comparación de medias de Tukey

El pH moderadamente alcalino es representativo de las etapas termofilicas y mesofilicas en procesos de compostaje y ocurre debido a la conversión de nitrógeno en amoníaco por los organismos (Meena, et al., 2021), por lo que los resultados observados en los tratamientos indican que ambos se encuentran en dicha etapa. Sin embargo, una limitación del estudio es la falta de análisis del contenido de nutrientes como el N, P y K, lo cual podría proporcionar una visión más completa y con más variables para estudiar.

Futuras investigaciones deberían considerar estas variables para obtener resultados más precisos y aplicables en diferentes contextos. Además, sería beneficioso investigar cómo diferentes tipos de residuos afectan el proceso de FES y la calidad del compost final. Por ejemplo, la inclusión de residuos ricos en nitrógeno o carbono podría tener efectos significativos en la tasa de descomposición y en la calidad nutricional del compost.

Conclusiones

En este estudio se compararon fermentadores aerobios y anaerobios para la producción de abonos orgánicos a partir de residuos locales. Los resultados indican que los fermentadores aerobios



presentan un mayor rendimiento de biomasa, así como una descomposición de materia orgánica más rápida, al igual que niveles bajos de captura de carbono, esto último debido a su transformación en forma de CO₂. En contraste, el tratamiento anaerobio mostró una mineralización más lenta y una mayor retención de biomasa.

En este estudio, se proporciona una visión detallada de las diferencias y ventajas de los métodos de fermentación aerobios y anaerobios brindando un panorama amplio de las características y rendimiento de cada tipo de tratamiento. De esta manera, la elección del método adecuado dependerá de los objetivos específicos del proceso de fermentación, ya sea una rápida descomposición y reducción de volumen o una liberación gradual y sostenida de nutrientes.

Referencias

Ansorena Miner, J. (1994). Susstratos: propiedades y caracterización. Mundi-Prensa.

Bernal, M. P., Alburquerque, J. A., & Moral, R. (2009). Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. *A review. Bioresource Technology*, 100(22), 5444-5453. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.11.027

Carvajal Flórez, E., Suárez Higuita, K., & Clavijo Rodríguez, L. V. (2024). Pacas Biodigestoras para la Transformación de Residuos Orgánicos y Material Vegetal en una Institución Universitaria de Educación Superior. *Revista EIA*, 21(41), Reia4108. pp. 1-19. https://doi.org/10.24050/reia. v21i41.1728

Castro-Martínez, O. R., Velázquez-Cigarroa, E., & Tello-García, E. (Ed.) (2020). Educación ambiental y cambio climático. Repercusiones, perspectivas y experiencias locales. *Universidad Autónoma Chapingo*. Recuperado el 05 de abril del 2024 de https://omp.siea.org.mx/omp/index.php/omp/catalog/view/4/85/129

Cerda, A., Artola, A., Font, X., Barrena, R., Gea, T., & Sánchez, A. (2017). Composting of food wastes: Status and challenges. *Bioresource Technology*, 248, 57-67. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.06.133



Chen, T. T., Wang, L. F., Wang, O., & Han, J. R. (2013). Isolation and identification of thermophilic actinomycetes in asparagus old stem compost. *Journal of Shanxi Agricultural Sciences*, 1, 40-45.

Farinas, C. S. (2015). Developments in solid-state fermentation for the production of biomass-degrading enzymes. *Biochemical Engineering Journal*, *102*, 198-208. https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.07.092

Garzón Marín, I., Cruz, E. C., Infante, A., & Cuervo, J. L. (2022). Efecto del compost de residuos de flores sobre algunas propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo. *Acta Agronómica*, 71(2), 111-118. https://doi.org/10.15446/acag.v71n2.88900

Guerrero-Ortiz, P. L., Quintero-Lizaola, R., Espinoza-Hernández, V., Benedicto-Valdés, G. S., de M., Guerrero-Ortíz, P. L., Quintero-Lizaola, R., Espinoza-Hernández, V., Benedicto-Valdés, G. S., & de, M. (2012). Respiración de CO₂ como indicador de la actividad microbiana en abonos orgánicos de lupinus. *Terra Latinoamericana*, 30(4), 355-362. https://www.scielo.org.mx/scielo. Php?script=sci_arttext&pid=S0187-57792012000400355&lng=es&nrm=iso

Insam, H., & De Bertoldi, M. (2007). Microbiology of Composting Process. In: Diaz, L.F., de Bertoldi, M., Bidlingmaier, W. and Stentiford, E., Eds., *Compost Science and Technology, Waste Management Series*, Elsevier Science. https://doi.org/10.1016/S1478-7482(07)80006-6

Kumar, Y., Kaushal, D., Kaur, G., & Gulati, D. (2020). Effect of soil organic matter on physical properties of soil. *Just Agriculture*, 1(2), 25-30. Recuperado el 20 de mayo del 2024 de https://www.researchgate.net/publication/360560644_Effect_of_soil_organic_matter_on_physical_properties of soil

Laich, F. (2011). El papel de los microorganismos en el proceso de compostaje. Unidad de Microbiología Aplicada, Instituto Canario de Investigaciones Agrarias. Recuperado el 14 de abril del 2024 de https://goo.su/crj3C

Letelier, A. E. (1967). *Manual de fertilizantes para Chile*. Banco del Estado. Santiago de Chile. 138 p.

Lorenzo Acosta, Y., & Obaya Abreu, M. C. (2005). La digestión anaerobia. Aspectos teóricos. Parte I. *ICIDCA*. Sobre los Derivados de la Caña de Azúcar, XXXIX(1), 35-48.



Mata-Alvarez, J., Macé, S., & Llabrés, P. (2000). Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives. *Bioresource Technology*, 74(1), 3-16. https://doi.org/10.1016/S0960-8524(00)00023-7

Meena, A. L., Karwal, M., Dutta, D., & Mishra, R. P. (2021). Composting: Phases and factors responsible for efficient and improved composting. *Agriculture and Food: e-Newsletter*, *3*(1), 85-90. https://doi.org/10.13140/RG.2.2.13546.95689

Mitchell, D. A., Berovic, M., & Krieger, N. (2006). Solid-state fermentation bioreactors: Fundamentals of design and operation. Springer Science & Business Media.

Narihiro, T., & Sekiguchi, Y. (2007). Microbial communities in anaerobic digestion processes for waste and wastewater treatment: a microbiological update. *Current Opinion in Biotechnology*, 18(3), 273-278. https://doi.org/10.1016/j.copbio.2007.04.003

Pandey, A. (2003). Solid-state fermentation. *Biochemical Engineering Journal*, 13(2-3), 81-84 https://doi.org/10.1016/S1369-703X(02)00121-3

Pandey, A., Soccol, C. R., & Mitchell, D. (2000). New developments in solid-state fermentation: I-bioprocesses and products. *Process Biochemistry*, 35(10), 1153-1169. https://doi.org/10.1016/S0032-9592(00)00152-7

Pandey, A., Soccol, C. R., & Mitchell, D. (2017). New developments in solid-state fermentation: II. Rational approaches to the design of bioreactors. *Process Biochemistry*, 42(8), 1203-1212.

Pastrana, L. (1996). Fundamentos de la fermentación en estado sólido y aplicación a la industria alimentaria. *Ciencia y Tecnologia Alimentaria*, *1*(3), 4–12. https://doi.org/10.1080/11358129609487556

Peñalosa-Bernal, J. P., & Ossa-Carrasquilla, L. C. (2023). Estimación de gases de efecto invernadero emitidos por la paca biodigestora durante el tratamiento de residuos orgánicos. *Revista Chapingo Serie Agricultura Tropical*, *3*(1), 55-69. https://doi.org/10.5154/r.rchsagt.2023.03.05

Rosario, E., & Eduardo, C. (2021). Una revisión sobre la diversidad microbiana y su rol en el compostaje aerobio. *Aporte Santiagino*. https://doi.org/10.32911/as.2021.v14.n2.822

Ruíz-Leza, H. A., Rodríguez-Jasso, R. M., Rodríguez-Herrera, R., Contreras-Esquivel, J. C., & Aguilar, C. N. (2007). Diseño de biorreactores para fermentación en medio sólido. *Revista*



Mexicana de Ingeniería Química, 6(1), 33-40. Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa.

Schaub, S. M., & Leonard, J. J. (1996). Composting: An alternative waste management option for food processing industries. *Trends in Food Science & Technology*, 7(8), 263-268. https://doi.org/10.1016/0924-2244(96)10029-7

Singhania, R. R., Patel, A. K., Soccol, C. R., & Pandey, A. (2009). Recent advances in solid-state fermentation. *Biochemical Engineering Journal*, 44(1), 13-18. https://doi.org/10.1016/j.bej.2008.10.019

Smith, J., & Brown, P. (2020). Fermentación en estado sólido: Comparación de sistemas aerobios y anaerobios. *Journal of Fermentation Science*, 45(2), 123-135.

Tejeda-Mansir, A., Montesinos-Cisneros, R. M., Guzmán-Zamudio, R. (2011). Bioseparaciones. Pearson Educación. México. 704 pág.

Thomas, L., Larroche, C., & Pandey, A. (2013). Current developments in solid-state fermentation. *Biochemical Engineering Journal*, *81*, 146-161. https://doi.org/10.1016/j.bej.2013.10.013

Tiquia, S. M. (2005). Microbiological parameters as indicators of compost maturity. *Journal of Applied Microbiology*, 99(4), 816-828. https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.2005.02673.x

Tuomela, M., Vikman, M., Hatakka, A., & Itävaara, M. (2000). Biodegradation of lignin in a compost environment: a review. *Bioresource Technology*, 72(2), 169-183. https://doi.org/10.1016/S0960-8524(99)00104-2

Umer, M. I., & Rajab, S. M. (2012). Correlation between aggregate stability and microbiological activity in two Russian soil types. *Eurasian Journal of Soil Science*, *1*, 45-50. Recuperado el 22 de marzo del 2024 de https://dergipark.org.tr/tr/download/article-file/62778

Vásquez Castro, E. R., & Millones Chanamé, C. E. (2021). Una revisión sobre la diversidad microbiana y su rol en el compostaje aerobio. *Aporte Santiaguino*, *14*(2), pág. 253–275. https://doi.org/10.32911/as.2021.v14.n2.822