



Programa de Doctorado en Recursos y Tecnologías Agrarias,
Agroambientales y Alimentarias

Optimización del compostaje de residuos agropecuarios para la recuperación de la energía calórica del proceso y empleo agrícola de los compost obtenidos

Víctor Hugo Valverde Orozco

Directora de la tesis

Dra. Concepción Paredes Gil

Codirectora de la tesis

Dra. Irene Gavilanes Terán

Universidad Miguel Hernández de Elche



La presente Tesis Doctoral, titulada “Optimización del compostaje de residuos agropecuarios para la recuperación de la energía calórica del proceso y empleo agrícola de los compost obtenidos”, se presenta bajo la modalidad de **tesis por compendio** de las siguientes **publicaciones**:

Víctor Hugo Valverde, Irene Gavilanes-Terán, Julio Idrovo-Novillo, Lourdes Carrera-Beltrán, Sofía Buri-Tanguila, Kimberly Salazar-García, Concepción Paredes (2022). **Characterization of Agro-Livestock Wastes for Composting in Rural Zones in Ecuador: The Case of the Parish of San Andrés** *Agronomy*, 12: 2538. <https://doi.org/10.3390/agronomy12102538> (Q1, Agronomy; IF: 3,7 (JCR 2022))

Víctor Valverde-Orozco, Irene Gavilanes-Terán, Julio Idrovo-Novillo, Lourdes Carrera-Beltrán, Cristian Basantes-Cascante, M^a Angeles Bustamante, Concepción Paredes (2023). **Agronomic, economic and environmental comparative of different aeration systems for on-farm composting.** *Agronomy*, 13: 929. <https://doi.org/10.3390/agronomy13030929> (Q1, Agronomy; IF: 3,7 (JCR 2022))



Además, el siguiente artículo forma parte del diseño experimental de esta tesis doctoral:

Víctor Valverde-Orozco, Irene Gavilanes-Terán, Julio Idrovo-Novillo, Steven Ramos-Romero, Daniel Valverde-Quiroz, Julio Idrovo-Gavilanes, Concepción Paredes.
Approach to the circular economy through agro-livestock waste composting with heat recovery and agricultural use of the resulting compost.

El manuscrito se ha enviado a la revista *Journal of Cleaner Production* en febrero de 2024.



La Dra. *Concepción Paredes Gil*, directora, y la Dra. *Irene Gavilanes Terán*, codirectora de la tesis doctoral titulada “Optimización del compostaje de residuos agropecuarios para la recuperación de la energía calórica del proceso y empleo agrícola de los compost obtenidos”

INFORMAN:

Que D. *Víctor Hugo Valverde Orozco* ha realizado bajo nuestra supervisión el trabajo titulado “Optimización del compostaje de residuos agropecuarios para la recuperación de la energía calórica del proceso y empleo agrícola de los compost obtenidos” conforme a los términos y condiciones definidos en su Plan de Investigación y de acuerdo al Código de Buenas Prácticas de la Universidad Miguel Hernández de Elche, cumpliendo los objetivos previstos de forma satisfactoria para su defensa pública como tesis doctoral.

Lo que firmamos para los efectos oportunos, en Orihuela a 15 de abril de 2024.

Directora de la tesis
Dra. *Concepción Paredes Gil*

Codirectora de la tesis
Dra. *Irene Gavilanes Terán*



La Dra. Juana Fernández López, coordinadora del Programa de Doctorado en Recursos y Tecnologías Agrarias, Agroambientales y Alimentarias

INFORMA:

Que D. *Víctor Hugo Valverde Orozco* ha realizado bajo la supervisión de nuestro Programa de Doctorado el trabajo titulado “**Optimización del compostaje de residuos agropecuarios para la recuperación de la energía calórica del proceso y empleo agrícola de los compost obtenidos**” conforme a los términos y condiciones definidos en su Plan de Investigación y de acuerdo al Código de Buenas Prácticas de la Universidad Miguel Hernández de Elche, cumpliendo los objetivos previstos de forma satisfactoria para su defensa pública como tesis doctoral.

Lo que firmo para los efectos oportunos, en Orihuela a 15 de abril de 2024.

Dra. Juana Fernández López
Coordinadora del Programa de Doctorado en Recursos y Tecnologías Agrarias,
Agroambientales y Alimentarias



FINANCIACIÓN:

Esta investigación ha recibido financiación de la Escuela Politécnica Superior de Chimborazo (Ecuador) en el marco del proyecto “Diseño, automatización y validación de un sistema de recuperación de energía térmica en el proceso de compostaje” (IDI-ESPOCH-2018), ejecutado por el Grupo Asociado de Investigación en Biotecnología, Ambiente y Química (GAIBAQ) de la Facultad de Ciencias de la Escuela Politécnica Superior Politécnica de Chimborazo y el Grupo de Investigación Aplicada en Agroquímica y Medio Ambiente (GIAAMA) del Instituto de Investigación e Innovación Agroalimentaria y Agroambiental de la Universidad Miguel Hernández, bajo un convenio marco entre las dos instituciones.

RESUMEN

El manejo inadecuado de los residuos agropecuarios a nivel mundial está causando varios problemas ambientales. En Ecuador, la agricultura y ganadería, actividades que sustentan la economía, generan grandes cantidades de residuos con consecuencias medioambientales negativas si su gestión no se lleva a cabo de manera adecuada. En la actualidad, el manejo de los residuos agropecuarios y su disposición están provocando la contaminación del agua, suelo y emisiones de gases de efecto invernadero. Uno de los factores que contribuye a este fenómeno es la naturaleza de las prácticas agrícolas que se realizan por pequeños productores pertenecientes a la población rural, los cuales carecen de conocimiento y recursos para gestionar los residuos generados adecuadamente, y una escasa legislación que no controla estas prácticas. Por lo tanto, es necesario implementar estrategias de gestión sostenible para el tratamiento de estos residuos, como el compostaje. Este método se considera una opción eficaz, poco tecnificada y económica para la gestión de residuos orgánicos. Durante el proceso de compostaje se libera calor, como subproducto del metabolismo microbiano, que puede ser recuperado para proporcionar energía térmica y también se produce un producto higienizado y estabilizado con capacidad fertilizante denominado compost. Además, el proceso de compostaje puede optimizarse mediante diversas tecnologías centradas en el sistema de aireación empleado.

Por lo tanto, en base a las consideraciones antes mencionadas, el objetivo general de esta tesis doctoral fue optimizar el proceso de compostaje de residuos agropecuarios en Ecuador para aprovechar la energía calórica generada durante el proceso y producir compost de alta calidad que se empleó como enmienda orgánica de suelos agrícolas. De esta manera, se espera reducir el impacto ambiental de los residuos agropecuarios generados en el país, transformándolos en recursos con valor energético y agronómico, contribuyendo al desarrollo sostenible y la economía circular. Para la consecución de este objetivo, primero se realizó un estudio sobre los principales cultivos, especies de ganado y residuos agropecuarios producidos en una zona rural ecuatoriana, como la Parroquia de San Andrés. Posteriormente, se optimizaron mezclas de varios de estos residuos para co-compostarlos y se evaluaron diferentes sistemas de aireación (pasiva, volteos y combinación de volteos y aireación forzada) en la producción de compost, estudiando su grado de estabilidad y madurez, contenido de nutrientes y metales pesados, valor económico de los nutrientes, consumo energético y emisiones de CO₂. También, se evaluó la recuperación de calor durante la etapa termófila del compostaje a través de un intercambiador de calor situado en la parte central de la pila. Finalmente, se evaluó el efecto de la aplicación de compost de origen agro-ganadero en la producción de alfalfa (*Medicago sativa* L.), comparándolo con fertilizantes minerales y estiércol, y se calcularon los ingresos netos de la producción de este cultivo en función del tratamiento empleado.

Los resultados obtenidos mostraron que los residuos agropecuarios analizados en la zona agrícola rural seleccionada presentaron características positivas para su compostaje, como adecuados valores de pH, notables contenidos de materia orgánica y macro y micronutrientes, y contenidos muy bajos en metales pesados. Sin embargo, estos residuos presentaron valores de la relación carbono orgánico/nitrógeno total inadecuados para el inicio del proceso de compostaje y algunos presentaron alta salinidad y elevada presencia de aniones y polifenoles solubles, con marcado efecto fitotóxico. Por este motivo, la estrategia de compostaje diseñada para estos residuos fue el co-compostaje de varios residuos en las proporciones adecuadas y se evitó el compostaje unitario de sólo uno de los residuos estudiados. Respecto a los sistemas de aireación empleados para co-compostar los residuos agropecuarios estudiados, no se encontraron diferencias significativas en la calidad de los compost obtenidos cuando se empleó la aireación pasiva o por volteos, mientras que el empleo del sistema de aireación combinado de volteo con aireación forzada consiguió compost con mayor contenido de materia orgánica y nutrientes, dándole un mayor valor comercializable, y un consumo de energía y de emisiones de CO₂ asociadas mayores que cuando se empleó el sistema de aireación solo con volteo. En relación a la cantidad de energía recuperada del sistema de compostaje de residuos agropecuarios, se logró recuperar 14.528 W o 0,105 MJ de energía térmica por kg de materia seca inicial, sin afectar negativamente la calidad del compost obtenido, demostrándose que el compostaje de estos residuos puede ser una alternativa sostenible para producir energía térmica descentralizada para uso doméstico. Finalmente, el uso de compost elaborado con residuos agro-ganaderos como fertilizante orgánico en el cultivo de alfalfa tuvo efectos positivos en la fertilidad del suelo, como un aumento del contenido de materia orgánica y nutrientes (especialmente N y K), y en la

producción de este cultivo en comparación con otros tratamientos de fertilización (fertilizante mineral y estiércol). También, se observó que el aumento de la producción de alfalfa con este tipo de compost compensó los costes de producción de compost, logrando así los mayores ingresos netos en comparación con los otros tratamientos estudiados.

De este modo, el compostaje de residuos agropecuarios se muestra como un método viable para gestionar estos residuos, obtener energía térmica sostenible y producir compost con calidad agrícola adecuada. Estos compost pueden ser reintegrados en los ciclos de cultivo que originaron los residuos, contribuyendo a cerrar los ciclos productivos agro-ganaderos, obteniendo mayor rentabilidad y desarrollo sostenible en un marco de economía circular.

ABSTRACT

The inadequate management of agro-livestock waste worldwide is causing several environmental problems. In Ecuador, agriculture and livestock farming, activities that sustain the economy, generate large amounts of waste with negative environmental consequences if they are not managed properly. At present, the management of agro-livestock waste and its disposal are causing water and soil contamination and greenhouse gas emissions. One of the factors contributing to this phenomenon is the nature of agricultural practices carried out by small farmers belonging to the rural population, who lack the knowledge and resources to manage the waste generated properly, and weak legislation that does not control these practices. Therefore, it is necessary to implement sustainable management strategies for the treatment of these wastes, such as composting. This method is considered an effective, low-tech and economical option for organic waste management. During the composting process, heat is released as a by-product of microbial metabolism, which can be recovered to provide thermal energy, and also this process produces a sanitised and stabilised product with fertiliser capacity called compost. In addition, the composting process can be optimised by various technologies focusing on the aeration system employed.

Therefore, based on the aforementioned considerations, the general objective of this doctoral thesis was to optimise the composting process of agro-livestock waste in Ecuador to take advantage of the caloric energy generated during the process and produce high quality compost with potential use as organic amendment of agricultural soils. In this way, it is expected to reduce the environmental impact of agro-livestock waste generated in the country, transforming them into resources with energy and agronomic value, contributing to sustainable development and the circular economy. To achieve this objective, a study was first conducted on the main crops, livestock species and agro-livestock residues produced in a rural Ecuadorian area, such as the Parish of San Andres. Subsequently, mixtures of several of these wastes were optimised for co-composting and different aeration systems (passive, turnings and combination of turnings and forced aeration) were evaluated in the production of compost, studying their stability and maturity, nutrient and heavy metal content, economic value of the nutrients, energy consumption and CO₂ emissions. Also, heat recovery during the thermophilic stage of composting was evaluated by using a heat exchanger located in the central part of the pile. Finally, the effect of the application of agro-livestock compost on alfalfa (*Medicago sativa* L.) production was evaluated, comparing it with mineral fertilisers and manure, and the net income from the production of this crop was calculated according to the treatment used.

The results obtained showed that the agro-livestock residues analysed in the selected rural agricultural zone showed positive characteristics for composting, such as adequate pH values, notable contents of organic matter and macro and micronutrients, and very low contents of heavy metals. However, these residues presented inadequate values of organic carbon/total nitrogen ratio for the beginning of the composting process and some wastes presented high salinity and high presence of soluble anions and polyphenols, with a marked phytotoxic effect. For this reason, the composting strategy designed for these wastes was the co-composting of several wastes in the appropriate proportions and the unitary composting of only one of the wastes studied was avoided. Regarding the aeration systems used to co-compost the agro-livestock wastes studied, no significant differences were found in the quality of the composts obtained when passive aeration or turning was used, while the use of the combined aeration system of turning with forced aeration resulted in composts with a higher content of organic matter and nutrients, giving them a higher marketable value, and a higher energy consumption and associated CO₂ emissions than when the aeration system with only turning was used.

Regarding the amount of energy recovered from the agro-livestock waste composting system, 14,528 W or 0.105 MJ of thermal energy per kg of initial dry matter was recovered, without negatively affecting the quality of the compost obtained, demonstrating that composting these wastes can be a sustainable alternative to produce decentralized thermal energy for domestic use. Finally, the use of compost made from agro-livestock residues as an organic fertiliser in alfalfa crop had positive effects on soil fertility, such as an increase in organic matter and nutrient content (especially N and K), and on the production of this crop compared to other fertilisation treatments (mineral fertiliser and manure). Also, it was observed that the increase in alfalfa production with this type of compost compensated the compost production costs, thus achieving the highest net income compared to the other treatments studied.

Thus, the composting of agro-livestock wastes is shown as a viable method to manage these residues, obtain sustainable thermal energy and produce compost of adequate agricultural

quality. These composts can be reintegrated into the crop cycles that originated the wastes, contributing to close the agro-livestock production cycles, obtaining greater profitability and sustainable development within a circular economy framework.

Índice

1.	Introducción.....	1
1.1.	Generación de residuos orgánicos de origen agropecuario.....	1
1.1.1.	Importancia del sector agropecuario en Ecuador.....	1
1.1.2.	Destinos y características de los residuos vegetales en Ecuador.....	4
1.1.3.	Destinos y características de los residuos ganaderos.....	4
1.1.4.	Opciones de gestión y aprovechamiento de los residuos orgánicos de origen agropecuario.....	5
1.2.	Compostaje.....	7
1.2.1.	Definición y características del proceso.....	7
1.2.2.	Parámetros de control en el proceso de compostaje.....	9
1.2.3.	Evaluación de la madurez del compost.....	11
1.2.4.	Tecnologías del compostaje.....	12
1.2.5.	Co-compostaje de residuos agropecuarios.....	15
1.2.6.	Normativa sobre compostaje.....	16
1.3.	Recuperación de energía calórica en el proceso de compostaje.....	18
1.3.1.	Generación de calor durante el proceso de compostaje.....	18
1.3.2.	Recuperación de energía calórica en sistemas de compostaje.....	19
1.3.3.	Métodos de recuperación de energía en sistemas de compostaje.....	19
1.3.4.	Oportunidades y desafíos de la recuperación de energía en sistemas de compostaje.....	22
1.4.	Empleo agrícola de compost.....	23
1.4.1.	Propiedades y características del compost para su uso agrícola.....	23
1.4.2.	Efectos del compost sobre las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo y la producción de cultivos.....	24
1.4.3.	Viabilidad económica del uso agrícola del compost.....	25
2.	Objetivos.....	29
3.	Resumen de materiales y métodos.....	32
4.	Resumen de resultados y discusión.....	40
5.	Conclusiones y perspectivas de futuro.....	56
5.1.	Conclusiones.....	56
5.2.	Perspectivas de futuro.....	57
6.	Referencias.....	62
7.	Anexos.....	74
7.1.	Publicación 1: Characterization of Agro-Livestock Wastes for Composting in Rural Zones in Ecuador: The Case of the Parish of San Andrés. Víctor Hugo Valverde, Irene Gavilanes-Terán, Julio Idrovo-Novillo, Lourdes Carrera-Beltrán, Sofía Buri-Tanguila, Kimberly Salazar-García, Concepción Paredes.....	74
7.2.	Publicación 2: Agronomic, economic and environmental comparative of different aeration systems for on-farm composting . Víctor Valverde-Orozco, Irene Gavilanes-Terán,	

Julio Idrovo-Novillo, Lourdes Carrera-Beltrán, Cristian Basantes-Cascante, M ^a Angeles Bustamante, Concepción Paredes Agronomic, economic and environmental comparative of different aeration systems for on-farm composting	92
7.3. Publicación 3: Approach to the circular economy through agro-livestock waste composting with heat recovery and agricultural use of the resulting compost. Víctor Valverde-Orozco, Irene Gavilanes-Terán, Julio Idrovo-Novillo, Lourdes Carrera-Beltrán, Cristian Basantes-Cascante, M ^a Angeles Bustamante, Concepción Paredes	111
8. Agradecimientos	134

1. Introducción

1. Introducción

1.1. Generación de residuos orgánicos de origen agropecuario

1.1.1. Importancia del sector agropecuario en Ecuador

El sector agropecuario desempeña un papel fundamental en la economía ecuatoriana, contribuye significativamente a la seguridad alimentaria y la generación de empleo, genera el 29,4% de los puestos de trabajo y mantiene el equilibrio de la balanza comercial del país. Desempeña un papel crucial en la economía del país, ya que contribuye significativamente al Producto Interno Bruto (PIB). Según las estadísticas proporcionadas por el Banco Central, durante el año 2022, este sector representó un 7,2 % del PIB, con una participación aproximada de 18% de las exportaciones no petroleras de productos primarios (Banco Central del Ecuador, 2024). Ecuador está dividido en 24 provincias y posee un total de 221 cantones divididos en parroquias urbanas y rurales. En las parroquias rurales son las zonas donde se desarrollan principalmente los sectores agrícolas y ganaderos. Según datos del Instituto Nacional de Estadística y Censos, en el año 2022, la superficie total dedicada a la producción agropecuaria en Ecuador fue de 5,2 millones de hectáreas. De esta superficie, el 26,4% se destinó a cultivos permanentes, el 15,4% a cultivos transitorios y barbecho, el 44,9% a pastos cultivados y el 13,3% a pastos naturales. Los principales cultivos permanentes en Ecuador son cacao, palma de aceite, banana, plátano y caña de azúcar, mientras que los cultivos transitorios mayoritarios son maíz y arroz (INEC, 2022a).

La superficie total dedicada a la producción agropecuaria ha variado de 5.110.548 a 6.159.364 hectáreas a lo largo de los últimos 9 años (Tabla 1). En la evolución general en el tiempo se puede observar que esta superficie se ha reducido en el periodo de estudio (INEC, 2014-2022).

Tabla 1. Evolución de la superficie total dedicada a la producción agropecuaria entre los años 2014-2022.

AÑO	SUPERFICIE AGROPECUARIA (ha)
2014	5.381.383
2015	6.159.364
2016	5.389.837
2017	5.460.266
2018	5.279.613
2019	5.110.548
2020	5.204.661
2021	5.288.057
2022	5.168.362

Fuente: INEC (2014-2022)

La agricultura ecuatoriana se realiza principalmente en pequeñas parcelas, de propiedad familiar, representando los agricultores pequeños el 84,5% de las unidades de producción agropecuaria (UPA) del país. Estos pequeños productores pertenecientes a la población rural no reciben una adecuada compensación económica que les permita mejorar sus prácticas agrícolas y la calidad de los productos cultivados, además de conocimientos para una gestión apropiada de las prácticas agrícolas que desarrollan (INEC, 2022a). En la información reportada en INEC (2017-2022) se indica que este periodo de tiempo la tecnificación agraria ha aumentado en Ecuador,

pero a pesar de ello, en el año 2022, solo el 25,4% de los agricultores utilizó maquinaria en sus procesos de siembra, trasplante, labores agrícolas y cosecha. Por lo tanto, el aumento en la tecnificación agraria en el territorio ecuatoriano es lento. En la tabla 2 se puede observar la evolución en el tiempo de la superficie sembrada, la producción y el rendimiento, encontrándose que aunque la superficie sembrada ha disminuido, la producción ha sido mayor hasta el año 2021 en comparación con la producción obtenida en la superficie sembrada en el 2014. Sin embargo, en el 2022 se observa una reducción tanto en la superficie sembrada como en la producción, pero el rendimiento es mayor que el obtenido en el año 2014. De este modo, se evidencia que el pequeño aumento progresivo de la tecnificación agrícola a lo largo de los años ha logrado que en menos superficie sembrada se obtenga un mayor rendimiento productivo (INEC, 2014-2017).

Tabla 2 Evolución de la superficie sembrada, producción y rendimiento de cultivos entre los años 2014-2022.

Año	Superficie Sembrada (ha)	Producción (Tm)	Rendimiento (Tm/ha)
2014	2.675.084	24.260.965,52	9,07
2015	2.798.170	28.079.088,76	10,03
2016	2.539.773	23.549.240,94	9,27
2017	2.611.365	24.420.468,49	9,35
2018	2.405.869	22.497.301,71	9,35
2019	2.399.974	24.494.835,93	10,21
2020	2.462.414	25.626.349,02	10,41
2021	2.505.526	27.413.906,79	10,94
2022	2.395.037	23.103.202,91	9,65

Fuente: INEC (2014-2022)

Si bien las políticas del gobierno de Ecuador han tenido un impacto positivo en el desarrollo agrícola sostenible del país, el sector agrícola ecuatoriano necesita esfuerzos adicionales para superar los desafíos a los que se enfrenta la agricultura ecuatoriana. La Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) resalta la relevancia de la incorporación de los agricultores de menor escala en las cadenas de suministro, lo cual posibilitaría un mejoramiento en sus ingresos y en su calidad de vida. Además, señala que Ecuador posee un gran potencial en el desarrollo de la agricultura sostenible, dado su abundante diversidad de recursos naturales y una amplia base de conocimientos tradicionales (FAO, 2021). Además, sus condiciones climáticas favorecen la producción agrícola de una gran variedad de alimentos, en la tabla 3 se muestran los principales grupos de alimentos vegetales y su producción entre 2014 y 2021, donde se evidencia un incremento en la producción de cereales y de legumbres secas, mientras que, se observa una ligera disminución en la producción de frutas y hortalizas en el periodo mostrado (FAOSTAT, 2014-2021).

Tabla 3 Evolución de la producción de los principales grupos de alimentos vegetales en Ecuador desde el 2014 al 2021.

Año	Producción (Valor estimado en miles de toneladas)			
	Cereales ^a	Frutas	Hortalizas	Legumbres Secas
2014	3090	8517	534	21
2015	3570	8904	533	20
2016	2681	7894	535	17
2017	2543	7920	532	28
2018	2716	7972	528	18
2019	2624	8062	492	21
2020	2694	7542	512	18
2021	3251	8425	529	26

^a Excluidos cereales para la elaboración de cerveza

Fuente: FAOSTAT (2014-2021)

Por otra parte, la producción pecuaria se centra principalmente en la crianza de pollo de engorde y ganado vacuno, seguido por el porcino y ovino, así como de otras especies como caballos y cabras. En la tabla 4 se muestra la evolución de la producción ganadera entre 2014 y 2022, como se puede observar la producción de todas las especies animales ha sufrido una reducción en el tiempo, excepto en el caso del ganado caprino. Existen diversos factores que inciden en la variación de la producción ganadera, como las condiciones climáticas, la disponibilidad de recursos forrajeros, la fluctuación en el precio de los insumos y la demanda de productos cárnicos, las cuales pueden ser responsables de la menor producción ganadera que ha sufrido el país en los últimos años (INEC, 2014-2022).

Tabla 4 Evolución de la producción ganadera entre los años 2014-2022.

AÑO	Número de cabezas de cada especie animal					
	Pollos de engorde	Vacuno	Porcino	Ovino	Caballar	Caprino
2014	55.575.960	4.579.374	1.910.319	619.366	283.714	20.793
2015	30.394.969	4.115.213	1.637.662	506.696	223.352	27.102
2016	31.241.373	4.127.311	1.141.244	478.486	219.134	36.379
2017	25.318.904	4.190.611	1.115.473	390.120	209.990	39.853
2018	27.277.910	4.056.796	1.283.338	355.897	192.833	21.745
2019	34.884.496	4.306.244	1.162.685	464.644	196.886	28.391
2020	23.527.376	4.335.924	1.059.842	496.535	172.574	14.092
2021	34.719.9926	4.066.930	1.053.923	528.828	192.187	57.849
2022	22.241.4586	3.860.493	943.249	551.960	148.806	50.787

Fuente: INEC (2014-2022)

En Ecuador, el 92% de la ganadería es desarrollada por pequeños productores que disponen de bajos niveles de tecnología para esta actividad y por lo tanto, el destino de esta producción se enfoca principalmente en el comercio, autoconsumo y un mínimo intercambio de excedentes. De este modo, los principales desafíos del sector ganadero ecuatoriano incluyen la baja productividad, los efectos del cambio climático y los riesgos fitosanitarios, además del acceso a financiamiento. Varios años atrás y hasta la actualidad el gobierno ecuatoriano plantea varias iniciativas en este sector para promover la tecnificación e innovación (OECD-FAO, 2019).

1.1.2. Destinos y características de los residuos vegetales en Ecuador

Los residuos vegetales de origen agrícola son principalmente los derivados del proceso productivo de los cultivos e incluyen residuos tales como, ramas, tallos, hojas y raíces, así como los productos rechazados por no cumplir los criterios de calidad necesarios para su comercialización. Estos residuos suponen un peligro para la propia actividad agrícola, ya que constituyen uno de los principales vectores de transmisión de plagas y enfermedades (Blázquez, 2003).

En Ecuador, los pequeños productores poseen, en general, un limitado conocimiento tecnológico y baja capacidad financiera para gestionar de manera efectiva los residuos generados en las explotaciones agrícolas. Por ello, estos residuos son generalmente depositados en terrenos vacíos para su secado y posterior quema, lo que contribuye a la liberación de gases de efecto invernadero y aerosoles a la atmósfera (Mgalula et al., 2021; Rahman et al., 2022), la pérdida de nutrientes durante las lluvias por escorrentía y la disminución del almacenamiento de carbono en el suelo (Snyman et al., 2015). También, estos residuos son triturados e incorporados al suelo para cultivos posteriores, sin estabilización previa. La aplicación de estos materiales frescos al suelo provoca diferentes efectos adversos, como el aumento de la tasa de mineralización del C orgánico endógeno del suelo por incremento de la actividad microbiana, la producción de condiciones anaeróbicas debido al consumo de oxígeno en la mineralización de la materia orgánica no estabilizada y la modificación del pH (Medina et al., 2015). Además, los aleloquímicos presentes en los residuos de los cultivos, como los compuestos polifenólicos, podrían inhibir la germinación y el desarrollo de las plántulas del cultivo siguiente (Fu et al., 2021).

Las características de los residuos vegetales varían en función de su origen, según la especie y parte de la planta. En general, los residuos vegetales tienen un alto contenido de humedad, poseen una estructura ligera y porosa, una alta carga orgánica, incluyendo lípidos, proteínas, ceras, lignina, polifenoles, celulosa y hemicelulosa y un contenido mineral variable. También, estos residuos presentan significativos contenidos de macro y micronutrientes y contenidos muy bajos de metales pesados (Gavilanes-Terán et al., 2015; Esparza et al., 2020).

Implementar estrategias sostenibles para la valorización de los residuos vegetales a través de la producción de compost, biogás, bioetanol u otros fines, podría generar beneficios ambientales y oportunidades económicas en las zonas rurales de Ecuador.

1.1.3. Destinos y características de los residuos ganaderos

La actividad pecuaria por su naturaleza genera grandes cantidades de residuos en las explotaciones ganaderas. Los residuos son producidos como consecuencia de la cría intensiva o extensiva de ganado en todas sus formas. Estos residuos incluyen los excrementos de los animales, los restos de alimentos y forrajes y los cadáveres de animales (Mata Álvarez y González Hurtado, 2008). Sin embargo, los principales residuos de origen ganadero son los excrementos o estiércoles, siendo el destino habitual de estos residuos en Ecuador el almacenamiento en áreas cercanas a los cultivos, donde se secan y se incorporan al suelo, utilizándolos como enmiendas orgánicas para los cultivos sin seguir ningún criterio técnico. También, gran parte de estos residuos son depositados directamente en el suelo donde han sido excretados por el ganado. Estas prácticas provocan importantes impactos ambientales en la atmósfera, el suelo y las masas de agua continentales, como la emisión de gases de efecto invernadero (van derWeerden et al., 2021) y la contaminación de las fuentes de agua y los suelos debido al exceso de nutrientes, patógenos y xenobióticos suministrados a los animales (Hw et

al., 2016; Ghirardini et al., 2020). Por esta razón, la expansión de la actividad ganadera supone una amenaza si no se consideran los costes ambientales.

La composición de los estiércoles es muy variable, puesto que depende del tipo de animal, tipo de alimentación, edad del animal, etc. En general, estos residuos poseen contenidos significativos de materia orgánica, una cantidad significativa de nutrientes biodisponibles y microelementos para plantas, contenidos bajos de metales pesados y valores de pH y de salinidad notables (Chen et al., 2013; Jiang et al., 2014; Zhang et al., 2020).

Actualmente, la ganadería ecuatoriana y global se encuentra ante el importante desafío de gestionar su impacto ambiental, reduciendo las emisiones de gases de efecto invernadero mientras que, se enfrenta a un aumento significativo en la demanda de productos pecuarios. Se estima que esta demanda aumentará en un 70% entre 2005 y 2050, impulsada por el crecimiento de la población mundial (que se espera que sea de 9.600 millones de personas para 2050), la mejora del bienestar económico y la urbanización (Gerber et al., 2013).

1.1.4. Opciones de gestión y aprovechamiento de los residuos orgánicos de origen agropecuario

Las alternativas para la gestión y aprovechamiento de los residuos vegetales han sido ampliamente estudiadas, algunas de las estrategias de gestión más comunes se muestran a continuación:

- Alimentación animal: Los residuos vegetales constituyen una valiosa fuente de alimento para el ganado en diversos sistemas de producción animal. Algunos de estos residuos, tales como pajas, hojas, tallos, cáscaras y pulpas de frutas y hortalizas, pueden ser incluidos directamente en la dieta de rumiantes como bovinos, ovinos y caprinos. Sin embargo, otros residuos demandan un procesamiento previo antes de su incorporación (Wadhwa y Bakshi, 2013).
- Compostaje: El compostaje es un proceso biológico que permite la descomposición controlada de la materia orgánica mediante la acción de microorganismos en condiciones aeróbicas, es decir, en presencia de oxígeno. El compostaje es un proceso que genera un producto valioso, el compost, que tiene numerosos beneficios. Los residuos vegetales son muy adecuados para la elaboración de compost, el cual puede ser utilizado como enmienda orgánica del suelo. Además, los residuos vegetales a menudo presentan bajos contenidos de contaminantes, lo que favorece la producción de compost con propiedades adecuadas que pueda cumplir con los estándares de calidad y restricciones de utilización para el uso de compost en sistemas de agricultura ecológica. Reyes-Torres et al. (2018) realizaron un estudio de revisión sobre el compostaje de residuos vegetales y encontraron que la composición de estos residuos es muy variable, debido a la diversidad de las materias primas, el tipo de vegetación y las condiciones climáticas, así como la mayoría de estos residuos son difíciles de degradar debido a factores como una relación C/N superior a 25, un déficit de nutrientes importantes (especialmente nitrógeno y fósforo), además de un alto contenido de compuestos orgánicos de degradación lenta como la lignina. Sin embargo, los estudios analizados en esta revisión también muestran características favorables para su compostaje y plantea la necesidad de un pre tratamiento para reducción del tamaño de las partículas, adición de aditivos que favorezcan su degradación (azúcares, roca fosfórica, cenizas), de inóculos microbianos (consorcios de hongos) y variaciones en los parámetros operativos (aireación,

temperatura y humedad). Estas prácticas han demostrado reducir con éxito la duración del proceso y transformar residuos vegetales en un producto final de alta calidad.

- Producción de biogás: La digestión anaeróbica implica la descomposición de la materia orgánica en condiciones anóxicas por un consorcio microbiano, obteniendo una fuente de energía renovable (biogás), constituida principalmente por una mezcla de dióxido de carbono (CO_2 , 25-45 %), metano (CH_4 , 55-75%), y el sustrato digerido (digestato). Este proceso puede ser optimizado controlando parámetros clave como la temperatura, el pH, cantidad de nutrientes y el tiempo de retención (Torres-Climent et al., 2015). Los residuos vegetales son sustratos difíciles de degradar por su contenido en lignina y generalmente, necesitan de pretratamientos antes de llevar a cabo su digestión anaerobia. Estos pretratamientos pueden ser químicos, físicos, térmicos y biológicos, los cuales tienen como objetivo eliminar la lignina o deconstruir la estructura lignocelulósica. Además, los residuos de cultivos con relación C/N elevada deben de ser co-digeridos con otros residuos. La codigestión de estos residuos vegetales con residuos ricos en nitrógeno, tales como residuos de alimentos y estiércol o la adición de amoníaco pueden liberar nitrógeno durante el proceso, lo que conlleva a un aumento en la producción de biogás (Walsh et al., 2012).
- Carbonización y pirólisis: La carbonización o pirólisis de residuos vegetales es un método efectivo para producir biochar, un material rico en carbono similar al carbón, altamente poroso y estable que tiene numerosas aplicaciones potenciales. Este proceso implica calentar la biomasa residual, como restos de poda y cáscaras, en ausencia o con una baja concentración de oxígeno. Las temperaturas típicas oscilan entre 300 y 900°C. Como resultado, se obtiene biochar, así como otros subproductos, como bioaceites y gas de síntesis (Lehmann et al., 2006). El biochar tiene múltiples usos beneficiosos, tanto en la agricultura como en la mitigación del cambio climático. Al añadirlo al suelo, mejora su calidad al aumentar la retención de agua y nutrientes, lo que favorece el crecimiento de las plantas. También, contribuye a secuestrar carbono atmosférico, ayudando a reducir las emisiones de gases de efecto invernadero (Agegnehu et al., 2016).

Por otra parte, el tratamiento y valorización de los residuos ganaderos puede ayudar a reducir su impacto ambiental. Las estrategias de gestión y valorización del estiércol son cruciales para la ganadería sostenible requiriendo de procesos para lograr objetivos específicos, como la producción de energía y la reducción de olores. Algunas de las alternativas que se han investigado para la gestión y manejo de estos residuos ganaderos incluyen:

- Digestión anaeróbica de los residuos ganaderos (estiércol, purines) para producir biogás: La digestión anaeróbica es muy eficaz, particularmente en el caso del estiércol de ganado, siendo la configuración de dos etapas la más eficiente (un reactor termofílico en la primera etapa y un segundo reactor mesofílico en la segunda) (Nasir et al., 2014). Este método permite aprovechar el contenido energético de estos residuos al mismo tiempo que se reducen las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI). Por otro lado, el digestato obtenido del proceso de digestión anaerobia puede emplearse como fertilizante orgánico, reduciéndose así de forma considerable las emisiones de GEI al evitar la producción de fertilizantes sintéticos. Se estima un ahorro de 20 kg de CO_2 equivalente por cada tonelada de digestato que sustituya a fertilizantes manufacturados (Chambers y Taylor, 2013). Diversas investigaciones han mostrado que la sustitución de fertilizantes inorgánicos por digestato puede mantener e incluso mejorar el rendimiento de los cultivos, al mismo tiempo que se reduce el impacto ambiental (Walsh et al., 2012). Sobre todo en la fracción líquida del digestato, que puede reemplazar eficazmente los fertilizantes nitrogenados sintéticos sin comprometer la productividad agrícola (Sigurnjak et al., 2017). Asimismo, la utilización de fertilizantes minerales de origen biológico

derivados del digestato, puede generar beneficios ecológicos y económicos significativos (Vaneckhaute et al., 2013).

- Separación sólido-líquido: La separación sólido-líquido de los estiércoles ganaderos es un proceso crucial para reducir la carga orgánica, los olores y la posible contaminación (Mukhtar et al., 1999). Es un método eficaz para producir sólidos orgánicos ricos en nutrientes y reducir el olor y el contenido de nutrientes en las unidades de tratamiento y almacenamiento de estiércol líquido (Zhang y Westerman, 1997).
- Pirólisis: Diferentes investigaciones sobre la pirólisis de estiércol han permitido encontrar que el proceso es eficiente para obtener biocarbón, bioaceite y gas de síntesis a partir de la materia orgánica residual (Zhou et al., 2018; Su et al., 2022). Para la obtención de un biocarbón con valores de pH y de conductividad eléctrica adecuados para su uso agrícola es necesario llevar a cabo la pirólisis a temperaturas entre 400-550°C (Atienza-Martínez et al., 2020).
- Compostaje de los residuos ganaderos previo a su aplicación al suelo: Esto reduce las emisiones de GEI en comparación con la adición directa de estiércoles al suelo. El compostar residuos ganaderos antes de aplicarlos al suelo puede mejorar su fertilidad y reducir la contaminación (Haga, 1990). La calidad del compost producido a partir de residuos animales está influenciada por el tipo de residuo y el proceso de compostaje, siendo los residuos avícolas los que se descomponen más fácilmente y contienen más nutrientes (Harada et al., 1993). Se ha demostrado que el compostaje de estiércol es una opción rentable y respetuosa con el medio ambiente para la gestión de estos residuos de origen animal. En cuanto a la gestión del estiércol, el compostaje permite reducir su volumen y masa, elimina patógenos y malos olores y estabiliza su materia orgánica (Larney et al., 2006).

Entre todas las opciones de tratamiento de los residuos agro-ganaderos, el compostaje es considerado uno de los métodos más adecuados para el reciclaje de estos residuos debido a su eficacia, bajo coste y tecnificación (Ayilara et al., 2020), con potencial de generar un producto vendible y reducir la contaminación de los residuos iniciales (Raza y Ahmad, 2016). Además, ofrece beneficios económicos, mejora las propiedades del suelo, reduce el uso de fertilizantes químicos, minimiza la contaminación ambiental y puede ayudar a reintegrar los residuos en los sistemas productivos donde se originaron (Pérgola et al., 2018). Esto es especialmente relevante en el sector agropecuario ecuatoriano, que está conformado principalmente por pequeños productores en áreas rurales, quienes tienen recursos económicos limitados y escaso conocimiento para gestionar adecuadamente los residuos generados por sus actividades.

1.2. Compostaje

1.2.1. Definición y características del proceso

El compostaje es un proceso aerobio que implica la descomposición biológica de la materia orgánica llevada a cabo por microorganismos en condiciones controladas. El resultado de este proceso es la obtención de dióxido de carbono, agua, minerales y un producto humificado estable, higienizado y amigable con el medio ambiente llamado compost (Gigliotti et al., 2005; Chica Pérez et al., 2015) (Figura 1).

Por lo tanto, el compostaje es un método de vital importancia para el reciclaje de residuos orgánicos, con una serie de beneficios que permite la gestión de estos residuos y el empleo del compost obtenido como enmienda orgánica o fertilizante orgánico del suelo (Raza y Ahmad, 2016). La eficacia de este proceso se ve condicionada por diversos factores, tales como la estructura de la comunidad microbiana, las propiedades físicas de los residuos, la adecuada aireación, la transferencia de calor y el tiempo necesario para su maduración (Hung et al., 2021).

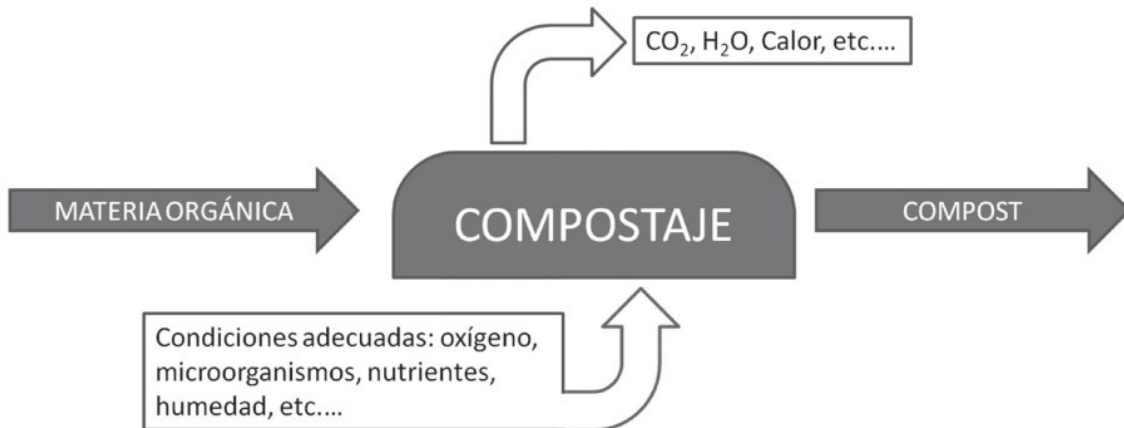


Figura 1 Esquema básico del proceso de compostaje

Fuente: Chica Pérez et al. (2015)

Considerando la actividad microbiana y la disponibilidad de sustratos, el proceso de compostaje consta de dos fases: bio-oxidativa, donde hay un incremento de las poblaciones microbianas responsables de descomponer los compuestos orgánicos; y la fase de maduración, caracterizada por una menor actividad microbiana y formación de macromoléculas estables (Moreno Casco y Mormeneo Bernat, 2008).

La fase bio-oxidativa se puede dividir en tres etapas: 1) **mesófila** (temperaturas entre 10 y 40 °C), o de alta velocidad, su duración generalmente oscila de un día a una semana y la temperatura se eleva debido a la intensa actividad microbiana de hongos, mohos y bacterias mesófilas acidificantes, poblaciones dominantes en los residuos orgánicos frescos, encargadas de descomponer los compuestos fácilmente degradables; 2) **termófila** (temperaturas entre 40 y 70°C) donde se degradan azúcares, lípidos y proteínas y se higieniza el material por la destrucción de patógenos y propágulos de plantas no deseadas y 3) **de enfriamiento**, en la cual hay un descenso de la temperatura debido a que los compuestos fácilmente degradables se han reducido y se inicia la descomposición de polímeros como la celulosa y de la hemicelulosa. Tras la fase bio-oxidativa se pasa a la fase de maduración, donde la temperatura se estabiliza, siendo cercana a la ambiental, y se produce la polimerización y humificación de la materia orgánica (Moreno Casco y Mormeneo Bernat, 2008; Campos et al., 2000).

Si el proceso de compostaje se lleva a cabo correctamente, los residuos sufren una transformación, dando lugar a un material denso, de color oscuro y tamaño de partícula reducido, el compost. Se produce una notable disminución del contenido de materia orgánica debido a su mineralización durante la fase bio-oxidativa, quedando sólo los compuestos más resistentes y la materia orgánica estabilizada y humificada (Chica Pérez et al., 2015).

En el proceso de compostaje, hay variables que condicionan y determinan su desarrollo, estas variables dependen de factores ambientales, el tipo de residuo y el sistema utilizado. Las variables físicas, humedad y tamaño de partícula, afectan la porosidad y el espacio de aire en la

mezcla de materiales a compostar. La temperatura indica el desarrollo adecuado del proceso y la sucesión de las diferentes poblaciones microbianas que intervienen en la degradación de la materia orgánica. Además, hay variables químicas como la relación Corg/Nt, el pH y la disponibilidad de oxígeno, cuya evolución determinan que el compostaje se realice de forma apropiada. Las variables biológicas incluyen la presencia de poblaciones microbianas y la biodegradabilidad de los residuos (Chica Pérez et al., 2015).

1.2.2. Parámetros de control en el proceso de compostaje

La dinámica del proceso de compostaje es altamente compleja debido a las variaciones que se presentan en las poblaciones microbianas, el nivel de pH, la temperatura, la humedad, la disponibilidad de sustratos y la cantidad de oxígeno, entre otros factores (Chica Pérez et al., 2015). Durante el proceso de compostaje, es fundamental controlar numerosos parámetros con el fin de garantizar la obtención de un compost de alta calidad. Los principales parámetros a controlar son los siguientes (Raza y Ahmad, 2016):

Nutrientes - Relación carbono orgánico total / nitrógeno total (Corg/Nt): La relación Corg/Nt es la variable que más influye en la optimización de los parámetros de control en una mezcla de compostaje (Cabeza et al., 2013). El carbono debe estar presente en una mayor proporción, ya que representa el 50% de las células de los microorganismos y el 25% del dióxido de carbono que se libera durante la respiración. Por otro lado, el nitrógeno es fundamental, junto con el carbono, para la formación de la pared celular y el protoplasma microbianos (Chica Pérez et al., 2015). La relación Corg/Nt del material de partida debe encontrarse en un rango de 25-35 para garantizar un proceso de compostaje óptimo (Haug, 1993). Las relaciones Corg/Nt altas reducen la actividad biológica y ralentizan el compostaje debido a la falta de nitrógeno. Por otro lado, las bajas relaciones Corg/Nt eliminan el nitrógeno como amoníaco, perdiéndose uno de los nutrientes importantes para la capacidad fertilizante del compost final (Kithome et al., 1999; Sánchez-Monedero et al., 2001).

Temperatura: La temperatura juega un papel fundamental en el proceso de compostaje, ya que determina la actividad de los microorganismos responsables de la degradación en cada etapa (Raza y Ahmad, 2016). Es un indicador de la eficiencia y estabilidad del proceso, puesto que está estrechamente vinculada a la degradación de la materia orgánica. La temperatura en un proceso de compostaje se determina por el equilibrio entre el calor producido durante la oxidación aerobia de los sustratos y las pérdidas de calor, principalmente causadas por la evaporación del agua del residuo, así como por la convección y conducción de energía en la masa de compost, en forma de calor sensible (Chica Pérez et al., 2015). La temperatura adecuada para la estabilización biológica se encuentra en un rango entre 35 y 60°C, mientras que para garantizar la eliminación de patógenos y la higienización del residuo, la temperatura debe mantenerse entre 55 y 65°C, temperaturas superiores a 70°C pueden inactivar a los microorganismos y enzimas encargadas de la degradación de los residuos. Una vez degradados los sustratos fácilmente biodegradables el metabolismo microbiano se reduce, lo que causa una disminución de la liberación de energía al exterior y una reducción de la temperatura del sistema de compostaje por debajo de los 60°C, que permite que organismos mesófilos, actinomicetos y hongos continúen degradando los restos de materia orgánica. Finalmente, el sistema de compostaje alcanza la temperatura ambiente o ligeramente superior, lo cual indica que los compuestos más inestables han sido degradados y el proceso de compostaje ha finalizado (Chica Pérez et al., 2015). La temperatura se utiliza como un indicador del seguimiento del proceso (Epstein, 1997), no obstante, es un parámetro condicionado por otros como la humedad, el tamaño de las partículas, entre otros (Chica Pérez et al., 2015).

Humedad: La humedad de la masa de compostaje es imprescindible para el metabolismo microbiano y por consecuencia, la degradación de materia orgánica. El agua presente regula la temperatura, permite la circulación de oxígeno y otros gases y facilita el movimiento de nutrientes. Además, es el medio por el que se transportan los nutrientes de las células y los productos de desecho del proceso (Chica Pérez et al., 2015). La humedad no permanece constante a lo largo del proceso, la disminución continua de humedad es indicativa de la descomposición de materia orgánica (Miller et al., 1990). Si el contenido de humedad supera el 60%, se generan condiciones anaeróbicas debido al desplazamiento del aire por el agua. Esto puede corregirse aumentando la aireación de la mezcla. Por otro lado, si la humedad es inferior al 40%, la actividad biológica y la velocidad de descomposición disminuyen (Haug, 1993; Hamoda et al., 1998). El contenido de humedad óptimo para la biodegradación puede variar ampliamente para diferentes mezclas de compost y tiempos del proceso de compostaje (Richard et al., 2002). El rango óptimo de humedad durante el proceso de compostaje se encuentran entre 40% y 60% (Stentiford, 1996).

Aireación – disponibilidad de oxígeno: La aireación es crucial para acelerar los procesos biológicos en el compostaje y mantener la temperatura óptima en torno a los 60°C (Nakayama et al., 2007). Sin embargo, depende de variables como el tamaño de partícula, humedad y compactación del material. Una adecuada aireación garantiza la disponibilidad de oxígeno en la mezcla, mientras que, un exceso de aireación podría parar el proceso debido a su enfriamiento y/o pérdida de humedad y además, también favorece la pérdida de nutrientes como el nitrógeno por volatilización de compuestos nitrogenados gaseosos. Por tanto, es importante optimizar la aireación para retener nutrientes y lograr otros objetivos específicos, como el desarrollo adecuado del proceso y la reducción de patógenos (Parkinson et al., 2004; Getahun et al., 2012).

Tamaño de partícula, porosidad, espacio de aire libre: La matriz de compostaje está formada por partículas sólidas con diferentes tamaños de poros. El tamaño de las partículas afecta a los procesos microbianos y a la superficie disponible para las reacciones. Una reducción del tamaño de las partículas aumenta la superficie disponible, pero también disminuye la porosidad, lo que limita la transferencia de oxígeno y la velocidad de degradación de los residuos. Se recomienda un tamaño de partícula de 1 a 5 cm para lograr un equilibrio entre la superficie disponible y el transporte de oxígeno (Haug, 1993; Chica Pérez et al., 2015).

pH: El pH tiene un efecto directo en cómo ocurren los procesos microbianos. En las primeras etapas del compostaje, el intervalo de pH es amplio (pH = 5,5-8) (Miller, 1993), pero si el pH es bajo, la descomposición se vuelve más lenta (Sundberg et al., 2013). Sundberg et al. (2004) determinó que la combinación de temperatura superior a 40 °C y pH inferior a 6 inhibe gravemente el proceso de compostaje, y se debe mantener un pH por encima de la neutralidad para asegurar una alta tasa de degradación.

Conductividad eléctrica: Este parámetro puede llegar a ser uno de los parámetros que condiciona en mayor medida la calidad y aplicabilidad del compost, ya que un exceso de salinidad afecta a las propiedades agronómicas del compost obtenido. La conductividad eléctrica aumenta durante el compostaje debido a la degradación de la materia orgánica, lo cual incrementa la concentración de sales (Chica Pérez et al., 2015). Sin embargo, en algunos procesos de compostaje se ha observado una disminución de este parámetro debido a que las pilas no han estado bajo cubierta y se ha producido un lixiviado de sales por la lluvia o también, por un exceso de riego (Idrovo-Novillo et al., 2018).

1.2.3. Evaluación de la madurez del compost

Un compost se considera maduro cuando no tiene un efecto negativo sobre la germinación de semillas o el crecimiento de las plantas, lo que implica un contenido estable de materia orgánica y la ausencia de compuestos fitotóxicos (Bernal et al., 2017). Existen diferentes métodos para determinar la madurez de un compost, tales como los métodos basados en la actividad microbiana y métodos físicos, físico-químicos, químicos y biológicos.

- **Métodos basados en la actividad microbiana:** La estabilidad microbiana se puede evaluar a través de la biomasa y la actividad microbiana. La biomasa microbiana disminuye a lo largo del proceso de compostaje y este hecho puede utilizarse para evaluar el grado de madurez de un compost mediante el recuento total de microorganismos a través del proceso (Iglesias Jiménez et al., 2008), empleando técnicas basadas en biomarcadores moleculares, tales como el perfil de ácidos grasos de fosfolípidos (PLFA), los cuales permiten el seguimiento de los cambios de la biomasa microbiana a lo largo del compostaje (Jiang et al., 2018) y el uso de tecnologías de secuenciación de alto rendimiento que permite comprender la diversidad taxonómica y funcional de las comunidades microbianas durante el proceso de compostaje (Zhang et al., 2018; Wang et al., 2018). Por otro lado, la respiración microbiana puede considerarse como una medida general de su actividad. Existen varios protocolos para medir la respiración, basados en la producción de CO₂ y el consumo de O₂ (Barrena-Gómez et al., 2006). El compost insuficientemente maduro tiene una fuerte demanda de O₂ y altas tasas de producción de CO₂, debido al intenso desarrollo de microorganismos que tienen acceso a abundantes cantidades de compuestos fácilmente biodegradables presentes en los residuos iniciales todavía no estabilizados. Por esta razón, el consumo de O₂ y la producción de CO₂ son indicativos de la estabilidad y madurez del compost. También, las actividades enzimáticas y el contenido de ATP se utilizan para evaluar la madurez del compost, siendo la actividad enzimática deshidrogenasa la más utilizada para evaluar el grado de madurez de un compost (Tiquia, 2005).
- **Métodos físicos:** Los métodos físicos más empleados son el olor, el color y la temperatura. Un compost maduro debería de oler a tierra mojada, si el compost huele mal puede ser debido a que los materiales orgánicos todavía están frescos y en su descomposición se están liberando compuestos orgánicos volátiles como los ácidos grasos de bajo peso molecular (ácidos acético, propiónico, butírico, etc.) con olores desagradables (Iglesias Jiménez et al., 2008). Por ello, se han desarrollado estudios para la determinación de la madurez del compost a través de su olor con técnicas rápidas como el uso de una nariz electrónica (López et al., 2016). Por otro lado, el color de los residuos frescos se oscurece durante el proceso de compostaje, teniendo el producto final un color marrón oscuro, como consecuencia de la formación de grupos cromóforos a lo largo de la etapa de madurez. Este fenómeno ha conllevado a que diferentes autores hayan relacionado parámetros de color (CIELAB) con la determinación de la madurez del compost (Khan et al., 2009; Paradelo et al., 2010). La temperatura también puede ser un parámetro que nos indique el grado de madurez de un compost, ya que si el valor de la temperatura está muy por encima de la ambiental indica que todavía hay compuestos fácilmente degradables y se están produciendo reacciones exotérmicas para su degradación por parte de los microorganismos, mostrándose así que el compost no está maduro. El compost se puede considerar maduro cuando su temperatura está estabilizada y es muy próxima a la ambiental. En este sentido, se emplea el test de autocalentamiento para determinar el grado de madurez alcanzado por un compost, basándose esta prueba en la medida del aumento de temperatura debido al calor

liberado por la actividad biológica y química del compost cuando se incuba adiabáticamente (CCQC, 2001).

- **Métodos físico-químicos y químicos:** Estos métodos están basados en la medida de la degradación de la materia orgánica en general y de compuestos fácilmente descomponibles, en la humificación de la materia orgánica y en el seguimiento de procesos que ocurren principalmente durante la etapa de maduración, como la nitrificación del nitrógeno orgánico degradado durante la fase bio-oxidativa. La presencia en el compost de compuestos degradables puede indicar que no tiene su materia orgánica estabilizada. El carbono orgánico hidrosoluble es la fracción de carbono más degradable; por lo tanto, este parámetro se utiliza para desarrollar indicadores de madurez del compost utilizando los siguientes parámetros: la relación C orgánico hidrosoluble/N orgánico hidrosoluble y la relación C orgánico hidrosoluble/N orgánico total. Durante el compostaje, la relación C orgánico total/N total del material disminuye como consecuencia de la degradación de los compuestos orgánicos y el aumento de la concentración de N total debido a la reducción de peso de la masa compostada. De este modo, la variación de esta relación también es un parámetro considerado adecuado para describir la madurez (Bernal et al., 2009). Por otro lado, el grado de humificación de la materia orgánica es generalmente aceptado como criterio de madurez, ya que la maduración implica la formación de sustancias de tipo húmico, produciéndose los procesos de humificación principalmente durante la fase de maduración del compostaje. Por ello, se han empleado diferentes parámetros para medir el grado de humificación de la materia orgánica y así, el grado de madurez alcanzado por el compost, tales como la relación C ácido húmico/C ácido fúlvico y la relación del C ácido húmico con otras formas de carbono (C orgánico total o C orgánico extraíble con álcali) (Roletto et al., 1985; Iglesias Jiménez y Pérez García, 1992). Además, la humificación de la materia orgánica es un resultado importante del compostaje, porque implica la formación de grupos funcionales capaces de proporcionar capacidad de intercambio catiónico (CIC) al compost. En base a esto, se han propuesto índices de madurez basados en la CIC y la relación CIC/C orgánico (Iglesias Jiménez y Pérez García, 1992). Respecto a la nitrificación, este proceso se produce principalmente durante la fase de maduración del compostaje, cuando las temperaturas están en el intervalo mesófilo. Por lo tanto, la madurez también puede definirse en términos de nitrificación. Una baja concentración de NH_4^+ y una baja relación $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ indican que el compost está maduro (Bernal et al., 2017).
- **Métodos biológicos:** Los métodos biológicos para estimar el grado de madurez se basan en pruebas de crecimiento de las plantas y de fitotoxicidad. Las pruebas de crecimiento de plantas utilizadas en los estándares de calidad se pueden dividir en dos tipos: pruebas de germinación (incluidas evaluaciones de raíces) y pruebas de crecimiento (evaluación del desarrollo de la planta y, a veces, de la masa de raíces) (Zucconi et al., 1985; Zucconi y de Bertoldi, 1987). Las pruebas de germinación proporcionan la determinación de la fitotoxicidad inmediata, mientras que la fitotoxicidad latente se evaluará con el estudio del crecimiento de la planta, el cual se verá afectado por cambios continuos en la estabilidad o madurez del compost evaluado.

1.2.4. Tecnologías del compostaje

Los sistemas y tecnologías de compostaje buscan optimizar todos los factores en el proceso, para esto es necesario evaluar las condiciones de cada instalación y método para lograr el éxito,

así como cada sistema estará diseñado en función de las características de los materiales a compostar (Chica Pérez et al., 2015).

Existen diferentes clasificaciones de las tecnologías de compostaje: según la movilidad del material (dinámicos o estáticos), según la forma física del material (pilas, trincheras, mesetas, zanjas, etc.), según la forma de operar las instalaciones (continuas o discontinuas) y según el aislamiento del material respecto al exterior (abiertos, semi-cerrados, cerrados) (Chica Pérez et al., 2015). A continuación, se mencionan las más estudiadas (Figura 2):

- **Compostaje en pilas/ hileras con volteo:** Se conforman pilas de materiales orgánicos pilas con forma triangular o trapezoidal, las cuales se voltean de manera regular. Representan la opción más económica y cómoda para llevar a cabo el compostaje. Estas pilas tienen una altura de 1 a 1,5 metros y longitud variable. Además, demandan un mantenimiento mínimo, sin embargo, la falta de ventilación periódica en el ambiente afecta al nivel de oxígeno, lo que impide que se produzcan oxidaciones biológicas y ralentiza el proceso de compostaje. Además, este método requiere de más espacio en comparación con otros, ya que las pilas se deben voltear de manera lateral (de Bertoldi et al., 1983; de Bertoldi et al., 1984). Generalmente, el proceso completo, incluyendo el tiempo de maduración, dura aproximadamente dos o tres meses, presentan dificultades en el control de la temperatura, déficit de oxígeno en capas profundas de las mezclas y generación de malos olores (Chica Pérez y García Morales, 2008).
- **Compostaje en pilas con aireación:** En este sistema los materiales se colocan sobre tubos perforados que están conectados a un sistema de aireación que aspira (sistema Beltsville) o insufla (sistema Rutgers) aire. Con estos sistemas de aireación se acelera el proceso, pero requiere equipamiento adicional, aunque es mínima la tecnología involucrada. Además, este sistema permite el control de una de las variables más importantes del proceso, la temperatura (Haug, 1993). Una de sus ventajas es que se puede oxigenar la mezcla sin necesidad de realizar volteos. En el caso del sistema Rutgers se emplean estrategias de control que consisten en una fuente de ventilación que controla la inyección de aire desde la parte inferior de la pila de compostaje a través de tuberías con pequeños orificios espaciados a lo largo de ellas que se activa de manera programada y bajo demanda (Finstein et al., 1992). Se han llevado a cabo investigaciones que utilizan sistemas de volteo y ventilación forzada asociados para acelerar el compostaje de los residuos sólidos urbanos (Costa et al., 1991; Meseguer, 2016).
- **Sistemas de canales / trincheras:** Es el sistema más común, el material se coloca en canales de 3 a 5 metros de ancho con muretes de 2 a 3 metros de altura y longitud variable (generalmente entre 60 y 140 metros muros longitudinales) y se voltea usando diferentes métodos, una máquina volteadora remueve la pila de compostaje y la hace avanzar de 3 a 4 metros cada vez. Para la entrada y salida de material se utilizan cintas transportadoras o un sistema de tornillos de Arquímedes (Chica Pérez et al., 2015).
- **Compostaje en túneles estáticos:** Esta tecnología implica la construcción de contenedores sellados de 3m x 4m o 5m x 20m, hechos de hormigón u otros materiales. Los contenedores tienen un sistema automatizado de control de aireación, temperatura, humedad y riego. Dependiendo de las condiciones dentro del contenedor, se puede usar aire fresco, aire reciclado o una mezcla de ambos para la aireación. La temperatura se controla mediante patrones de comportamiento y la humedad se controla a través del riego (Chica Pérez et al., 2015).

- Compostaje en contenedores/cilindros: Se utilizan recipientes con agujeros para permitir la circulación de aire, necesitan menor espacio. Este método puede presentar algunos desafíos, el control adecuado del proceso puede resultar complicado, ya que no siempre se garantiza una oxigenación adecuada. Además, la temperatura puede verse afectada, porque las partes más cercanas a la fuente de ventilación tienden a enfriarse demasiado, mientras que las más alejadas pueden no recibir suficiente aire (Meseguer, 2016).
- Compostaje en reactor/compostador cerrado: Sistemas cerrados que permiten controlar la temperatura, humedad y oxigenación. Son adecuados para grandes volúmenes, pero son costosos y presentan tiempos de compostaje cortos, se pueden controlar las emisiones de malos olores, pero su costo de inversión y mantenimiento es elevado (Stentiford, 1987). En este tipo de sistemas, es posible registrar, controlar y optimizar diferentes variables de proceso, como el contenido de humedad, la composición de nutrientes, la temperatura, el pH, la cantidad de gas y el tiempo de retención, entre otras. Esto permitiría una degradación más eficiente y completa, minimizando el impacto ambiental de las instalaciones (Chica Pérez et al., 2015). Makan y Fadili (2020) destacan la sostenibilidad de las tecnologías de compostaje a gran escala y clasifica a los reactores como las más sostenibles
- Compostaje en tambores rotatorios: Los reactores de tambor rotatorio son cilindros giratorios de varios metros de diámetro y longitud. Fueron desarrollados por Dano Ltd. en Dinamarca en 1933. Estos sistemas funcionan de manera continua y giran lentamente para mezclar y mover el material en su interior. Los materiales se cargan en un extremo y el material degradado se recoge en el otro extremo. Los tambores pueden tener deflectores internos para ayudar a impulsar el material y los parámetros de proceso para controlar incluyen temperatura, tiempo de proceso, volteos y aire inyectado/extraído (Chica Pérez et al., 2015).



Figura 2 Diversas tecnologías aplicadas a procesos de compostaje.

Fuente: ¹Ravenstein (2011), ² Bio-Based Industries (2024), ³ SFSinstalacion (2023), ⁴ Compost Systems GmbH (2024), ⁵ RETEMA (2024), ⁶ BASTAN (2023), ⁷ AGROEMPRESARIO (2024)

1.2.5. Co-compostaje de residuos agropecuarios

El compostaje en las explotaciones agrícopecuarias se considera una tecnología estratégica para la sostenibilidad de las actividades de este sector que puede resolver problemas críticos como la eliminación de residuos vegetales y estiércol. El compost obtenido puede ser utilizado como enmienda orgánica o fertilizante orgánico en la zona donde se generan los residuos gracias a su estabilidad y contenido de materia orgánica humificada, reduciendo así el uso de fertilizantes inorgánicos y la reinversión de los residuos dentro del ciclo de producción agrícola. Esta práctica promueve un crecimiento económico eficiente con un impacto ambiental reducido, logrando así una transición hacia una economía circular (De Corato, 2020; Pergola et al., 2020).

Diversos estudios han explorado el co-compostaje de residuos ganaderos y agrícolas, centrándose en la caracterización del proceso, las emisiones de gases de efecto invernadero y el potencial de obtener materiales de valor añadido como una solución sostenible para gestionar residuos. A continuación, se analizan algunos de estos estudios:

- Vanotti et al. (2006) destacaron el valor del compostaje para transformar exitosamente estiércol porcino y desechos agrícolas del cultivo de algodón en productos de valor añadido, como la producción de compost de alta calidad que cumple con los estándares de la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos, respecto a higienización del material y contenido de elementos potencialmente tóxicos (EPA, 2003).
- Silva et al. (2009) estudiaron la viabilidad del co-compostaje de gallinaza con pequeñas cantidades de materiales ricos en carbono. El experimento se centró en compostar tres pilas distintas de residuos que contenían gallinaza o gallinaza + paja o gallinaza + aserrín y utilizando astillas de madera como agente estructurante en todas las pilas. Los resultados mostraron que la pila que contenía solo gallinaza presentó las mayores pérdidas de materia orgánica y nitrógeno, no se verificó una fase termófila (temperatura > 40 °C), el compost final fue estable y libre de microorganismos patógenos, pero fue el más fitotóxico, así como presentó una proporción de ácidos húmicos y fúlvicos baja. En contraste, las otras pilas tuvieron fases termófilas y produjeron compost estables y maduros.
- Bustamante et al. (2012) estudiaron el efecto del uso de restos de poda de vid como agente estructurante para el compostaje de la fracción sólida de digestatos anaeróbicos de estiércol de vaca. Para ello, se prepararon pilas con digestato solo o con diferentes proporciones de poda de vid y se controló la temperatura y varios parámetros durante el proceso. Los resultados mostraron que el agente estructurante tuvo un efecto positivo, reduciendo la conductividad eléctrica y las pérdidas de nitrógeno durante el compostaje y también, diluyendo el contenido de metales pesados de los productos finales en comparación con el compost obtenido sin la adición de poda de vid. Los compost obtenidos mostraron un grado adecuado de estabilidad y madurez, propiedades físicas adecuadas para su uso como sustrato de cultivo y capacidad de supresión de *F. oxysporum f. sp. melonis*.
- Qian et al. (2014) estudiaron el co-compostaje de estiércol de cerdo y vaca mezclado con paja de arroz, controlando parámetros como temperatura, humedad y materia orgánica. Los resultados mostraron disminución en la relación carbono orgánico/nitrógeno total durante el proceso, cambios en el contenido de ácidos húmicos, aumento en el índice de germinación. Además, el compost producido mostró una madurez comparable a los productos comerciales.
- Gavilanes et al. (2016) evaluaron la viabilidad de reciclaje de los residuos vegetales hortícolas (tomate y brócoli), a través de su co-compostaje con gallinaza y serrín, así como

evaluar la calidad de los compost obtenidos. En todas las pilas, la temperatura excedió 55 °C durante más de 2 semanas, lo que aseguró la máxima reducción de patógenos. Los compost mostraron niveles de salinidad compatibles con el crecimiento de las plantas y un grado adecuado de estabilidad y madurez y ausencia de fitotoxinas. Sin embargo, las características finales de los compost obtenidos con respecto a su uso como fertilizantes se vieron influenciadas por los residuos hortícolas utilizados; en general, los contenidos de materia orgánica y macro y micronutrientes fueron más altos cuando se utilizó residuos de tomate. Además, el uso de este residuo redujo los problemas ambientales asociados con el proceso de compostaje.

- Idrovo-Novillo et al. (2018) evaluó el impacto del uso de diferentes estiércoles avícolas en el compostaje de residuos de flores sobre el valor agronómico y económico de los compost finales. La fase termófila del proceso duró entre 120 y 138 días, con temperaturas máximas medias de 55,0 a 56,6°C. Las temperaturas superaron la temperatura crítica y tiempo necesario para la reducción de patógenos (temperatura > 55°C durante al menos 15 días). Los autores destacan que el estiércol de pollo de engorde mejora el contenido de materia orgánica y el equilibrio de nutrientes en el compost, además produce una mayor humificación de la materia orgánica y tiene un valor económico adicional debido a su contenido en nutrientes.
- Afonso et al. (2021) estudiaron el proceso de co-compostaje de hojas de lúpulo con estiércol de vaca y paja de trigo en varias proporciones con el objetivo de establecer directrices sobre cómo los agricultores pueden gestionar las materias primas y utilizar mejor estos valiosos recursos orgánicos. Para ello, se controló el proceso de compostaje y se evaluó la calidad de los compost en relación con los efectos sobre un cultivo de lechuga, cultivada en macetas durante dos ciclos consecutivos. Los resultados obtenidos indicaron que, en las pilas con bajas proporciones de hojas y paja, proporciones inferiores a 2:1, los compost obtenidos no maduraron adecuadamente, mostrando altas relaciones C/N. Su aplicación al suelo condujo a una fuerte reducción en las concentraciones de N en los tejidos vegetales, debido a la inmovilización biológica de N, lo que redujo significativamente el rendimiento de materia seca de la lechuga. De este modo, concluyeron que para reducir el tiempo de compostaje y aumentar la calidad del compost, la relación hojas/paja debería de ser lo más alta posible, al menos 2:1.

Estos estudios subrayan colectivamente la importancia del compostaje de residuos agro-ganaderos para abordar los desafíos ambientales y agrícolas, ya que permite aprovechar estos residuos de manera sostenible, evitando su acumulación y contaminación. Además, con el compostaje de residuos agropecuarios se contribuye a la mitigación y la adaptación al cambio climático del sector agrícola, al tiempo que ofrece una alternativa económica y ambientalmente favorable a los fertilizantes químicos, que cada vez son más costosos y con un impacto ambiental negativo, contribuyéndose así a la adopción de prácticas agropecuarias sostenibles (Tiquia y Tam, 2002).

1.2.6. Normativa sobre compostaje

En Ecuador, el Ministerio del Ambiente (MAE) es la entidad responsable de la regulación ambiental, formulación de políticas y regulaciones legales. Su legislación en cuanto a la gestión ambiental está en desarrollo, la legislación actualizada relacionada con el uso agrícola del compost se cita en la SECCION 4A APROVECHAMIENTO DE LOS RESIDUOS SOLIDOS NO PELIGROSOS PARA LA INDUSTRIA, en su Art. 597.- Objeto.- El aprovechamiento de residuos sólidos no peligrosos en la industria tiene por objeto disminuir la cantidad de residuos sólidos que

Optimización del compostaje de residuos agropecuarios para la recuperación de la energía calórica del proceso y empleo agrícola de los compost obtenidos

llegan a los sitios de disposición final y fomentar el uso de materia prima proveniente del reciclaje y su inserción en nuevos ciclos productivos. El Art. 599 de este reglamento cita lo siguiente: Los sistemas o procesos de aprovechamiento deberán considerar los siguientes criterios: a) Realizarse en condiciones ambientales, de seguridad industrial y de salud, de tal manera que se minimicen los riesgos; b) Deberán ser controlados por parte del prestador del servicio público y de las autoridades nacionales, en sus respectivos ámbitos de competencia; c) Sean técnica, financiera, social y ambientalmente sostenibles; d) La recuperación y aprovechamiento de los residuos sólidos no peligrosos deberá efectuarse según lo establecido en la normativa aplicable; y, e) Promover la competitividad mediante mejores prácticas, nuevas alternativas de negocios y generación de empleos.

Ecuador no cuenta con un control riguroso para asegurar el cumplimiento de la legislación vigente, lo que significa que la gestión de los residuos orgánicos no está optimizada (Gavilanes-Terán, 2014). Dentro de la normativa medioambiental de Ecuador, se encuentra el artículo 18 J del instructivo de la Normativa Orgánica Ecuatoriana (Resolución Técnica DAJ-20133ec-0099 del Acuerdo Ministerial No. 299), la cual recomienda que el estiércol se someta a un proceso de compostaje en donde se garantice y registre que la relación Corg/Nt de las materias primas se encuentre dentro del rango de 25:1 a 40:1, que a lo largo del proceso de compostaje se den 5 volteos y al menos durante 5 semanas se mantenga dentro de un rango de temperatura de 55°C a 76°C, sin embargo, estas directrices tienen carácter de recomendación, por lo tanto, no son de carácter obligatorio.

Dado que en Ecuador no existen normativas vigentes para la producción de abonos orgánicos, es necesario considerar las normas y modelos de gestión ambiental internacionales que han sido fundamentales para el desarrollo sostenible y la mitigación de impactos ambientales. En este trabajo por cercanía se emplean los criterios establecidos por el Consejo de Compostaje de Estados Unidos (US Composting Council, 2001), el cual es una organización que promueve y desarrolla el compostaje, brinda información, investiga y certifica procesos de compostaje (Tabla 5).

Tabla 5 Requisitos para diversas aplicaciones de compost municipales y condiciones medias de campo, según el Consejo de Compostaje de EE.UU.

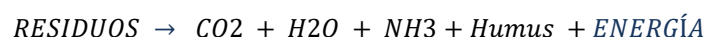
Parámetro	Directrices del Consejo de Compostaje de EE.UU.
pH	6.0 - 7.5
CE	< 5
Mat. Orgánica (% sobre m.s.)	50-60
Nitrógeno (g/kg m.s.)	≥ 10
Fósforo (g/kg m.s.)	≥ 10
Metales pesados (mg/kg m.s.):	
Cadmio	39
Cobre	1500
Mercurio	17
Níquel	420
Plomo	300
Zinc	2800
Selenio	100
Arsénico	41

Fuente: (US Composting Council, 2001)

1.3. Recuperación de energía calórica en el proceso de compostaje

1.3.1. Generación de calor durante el proceso de compostaje

La temperatura es un parámetro que condiciona el proceso de compostaje, siendo los propios microorganismos los que generan un perfil térmico característico, que depende de la naturaleza aeróbica del proceso (Liang et al., 2003). La bioenergética de la degradación de la materia orgánica muestra que los microorganismos, en presencia de oxígeno, son capaces de extraer los nutrientes y producir la energía (ATP) que necesitan para su propio desarrollo a partir de las materias primas presentes en las mezclas iniciales. Esta cantidad de energía es considerable y, gran parte de ella, se libera en forma de calor, ya que los microorganismos no la utilizan para mantener su actividad biológica (Rongfei et al., 2017; Smith et al., 2017; Fan et al., 2021). Por lo tanto, se puede indicar que de forma general, durante el proceso de compostaje, los microorganismos descomponen los residuos en CO₂, H₂O, NH₃ y liberan cantidades considerables de energía térmica, siguiendo la reacción siguiente (Fan et al., 2021):



La potencial energía final del compostaje puede suponerse como la misma que la de la combustión de los residuos, ya que ambos son procesos aeróbicos y hay una oxidación de los sustratos (Smith et al., 2017). El poder calorífico (MJ kg⁻¹) se define como la “cantidad de energía liberada por la combustión por kg de masa”. Este parámetro es uno de los factores más importantes de los sustratos para realizar análisis energéticos. En la Tabla 6 se muestra la composición y poder calorífico de diversos residuos utilizados en el compostaje.

Tabla 6 Composición y poder calorífico de diversos residuos.

Residuo	Fuente	Composición	Poder calorífico (MJ/kg)
Residuos lignocelulósicos	Madera, Paja de trigo, paja de maíz, hierba, bambú	Celulosa, Hemicelulosa, lignina, ceniza	15-43
Residuos de estiércol	Estiércol de pollo, estiércol de caballo, estiércol de cerdo, estiércol de ganado, residuos humanos	Cama, heces, orina	11-47
Desperdicios / residuos de alimentos	Huevo, carne, Arroz, aceite, frutas y verduras	Proteínas, lípidos, grasas, carbohidratos, compuestos inorgánicos	6-20
Residuos de lodos	Lodo doméstico, lodo industrial	Microorganismos, fibras orgánicas, sustancias poliméricas extracelulares, partículas inorgánicas	4-7

Fuente: Fan et al. (2021)

1.3.2. Recuperación de energía calórica en sistemas de compostaje.

La recuperación de energía calórica en sistemas de compostaje ha sido objeto de estudio en diversos contextos, se han realizado esfuerzos científicos para estimar la cantidad potencial de energía disponible y diversos sistemas de recuperación de calor en el compostaje. Sin embargo, la disponibilidad de datos sobre el calor producido durante el compostaje es relativamente baja y los resultados varían en función de diferentes factores tales como, el sistema de compostaje, la relación superficie/volumen, la masa inicial de residuos, el tipo de residuos a compostar y la porosidad del material, entre otros (Bajko et al., 2019; Mwape et al., 2020).

Existen diversos métodos para medir la generación de calor durante el compostaje basados en la correlación positiva de la producción teórica de calor en el proceso con el consumo de O₂ y la tasa de degradación, que también está asociada con la temperatura y la producción de CO₂ (Białobrzewski et al., 2015). Estos métodos son: el método de degradación (MD), el método de consumo de oxígeno (CO), el método del balance o equilibrio térmico (ET), el método de la temperatura (MT) y el método del valor calorífico (VC) (Fan et al., 2021). En la tabla 7 se resumen diferentes estudios que utilizan estos métodos para estimar el calor real generado a partir del compostaje de distintos residuos. Estos estudios resaltan colectivamente el potencial de recuperación de energía calórica en los sistemas de compostaje, con implicaciones para la gestión sostenible de residuos y la producción de energía renovable.

1.3.3. Métodos de recuperación de energía en sistemas de compostaje

La investigación sobre la recuperación de energía calórica en sistemas de compostaje ha arrojado resultados alentadores, ya que se conoce que la dinámica del calor en el proceso establece que el aire que se mueve a través de la pila, por convección natural o forzada, elimina el calor liberado durante el compostaje, como consecuencia el aire gana calor sensible a medida que aumenta la temperatura y gana calor latente a medida que aumenta la humedad, por lo que su entalpía aumenta. La cantidad de calor (Q) que transporta el aire depende del cambio en la entalpía (Δh) y la tasa de flujo másico del aire (m), siguiendo la siguiente ecuación (Smith y Aber, 2014):

$$Q = m(\Delta h) = m(h_2 - h_1)$$

Donde h_1 es la entalpía del aire que ingresa al sistema, y h_2 es la entalpía del aire que sale del sistema, el gradiente resultante de aumento en la entalpía se debe principalmente al aumento del calor latente.

Este calor generalmente se ignora porque los principales objetivos del proceso de compostaje son el reciclaje de residuos orgánicos y la obtención de compost para uso agrícola. Sin embargo, actualmente existe interés por este calor debido a la mayor demanda de energía y al calentamiento global asociado a ella. Este calor puede, por tanto, ser una alternativa sostenible para la producción de energía (Malesani et al., 2021). Existen diferentes métodos de recuperación de calor a partir del compostaje: utilizar directamente el calor del vapor de agua generado en el proceso de compostaje, calentar el agua mediante intercambiadores de calor dentro de la pila de residuos y capturar el calor latente utilizando el vapor de agua de la pila de residuos y un condensador de intercambio de calor (Smith et al., 2017). También, existen otras tecnologías, como bombas de absorción y captura de calor, con transformación en electricidad a través de generadores termoeléctricos (Sołowiej et al., 2021), así como el ciclo de Rankine orgánico, que utiliza fluidos de trabajo orgánicos con puntos de ebullición bajos para recuperar

calor a baja temperatura y genera electricidad mediante el uso de un evaporador y una turbina (Chen et al., 2010). La tabla 8 muestra los diferentes métodos de recuperación de calor de diferentes estudios de compostaje.

Tabla 7 Producción de calor estimada por diferentes métodos en diferentes estudios de compostaje

Residuos	Masa	Humedad (%)	Método	Producción calor (velocidad o cantidad)	Duración
Madera	50 t	60	MD	2,47 kWh/kg MOB	1 año
Fracción orgánica de los residuos municipales	17,7-19,2 t	34-39	MD	0,75 kWh/kg MOB	50 d
Residuos de alimentos, residuos de madera	419-697 g	55-65	MD y ET	0,74-1,19 kWh/kg SV	10 d
Lodo de fábrica de papel, gallinaza con cama	208 L	38-47	MD	0,22 kWh/kg PS/d*	NE
Biosólido, astillas de madera	208 L	38-47	MD	0,68 kWh/kg PS/d*	NE
Estiércol de aves de corral, virutas de madera	275 kg	62	MD	1,09-1,38 kWh/kg PS	30 d
Residuos de alimentos, paja de maíz	17,2 kg	71	MD	1,78 kWh/kg PS	56 h
Madera	6 g	250#	CO	0,24-0,52 kWh/kg PS	36 d
Madera	6.7 g	250#	CO	1,49 kWh/kg PS	42 d
Madera	4.7 g	250#	CO	1,44 kWh/kg PS	95 d
Residuos de alimentos, astillas de madera	76 kg	63	CO	≈ 1,19 kWh/kg PS	37 d
Fracción sólida de purín de cerdo	145 kg	68	CO	≈ 1,50 kWh/kg PS	27 d
Estiércol de cerdo, paja de trigo	8 kg	50-67	CO	0.008 kWh/kg SV/h*	NE
Estiércol de pollo, salvado de arroz, serrín	0,24 m ³	60	CO	0.56-2,22 kWh/m ³ /h	340 h
Lodos, compost	5 t/2d	52	CO	0,70 kWh/kg PS/d	NE
Lodos, compost	5 t/2d	52	ET	0,70 kWh/kg PS/d	NE
Lodo, grasa, serrín de álamo	32 kg	65	ET	1,19 kWh/kg PS	180 h
Residuos de plantas de tomate, virutas de madera, residuos municipales, urea	NE	60	ET	4,01 kWh/kg PS	114 h
Residuos de cocina, residuos de jardín	70 kg	NE	ET	0,39 kWh/kg PF	41 d
Paja de trigo, estiércol de aves de corral, yeso	5254-8583 kg	67-71	ET	0,34 kWh/kg PF	180 h
Estiércol, paja	45 kg	NE	ET	0.12 kWh/h*	NE
Residuos de tomate	50 kg	60-65	ET	0,53 kWh/kg PF	108 h
Estiércol sólido de aves de corral, paja de trigo, yeso, agua	1000 t	74	ET	0,37 kWh/kg PF	80 h
Estiércol de pollo, heno, astillas de madera	120 L	60	ET	0,11 kWh/kg	44 h
Residuos verdes, lodos industriales, residuos líquidos	NE	60	MT	1,94-2,78 kWh/kg	15 d
Fracción sólida de purín de cerdo, residuos lignocelulósicos, residuos de plantas, agua	1725 g	65-70	MT	1,75-5,08 kWh/kg ST	18 d
Desperdicio de alimentos, compost maduro, serrín	400 kg	65	MT	0.83 kWh/kg PF	30 d
Serrín, hierba, estiércol de caballo, pasta de patata, vegetales	15 m ³	65	VC	0,26 kWh/kg	84 d

NE = no encontrado; MD = método de degradación; CO = método de consumo de oxígeno; ET = método de equilibrio térmico; MT = método de temperatura; VC = método de valor calorífico; H = contenido de humedad; MOB = materia orgánica biodegradable; SV = sólido volátil; ST = sólido total; PF = peso fresco/húmedo; PS = peso seco.

* Los datos son el valor máximo de la tasa de producción de calor.

Los datos son el contenido de humedad del sistema.

Fuente: Fan et al. (2021)

Tabla 8. Diferentes estudios sobre recuperación de calor y métodos empleados

Residuos para compostaje	Masa	Humedad (%)	Método	Recuperación de calor (velocidad o cantidad)	Duración
Lodo, grasa, serrín de álamo	32 kg	65	Camisa de agua	0,22 kWh/kg PS	56 h
Madera	50 t	60	TEP	1.18 kWh/kg MOB	1 año
Chips de madera, estiércol de caballo, residuos vegetales y hojas	5803 kg	47,5	TEP	0,45-6,62 W/kg PS	3 d
Estiércol de pollo, heno, astillas de madera, agua	120 L	60	TEP	≈ 200 W*	NE
Estiércol de pollo, salvado de arroz, serrín	0,24 m ³	60	TEP y ICS	0,01-40,03 kWh/m ³ PF	7-14 días
Residuos orgánicos, lodos industriales, residuos líquidos	NE	60	ICS	1,94-2,78 kWh/kg PF	15 d
Desperdicio de alimentos, otros residuos orgánicos	189 t	62	ICS	0,30 kWh/kg PS	21 d
Chips de madera, estiércol de caballo, hierba fresca, hojas, compost maduro	6984 kg	58	ICS	0,14 kWh/kg PS	36 d
Estiércol de vaca, estiércol de caballo/mezcla de cama, residuos de heno	136 t	60	ICS	0,12-3,24 kWh/kg PS	60 d
Estiércol, cama y desechos de pienso	40 t	NE	ICS	0.22-0.29 W/kg PF	NE
Residuos de jardín	0,5 m ³	15 ^a	CV	1 kW/m ³	5 d
Desperdicio de alimentos, desecho de jardín, papel mezclado	96 t	65	CV	1.11–1.38 kWh/kg OM	20 d
Residuos de fruta, residuos de carne, papel y residuos de jardín	20000 t	63	CRO	0,05–1.25 W/t PF	1 año
Residuos municipales	20000 t	63	CRO	0,45-6,6 W/t PF	1 año
Gallinaza, cáscaras de arroz, lodos de aguas residuales	0,24 m ³	67	GTEs	7 W*	NE

NE = no encontrado; TEP = tubo enterrado en la pila; ICS = intercambiador de calor en la superficie; TEA = tubo con entrada de aire; BC = bomba de calor; CRO = ciclo de Rankine orgánico; GTE = generadores termoeléctricos; MOB = materia orgánica biodegradable; PF = peso húmedo; PS = peso seco.

* Los datos son el valor máximo de la tasa de producción de calor.

^a La humedad inicial era baja (15%), pero se utilizaron atomizadores de agua para humedecer el material de compostaje.

Fuente: (Fan et al., 2021)

El método de calentamiento hidrónico mediante la conducción de intercambiadores de calor introducidos en la pila, como tuberías de polietileno o metálicas, se considera uno de los métodos más fáciles de construir, con los menores costes de instalación y mantenimiento (Fan et al., 2021) y bajo impacto ambiental, similar al de los sistemas solares de agua caliente (Malesani et al., 2021). Varios autores han estudiado la recuperación de calor del proceso de compostaje mediante este método y han observado que la cantidad de calor recuperado depende de varios factores. Bajko et al. (2019) lograron recuperar un calor promedio de 0,510 MJ kg⁻¹ materia seca (ms) durante el período de mayor temperatura (36 días) del proceso de compostaje de estiércol de caballo, hojas, hierba fresca, astillas de madera y compost maduro (peso seco de mezcla de residuos inicial = 4051 kg), y Mwape et al. (2020) co-compostaron estiércol de vaca, malezas verdes, mazorcas y rastrojos de maíz y serrín (peso seco de la mezcla de desechos inicial = 567 kg) y extrajeron 1,273 MJ kg⁻¹ dm³ de energía neta durante el período con temperaturas > 65°C (13 días). Estos autores concluyeron que el calor recuperado en el proceso de compostaje depende principalmente de las condiciones del proceso y de extracción de calor, la relación superficie/volumen, la masa inicial del residuo, el tipo de residuo a compostar, la porosidad del material y su humedad. Nwanze y Clark (2019) utilizaron tubos de cobre como intercambiadores de calor para calentamiento hidrónico durante 12 días de la etapa termófila de un proceso de compostaje de estiércol de pollo, heno y astillas de madera. Estudiaron cómo el flujo de agua de

los intercambiadores influía en la cantidad de calor recuperado del proceso, con mayores caudales de agua dando como resultado más calor extraído. Sołowiej et al. (2021) observaron que el valor inicial de la relación carbono orgánico total/nitrógeno total (Corg/Nt) de una mezcla de hojas de col, paja de trigo y diferentes proporciones de residuo de café molido estaba directamente relacionado con las temperaturas máximas alcanzadas, afectando a la cantidad de calor recuperado a través de un intercambiador de calor de tuberías con agua. Cuando las temperaturas fueron $> 55^{\circ}\text{C}$, el calor recuperado osciló entre 0,855 y 1,950 MJ kg⁻¹ dm³, y fue menor cuando la relación Corg/Nt inicial fue alta (Corg/Nt = 35). Las características de las tuberías y su posición dentro de la pila de residuos también afectan la cantidad de calor recuperado del compostaje. Jacob et al. (2022) desarrollaron un modelo espacial para predecir la variación de diferentes parámetros de control de procesos (temperatura, concentración de oxígeno, degradación de materia orgánica y flujo de aire) en pilas estáticas con recuperación de calor y observaron que en estudios de casos reales (pilas con residuos de jardín y paja), la recuperación de calor a través de tuberías con agua aumentaba cuando las tuberías eran de mayor diámetro y estaban ubicadas cerca del núcleo de la pila.

En Ecuador, no se han reportado estudios comparativos sobre estos procesos que permitan evaluar la eficacia en la producción del compost y la recuperación de la energía generada, por lo tanto, es necesario realizar estudios vinculados al empleo de diferentes sistemas de aireación, con el fin de establecer el sistema más adecuado desde el punto de vista no solo económico sino también medioambiental. El calor recuperado del proceso de compostaje de residuos agropecuarios podría ser reciclado y utilizado como fuente de energía en hogares de productores agrícolas o invernaderos, aprovechando de esta manera los residuos provenientes de la actividad agro-ganadera, siendo este campo significativamente importante para el desarrollo de la matriz productiva de Ecuador.

1.3.4. Oportunidades y desafíos de la recuperación de energía en sistemas de compostaje

El compostaje de residuos orgánicos con recuperación de energía del proceso y la producción de compost contribuye a varios Objetivos del Desarrollo Sostenible (Naciones Unidas, 2015), como el (ODS 7) - Energía asequible y no contaminante, fomentando el surgimiento de Ciudades y comunidades sostenibles (ODS 11), reduciendo los residuos orgánicos y mitigando el cambio climático (ODS 13). Se cataloga además como una estrategia de Producción y consumo responsables (ODS 12), al conferir una segunda vida a los residuos. Además, el compost puede emplearse en la recuperación de suelos degradados y recuperación de ecosistemas terrestres (ODS 15).

Los sistemas de recuperación de calor en compostaje tienen un gran potencial para proporcionar calor renovable a precios competitivos, al tiempo que proporciona otros servicios ecosistémicos como el almacenamiento de carbono y el ciclo de nutrientes al suelo, cuando se emplean los compost como enmiendas orgánicas del suelo, siendo también una solución que podría servir como incentivo para los agricultores hacia la introducción de prácticas agropecuarias sostenibles.

El calor recuperado puede tener diferentes aplicaciones como su empleo doméstico para la calefacción de aire, calefacción por suelo radiante y servicio de agua caliente sanitaria (Tucker, 2006; Walther et al., 2016; Kimman, 2019). También, el calor del compostaje podría usarse para baños/piscinas (Bajko et al., 2019; Loggia et al., 2019) y estanques de pesca (Seki et al., 2014). Además, el calor del compostaje puede ser utilizado en el sector de la horticultura, porque el CO₂ generado y el calor de este proceso pueden ser útiles para aumentar la producción y satisfacer

la demanda de calor de un invernadero para cultivar alimentos durante todo el año (Gilson, 2009; Jin et al., 2009). Otros usos del calor generado durante el compostaje serían para calentar los recintos de cría de pollos (Roland Mote y Griffis, 1982), calentar un reactor anaeróbico. (Cheng et al., 2016) o deshidratar lodos (Rada et al., 2014). Por lo tanto, el calor generado por el compostaje, especialmente en reactores a escala comercial, tiene un gran potencial para diversas aplicaciones.

Respecto a los desafíos de la recuperación de calor, son necesarias más investigaciones sobre la tasa dinámica de producción de calor, la cual dificulta el control de la extracción de calor, la higienización de los compost en procesos donde se ha recuperado el calor generado durante el compostaje y la transferencia de los estudios científicos a casos reales, a través de investigación sobre el análisis económico, tecnológico y ambiental de la reutilización del calor del compostaje (Fan et al., 2021).

De este modo, se hace patente que el calor procedente del compostaje ha ganado un interés cada vez mayor, ya que puede ayudar a satisfacer la demanda de energía y reducir la presión del calentamiento global.

1.4. Empleo agrícola de compost

1.4.1. Propiedades y características del compost para su uso agrícola

El marco legislativo ecuatoriano para la aplicación del compost al suelo es limitado, por esta razón en esta tesis doctoral se han considerado los requisitos establecidos por el US Composting Council (2001), respecto a los valores umbrales de determinados parámetros de interés agronómico para diversas aplicaciones de compost y condiciones medias de campo. Estos valores umbrales se han descrito anteriormente en el apartado 1.2.5. Normativa sobre compostaje.

De manera general los compost para uso agrícola deben cumplir con ciertas propiedades y características para garantizar su calidad y eficacia. Estas propiedades son las siguientes (Román et al., 2013):

- Estructura y porosidad: El compost debe presentar una estructura granular y porosa que permita una buena aireación, retención de agua y drenaje una vez que se aplique al suelo.
- pH: Es recomendable que el pH del compost se encuentre en un rango ligeramente ácido o neutro, típicamente entre 6,0 y 7,5, para prevenir posibles problemas en la disponibilidad de nutrientes.
- Contenido de nutrientes: El compost debe contar con un notable contenido en nutrientes esenciales para las plantas, tales como nitrógeno, fósforo, potasio y micronutrientes, provenientes de la descomposición de los materiales orgánicos utilizados.
- Conductividad eléctrica: La conductividad eléctrica del compost debe ser reducida, indicando así un bajo contenido de sales solubles que pudieran perjudicar el crecimiento de las plantas.
- Estabilidad: Es esencial que el compost sea estable, es decir, que el proceso de descomposición de la materia orgánica haya concluido y no se genere emisiones de calor u olores desagradables, así como cambios significativos en su composición y propiedades durante su almacenamiento y aplicación.

- **Madurez:** La madurez del compost mejora sus propiedades debido al "envejecimiento" o "curado" del producto. Un compost maduro no tiene un efecto negativo sobre la germinación de las semillas o el crecimiento de las plantas, lo que implica un contenido estable de materia orgánica y la ausencia de compuestos fitotóxicos y de microorganismos patógenos.
- **Patógenos y propágulos de semillas:** Es imperativo que el compost esté libre de microorganismos patógenos y de propágulos viables de semillas de malezas, logrando esto a través de un adecuado proceso de compostaje con temperaturas suficientemente altas.
- **Contaminantes:** El compost no debe contener niveles elevados de metales pesados, plásticos, vidrios, compuestos orgánicos potencialmente tóxicos u otros contaminantes que pudieran afectar negativamente el suelo, las plantas o los consumidores.

Resulta fundamental que los productores de compost sigan prácticas apropiadas y realicen análisis periódicos para asegurarse de que su producto cumpla con estas propiedades y sea apto para su utilización en la agricultura.

1.4.2. Efectos del compost sobre las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo y la producción de cultivos

Diversas investigaciones han revelado que la integración de compost en el suelo puede mejorar de manera significativa sus propiedades químicas, físicas y biológicas y con ello, se han incrementado tanto los rendimientos como la calidad de los cultivos (Sharma et al., 2019; Sayara et al., 2020). La mejora de la calidad del suelo con la adición de compost está estrechamente relacionada con la cantidad de materia orgánica aportada. La agricultura intensiva conlleva una disminución significativa del contenido de materia orgánica en los suelos agrícolas y su deterioro ambiental, lo que compromete la seguridad alimentaria de la creciente población mundial (Sharma et al., 2019). Por otro lado, los macro y microelementos contenidos en los compost contribuyen a mejorar la fertilidad del suelo y a la nutrición de los cultivos (Goldan et al., 2023). Además, el compost estimula la actividad de los microorganismos, aumentando así la disponibilidad de nutrientes para las plantas y presenta hormonas, vitaminas y otros componentes bioestimulantes que pueden contribuir al crecimiento de los cultivos (Scaglia et al., 2015).

En relación compost obtenido del co-compostaje de residuos agro-ganaderos puede ser utilizado como enmienda orgánica o fertilizante, permitiendo reciclar los nutrientes de estos residuos y estableciendo una conexión entre las granjas de animales, los pastos y el manejo de cultivos, reduciéndose así el uso de fertilizantes inorgánicos (McClelland et al., 2022). Diversos estudios han analizado los efectos de la aplicación de compost agro-ganadero en el suelo, observando que mejora la estructura del mismo, incrementando la capacidad de retención de agua, la aireación, la infiltración, y disminuyendo la compactación y erosión del suelo (Xu y Mou, 2016). Además, este tipo de compost ajusta el pH, mejora la fertilidad del suelo, aumenta el contenido de materia orgánica, y provee macro y microelementos esenciales para las plantas (Anwar et al., 2017; Das et al., 2017). Asimismo, estos compost estimulan la actividad biológica del suelo, incrementando la producción de sustancias bioestimulantes beneficiosas para el crecimiento de las plantas y la supresión de enfermedades (Das et al., 2017; Goldan et al., 2023).

La mejora de la calidad del suelo gracias al compost favorece la productividad de los cultivos, como se ha indicado anteriormente. Este efecto también fue observado por Das et al. (2017) en un experimento con arroz, donde se comparó la aplicación de diferentes compost de estiércol

con un suelo control sin enmienda orgánica. Además, Xu y Mou (2016) reportaron un incremento en el crecimiento de espinacas al utilizar compost de estiércol de vaca en comparación con un suelo enmendado con compost de residuos de algodón y un suelo control sin enmienda. Por otro lado, Guo et al. (2016) no encontraron diferencias significativas en la producción anual promedio de un sistema de rotación maíz-trigo al emplear fertilizantes inorgánicos o compost de estiércol de vaca en un experimento a largo plazo. McClelland et al. (2022) informaron un incremento del 40% en la biomasa de diferentes pastos (alfalfa, bromo de pasto y pasto de huerta) en un pasto irrigado con enmienda de compost de estiércol de vaca en comparación con el tratamiento sin enmienda. También, Persiani et al. (2021) compostaron residuos orgánicos de una granja experimental y compararon el compost producido con un fertilizante comercial aplicándolos en un cultivo de pimiento durante dos años y encontraron que el uso del compost conllevó a unos rendimientos comparables a los obtenidos con los fertilizantes comerciales. De Corato (2020) co-compostó residuos agrícolas procedentes de sistemas hortícolas intensivos, mostrando que el compost y el té de compost mejoran las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo y la salud de las plantas, corroborando el rol clave del compostaje en un contexto de agricultura sostenible y economía circular.

De esta manera, el uso de compost se presenta como una opción sostenible para mejorar la fertilidad del suelo a largo plazo, disminuyendo la necesidad de utilizar fertilizantes sintéticos, e influyendo en el crecimiento y rendimiento de especies agrícolas de importancia.

1.4.3. Viabilidad económica del uso agrícola del compost

La viabilidad económica del uso de compost en la agricultura es una cuestión compleja, influenciada por factores como la calidad, el coste y la demanda del mercado del compost. Pergola et al. (2018) llevaron a cabo un análisis de sostenibilidad ambiental, energética y económica del proceso de compostaje comparando un conjunto de cinco plantas de compostaje en granjas con diferentes tecnologías y con diferentes materias primas. Estos autores concluyeron que el compostaje en granja resultó ser una herramienta estratégica para la sostenibilidad de las actividades agrícolas, ya que mejoró la eliminación de residuos de cultivos y ganaderos y fue una solución más sostenible desde el punto de vista económico y ambiental bajo diferentes sistemas logísticos y agrícolas en comparación con las tecnologías externas de eliminación de los residuos agro-ganaderos. También, Idrovo-Novillo et al. (2018) y Jara-Samaniego et al. (2017) estudiaron el valor económico de los nutrientes contenidos en compost de diferentes orígenes, considerando los precios de los fertilizantes más comunes como la urea, el fosfato diamónico y el muriato de potasio en el mercado ecuatoriano, encontrando que el compost puede tener un valor económico como fertilizante y que puede ayudar a la reducción de la aplicación de fertilizantes químicos contribuyendo así a la sostenibilidad de los sistemas agrarios.

Por otro lado, diversos análisis de costo-beneficio han demostrado que la aplicación de compost al suelo es una estrategia rentable en diferentes cultivos, ya que mejora las características químicas, físicas y biológicas del suelo, reduce la necesidad de utilizar fertilizantes sintéticos y aumenta la productividad a mediano y largo plazo (Hepperly et al., 2009; Reibe et al., 2015). Aunque los costes iniciales de adquirir y aplicar compost pueden ser un desafío para los productores, se ha comprobado que los beneficios superan ampliamente estos costes al considerar aspectos como el aumento en el rendimiento, la mayor eficiencia en el uso de nutrientes, la reducción de la compactación y erosión del suelo, así como el secuestro de carbono en los suelos (Evanylo et al., 2008). De este modo, diferentes autores han observado que introducir compost en escenarios de fertilización mejora la rentabilidad de los cultivos. Iqbal et al.

(2017) encontraron que el ingreso neto de la producción de maíz fue mayor cuando se utilizó la combinación compost + fertilizante nitrogenado inorgánico (urea) a 25:75 en comparación con el tratamiento con solo urea. Idrovo-Novillo et al. (2019) encontraron una mayor rentabilidad en el cultivo de rosas utilizando compost + fertirrigación en comparación con el tratamiento convencional (residuos de rosas triturados no estabilizados + fertirrigación). Por lo tanto, la utilización de compost en la agricultura, especialmente cuando se obtiene a través del reciclaje y la valorización de residuos orgánicos, se presenta como una estrategia prometedora tanto desde una perspectiva ambiental como económica.

2. Objetivos

2. Objetivos

La legislación ecuatoriana presenta desafíos en torno a la gestión de los residuos orgánicos. A pesar de la gran cantidad de residuos orgánicos que se producen, no existen políticas claras para su gestión y existen vacíos en la legislación y en el control por parte de las entidades públicas, lo que se traduce en un desaprovechamiento del potencial productivo y energético que poseen. En este contexto, los residuos agrícolas y ganaderos presentan características adecuadas para su tratamiento y valorización mediante compostaje, pudiéndose aprovechar la energía producida durante este proceso y el compost obtenido. Por lo tanto, el **objetivo general** de esta investigación se centró en **la optimización del proceso de compostaje de residuos agropecuarios en Ecuador, aprovechando la energía calórica generada durante el proceso y produciendo compost de alta calidad que pueda emplearse como enmienda orgánica de suelos agrícolas**. De esta manera, se espera reducir el impacto ambiental de los residuos agropecuarios generados en el país, transformándolos en recursos con valor energético y agronómico, contribuyendo al desarrollo sostenible y la economía circular.

Por otro lado, se propusieron los siguientes objetivos específicos, planteados en las tres publicaciones que se utilizarán para la Defensa de la Tesis Doctoral:

- Evaluar los tipos de residuos orgánicos de origen agrícola y pecuario generados en una zona rural ecuatoriana, como la Parroquia de San Andrés, y determinar su composición para poder desarrollar procesos de compostaje que contribuyan al tratamiento de estos residuos.
- Comparar distintos sistemas de aireación (pasiva, volteos y combinación de volteos y aireación forzada) en pilas de compostaje con mezclas de residuos de cultivos y diferentes estiércoles, y sus efectos sobre el perfil térmico y la evolución de diferentes parámetros físico-químicos, químicos y biológicos de interés para el desarrollo adecuado del proceso de compostaje.
- Estimar el valor agronómico y económico de los compost finales producidos, además del consumo energético y las emisiones de CO₂ asociadas.
- Determinar la cantidad de calor recuperado de una pila de compostaje de residuos vegetales y estiércol vacuno.
- Establecer la calidad agronómica del compost obtenido mediante su uso como abono orgánico para la producción de alfalfa (*Medicago sativa* L.) y realizar un análisis global de los costes/beneficios de la obtención de compost y la producción de alfalfa en el marco de la economía circular y el desarrollo sostenible.

3. Resumen de Materiales y Métodos

3. Resumen de materiales y métodos

Esta Tesis se ha presentado como compendio de tres publicaciones, en las cuales se ha estudiado el empleo del proceso de compostaje como estrategia para el reciclaje de residuos agro-ganaderos, comparando diferentes sistemas de aireación desde el punto de vista agronómico, económico y ambiental, así como recuperando la energía calórica liberada durante el proceso. También, se ha evaluado el efecto de la aplicación de uno de los compost obtenidos como enmienda orgánica para la producción de un cultivo forrajero (alfalfa), cuyos residuos se utilizaron para preparar el compost, además, este forraje sirve de alimento al ganado cuya excreta fue también usada para elaborar el compost resultante (estiércol de vaca). Finalmente, se ha realizado un análisis global de los costes/beneficios de la obtención de compost y la producción de alfalfa en el marco de la economía circular y de desarrollo sostenible. Los experimentos diseñados para esta investigación fueron tres:

- **Caracterización de residuos agropecuarios generados en diferentes zonas rurales de Ecuador y evaluación de su co-compostaje con distintos sistemas de aireación**, en este experimento se encuestó a pequeños agricultores y ganaderos de comunidades con producción agrícola y también se recolectaron y analizaron muestras de residuos agrícolas y ganaderos. Con varios de estos residuos se formaron dos mezclas que se compostaron usando dos sistemas de aireación distintos (aireación por volteos y aireación pasiva). Se analizaron las características iniciales de la mezcla, se controló parámetros como la humedad, temperatura y concentración de oxígeno durante el proceso y se evaluó la calidad final de los compost obtenidos.
- **Comparación agronómica, económica y ambiental de diferentes compost obtenidos mediante la variación del sistema de aireación en el compostaje en granja**, en este experimento se compostaron desechos vegetales y distintos estiércoles en seis pilas trapezoidales, tres pilas se compostaron con un sistema de aireación mediante volteos y las tres restantes con un sistema que combinaba volteos y aireación forzada. También, se realizó una evaluación medioambiental que tuvo en cuenta las emisiones de CO₂ asociadas al consumo de energía durante el compostaje, además se analizaron las características de los compost obtenidos con la finalidad de evaluar su calidad y valor económico basado en su contenido de nutrientes.
- **Evaluación de la recuperación de energía calórica en un experimento de compostaje de residuos agropecuarios y aprovechamiento agrícola del compost dentro de un entorno de economía circular**, en este experimento una mezcla de residuos de diferentes cultivos se co-compostaron con serrín y estiércol de vaca. Las proporciones adecuadas de la mezcla se determinaron en función de su contenido inicial en carbono y nitrógeno, y se monitoreó la evolución del desarrollo del proceso. Para evaluar la recuperación de calor se colocó en la pila una tubería de cobre con el objetivo de recuperar el calor metabólico generado por las poblaciones microbianas. Se hizo circular agua por la tubería para extraer la energía calórica generada y la temperatura y el calor transferido al agua se midieron durante la fase bio-oxidativa del compostaje. Se evaluaron las características agronómicas del compost obtenido en un cultivo de alfalfa, comparándolo con fertilizantes minerales y estiércol. Para ello, se tomaron muestras de suelo antes del cultivo y después de cada ciclo de cultivo (dos ciclos) y se determinó el rendimiento del cultivo en cada ciclo de producción. Además, se realizó un análisis

económico del compost en función de su contenido en nutrientes y también, se calcularon los ingresos netos de la producción del cultivo de alfalfa.

Los materiales y métodos empleados en cada uno de estos experimentos se muestran de forma resumida a continuación:

El experimento **Caracterización de residuos agropecuarios generados en diferentes zonas rurales de Ecuador y evaluación de su co-compostaje con distintos sistemas de aireación** se llevó a cabo en una zona rural ecuatoriana como es la parroquia de San Andrés, situada en el cantón de Guano, en el noroeste de la provincia de Chimborazo, Ecuador. En este experimento, se encuestaron a 30 productores agrícolas y ganaderos pertenecientes a diferentes comunidades rurales, seleccionadas porque tenían la mayor superficie de producción agrícola (de 200 a 1053 ha), el mayor número de criadores de animales y de hectáreas de tierra para la cría y el pastoreo. Las encuestas se realizaron para reunir información sobre los tipos de cultivos y especies de ganado producidos en esta zona rural, así como la manera en que se gestionan los residuos de las actividades agropecuarias.

Una vez conocidos los cultivos y el ganado mayoritario de la zona de estudio a través de las encuestas, se caracterizaron los residuos agropecuarios generados por estas actividades mediante el muestreo de 24 muestras de residuos procedentes de los cultivos de maíz, maíz dulce, guisante, cebada, haba, patata y zanahoria y 18 muestras de estiércoles procedentes de ganado vacuno alimentado con pastos y con pienso, de ganado ovino, porcino y equino. Las muestras se recolectaron mediante una muestra compuesta obtenida del submuestreo de una única muestra grande. Estas muestras fueron secadas y molidas hasta un tamaño de 0,5 mm previo a su análisis por triplicado.

Para evaluar la viabilidad del compostaje como estrategia de tratamiento de los residuos agro-ganaderos caracterizados, se formaron dos mezclas con varios de estos residuos. Cada mezcla, con un peso aproximado de 1000 kg, tenía dimensiones de 2 × 3 m en la base y una altura de 1,5 m. Las composiciones de estas mezclas incluyeron residuos vegetales (VR) de diferentes cultivos hortícolas, estiércol de vaca (CM) y serrín (SR). Las proporciones de cada componente en las pilas fueron 51% VR, 35% CM, y 14% SR, sobre la base de peso fresco. Estas proporciones se eligieron para lograr una relación inicial de carbono orgánico/nitrógeno total de 25-35, óptima para el proceso de compostaje (Bernal et al., 2017). Las pilas se airearon utilizando dos métodos eficientes, económicos y de bajo consumo energético: aeración por volteos (TA) y aeración pasiva (PA). El sistema PA implicó el uso de tuberías perforadas de cloruro de polivinilo colocadas longitudinalmente en la parte inferior de la pila de compost para facilitar la aeración mediante procesos de difusión y convección naturales.

Durante todo el proceso, se controlaron los niveles de humedad para que estuvieran dentro del intervalo adecuado para el desarrollo del proceso (40-60%). Además, la temperatura media y la concentración de oxígeno se registraron diariamente en cinco puntos diferentes, a 30 cm de la parte superior, utilizando sondas portátiles. La temperatura ambiental también se midió diariamente. En la pila de TA se realizaron cinco volteos para homogeneizar el material a compostar y proporcionar el oxígeno necesario para el metabolismo aerobio de la microbiota involucrada en el proceso, mientras que en la pila de PA, sólo se llevaron a cabo dos volteos con el propósito de homogeneizar la mezcla de residuos. La fase bio-oxidativa duró 190 y 154 días para las pilas TA y PA, respectivamente. Ambas pilas pasaron por un período de maduración de un mes, durante el cual el contenido de humedad se mantuvo entre el 40-60%. Al inicio del proceso de compostaje y al final de la etapa de maduración, se recolectaron muestras representativas de cada pila tomando y mezclando siete submuestras de siete sitios diferentes que abarcaban todo el perfil de la pila. Estas muestras fueron secadas y tratadas de la misma

forma que las muestras obtenidas de residuos agro-ganaderos. Todas las determinaciones se hicieron por triplicado.

Los parámetros determinados, tanto en las muestras de residuos de cultivos y estiércoles como en las muestras tomadas a lo largo del proceso de compostaje fueron el pH, la conductividad eléctrica (CE), los contenidos de aniones y polifenoles solubles en agua, materia orgánica (MO), carbono orgánico total (Corg), nitrógeno total (Nt), macronutrientes (K y P), micronutrientes y metales pesados y el índice de germinación (IG). Todas estas determinaciones se realizaron siguiendo los métodos descritos por Gavilanes-Teran et al. (2015)

Los datos de caracterización de los residuos de cultivos y estiércoles fueron sometidos a análisis estadístico, considerando los tipos de residuos y el número de muestras analizadas. Se calculó el valor medio, el rango de valores y el coeficiente de variación (CV) de cada parámetro, considerando el tipo de residuo. Se realizó un análisis de varianza de una vía (ANOVA) para comprobar si existían diferencias estadísticamente significativas en el valor medio de cada parámetro estudiado entre los distintos tipos de residuos. Cuando el F-ANOVA fue significativo, se realizó la prueba de Tukey-b como análisis post-hoc para evaluar las diferencias entre las medias específicas de los distintos residuos, mostrándose éstas en los resultados mediante letras para una probabilidad del 95% ($p < 0,05$). En el experimento de compostaje las pérdidas de MO se ajustaron a una ecuación cinética de primer orden (Haugh, 1993): % de pérdidas de OM = $A(1 - e^{-kt})$, donde A es la MO potencialmente degradable (%), k la constante de tasa de degradación (días^{-1}) y t el tiempo de compostaje (días). Los valores de R^2 ajustados se calcularon para comparar el ajuste de diferentes funciones y determinar la significancia estadística de las curvas ajustadas a los datos experimentales. Se utilizó la prueba de diferencia mínima significativa (LSD), a $p < 0.05$, para determinar las diferencias significativas entre los valores de cada parámetro estudiado en cada pila durante el proceso de compostaje.

El experimento de **Comparación agronómica, económica y ambiental de diferentes compost obtenidos mediante la variación del sistema de aireación en el compostaje en granja** se realizó en la finca agrícola "La Inmaculada", en el cantón Guano (Chimborazo, Ecuador). Esta finca tiene una extensión de 4 hectáreas y en ella se cultivan plantas herbáceas y hortícolas, así como árboles frutales como albaricoque, cerezo y cítricos. Los materiales que se emplearon en el compostaje incluían residuos vegetales (VW), que consistían en restos vegetales y de poda, así como hortalizas y frutas no comercializables de los cultivos anteriores. Además, se utilizaron tres tipos de estiércol procedentes de granjas cercanas: estiércol de pollo de engorde (BCM), estiércol de cobaya (GPM) y estiércol de vaca (CM).

Se elaboraron seis pilas trapezoidales de aproximadamente 1000 kg cada una, con una base de 2 m x 3 m y una altura de 1,5 m. Las pilas estuvieron compuestas de una combinación de VW y estiércol para lograr una relación Corg/Nt adecuada de alrededor de 25. Las mezclas de residuos fueron las siguientes, en base a peso fresco: Pila PW1: 76% VW + 24% BCM; Pila PR1: 76% VW + 24% BCM; Pila PW2: 76% VW + 24% GPM; Pila PR2: 76% VW + 24% GPM; Pila PW3: 76% VW + 24% CM; Pila PR3: 76% VW + 24% CM. El proceso de compostaje de las pilas PW1, PW2 y PW3 consistió en la aireación mediante volteos, mientras que las otras tres pilas (PR1, PR2, PR3) utilizaron un sistema que combinaba volteos y aireación forzada. La aireación forzada consistió en la introducción de aire a través de tubos de PVC perforados en la base de las mezclas durante 30 minutos cada 12 horas, con el objetivo de alcanzar una tasa de aireación de $0,6 \text{ L min}^{-1} \text{ kg}^{-1}$. Todas las pilas se voltearon cinco veces con un tractor de carga frontal. El proceso de compostaje se controló diariamente midiendo la temperatura en cinco puntos diferentes de las pilas. Una vez que las temperaturas alcanzaron el nivel de la temperatura ambiental y no se produjeron recalentamientos, se consideró finalizada la fase bio-oxidativa y se detuvo la aireación tanto manual como la aireación forzada para dejar madurar el compost durante un periodo de dos meses.

Optimización del compostaje de residuos agropecuarios para la recuperación de la energía calórica del proceso y empleo agrícola de los compost obtenidos

Para evitar los lixiviados procedentes de la lluvia, todas las pilas se compostaron bajo techado. El contenido de humedad de las pilas se mantuvo por encima del 40% durante todo el proceso, mediante su riego con el uso de un sistema de aspersión cuando fue necesario. Se realizaron cuatro muestreos durante el proceso de compostaje para cada una de las seis pilas. Las muestras se recogieron en diferentes etapas: el inicio del proceso (I), durante la fase termófila (TP) (a los 15 días de comienzo del proceso), final de la fase biooxidativa (EBP) (a los 82 días) y final de la etapa de madurez (M) (a los 142 días). Cada muestra estuvo compuesta de siete submuestras tomadas de diferentes lugares de la pila para garantizar su representatividad de la totalidad de mezcla de residuos. Las muestras recogidas se secaron, molieron y tamizaron a un tamaño de 0,5 mm antes de su análisis.

El valor económico de los compost finales se calculó en función de su contenido en nutrientes. El valor de estos nutrientes se determinó utilizando los precios de fertilizantes minerales comerciales como la urea, el fosfato diamónico (DAP) y el cloruro potásico (KCl). Para ello, se calculó el valor de sus unidades fertilizantes a partir de sus porcentajes: 46% N, 46% P₂O₅ y 60% K₂O, respectivamente, para urea, DAP y KCl, y teniendo en cuenta un valor de humedad para los compost del 45 %, siendo este el valor medio del rango establecido por el US Composting Council (2001) (humedad = 40-50%) para diferentes aplicaciones de compost y condiciones de campo.

La evaluación medioambiental del proceso de compostaje se centró solamente en las emisiones de CO₂ asociadas al consumo de energía usada durante el proceso. Siguiendo las directrices del IPCC (2006), las emisiones de CO₂ derivadas del proceso de compostaje son biogénicas y forman parte del ciclo del carbono a corto plazo, por lo que estas emisiones no fueron consideradas en este estudio. Se calculó el consumo específico de energía por unidad de masa de compost acabado para estimar las emisiones de CO₂ asociadas. En estas emisiones se tuvieron en cuenta el consumo de energía para la elaboración de las pilas, el volteo y la aireación forzada. Se utilizó para ello los métodos descritos por Levis y Barlaz (2013) y Rasapoor et al. (2016), así como las emisiones asociadas al uso de energía por unidad de masa del compost terminado (U_{P,C}) se definieron utilizando el factor de emisión (EF) para cada tipo de energía consumida (en g-contaminante por kWh), utilizando la siguiente ecuación descrita en IPCC (2006):

$$U_{P,C} = \sum E_i EF_i / m \text{ dry compost}$$

donde E es la energía consumida (kWh o MJ) y m es masa del compost seco.

Los parámetros determinados en las muestras de los residuos iniciales y en las muestras tomadas a lo largo del proceso de compostaje fueron: el pH, la CE, el IG, los contenidos en materia seca, MO, Nt, Corg, carbono orgánico soluble en agua (Cw), carbono orgánico extraíble con NaOH 0,1 M (Cex), carbono similar al ácido fúlvico y húmico (Cfa y Cha, respectivamente) y polifenoles solubles en agua, así como las concentraciones de nutrientes, Na y metales pesados. Todos los análisis se realizaron por triplicado. También, se calcularon los índices de humificación y el porcentaje de pérdida de MO. Todas estas determinaciones se realizaron de acuerdo a los métodos descritos por Idrovo-Novillo et al. (2018).

Para calcular las diferencias significativas entre los valores medios de cada parámetro estudiado durante el proceso de compostaje, se utilizó la prueba de diferencia mínima significativa (LSD) a $p < 0,05$. Se utilizó un análisis de varianza unidireccional (ANOVA) a $p < 0,05$ para calcular las diferencias en los parámetros agronómicos entre los compost finales. Se utilizó la prueba Tukey-b para separar los valores medios. Las pérdidas de MO se ajustaron a una ecuación cinética de primer orden (Haugh, 1993): % de pérdidas de OM = $A(1 - e^{-kt})$, donde A es la MO potencialmente degradable (%), k la constante de tasa de degradación (días⁻¹) y t el tiempo de compostaje (días).

Los valores de R^2 ajustados se calcularon para comparar el ajuste de diferentes funciones y determinar la significancia estadística de las curvas ajustadas a los datos experimentales.

Para el experimento de **Evaluación de la recuperación de energía calórica en un experimento de compostaje de residuos agropecuarios y aprovechamiento agrícola del compost dentro de un entorno de economía circular**, una combinación de residuos de diferentes cultivos (quinoa QR, altramuz LR, alfalfa AR y tomate TR) se co-compostaron con serrín (SR) y estiércol de vaca (CM) mediante el sistema de pila móvil con aireación por volteos. La pila de residuos pesaba aproximadamente 1000 kg y tenía unas dimensiones de 2 x 3 m en la base y 1,5 m de altura. Los residuos se mezclaron en las siguientes proporciones (en peso fresco) 5% QR, 11% LR, 5% AR, 30% TR, 14% SR y 35% CM. Estas proporciones se calcularon a partir de sus contenidos de carbono y nitrógeno en base a materia seca y considerando la masa total de cada material a compostar en base a peso fresco, con el objetivo de proporcionar una relación Corg/Nt adecuada (25 a 35) para el inicio del proceso de compostaje (Bernal et al., 2017). El proceso de compostaje se realizó bajo techado para evitar los lixiviados causados por el lavado de la lluvia, y el contenido de humedad adecuado (40-70%) se controló y mantuvo mediante riego cuando fue necesario. También, se controló la temperatura mediante mediciones diarias con una sonda en diferentes puntos de la pila a una profundidad de 40 cm. Se llevaron a cabo cinco volteos para proporcionar aireación y homogeneizar la mezcla de residuos, los cuales se hicieron cuando la temperatura era $< 40^{\circ}\text{C}$. Al cabo de unos 190 días, la pila alcanzó la temperatura ambiental y se dejó sin airear durante un mes para su madurez. Se tomaron muestras representativas en distintas fases del proceso de compostaje: al inicio del proceso (I = 0 días), durante la etapa termófila (TS = 15 días), al final de la etapa de enfriamiento (CS = 190 días) y al final de la etapa de madurez (M = 220 días) Estas muestras se secaron y se molieron hasta un tamaño de partícula $< 0,5$ mm antes de su análisis.

Además del compostaje, el experimento pretendía recuperar el calor generado por las poblaciones microbianas durante el proceso de compostaje. Para ello, se colocó un intercambiador de calor en la parte central de la pila, consistente en un tubo de cobre, que fue quitado y vuelto a instalar en cada uno de los volteos realizados. Este intercambiador se conectó a un grifo de agua y el flujo de agua a través del tubo de cobre fue controlado con un caudalímetro, para fijar un caudal volumétrico de $2,83 \text{ L min}^{-1}$. El calor transferido al agua se midió durante la etapa biooxidativa del proceso de compostaje, considerando el período en el que la temperatura de la pila superó los 40°C (79 días). Las temperaturas del agua de entrada y salida de la tubería de cobre se midieron con sensores Pt100 montados en el interior de la tubería. Estos sensores se conectaron a un controlador lógico programable para controlar simultáneamente ambas temperaturas. Estas temperaturas se registraron con un intervalo de tiempo regular de 30 minutos durante los 79 días de medición y se promediaron las temperaturas del agua de entrada y de salida medidas el mismo día.

La valorización agrícola del compost se realizó en una parcela cultivable de la parroquia de Quimiag, situada en el cantón de Riobamba de la provincia de Chimborazo (Ecuador). Inicialmente, la parcela experimental se limpió de todo rastro vegetal y se homogeneizó mediante laboreo antes del cultivo. A continuación, se tomó una muestra representativa de suelo para su posterior secado al aire y tamizado de 2 mm, previo a su análisis.

En este experimento se establecieron cuatro tratamientos diferentes con tres subparcelas replicadas por tratamiento en un diseño completamente aleatorio. Cada subparcela tenía una superficie de 6 m^2 (2 m x 3 m) y una banda de tierra no cultivada de 0,4 m en todo su entorno. Los tratamientos fueron suelo sin enmienda (S); abono mineral (20, 150 y 200 kg ha^{-1} de N, P_2O_5 y K_2O , respectivamente) (SF); estiércol de vaca-enmienda orgánica tradicional (SM) ($85,6 \text{ t}$ en base a peso fresco ha^{-1}) y el compost obtenido del proceso de compostaje con recuperación de calor (SC) ($21,6 \text{ t}$ en base a peso fresco ha^{-1}). La dosis de aplicación de las enmiendas orgánicas

Optimización del compostaje de residuos agropecuarios para la recuperación de la energía calórica del proceso y empleo agrícola de los compost obtenidos

se ajustó para aportar 150 kg ha⁻¹ de P₂O₅, cantidad adecuada para el cultivo de alfalfa seleccionado, ya que en este tipo de cultivo el fósforo es el nutriente limitante para su crecimiento (Meyer et al., 2007). Los materiales orgánicos se esparcieron uniformemente en cada subparcela y se mezclaron manualmente con el suelo hasta una profundidad de 30 cm. Tras la incorporación de los tratamientos orgánico e inorgánico, se plantaron 39 plántulas de alfalfa (*Medicago sativa* L.) en cada subparcela, lo que dio lugar a una densidad de plantación de 65000 plantas ha⁻¹, y se cosecharon dos ciclos consecutivos de alfalfa, en los días 75 y 150. Se proporcionó riego periódico con agua durante todo el periodo de cultivo (150 días) cuando fue necesario y no se aplicaron pesticidas durante el período experimental. Se tomaron muestras representativas de cada subparcela a una profundidad de 0-30 cm antes del cultivo (S1) y después de cada ciclo de cosecha (S2 y S3). Estas muestras se secaron al aire y se tamizaron a 2 mm antes de su análisis. Después de cada ciclo de alfalfa, la parte aérea de estas plantas fue cortada y pesada para determinar el rendimiento respecto a peso fresco.

El valor económico del compost por su contenido en nutrientes se determinó utilizando los precios de fertilizantes minerales comerciales como la urea, el fosfato diamónico (DAP) y el cloruro potásico (KCl). Para ello, se calculó el valor de sus unidades fertilizantes a partir de sus porcentajes: 46% N, 46% P₂O₅ y 60% K₂O, respectivamente, para urea, DAP y KCl, y teniendo en cuenta el valor de humedad del compost (18%). Respecto al análisis económico de la producción de alfalfa, se realizó mediante el cálculo del ingreso neto de la producción de este cultivo de acuerdo a la metodología descrita por Capa et al. (2015) e Idrovo-Novillo et al. (2019). Para ello, se determinó la diferencia entre el ingreso bruto y el coste de producción de la alfalfa. Para estimar el ingreso bruto se utilizó el rendimiento de la alfalfa y su precio de venta en los mercados de la provincia de Chimborazo. Los costes totales se derivaron del desarrollo del cultivo: mano de obra, riego y fertilización. En el coste de la fertilización con compost se consideraron los costes de materias primas para el compostaje (transporte de todos los residuos y triturado de los residuos vegetales) y preparación y seguimiento de la pila de residuos durante el proceso de compostaje (mano de obra para preparar la mezcla de residuos, realizar los volteos, el riego y el control del proceso y agua utilizada en el proceso de compostaje para controlar la humedad).

En las muestras tomadas de las materias primas para el compostaje y a lo largo del proceso de compostaje, se determinaron el pH, la CE, el IG y la capacidad de intercambio catiónico (CIC) y los contenidos de materia seca, MO, Nt, Corg, polifenoles solubles en agua, macro y micronutrientes y metales pesados empleando las técnicas descritas por Idrovo-Novillo et al. (2018). Además, se determinó el pH, la CE, la textura y los contenidos de MO, Nt y P (Pav) y K (Kav) disponibles de las muestras de suelo según los métodos utilizados por Paredes et al. (2016). Todos los análisis realizados a las muestras tomadas en los experimentos de compostaje y de campo se realizaron por triplicado.

Por otro lado, la energía recuperada por el intercambiador de calor con agua se calculó mediante la siguiente ecuación (Bajko et al., 2019):

$$Q = m \text{ cp } \Delta T$$

Donde; Q es la potencia (J s⁻¹ = W), m es el caudal másico (kg s⁻¹), cp es la capacidad calorífica del agua a presión constante (J kg⁻¹ K⁻¹) y ΔT es la diferencia de temperatura del agua a la entrada y a la salida de la tubería del intercambiador (K).

En cuanto al tratamiento estadístico de los datos obtenidos, se determinó la desviación estándar para todos los valores medios de los parámetros analizados en las muestras de los materiales iniciales para el compostaje y en las muestras tomadas a lo largo del proceso de compostaje. También, se aplicó la prueba de la diferencia mínima significativa (LSD), a P<0,05, para

determinar las diferencias significativas de los valores medios de cada parámetro analizado durante el proceso de compostaje. Además, para los parámetros determinados en las muestras de suelo y material vegetal, se establecieron dos variables: tratamiento y muestreo. Se realizó un análisis de varianza (ANOVA) de una vía para determinar las diferencias significativas en los datos obtenidos debido a estas variables y se utilizó la prueba post-hoc Tukey-b para la separación de las medias de tratamiento y muestreo.

4. Resumen de Resultados y Discusión

4. Resumen de resultados y discusión

En este apartado se presenta un resumen de los resultados y su discusión mostrados en cada una de las publicaciones asociadas a los experimentos que conforman esta tesis. Los resultados que se comentan en esta sección pueden ser visto en detalle en las tablas y figuras que están disponibles en las publicaciones incluidas en los anexos.

En el experimento **Caracterización de residuos agropecuarios generados en diferentes zonas rurales de Ecuador y evaluación de su co-compostaje con distintos sistemas de aireación** se han obtenido los siguientes resultados, los cuales se discuten de manera resumida a continuación:

Cultivos y especies ganaderas producidas en una zona rural de Ecuador, la parroquia de San Andrés, y destinos de los residuos generados

Los resultados obtenidos a través de las encuestas mostraron que los cultivos predominantes en la parroquia de San Andrés fueron la patata y el haba, con un 20,6% y un 19,1% del total de cultivos producidos, respectivamente. El maíz y el guisante también fueron cultivos importantes, representando cada uno de ellos el 11,1% del total de cultivos producidos, seguidos por la zanahoria, la cebada y el maíz dulce, cada uno con el 7,9% del total de cultivos. También, se cultivaron productos como alfalfa, cebolla, cilantro y ulluco, entre otros, con menos del 5% del total de cultivos producidos. Los cultivos con mayor generación de residuos fueron el maíz, el maíz dulce, el haba, el guisante, la patata y el ulluco, mientras que la zanahoria y la cebada produjeron una pequeña cantidad de residuos, ya que sólo se descartan las hojas y los tallos finos. Otros cultivos, como la alfalfa, el cilantro y la cebolla, prácticamente no generaron residuos. En cuanto al destino de los residuos de los cultivos, el 66,7% de los productores los utilizaron como alimento para el ganado vacuno y especies ganaderas menores y el 22,2% los depositaron en el suelo, una vez triturados, para cultivos posteriores, sin estabilización previa. La aplicación de estos materiales frescos al suelo podría provocar diferentes efectos adversos, como el aumento de la tasa de mineralización del C orgánico endógeno del suelo por incremento de la actividad microbiana, la producción de condiciones anaeróbicas debido al consumo de oxígeno en la mineralización de la MO no estabilizada y la modificación del pH del suelo (Medina et al., 2015). Además, los compuestos polifenólicos contenidos en los residuos vegetales, podrían inhibir la germinación y el desarrollo de las plántulas de los cultivos posteriores (Fu et al., 2021). También, otro destino de los residuos vegetales fue su incineración (11,1%), que contribuye a la liberación de gases de efecto invernadero y aerosoles a la atmósfera (Mgalula et al., 2021; Rahman et al., 2022), a la pérdida de nutrientes durante las lluvias por escorrentía y a la disminución del almacenamiento de carbono en el suelo (Snyman, 2015).

Las encuestas del sector ganadero indicaron que el ganado vacuno para producción de leche y carne representó el 48% de la producción ganadera de esta zona, mientras que el ganado porcino y ovino contribuyó con el 26% y el 22% del total de ganado criado, respectivamente, el ganado equino representó sólo el 2% del total y el 2% restante correspondió a otras especies menores. De los ganaderos encuestados, el 75% consideró el estiércol como un residuo, siendo el 75% de este residuo incorporado al suelo después de secarse, mientras que el resto se quedaba directamente donde había sido excretado por el ganado. Estas prácticas generan importantes impactos ambientales, como la emisión de gases de efecto invernadero (van derWeerden et al., 2021) y la contaminación de las fuentes de agua y los suelos debido al exceso de nutrientes, patógenos y xenobióticos suministrados a los animales (Hw et al., 2016; Ghirardini et al., 2020). Esto muestra la urgente necesidad de proponer tratamientos ambientalmente amigables para los residuos agro-ganaderos, como el compostaje, que promuevan la sostenibilidad del sector

Optimización del compostaje de residuos agropecuarios para la recuperación de la energía calórica del proceso y empleo agrícola de los compost obtenidos

agropecuario de esta zona, solucionando así los problemas ambientales existentes y aumentando la rentabilidad de la actividad agropecuaria.

Composición de los residuos agropecuarios generados en la zona de estudio

Los resultados de la caracterización físico-química, química y biológica de los residuos estudiados mostraron que los residuos de cultivos tenían un pH promedio entre 5,50 y 6,76, mientras que los estiércoles mostraron valores ligeramente superiores, de 6,89 a 7,86. Los residuos vegetales contienen una cantidad significativa de ácidos orgánicos que les dan un bajo valor de pH (Huang et al., 2021). Sin embargo, el estiércol tiene un alto contenido de nitrógeno orgánico, cuya mineralización genera nitrógeno en forma de amoníaco que puede aumentar su pH (Chen et al., 2013). Los residuos más ácidos fueron los procedentes de los cultivos de guisante, haba y zanahoria, mientras que, entre los desechos ganaderos, el estiércol de caballo mostró los mayores valores de pH, seguido de los estiércoles de cerdo y oveja.

Respecto a la CE, se encontró que los residuos de los cultivos de cebada y patata tuvieron mayor contenido de sales en comparación con otros residuos vegetales. En el caso de los estiércoles, el estiércol equino fue el más salino. Estas altas concentraciones de sales minerales pueden limitar el uso agrícola del compost elaborado con estos residuos, por lo que se recomienda co-compostar los residuos más salinos con residuos menos salinos para lograr un compost final con una CE dentro del rango establecido para diferentes usos agrícolas ($EC = 2,5-6,0 \text{ dS m}^{-1}$; US Composting Council, 2001). Los aniones solubles contenidos en los residuos estudiados contribuyeron a su nivel de salinidad, encontrándose en los residuos de cultivos concentraciones promedio de Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} y PO_4^{3-} dentro de los intervalos de 18 a 75 g kg^{-1} , de 1,7 a 4,9 g kg^{-1} , de 1 a 36 g kg^{-1} y 1,1 a 6,8 g kg^{-1} , respectivamente. Los residuos con mayor contenido promedio de Cl^- fueron los provenientes de los cultivos de maíz, maíz dulce, haba y patata, mientras que, los residuos de cebada y zanahoria tuvieron el contenido promedio más alto de NO_3^- . Además, los residuos de maíz mostraron el contenido promedio más alto de SO_4^{2-} y los contenidos promedio más altos de PO_4^{3-} estuvieron presentes en los residuos de maíz dulce, haba y zanahoria. En el caso de los estiércoles, los valores medios de los aniones solubles estuvieron dentro de los intervalos de 15 a 28 g kg^{-1} , de 2,5 a 3,4 g kg^{-1} , de 1 a 13 g kg^{-1} y de 6,4 a 20,2 g kg^{-1} para Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} y PO_4^{3-} , respectivamente. Los contenidos promedio de Cl^- y PO_4^{3-} fueron más altos en el estiércol equino, la concentración promedio de NO_3^- fue más alta en los estiércoles de oveja y vacuno, y el contenido promedio de SO_4^{2-} fue más alto en el estiércol vacuno alimentado con pienso. La mayoría de los residuos de cultivos mostraron contenidos medios de aniones solubles superiores a los estiércoles estudiados, excepto en el caso del PO_4^{3-} , cuya concentración fue generalmente mayor en los estiércoles. Esto podría estar asociado con el uso de fosfatos como suplementos alimenticio para los animales (Bouhia et al., 2021).

Los residuos de los cultivos de maíz, maíz dulce, guisante, cebada y haba y los estiércoles de ganado vacuno alimentado con pastos o pienso y de ganado equino fueron los que tuvieron los mayores contenidos medios de MO dentro de los residuos vegetales y estiércoles, respectivamente. Estos contenidos estuvieron por encima de los valores mínimos de MO establecidos para compost con uso agrícola, de acuerdo a las directrices de US Composting Council (2001) ($MO = 50-60\%$). Este resultado es importante para la producción de compost con un contenido adecuado de MO, ya que la MO disminuye durante el proceso de compostaje debido a su degradación. El contenido medio de Corg osciló entre el 20,2 y el 44,4% en los residuos de cultivos, y del 23,3 al 33,1% en los desechos ganaderos, sin diferencias significativas entre los distintos tipos de estiércol analizado.

Los residuos de cultivos tuvieron las concentraciones más altas de polifenoles solubles, con un amplio rango de valores promedio (8,8 a 23,6 g kg^{-1}), mientras que entre los residuos de ganado el rango fue de 2,9 a 6,6 g kg^{-1} . Los residuos de cultivos de maíz dulce, guisantes y cebada y el

estiércol de oveja mostraron las concentraciones más altas de polifenoles solubles entre los residuos de cultivos y los estiércoles estudiados, respectivamente. Estos compuestos son fitotóxicos y pueden inhibir la germinación y el desarrollo de las plántulas (Fu et al., 2021). Durante el compostaje, los polifenoles solubles se degradan, especialmente en la etapa termófila (Bouhia et al., 2021). Por tanto, el compostaje de estos residuos será necesario para su desintoxicación antes de su uso agrícola. La fitotoxicidad de los residuos agro-ganaderos estudiados se evaluó con la determinación del IG. Los resultados mostraron que todos los residuos analizados, excepto el estiércol de cerdo, tuvieron valores promedio del IG por debajo del valor mínimo establecido por Zucconi et al. (1981) para indicar la ausencia de fitotoxicidad ($IG > 50\%$). Los residuos de cultivos mostraron valores promedio de IG extremadamente bajos (0,0–26,2%), mientras que el valor promedio de IG osciló entre 0,4 y 28,1% para los estiércoles de ganado vacuno, ovino y equino estudiados. Estos bajos valores del IG en los residuos indicados podrían deberse a sus altos contenidos de polifenoles solubles y de sales.

También, se analizó el contenido de Nt, siendo el intervalo de valores promedio de 1,09–7,51% y 1,74–3,38% para los residuos de cultivos y estiércoles, respectivamente. Los residuos de los cultivos de guisante, cebada y haba tuvieron las concentraciones promedio más altas de Nt, mientras que no se encontraron diferencias significativas entre los valores de este macronutriente en los residuos pecuarios estudiados. Todos los residuos tuvieron contenidos promedio de Nt superiores al valor mínimo establecido por el US Composting Council (2001) para compost con diferentes usos agrícolas ($Nt > 1\%$), siendo este resultado importante para la potencial producción a partir de estos residuos de compost con una alta capacidad fertilizante nitrogenada.

La concentración promedio de K en los residuos de cultivos estuvo en el intervalo de 8 a 23 g kg⁻¹, siendo los residuos de los cultivos de cebada, patata y zanahoria los que presentaron mayores contenidos medios de este macronutriente. En el caso de los residuos pecuarios tuvieron concentraciones promedio de K entre 6 y 35 g kg⁻¹ y fue el estiércol equino el que tuvo la mayor concentración media de K de todos los estiércoles estudiados. Las concentraciones promedio de micronutrientes generalmente disminuyeron en el siguiente orden: Fe > Mn > Zn > Cu, tanto en los residuos de cultivos como en los estiércoles. En la mayoría de los casos, el contenido promedio de micronutrientes fue mayor en los residuos pecuarios que en los residuos de los cultivos, probablemente debido a la adición de suplementos nutricionales en la alimentación animal (Upadhaya y Kim, 2020). En general, entre los residuos de plantas estudiados, los residuos del cultivo de patata mostraron las mayores concentraciones de micronutrientes, lo que refleja el hecho de que este tubérculo se considera una de las fuentes vegetales importantes de micronutrientes en la dieta humana (Ekin, 2011). Sin embargo, en el caso de los estiércoles, los de vacuno y porcino presentaron en general los mayores contenidos promedio de micronutrientes. Los contenidos significativos de K y micronutrientes favorecerán el uso agrícola del compost elaborado a partir de los residuos agro-ganaderos estudiados.

En relación a los elementos potencialmente tóxicos, en general, los residuos ganaderos tuvieron contenidos promedio de Ni superiores a los de los residuos de cultivos, siendo el estiércol de oveja el que tuvo mayor contenido medio de este metal pesado. En todos los residuos, los contenidos de Cr y Cd fueron los más bajos de los metales pesados determinados, detectándose sólo trazas o concentraciones muy bajas. El contenido promedio de Pb fue mayor en los residuos de cultivos (5,2–36,4 mg kg⁻¹) que en los estiércoles (<0,1–21,1 mg kg⁻¹). Sin embargo, las concentraciones de todos los metales pesados estuvieron muy por debajo de los límites establecidos por el US Composting Council (2001) para compost de excelente calidad. Esto indica que el contenido de metales pesados de los residuos estudiados no será un factor limitante para su co-compostaje, aunque el contenido de estos elementos aumente durante este proceso debido a la mineralización de la MO.

Desarrollo del proceso de compostaje

En ambas pilas se observó un rápido aumento de temperatura durante los primeros días del proceso de compostaje, alcanzando temperaturas superiores a los 40 °C, y la etapa termófila se mantuvo durante aproximadamente 27 días hasta el primer volteo. Los volteos mejoraron la oxigenación y homogeneización de la mezcla de residuos y por lo tanto, tras su finalización, se produjo un aumento de temperatura. La pila TA alcanzó temperaturas más altas y tuvo una etapa termófila más larga que la pila PA. Este hecho podría deberse a la mayor cantidad de O₂ suministrada con los continuados volteos durante el proceso en la pila TA. También, en la pila TA, el porcentaje de O₂ se mantuvo dentro del rango de desarrollo óptimo del proceso (15-20%) durante todo el proceso, excepto en los primeros 40 días, cuando se alcanzaron las temperaturas más altas, mostrando mayor actividad microbiana y, por tanto, un mayor consumo de oxígeno correspondiente a las etapas iniciales del compostaje. Sin embargo, en el caso de la pila PA, el contenido de O₂ estuvo por debajo del 15% en la mayor parte del proceso. Por otra parte, en ninguna de las dos pilas se cumplieron los requisitos establecidos por la EPA (2003) para la higienización de materiales compostados (temperaturas \geq 55 °C durante al menos 15 días consecutivos).

La actividad microbiana desarrollada durante el proceso de compostaje produjo una reducción del contenido de MO, de 82,1 y 80,9% a 40,3 y 46,8% en las pilas TA y PA, respectivamente. En ambas pilas, las pérdidas de MO se ajustaron a la ecuación cinética de primer orden, mostrada anteriormente en el apartado de Resumen de Material y Métodos, y los parámetros estadísticos obtenidos indicaron que los valores de la MO potencialmente degradable (A) estuvo dentro del intervalo de valores encontrado por otros autores en el compostaje de residuos vegetales y estiércoles (76,6-86,8%; Gavilanes-Terán et al., 2016; Idrovo-Novillo et al., 2018), mientras que la constante de la tasa de degradación (k) estuvo por debajo del intervalo observado por los anteriores autores (0,0128-0,0554 days⁻¹). Los valores de A y de la tasa de degradación de MO (A x k) fueron mayores en la pila TA que en la pila PA, siendo este resultado probablemente debido a la mejora de la degradación de la MO como consecuencia de la mayor proporción de oxígeno suministrado a través de los volteos que con el sistema de aireación pasiva.

La degradación de compuestos ácidos provocó un aumento en los valores de pH en ambas pilas, estando los valores finales de este parámetro en los compost por encima del rango establecido por el US Composting Council (2001) para el uso de compost en agricultura (pH = 6,0-7,5). También, cabe destacar que la mezcla de residuos fue la adecuada, ya que los valores iniciales de la CE fueron bajos (3,49 y 3,85 dS m⁻¹ para las pilas TA y PA, respectivamente), por lo que los contenidos finales de sales de los compost estuvieron dentro del intervalo establecido el US Composting Council (2001) para diferentes usos agrícolas del compost (CE = 2,5–6,0 dS/m).

El contenido de Nt, en ambas pilas, aumentó a lo largo del proceso debido a un efecto de concentración producido por la pérdida de masa de la mezcla de residuos. Además, durante el proceso de compostaje se observó una reducción en la relación Corg/Nt en ambas pilas, como consecuencia de la pérdida de Corg y el aumento relativo de la concentración de Nt, siendo los valores finales de esta relación < 20, indicativo de un buen grado de madurez del compost (Bernal et al., 2009).

El contenido de polifenoles solubles fue menor en el compost maduro que al inicio del proceso, para ambas mezclas, lográndose así una reducción de la fitotoxicidad de los materiales iniciales. Este hecho también se comprobó con el aumento del IG a lo largo del proceso de compostaje, alcanzando valores finales de este parámetro por encima del límite establecido para indicar la ausencia de fitotoxicidad en un compost maduro (IG > 50%; Zucconi et al., 1981). Por lo tanto, la toxicidad observada en los residuos agropecuarios estudiados, comentada anteriormente, puede reducirse mediante su co-compostaje para obtener compost con un uso agrícola seguro.

Respecto a las características agronómicas de los compost obtenidos, los porcentajes de MO y los contenidos de fósforo en ambos compost finales estuvieron por debajo del intervalo recomendado por las normas americanas para diferentes aplicaciones agrícolas del compost (MO = 50%-60%; P > 10 g kg⁻¹; US Composting Council, 2001). Sin embargo, los contenidos de Nt fueron superiores a los establecidos para el compost por las directrices estadounidenses (Nt > 10 g kg⁻¹), lo que indica la destacada capacidad fertilizante nitrogenada de ambos compost obtenidos. El contenido de K fue ligeramente mayor en el compost TA, mientras que los contenidos de la mayoría de los micronutrientes y metales pesados fueron mayores en el compost PA. En ambos compost maduros, el contenido de metales pesados estuvo muy por debajo de los límites establecidos por el US Composting Council (2001) para el uso agrícola seguro del compost.

Respecto al experimento sobre la **Comparación agronómica, económica y ambiental de diferentes compost obtenidos mediante la variación del sistema de aireación en el compostaje en granja**, se obtuvieron los siguientes resultados, los cuales son discutidos de forma resumida:

Efecto del sistema de aireación sobre el perfil térmico de las pilas

En todas las pilas, se observó un rápido aumento de la temperatura durante los primeros días del proceso de compostaje; se alcanzaron temperaturas superiores a 40°C y se mantuvo la etapa termófila durante aproximadamente 15 días. El rápido incremento de la temperatura al inicio del proceso probablemente se debió a la reducción de la relación Corg/Nt de los residuos vegetales mediante la adición de estiércol, formando un sustrato fácilmente degradable que favoreció un aumento de la actividad microbiana y por tanto, de la temperatura (Afonso et al., 2021). Después de cada volteo, la temperatura aumentó, debido a una mejor oxigenación y homogeneización de la mezcla de residuos. En general, las pilas aireadas por volteos (PW) tuvieron una etapa termófila más larga y temperaturas más altas que las compostadas con el sistema combinado de volteo y aireación forzada (PR). La menor duración de la etapa termófila y las menores temperaturas observadas en las pilas de PR se debieron probablemente a que la aireación forzada es el sistema más eficiente con respecto al suministro de oxígeno y el control de la temperatura durante el compostaje (Wang et al., 2018; Stegenta-Dąbrowska et al., 2022).

En este estudio, todas las pilas PR cumplieron los requisitos establecidos por la United States Environmental Protection Agency para asegurar la higienización de las mezclas de residuos compostada empleando la aireación forzada (temperatura ≥ 55°C al menos durante 3 días consecutivos). Sin embargo, en las pilas PW estos requisitos no se cumplieron, ya que cuando la aireación de las pilas es por volteos, con un mínimo de 5 volteos, es necesario que la temperatura sea ≥ 55°C al menos durante 15 días consecutivos para asegurar la higienización del compost obtenido (EPA, 2003) y en las pilas PW las temperaturas fueron ≥55 °C sólo durante un período de 3 a 5 días consecutivos. Finalmente, la fase biooxidativa duró aproximadamente 82 días y luego se dejó que las pilas maduraran durante aproximadamente dos meses.

Efecto del sistema de aireación sobre la evolución de los principales parámetros físico-químicos y biológicos durante el compostaje

Se observó un marcado aumento del pH con el tiempo en todas las pilas de compostaje, probablemente debido a la liberación de amoníaco procedente de la mineralización del nitrógeno orgánico y a la degradación de compuestos de carácter ácido durante el compostaje (Bernal et al., 2017), así como debido a la disminución de CO₂ dentro de la mezcla de residuos por la aireación de las pilas por aireación forzada y/o volteo (Ali et al., 2014). El incremento del pH fue

menor durante la fase de maduración, como consecuencia de la liberación de iones de hidrógeno procedentes de la nitrificación del amonio generado durante la mineralización del nitrógeno orgánico ocurrida a lo largo de la fase bio-oxidativa (Rasapoor et al., 2016). Los valores finales de pH de los compost obtenidos estuvieron en el intervalo de 8,6 a 9,8. Gavilanes-Terán et al. (2016) y Ali et al. (2014) co-compostaron residuos vegetales con gallinaza o con estiércol vacuno, respectivamente, y estos autores también observaron un aumento del pH durante el proceso, obteniendo compost con un pH básico.

En las pilas PR, la degradación de la MO provocó un aumento de los valores de la CE, probablemente debido a la liberación de sales minerales y al aumento de la concentración relativa de iones provocado por la pérdida de masa (Onwosi, et al., 2017). Por el contrario, en las pilas PW, el contenido salino (CE) disminuyó durante el compostaje, posiblemente debido a la lixiviación de sales provocada por la adición de agua. Este fenómeno no ocurrió en las pilas PR, ya que la aireación forzada produjo un mayor secado de las mezclas de residuos.

Los contenidos de MO se redujeron durante el compostaje en todas las pilas, mostrando la degradación de la fracción orgánica de los residuos. Los valores de MO inicial y final fueron mayores en las pilas con GPM, en comparación con las otras pilas, posiblemente debido a la gran proporción de materiales lignocelulósicos contenidos en este tipo de estiércol y utilizados como cama para la cría de cobayas. Los valores más bajos de MO se identificaron en la fase de maduración, lo que es un indicador de la estabilidad relativa de los productos después de completar la fase bio-oxidativa. Por otra parte, el ajuste de los datos experimentales de pérdida de MO a la ecuación cinética de primer orden (mostrada en el apartado anterior de Resumen de materiales y métodos) fue satisfactorio, como lo muestran los valores de F, R^2 adj y el error estándar de estimación (SEE) y todas las ecuaciones fueron significativas en $p < 0,001$ o $p < 0,01$. Al comparar pilas con la misma composición, los valores de A y de la tasa de degradación de la MO ($A \times k$) fueron mayores en las pilas PW que en las pilas PR. Esto podría estar relacionado con la menor duración de la etapa termófila y las menores temperaturas observadas en el presente experimento cuando se utilizó el sistema combinado de aireación forzada + volteo, ya que el control de temperatura es mayor con el sistema de aireación forzada (Stegenta-Dąbrowska et al., 2022).

En relación al contenido de Nt, todas las pilas mostraron aumento en la concentración de este nutriente durante el compostaje, excepto en el caso de PW2 y PW3. La pérdida promedio de Nt en estas pilas fue de 13,0%. En la comparación de pilas con la misma composición, la pérdida de Nt fue menor en las pilas PR que en las pilas PW, ya que en las primeras hubo una mayor concentración de este nutriente al final del proceso de compostaje, con incrementos del 11-36% respecto a los valores iniciales. Esto podría deberse a las temperaturas más bajas y a la menor mineralización MO observada en las pilas PR, lo que redujo las pérdidas de nitrógeno por volatilización o lixiviación.

En todas las pilas se produjo un descenso de la relación Corg/Nt a lo largo del proceso de compostaje, como consecuencia de la pérdida de carbono orgánico -en procesos de lixiviación y/o como emisiones gaseosas en forma de CO_2 - y el aumento relativo de la concentración de Nt observado en la mayoría de las pilas (Rasapoor et al., 2016).

Además, la concentración de Cw disminuyó en todas las pilas durante el proceso de compostaje, posiblemente debido al uso de este carbono fácilmente degradable para los procesos metabólicos de los microorganismos, mejorando así la degradación de la MO (Wang et al., 2016). En la mayoría de las pilas, el contenido de Cw no difirió significativamente entre el final de la fase biooxidativa y la fase de maduración, lo que indicó la estabilidad de la MO al final de la primera fase mencionada. La tasa de degradación de Cw fue del 70 al 83 % para las pilas de PW, en comparación con el 65 al 78 % para las pilas PR, lo que indica que las temperaturas más altas y

la mayor duración de la etapa termófila en las pilas PW podrían haberse debido a un mayor consumo microbiano de compuestos orgánicos fácilmente degradables (Zhu et al., 2020). Esto posiblemente estuvo relacionado con el menor control de la temperatura observado en las pilas que fueron aireadas únicamente por volteos, en comparación con las pilas PR.

El contenido de polifenoles solubles disminuyó con el tiempo en todas las pilas, mostrando las pilas PW una reducción notablemente mayor en comparación con las pilas PR. Las temperaturas más altas alcanzadas en las pilas PW podrían ser responsables de la mayor degradación de los polifenoles solubles, incluidos los polifenoles termoestables, en comparación con las pilas PR de la misma composición, debido a su degradación por microorganismos termófilos (Bouhia et al., 2021).

Por otro lado, los valores de la mayoría de los parámetros de humificación de la MO medidos (HI, HR, Pha y Cha/Cfa) aumentaron durante el proceso de compostaje en las pilas. Este aumento en la humificación de la MO muestra que, en todas las pilas, las moléculas orgánicas simples se polimerizaron para formar sustancias húmicas. Para las pilas con la misma composición, los valores finales de los índices de humificación de la MO fueron mayores en las pilas PW que en las PR, probablemente debido a la etapa termófila más larga y a temperaturas más altas observadas en las pilas PW, lo que podría haber favorecido la proliferación de microorganismos termófilos degradadores de compuestos lignocelulósicos, produciendo metabolitos que promueven la formación de sustancias húmicas (Wang et al., 2021). En cuanto al IG, la mayor reducción de la fitotoxicidad ocurrió en las pilas PW, ya que los valores finales de IG fueron mayores en estas pilas. Esto concuerda con la mayor degradación de compuestos fitotóxicos, como los polifenoles solubles, observada en estas pilas. Además, cabe señalar que el uso de gallinaza produjo compost con menor fitotoxicidad. Sin embargo, entre los compost producidos, sólo PW1 alcanzó el valor mínimo de IG (>50%) considerado para mostrar ausencia de fitotoxicidad en compost maduros (Zucconi et al., 1981). Esta alta fitotoxicidad de la mayoría de los compost obtenidos podría deberse al alto porcentaje de residuos vegetales compostados (76%), siendo característico de estos residuos su alto contenido en polifenoles solubles (Gavilanes-Terán et al., 2015).

Valor agronómico y económico de los compost finales

Todos los compost obtenidos presentaron valores alcalinos de pH y muy por encima de los recomendados por el US Composting Council (2001) para diversas aplicaciones de compost y condiciones promedio de campo (pH = 6,0–7,5). El uso del sistema combinado de aireación forzada + volteos produjo compost con valores de CE más altos en comparación con los compost de la misma composición que recibieron aireación solo por volteo. El uso de GPM produjo los compost con los valores de salinidad más altos. Además, sólo los compost PW1, PW3 y PR3 no excedieron el valor de CE de $<5 \text{ dS m}^{-1}$ sugerido por las directrices americanas anteriores para compost destinado a uso agrícola.

Respecto a los compost preparados con una mezcla inicial de la misma composición, el contenido de MO de los compost finales fue estadísticamente mayor en los compost PR que en los PW, debido a la mayor degradación de la MO observada en las pilas PW, como se ha mencionado anteriormente. Además, sólo los compost PW2 y PR2 (ambos elaborados con VW + GPM) tuvieron contenidos de MO dentro del rango de valores recomendados por el US Composting Council (2001) para diversas aplicaciones agrícolas de compost (MO = 50–60%). Por otra parte, no se encontraron grandes diferencias en los valores de Cw entre los compost obtenidos y no se superó el límite máximo establecido para compost maduros ($Cw < 1,7\%$; Bernal et al., 2009). La relación Corg/Nt de los compost varió de 12,4 a 15,1, indicando que todos los compost alcanzaron un grado de madurez adecuado, ya que sus valores de relación Corg/Nt fueron < 20 (Bernal et al., 2009). Además, los valores del HI de todos los composts superaron el valor mínimo

Optimización del compostaje de residuos agropecuarios para la recuperación de la energía calórica del proceso y empleo agrícola de los compost obtenidos

de referencia para compost maduro ($HI > 13\%$; Iglesias Jiménez y Pérez García, 1992). Sin embargo, para las mezclas con la misma composición inicial, estos valores fueron significativamente más altos en los compost PW que en los PR, lo que indica una mayor humificación de la MO en las pilas PW, como se discutió en el subapartado anterior.

En general, al comparar los compost derivados de una misma mezcla inicial de residuos, las concentraciones de los macronutrientes (Nt, P y K) y Na en los compost PR fueron mayores que en los compost PW. Esto podría deberse a una mayor volatilización de amoníaco y lixiviación de sales en las pilas PW, ya que los compost PW tuvieron valores de CE más bajos. Los contenidos mínimos de Nt y P en los compost destinados a uso agrícola deben ser $\geq 1,0\%$ según el US Composting Council (2001); todos los compost superaron este valor en el caso de Nt, mientras que solo el compost PR1 lo cumplió en el caso de P. En relación a los micronutrientes, los compost PW y PR3 tuvieron los mayores contenidos de Fe, mientras que el compost PR1 tuvo las mayores concentraciones del resto de los micronutrientes (Cu, Mn y Zn). Además, ninguno de los compost obtenidos excedió el contenido máximo de metales pesados permitido en los compost por las directrices estadounidenses para el uso agrícola de los compost (US Composting Council, 2001).

En relación con el valor económico total combinado de los compost, este valor disminuyó en el orden $PR2 > PR1 > PR3 > PW2 > PW1 > PW3$, debido, en general, al mayor contenido de macronutrientes en los compost PR, como se ha indicado anteriormente. Este hecho muestra las ventajas del uso de aireación forzada respecto al valor comercial del compost obtenido. En cuanto a los valores de nutrientes, el nitrógeno, el fósforo y el potasio contribuyeron entre el 16% y el 22%, el 34% y el 52% y el 27% y el 50% del valor combinado total de los compost, respectivamente. Idrovo-Novillo et al. (2018) también encontraron que el P era el nutriente que más contribuía al valor total del compost, entre el 50% y el 60% del valor total combinado. Al comparar los compost preparados con el mismo sistema de aireación, pero con diferentes estiércoles, el valor comercializable fue mayor para los preparados con GPM, principalmente por su mayor contenido de K_2O . Los valores de nutrientes de los compost obtenidos en este estudio muestran que estos materiales son una fuente alternativa de macro y micronutrientes que pueden ser suplementarios o complementarios al uso de fertilizantes inorgánicos, generando retornos económicos considerables.

Consumo energético y sus emisiones asociadas de CO_2 según el sistema de aireación

En el experimento desarrollado se obtuvo que la producción de 1 kg de materia seca de compost por los sistemas PW y PR necesitó 0,2224 y 0,2905 MJ de energía y causó una emisión total de 15,59 y 30,11 g de CO_2 , respectivamente. La emisión de CO_2 fue mayor para el sistema PR, principalmente debido al mayor consumo de electricidad de este sistema en comparación con el sistema PW, como consecuencia del uso de un ventilador para la aireación forzada. Rasapoor et al. (2016) también observaron que la aireación forzada era el método de aireación con mayor uso de energía y emisiones de carbono asociadas en un estudio comparativo de métodos de aireación para el compostaje de residuos sólidos urbanos (aireación forzada, ventilación natural, aireación mediante volteos y combinación de volteos con ventilación natural). Sin embargo, la combinación de aireación forzada con volteos en nuestro estudio (el sistema PR) tuvo un consumo energético menor que el encontrado por Pergola et al. (2018) en un estudio de compostaje en granja con aireación forzada y ciclos de volteo semanales (0,4429 MJ por kilogramo de compost producido). Esto podría deberse a la mayor duración del proceso de compostaje y al ciclo más largo de ventilación forzada y volteos utilizados en el estudio de los autores anteriores. En este sentido, se puede constatar que el uso de energía durante el compostaje depende de la duración del proceso de compostaje y del nivel de aireación. Entre las operaciones de compostaje, la preparación inicial de la pila consumió la mayor cantidad de energía, con los consiguientes valores elevados de emisiones de CO_2 asociadas, que

representaron el 98% y el 75% del uso total de energía y el 98% y el 51% del impacto climático total para los sistemas PW y PR, respectivamente.

No obstante, es importante indicar que el consumo de energía y sus emisiones asociadas durante el proceso de compostaje muchas veces se ven compensados por el uso agrícola del compost, que puede sustituir o reducir el uso de fertilizantes inorgánicos, estos últimos representan la mayor parte de la energía utilizada en el ciclo de vida de diferentes cultivos (Rasapoor et al., 2017).

El experimento sobre la **Aproximación a la economía circular a través del compostaje de residuos agroganaderos con recuperación de calor y aprovechamiento agrícola del compost resultante** mostró los siguientes resultados, que son discutidos de forma resumida como se presenta a continuación:

Compostaje de residuos agropecuarios y recuperación del calor generado en el proceso

La fase biooxidativa del proceso de compostaje duró 190 días. Durante esta fase, la etapa termófila (temperatura > 40°C) comenzó el segundo día y se mantuvo durante aproximadamente 26 días hasta el primer volteo. Cuando la temperatura descendió por debajo de los 40°C, se volteó la pila para suministrar oxígeno y mezclar los materiales no degradados. Esto favoreció el aumento de temperatura, que estuvo por encima de los 40°C durante 14-18 días después de cada volteo, registrándose en el día 32 la temperatura máxima del proceso (63,3°C). Sin embargo, la mezcla no cumplió con los requisitos establecidos por la EPA (2003) para el saneamiento de materiales compostados en pilas con aireación por volteo (temperaturas $\geq 55^\circ\text{C}$ durante al menos 15 días consecutivos, con un mínimo de 5 volteos para asegurar que todo el material haya estado a esta temperatura), aunque hubo un periodo prolongado de temperaturas $\geq 55^\circ\text{C}$ del día 29 al 38.

Por otro lado, el calor generado durante el proceso de compostaje fue recuperado mediante un intercambiador de calor en la parte central de la pila, consistente en un tubo de cobre a través del cual se hizo pasar agua. Se midió la temperatura del agua a la entrada y salida de la tubería y se observó que las temperaturas máximas del agua de salida coincidieron con las temperaturas máximas desarrolladas en la pila de compostaje. La diferencia promedio entre las temperaturas del agua de entrada y salida fue de 9,3°C, y las diferencias mínimas (4,3°C) y máxima (15,9°C) entre estas temperaturas se registraron en los días 88 y 32 del proceso de compostaje, respectivamente. A lo largo de los 79 días de recuperación de calor generado en el proceso, se obtuvo una temperatura promedio de 25,7°C para el agua de salida del tubo de cobre. La temperatura media del agua de entrada fue de 16,4°C (oscilando entre 6,3 y 24,0 °C). La energía recuperada del proceso de compostaje se calculó utilizando la diferencia entre las temperaturas del agua de entrada y salida según la ecuación descrita en el apartado anterior de Resumen de materiales y métodos, y se obtuvo una producción de energía total de 14.528 W o de 0,105 MJ kg⁻¹ mezcla inicial de residuos seca. Este valor energético estuvo por debajo del rango obtenido por otros autores (0,510-1,950 MJ kg⁻¹ de materia seca) (Bajko et al., 2019; Mwape et al., 2020; Sołowiej et al., 2021). Esto podría deberse a que la cantidad de calor recuperado depende de varios factores, como el sistema de compostaje, la relación superficie/volumen, la masa inicial de residuos, el tipo de residuos a compostar, la porosidad y humedad del material y el tiempo y tasa de extracción de calor (Bajko et al., 2019; Mwape et al., 2020). El caudal de agua a través de la tubería (Nwanze y Clark, 2019) y las características de la tubería (Jacob et al., 2022) también pueden influir en la cantidad de calor recuperado. Esto indica la dificultad de comparar la cantidad de calor recuperado del proceso de compostaje. Esta energía térmica recuperada se puede aprovechar a nivel doméstico, especialmente en poblaciones rurales que no tienen acceso a electricidad para calentar agua para uso doméstico. Según el INEC (2022b), el 2,5% de los

hogares ecuatorianos no tiene acceso a electricidad a través de la red pública. Además, la obtención de energía térmica mediante el compostaje de residuos orgánicos tiene un menor impacto ambiental que el gas natural, que es la fuente tradicional de energía térmica (Malesani et al., 2022).

Respecto a la evolución de los principales parámetros durante el compostaje, La pila presentó un valor de pH inicial alto (8,5), probablemente debido al estiércol de vaca en la mezcla de residuos, que tiene un alto carácter alcalino. No se observaron diferencias significativas en la evolución de este parámetro a lo largo del proceso debido a la mineralización del nitrógeno orgánico, la degradación de compuestos ácidos y la pérdida de CO₂ provocada por el volteo de la pila (Ali et al., 2014). La CE tuvo un valor inicial de 3,64 dS m⁻¹, y este parámetro disminuyó durante el compostaje posiblemente debido a la lixiviación de sales durante el riego realizado para mantener el contenido de humedad óptimo (40-60%) para el crecimiento y desarrollo de microorganismos (Onwosi et al., 2017).

El porcentaje de MO disminuyó a lo largo del proceso, mostrando los procesos de mineralización ocurridos durante el proceso de compostaje. La pérdida de MO durante la fase bio-oxidativa fue del 52%, mientras que esta pérdida fue del 16% durante la fase de madurez, lo que demostró la relativa estabilidad de la mezcla de residuos después de la fase bio-oxidativa. El contenido de Nt aumentó significativamente con el tiempo, probablemente como consecuencia de su concentración provocada por la pérdida de masa de la pila durante el compostaje (Varma et al., 2015). Este aumento en la concentración de Nt y la degradación de Corg durante el proceso provocaron una reducción en la relación Corg/Nt. Por otra parte, el contenido de polifenoles solubles también disminuyó durante el compostaje. Esta reducción estuvo relacionada con la reducción de la fitotoxicidad de los residuos a compostar, ya que se observó un aumento gradual del IG a medida que se degradaban los polifenoles. Diferentes estudios de compostaje con residuos vegetales han relacionado la fitotoxicidad de este tipo de residuos durante el proceso de compostaje con su contenido en compuestos polifenólicos (Idrovo-Novillo et al., 2018; de Nijs et al., 2023).

En relación con a las características del compost obtenido, éste presentó un valor de pH por encima del rango de valores (pH = 6,0-7,5) recomendado por el US Composting Council (2001) para diversas aplicaciones de compost y condiciones promedio de campo. Los compost a base de estiércol de vaca se caracterizan por tener valores de pH elevados debido al carácter alcalino de este residuo y al habitual aumento del pH que se observa durante el compostaje (Goldan et al., 2023). Sin embargo, el compost obtenido no superó el valor de CE de 5 dS m⁻¹ y tuvo un contenido de MO por debajo del rango recomendado por las directrices americanas anteriores (MO = 50-60%). Esto podría deberse a la mayor degradación de la MO en este proceso de compostaje, donde la etapa termófila duró más (150 días) que en otros experimentos de compostaje de estiércol de vaca con residuos vegetales (Ali et al., 2014; Varma et al., 2015). El compost presentó un adecuado grado de madurez y ausencia de fitotoxicidad, como se puede observar en los valores de la relación Corg/Nt, CIC y IG (Corg/Nt < 20 y CIC > 67 meq (100 g MO)⁻¹; Bernal et al., 2009; IG > 50%; Zucconi et al., 1981). Por otro lado, el US Composting Council (2001) establece una capacidad mínima de fertilización para compost de uso agrícola (Nt ≥ 10 g kg⁻¹ y P ≥ 10 g kg⁻¹). Este compost superó el límite establecido para el contenido de nitrógeno (Nt = 16,0 g kg⁻¹). Sin embargo, no cumplió con el contenido mínimo de fósforo requerido por estas directrices (P = 3,7 g kg⁻¹). Finalmente, el contenido de metales pesados del compost final no superó las concentraciones máximas establecidas por las directrices americanas anteriores para compost de calidad excepcional, lo que garantiza su uso agrícola seguro.

Efecto del compost sobre parámetros agronómicos del suelo y rendimiento de alfalfa

La aplicación de las enmiendas orgánicas en el suelo, compost (SC) y estiércol de vaca (SM) produjo un aumento inicial en el pH del suelo en comparación con el suelo control (S) y el suelo con fertilizante mineral (SF). Otros autores también han observado esta alteración del pH del suelo con la aplicación de estiércol (Goldan et al., 2023) y compost de estiércol (Anwar et al., 2017), atribuyendo este efecto a la presencia de cationes básicos (Ca^{2+} y/o Mg^{2+}), aniones orgánicos y bicarbonatos en el estiércol que pueden reducir la acidez del suelo (Abbott et al., 2018). La mayor basicidad de los suelos con enmiendas orgánicas se mantuvo hasta después de la primera cosecha de alfalfa. Sin embargo, después de la segunda cosecha de alfalfa, los suelos con SF tuvieron valores de pH significativamente más altos, mientras que los suelos con compost tuvieron los valores más bajos de este parámetro. En todos los tratamientos, el pH aumentó a lo largo del primer ciclo de alfalfa, pero este parámetro disminuyó al final del segundo ciclo de este cultivo, con valores muy similares a los del suelo control al inicio del experimento. Sarkar et al. (2022) también observaron la capacidad amortiguadora de los suelos inceptisol durante un experimento de encalado con cenizas hasta una dosis de 200 t ha^{-1} . Además, cabe destacar que en todos los tratamientos los valores de pH del suelo oscilaron entre 6,3 y 7,5, valores de pH recomendados para el cultivo de alfalfa (Orloff, 2007).

Los suelos con enmiendas orgánicas y fertilizante mineral (SM, SC y SF) tuvieron valores de CE más altos que el control en S1, debido principalmente a las sales aportadas por estos tratamientos. Sin embargo, en ningún tratamiento el nivel de salinidad del suelo fue limitante para el cultivo de alfalfa ($\text{CE} > 2 \text{ dS m}^{-1}$; Orloff, 2007). En la mayoría de los tratamientos, este parámetro disminuyó a lo largo del experimento, posiblemente debido a la asimilación de nutrientes por parte del cultivo de alfalfa y/o lixiviación de sales a capas más profundas del suelo, alcanzando niveles finales de salinidad similares o inferiores a los del suelo control.

En los suelos con enmienda orgánica (SM y SC), los porcentajes de MO fueron mayores que en los suelos S y SF a lo largo de los dos ciclos de producción de alfalfa. Otros autores también han observado un mayor contenido de MO en el suelo con estiércol y compost de estiércol en comparación con la fertilización inorgánica. Peng et al. (2023) encontraron que la adición de estiércol de vaca aumentaba el contenido de materia orgánica del suelo en comparación con la fertilización inorgánica en un experimento a largo plazo (38 años) con un cultivo de arroz. También, Guo et al. (2016) observaron un aumento en la MO del suelo al utilizar compost de estiércol de vaca en comparación con el fertilizante mineral en un experimento a largo plazo (cinco años) con un sistema de rotación de maíz-trigo. En la mayoría de los tratamientos, el valor de este parámetro disminuyó a lo largo del período experimental, especialmente en SM y SC, probablemente debido a la mineralización de la materia orgánica. A pesar de esto, los valores finales de MO fueron aproximadamente 1,3 veces mayores en suelos con enmienda orgánica que el contenido inicial de MO del suelo de control. Este aumento de la materia orgánica del suelo con estiércol y compost de estiércol se ha correlacionado con un aumento de la fertilidad del suelo a través de la liberación gradual de nutrientes desde sus formas orgánicas a las asimilables por las plantas (Goldan et al., 2023).

Antes del cultivo y después de la cosecha del primer ciclo de alfalfa, las concentraciones de Nt en el suelo disminuyeron en el siguiente orden: SC > SM > SF > S. Sin embargo, no se encontraron diferencias significativas en los contenidos de este nutriente entre los tratamientos estudiados después de la cosecha del segundo ciclo de alfalfa. En general, los contenidos de Nt del suelo aumentaron en todos los tratamientos a lo largo del experimento, especialmente en S2. Esto podría deberse a la fijación simbiótica de N atmosférico por leguminosas como la alfalfa (Li et al., 2015). Esta fijación de N puede satisfacer las necesidades de N de la leguminosa, y el N también puede transferirse al suelo a través de la exudación de las raíces de la leguminosa (Li et al., 2020; McClelland et al., 2022).

Por otro lado, las concentraciones de Pav en los suelos fertilizados fueron significativamente más altas que en el suelo de control en el muestreo S1. Sin embargo, no se encontraron diferencias estadísticas entre la fertilización orgánica e inorgánica en los contenidos iniciales de este nutriente, probablemente porque la aplicación de las enmiendas orgánicas se ajustó para suministrar la misma cantidad de P que el fertilizante inorgánico (150 kg ha^{-1} de P_2O_5). Después de cada ciclo de alfalfa, las mayores concentraciones de Pav con respecto al control se observaron en los tratamientos SF y SC en S2 y en SM en S3.

Las concentraciones iniciales de Kav en el suelo fueron significativamente más altas que las del suelo control en los tratamientos SC > SF > SM. Después de la cosecha del primer ciclo de alfalfa, solo los suelos del tratamiento SC tuvieron contenidos superiores de este nutriente a los encontrados en S (suelo control). Sin embargo, en S3, los tratamientos con fertilización orgánica e inorgánica presentaron concentraciones de Kav estadísticamente superiores a los del control, especialmente en el caso de los tratamientos SM y SC. A lo largo del periodo experimental se observó una reducción significativa en los contenidos de Pav y Kav del suelo en todos los tratamientos, probablemente debido a la asimilación de estos nutrientes por parte de la alfalfa o a su lixiviación a perfiles más profundos del suelo.

En relación con la producción de alfalfa, los suelos con SC produjeron la mayor cantidad de alfalfa en cada ciclo y en total. Sin embargo, no se encontraron diferencias significativas en el rendimiento promedio por ciclo ni total de este cultivo en el caso de los tratamientos SF y SM. Todos los suelos con fertilización orgánica o inorgánica tuvieron estadísticamente mayor producción de alfalfa que el suelo control (S). La mayor producción observada en la alfalfa cultivada en suelos con compost podría deberse a que esta enmienda favoreció una mayor actividad simbiótica de fijación de N, como se ha visto anteriormente en el mayor contenido de N en los suelos SC. Los microorganismos responsables de esta actividad intervienen en los procesos de solubilización de macronutrientes y en la producción de biopelículas y fitohormonas, que mejoran el desarrollo y la producción de las plantas (Ben-Laouane et al., 2020). Diferentes autores han observado que la aplicación de compost de estiércol al suelo estimula su actividad biológica, aumentando así la producción de sustancias bioestimulantes para el crecimiento de las plantas y la supresión de enfermedades (Das et al., 2017; Goldan et al., 2023). También, McClelland et al. (2022) relacionaron el aumento de la biomasa área de diferentes pastos, entre los que se encontraba la alfalfa, cultivados con compost de estiércol de vaca con los macronutrientes para plantas suministrados por este tipo de compost y la mejora de la eficiencia hídrica del suelo producida por la adición de este compost al suelo. Respecto a los resultados obtenidos de producciones similares de alfalfa con estiércol de vaca y fertilización inorgánica, este hecho también ha sido reportado por Peng et al. (2023) en un experimento a largo plazo con arroz cultivado en un suelo fertilizado con estiércol o fertilizante químico. Estos autores observaron que la lenta liberación de nutrientes por parte de los fertilizantes orgánicos, como el estiércol, satisface las necesidades nutricionales de las plantas en la misma medida que los fertilizantes inorgánicos.

Valor económico del compost final y rentabilidad de la producción de alfalfa

Respecto al valor económico del compost obtenido en función de su contenido de nutrientes, se observó que el aporte de cada nutriente a su valor total combinado ($87,07 \text{ USA dólares t}^{-1}$) fue del 29%, 43% y 28% para N, P_2O_5 y K_2O , respectivamente. Este valor económico del compost indicó que este material puede suplementar a los fertilizantes sintéticos y generar así un importante retorno económico a los agricultores.

En relación con la rentabilidad de la producción de alfalfa de este experimento, en el caso del tratamiento con compost se consideraron el coste de las materias primas para el compostaje y

el coste de la preparación y el seguimiento de la pila de residuos durante el proceso de compostaje. De esta manera, se obtuvo un coste para la producción del compost de 95 USA dólares t^{-1} , el cual fue menor que el coste del compost comercial en Ecuador ($150 \text{ € } t^{-1} \approx 164 \text{ USA dólares } t^{-1}$; Jara-Samaniego et al., 2017). Respecto a los costes asociados con los dos ciclos de producción de alfalfa, los costes de la mano de obra fueron los más altos, principalmente porque el sector agrícola de Ecuador está poco mecanizado y la mayoría de las operaciones agrícolas se llevan a cabo manualmente. En 2022, solo el 25,4% de los agricultores utilizó maquinaria en sus procesos de siembra y trasplante, labores agrícolas y cosecha (INEC, 2022c). Los costes del agua de riego fueron los más bajos debido a que el coste del uso y aprovechamiento del agua para riego productivo agrícola en Ecuador es bajo ($0.00007\text{-}0.00011 \text{ USA dólares } m^{-3}$, dependiendo del caudal de agua utilizado; BIOFIN, 2020).

Para estudiar los efectos de los diferentes tratamientos sobre la rentabilidad de dos ciclos de producción de alfalfa obtenidos en este estudio, solo se consideró el ingreso neto, siguiendo la metodología utilizada por Capa et al. (2015) e Idrovo-Novillo et al. (2019) para determinar el impacto de diferentes escenarios de fertilización en la rentabilidad de los cafetales y el cultivo de rosas, respectivamente. El precio de la alfalfa no está regulado en el mercado ecuatoriano ya que su principal destino es la alimentación animal. Sin embargo, existe un precio de referencia en los mercados de la provincia de Chimborazo, donde se realizó el estudio, de 5 USA dólares por 10 kg de alfalfa. Este valor se utilizó para calcular el ingreso bruto. El tratamiento con menor ingreso neto fue S ($7.338 \text{ USA dólares } ha^{-1}$), siendo en este tratamiento los ingresos brutos solo ligeramente superiores a los costes. Con los tratamientos SF y SM los ingresos netos fueron muy similares, probablemente porque no hubo diferencias significativas en la producción de alfalfa con estos tratamientos. Sin embargo, el tratamiento con compost (SC) obtuvo el mayor ingreso neto ($16.488 \text{ USA dólares } ha^{-1}$), aunque los costes con este tratamiento aumentaron un 13,8% respecto a los costes promedio de los demás tratamientos. Estos mayores costes se debieron principalmente a los mayores costes de producción del compost en comparación con los costes del estiércol de vaca y los fertilizantes inorgánicos. Los mayores ingresos brutos logrados, gracias a la alta producción de alfalfa con SC, superaron los costes de producción del compost, lo que indica que el uso del compost como fertilizante orgánico tuvo un efecto positivo en la producción de alfalfa y, por tanto, en su rentabilidad. Otros autores también han observado que introducir compost en escenarios de fertilización mejora la rentabilidad de los cultivos (Iqbal et al., 2017; Idrovo-Novillo et al., 2019).

Optimización del compostaje de residuos agropecuarios para la recuperación de la energía calórica del proceso y empleo agrícola de los compost obtenidos

5. Conclusiones y perspectivas de futuro

5. Conclusiones y perspectivas de futuro

5.1 Conclusiones

Esta tesis se ha centrado en la optimización del proceso de co-compostaje de residuos de cultivos con residuos ganaderos, como los estiércoles, evaluando el sistema de aireación empleado (aireación pasiva, aireación por volteos y aireación combinada de volteo y aireación forzada), así como, en la recuperación de la energía calórica de este proceso de compostaje y la valorización agrícola del compost final, estudiándose también aspectos medioambientales y económicos.

Los resultados obtenidos en los diferentes estudios que configuran esta tesis han permitido obtener las siguientes conclusiones en concordancia con los objetivos que se establecieron:

- Los residuos agropecuarios analizados en la zona agrícola rural seleccionada (Parroquia de San Andrés) presentaron características positivas para su compostaje, como valores de pH adecuados para la actividad microbiana durante el proceso, notables contenidos de materia orgánica y macro y micronutrientes y contenidos muy bajos de elementos potencialmente tóxicos. Sin embargo, estos residuos presentaron valores de la relación Corg/Nt inadecuados para el inicio del proceso de compostaje y algunos de los residuos estudiados presentaron una alta salinidad y elevada presencia de aniones solubles. Por este motivo, la estrategia de compostaje a diseñar debe considerar el co-compostaje de varios tipos de residuos en proporciones adecuadas y evitar el compostaje individual.
- En cuanto a la comparación entre los sistemas de aireación, no se hallaron diferencias significativas en la calidad del compost obtenido entre el sistema de aireación por volteos y la aireación pasiva. Además, con este último sistema se consiguió acortar el tiempo del proceso de compostaje, así como, se redujo el trabajo asociado a la aireación por volteos. No obstante, el sistema de aireación forzada combinada con volteos (PR) se mostró más idóneo para el proceso de co-compostaje de los residuos agropecuarios estudiados. Con este sistema de aireación, todas las pilas cumplieron con los requisitos de mantenimiento de altas temperaturas para la higienización del compost. Además, con el sistema PR se logró un mayor control de la temperatura, lo que redujo la degradación de la materia orgánica, obteniéndose compost con mayor valor como enmienda orgánica.
- Todos los compost tuvieron valores finales dentro del intervalo recomendado para varios de los parámetros que indican un grado de madurez adecuado (Corg hidrosoluble < 1,7%; Corg/Nt < 20; índice de humificación > 13%; capacidad de intercambio catiónico > 67 meq (100 g MO)⁻¹; índice de germinación > 50%). Sin embargo, es de resaltar que la mayoría de los compost elaborados con altas proporciones de residuos de cultivos mostraron una alta fitotoxicidad, con valores del índice de germinación muy por debajo del 50%. De este modo, es recomendable que el porcentaje con respecto a peso fresco de estos residuos en las mezclas no supere el 50%. Por otro lado, todos los compost presentaron contenidos de elementos potencialmente tóxicos por debajo de los límites máximos para su uso agrícola seguro.
- En relación al valor económico de los compost obtenidos en base a su contenido de nutrientes, el fósforo fue el nutriente que más contribuyó al valor del compost, entre el 34% y el 52% del valor total combinado. Por otro lado, el sistema de aireación forzada combinado con volteos redujo las pérdidas de nutrientes por emisiones de amoníaco y

lixiviación de sales. De este modo, los compost obtenidos con el sistema PR tuvieron un mayor contenido de macronutrientes y por lo tanto, un mayor valor comercial.

- El consumo de energía y las emisiones de CO₂ asociadas fueron mayores para el sistema aireación forzada combinada con volteos cuando se comparó con el sistema de aireación solo por volteos. Sin embargo, a pesar de ello, se estima que el uso agrícola de los compost compensará este consumo energético y su impacto, ya que contribuirá a reducir el uso de fertilizantes sintéticos, cuya producción es responsable de la mayor parte del consumo energético y de las emisiones asociadas a la producción agrícola.
- La recuperación del calor generado durante el proceso de compostaje mediante un intercambiador de calor en la parte central de la pila, consistente en un tubo de cobre a través del cual se hizo pasar agua, resultó ser una alternativa sostenible para la producción descentralizada de energía térmica con potencial uso doméstico. Además, esta captura de energía no afectó negativamente la calidad del compost final, el cual presentó características químicas y biológicas adecuadas para su uso agrícola.
- El uso de uno de los compost agropecuarios de esta investigación como fertilizante orgánico en el cultivo de alfalfa produjo efectos positivos en la fertilidad del suelo, como el aumento de los contenidos de materia orgánica y nutrientes (especialmente N y K), y también consiguió aumentar la producción de este cultivo en comparación con la fertilización inorgánica y la fertilización orgánica tradicional con estiércol de vaca.
- En el estudio económico de la rentabilidad de la producción de alfalfa dentro de los diferentes escenarios de fertilización estudiados (fertilizante químico, estiércol y compost) se observó que el aumento de la producción de alfalfa con compost compensó los costes de producción de este insumo agrícola, logrando así los mayores ingresos netos derivados de este cultivo.

De manera general, se puede concluir que los resultados de esta investigación han demostrado que el co-compostaje de residuos de cultivos en proporciones medias con estiércoles es una opción viable para el tratamiento de estos residuos, la obtención descentralizada de energía térmica con potencial uso doméstico y la obtención de compost de calidad para su uso agrícola. Además, el uso agrícola de este tipo de compost es una forma de cerrar los ciclos productivos agropecuarios, obteniendo mayor rentabilidad y desarrollo sostenible en un marco de economía circular. Sin embargo, se requieren más estudios de co-compostaje con otros residuos agro-ganaderos no estudiados y los diferentes sistemas de aireación ensayados que contribuyan al conocimiento necesario para la promoción del compostaje en granja entre las asociaciones de agricultores, técnicos agrícolas y políticos locales y así, mejorar la gestión de los residuos agropecuarios en los países en vías de desarrollo, como Ecuador.

5.2 Perspectivas de futuro

Los estudios realizados sugieren que Ecuador tiene un prometedor futuro en términos del manejo sostenible de residuos agropecuarios. La posibilidad de compostar estos residuos de manera óptima ofrece la oportunidad de obtener enmiendas orgánicas de alta calidad para su uso en la agricultura y así, confiriéndoles un valor. Esto contribuye a cerrar los ciclos productivos y mejorar su rentabilidad.

Además, la oportunidad de aprovechar la energía térmica generada en el proceso a nivel doméstico en hogares de pequeños productores que viven por encima de los 2.600 msnm, en regiones con condiciones ambientales adversas, motivaría a que estrategias como el compostaje se desarrollen y repliquen, aportando modelos eficientes de aprovechamiento y reutilización de residuos y contribuyendo a la sostenibilidad y la economía circular.

Se podría impulsar la implementación de redes de producción de compost en asociaciones o fincas agropecuarias de la zona y de otras provincias de Ecuador mediante la utilización de sistemas de aireación adecuados como la aireación pasiva, aireación forzada o una combinación de estos tipos de aireación, que se puedan aplicar al compostaje y disminuir así, los costes de mano de obra, que son los mayores dentro de la producción de compost.

Si se aprovecha este potencial, se pueden gestionar los residuos del sector agro-ganadero de manera amigable con el medio ambiente, mitigando sus impactos y dinamizando la economía circular en las zonas rurales de Ecuador. Sin embargo, para llevar a cabo esta perspectiva prometedora, es imprescindible contar con el apoyo y el compromiso conjunto de los agricultores, personal técnico y autoridades.

Actualmente trabajo como docente de la Universidad Nacional de Chimborazo (Ecuador), desde donde me relaciono directamente con varios actores de la matriz productiva del sector agro-ganadero de la provincia y visualizo un gran potencial en la investigación referente al aprovechamiento de subproductos generados en cadenas de valor agregado de productos alimentarios y no alimentarios. Además, en los últimos años he participado en los proyectos de investigación desarrollados por el Grupo Asociado de Investigación en Biotecnología, Ambiente y Química de la Escuela Superior Politécnica de Chimborazo (Ecuador) y el Grupo de Investigación Aplicada en Agroquímica y Medio Ambiente (GIAAMA) del Instituto de Investigación e Innovación Agroalimentaria y Agroambiental de la Universidad Miguel Hernández.

Creo que esta visión se podría plasmar en proyectos en beneficio de la comunidad que aborden las siguientes temáticas:

- Desarrollo de sistemas integrales de aprovechamiento energético en pilas de compostaje a escala productiva para generar agua caliente y energía eléctrica, suministrando electricidad tanto a las instalaciones de compostaje como a las comunidades cercanas.
- Sistemas de calefacción de invernaderos con intercambiadores de calor en pilas de compostaje. El calor generado en las pilas puede usarse para mantener la temperatura deseada en invernaderos para cultivos.
- Valorización de compost en cultivos biofortificados y de alto valor nutricional. La utilización de compost puede aumentar tanto el rendimiento como la concentración de nutrientes en cultivos que son ricos en vitaminas y minerales, lo cual contribuye a garantizar la seguridad alimentaria.
- Desarrollo de sistemas agroforestales sostenibles para la producción de alimentos destinados a la ganadería como pastos mejorados.
- Redes municipales y a escala semi-industrial de compostaje con un enfoque de economía circular. Es posible promover la práctica del compostaje y comercializar los compost mediante redes de distribución directa fomentando el desarrollo de la economía local.
- Desarrollo de bioinsumos agrícolas con microorganismos efectivos aislados del compost como biofertilizantes o bioplaguicidas que podrían reemplazar a los insumos químicos tradicionales.

Optimización del compostaje de residuos agropecuarios para la recuperación de la energía calórica del proceso y empleo agrícola de los compost obtenidos

- Coordinar y organizar congresos de carácter científico-técnico con el propósito de difundir los resultados obtenidos en torno a la optimización del proceso de compostaje de residuos agropecuarios, la generación de energías renovables a través de la recuperación de calor del proceso y la utilización de compost como fertilizante. Estos eventos buscan fomentar el diálogo entre diversos sectores, tanto del ámbito privado como público.
- Asimismo, llevar a cabo programas de formación en campo dirigidos a productores del sector agropecuario de la provincia de Chimborazo, con el objetivo de promover la reutilización de los residuos generados para la producción de compost y energía mediante un manejo sostenible y asociativo de los recursos naturales. Esta iniciativa promoverá el desarrollo de prácticas que contribuyan a la economía circular y al desarrollo de la región.

6. Referencias

6 Referencias

- Abbott, L., Macdonald, L., Wong, M., Webb, M., Jenkins, S., Farrell, M., (2018). Potential roles of biological amendments for profitable grain production-A review. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 256: 34-50. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.12.021>
- Afonso, S., Arrobas, M., Pereira, E.L., Rodrigues, M.A. (2021). Recycling nutrient-rich hop leaves by composting with wheat straw and farmyard manure in suitable mixtures. *J. Environ. Manag.* 284: 112105. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112105>
- Agegehu, G., Bass, A. M., Nelson, P. N., Bird, M. I. (2016). Benefits of biochar, compost and biochar-compost for soil quality, maize yield and greenhouse gas emissions in a tropical agricultural soil. *Science of the Total Environment*, 543: 295-306. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.054>
- AGROEMPRESARIO (2024) No es una máquina espacial: El Rotorbuey se alimenta con residuos orgánicos y permite obtener compost. Disponible en: <https://agroempresario.com/publicacion/51450/no-es-una-maquina-espacial-el-rotorbuey-se-alimenta-con-residuos-organicos-y-permite-obtener-compost/> (fecha de acceso 22 marzo 2024)
- Ali, M., Kazmi, A.A., Ahmed, N. (2014). Study on effects of temperature, moisture and pH in degradation and degradation kinetics of aldrin, endosulfan, lindane pesticides during full-scale continuous rotary drum composting. *Chemosphere*, 102: 68-75. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.12.022>
- Anwar, Z., Irshad, M., Mahmood, Q., Hafeez, F., Bilal, M. (2017). Nutrient uptake and growth of spinach as affected by cow manure co-composted with poplar leaf litter. *Int. J. Recycl. Org.* 6: 79-88. <https://doi.org/10.1007/s40093-017-0154-x>
- Atienza-Martínez, M., Ábrego, J., Gea, G., Marías, F. (2020). Pyrolysis of dairy cattle manure: evolution of char characteristics. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 145: 104724. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2019.104724>
- Ayilara, M., Olanrewaju, O., Babalola, O., Odeyemi, O. (2020). Waste management through composting: Challenges and potentials. *Sustainability*. 12: 4456. <https://doi.org/10.3390/su12114456>
- Bajko, J., Fišer, J., Jícha, M. (2019). Condenser-Type Heat Exchanger for Compost Heat Recovery Systems. *Energies*, 12: 1583. <https://doi.org/10.3390/EN12081583>
- Banco Central del Ecuador (2024). Información Estadística Mensual No. 2063-Enero. 2024. Disponible en: <https://contenido.bce.fin.ec/home1/estadisticas/bolmensual/IEMensual.jsp> (fecha de acceso 19 febrero 2024).
- Barrena-Gómez, R., Vázquez Lima, F., Sánchez Ferrer, A. (2006). The use of respiration indices in the composting process: a review. *Waste Manag. Res.*, 24: 37-47. <https://doi.org/10.1177/0734242X06062>
- BASTAN (2023) Prototipo de Compostador Volcomp 1020. Disponible en: <https://www.jbastan.com/renovables/reciclaje-rsu/componentes/compostadores.htm> (fecha de acceso 22 marzo 2024)
- Ben-Laouane, R., Baslam, M., Ait-El-Mokhtar, M., Anli, M., Boutasknit, A., Ait-Rahou, Y., Toubali, S., Mitsui, T., Oufdou, K., Wahbi, S., Meddich, A. (2020). Potential of native arbuscular mycorrhizal fungi, rhizobia, and/or green compost as alfalfa (*Medicago sativa*) enhancers under salinity. *Microorganisms*, 8: 1695. <https://doi.org/10.3390/microorganisms8111695>
- 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: 5444-5453. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.11.027>
- Bernal, M.P., Sommer, S.G., Chadwick, D., Qing, C., Guoxue, L., Michel, F.C., Jr., (2017). Current approaches and future trends in compost quality criteria for agronomic, environmental, and human health benefits. *Adv. Agron.*, 144: 143-233. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2017.03.002>
- Białobrzewski, I., Mikš-Krajnik, M., Dach, J., Markowski, M., Czekąła, W., Gluchowska, K. (2015). Model of the sewage sludge-straw composting process integrating different heat generation capacities of mesophilic and thermophilic microorganisms. *Waste Management*, 43: 72-83. <https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2015.05.036>
- Bio-Based Industries (2024) Agromax. Fact Sheet TOMATO. Disponible en: <https://multisite.iris->

- eng.com/storage/sites/12/2020/09/AgriMaxFactsheet-Tomato-hydrocompost.pdf (fecha acceso 22 marzo 2024)
- BIOFIN (2020). Manual de operativización del marco legal vigente para la tarifa de agua cruda-Fase II. Ecuador. Disponible en: <https://www.biofin.org/knowledge-product/manual-de-operativizacion-del-marco-legal-vigente-para-la-tarifa-de-agua-cruda> (fecha acceso 22 marzo 2024).
- Blázquez, M.A. (2003). Los residuos agrícolas y de origen animal. En: Los residuos urbanos y asimilables, Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía.
- Bouhia, Y., Lyamlouli, K., El Fels, L., Youssef, Z., Ouhdouch, Y., Hafdi, M. (2021). Effect of microbial inoculation on lipid and phenols removal during the co-composting of olive mill solid sludge with green waste in bioreactor. *Waste Biomass Valoriz.*, 12: 1417-1429. <https://doi.org/10.1007/s12649-020-01077-3>
- Bustamante, M. A., Alburquerque, J. A., Restrepo, A. P., de la Fuente, C., Paredes, C., Moral, R., Bernal, M. P. (2012). Co-composting of the solid fraction of anaerobic digestates, to obtain added-value materials for use in agriculture. *Biomass and Bioenergy*, 43: 26-35. <https://doi.org/10.1016/J.BIOMBIOE.2012.04.010>
- Cabeza, I. O., López, R., Ruiz-Montoya, M., Díaz, M. J. (2013). Maximising municipal solid waste - Legume trimming residue mixture degradation in composting by control parameters optimization. *Journal of Environmental Management*, 128: 266-273. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2013.05.030>
- Campos, E., Elías, X., Flotats, X. (2005). Procesos biológicos: digestión anaerobia y compostaje. En: Tratamiento y valorización energética de residuos. Díaz de Santos y FUNIBER, Madrid, pp. 618-1206.
- Capa, D., Pérez-Esteban, J., Masaguer, A. (2015). Unsustainability of recommended fertilization rates for coffee monoculture due to high N₂O emissions. *Agron. Sustain. Dev.*, 35: 1551-1559. <https://doi.org/10.1007/s13593-015-0316-z>
- CCQC (2001). Compost Maturity Index: Technical Report. California Compost Quality Council.
- Chambers, B.J., Taylor, M. (2013). The use of digestate as a substitute for manufactured fertilizer. En: *Bioenergy Production by Anaerobic Digestion*, Korres N.E. et al., (Ed.). Routledge, Londres, pp. 359-74.
- Chen, H., Goswami, D.Y., Stefanakos, E.K. (2010). A review of thermodynamic cycles and working fluids for the conversion of low-grade heat. *Renew. Sustain. Energy Rev.*, 14: 3059-3067. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2010.07.006>
- Chen, L., Xing, L., Han, L. (2013). Review of the Application of Near-Infrared Spectroscopy Technology to Determine the Chemical Composition of Animal Manure. *J. Environ. Qual.* 42: 1015-1028. <https://doi.org/10.2134/jeq2013.01.0014>
- Cheng, Q., Hu, Z., Naidu, R., Xiao, B. (2016). The performance and validation of an underground river reactor using compost energy as heat source. *Ecol. Eng.*, 87: 98-101. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.11.038>
- Chica Pérez, A., Artola, A., Rosal, A., Solé-Mauri, F., Fernández-Morales, F. J. García-Morales, J. L., Dios Pérez, M., Díaz Blanco, J.M. González-Sierra, R. M., Font-Segura, X. (2015). Ingeniería y aspectos técnicos de la estabilización aeróbica II.3. Moreno, J., Moral, R., García-Morales, J.L., Pascual, J.A., Bernal, M.P. (Eds.). Mundi-Prensa, Madrid.
- Chica Pérez, A., García Morales, J.L. (2008). Aspectos técnicos en el desarrollo y control del proceso de compostaje. En: *Compostaje*, Moreno Casco, J., Moral Herrero, R. (eds.). Ediciones Mundi-Prensa, Madrid, pp. 141-164.
- Compost Systems GmbH (2024). In-vessel composting. Disponible en: <https://www.advantageaustria.org/my/company/en/compost-systems-gmbh-2> (fecha acceso 22 marzo 2024)
- Costa, F., García, C., Hernández, T., Polo, A. (1995) Residuos orgánicos urbanos. Manejo y utilización. Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura, Murcia.
- Das, S., Jeong, S.T., Das, S., Kim, P.J. (2017). Composted cattle manure increases microbial activity and soil fertility more than composted swine manure in a submerged rice paddy. *Front. Microbiol.*, 8: 1702. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2017.01702>
- de Bertoldi, M., Vallini, G., Pera, A. (1983). The biology of composting: a review. *Waste Management & Research*, 1: 157-176. <https://doi.org/10.1177/0734242X8300100118>
- de Bertoldi, M., Vallini, G., Pera, A. (1984). Technological aspects of composting including modelling and microbiology. En: *Composting of agricultural and other wastes*, Gasser, J.K.R. (Ed.). Elsevier Applied Science Publisher, Ltd., Essex, pp. 27-40.

- De Corato, U. (2020). Agricultural waste recycling in horticultural intensive farming systems by on-farm composting and compost-based tea application improves soil quality and plant health: A review under the perspective of a circular economy. *Science of The Total Environment*, 738: 139840. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.139840>
- de Nijs, E.A., Maas, L.M.E., Bol, R., Tietema, A., (2023). Assessing the potential of co-composting rose waste as a sustainable waste management strategy: Nutrient availability and disease control. *J. Clean. Prod.*, 399: 136685. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.136685>
- Ekin, Z. (2011). Some analytical quality characteristics for evaluating the utilization and consumption of potato (*Solanum tuberosum* L.) tubers. *Afr. J. Biotechnol.*, 10: 6001-6010.
- EPA (2003). Environmental Regulations and Technology Control of Pathogens and Vector Attraction in Sewage Sludge; EPA625-/R-92/-103; EPA: Cincinnati, OH, USA. Disponible en: https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-04/documents/control_of_pathogens_and_vector_attraction_in_sewage_sludge_july_2003.pdf (fecha de acceso 27 marzo 2024).
- Epstein, E. (1997). *Science of composting* Technomic Publishing Company. Lancaster.
- Esparza, I., Jiménez-Moreno, N., Bimbela, F., Ancín-Azpilicueta, C., Gandía, L.M. (2020). Fruit and vegetable waste management: Conventional and emerging approaches. *J. Environ. Manag.*, 265: 110510. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2020.110510>
- Evanylo, G., Sherony, C., Spargo, J., Starner, D., Brosius, M., Haering, K. (2008). Soil and water environmental effects of fertilizer-, manure-, and compost-based fertility practices in an organic vegetable cropping system. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 127: 50-58. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2008.02.014>
- Fan, S., Li, A., ter Heijne, A., Buisman, C. J. N., Chen, W. S. (2021). Heat potential, generation, recovery and utilization from composting: A review. *Resources, Conservation and Recycling*, 175: 105850. <https://doi.org/10.1016/J.RESCONREC.2021.105850>
- FAOSTAT (2014-2021). Balances de alimentos. Disponible en: <https://www.fao.org/faostat/es/#data/FBS> (fecha de acceso 20 de febrero 2024).
- Finstein, M.S., Miller, F.C., MacGregor, S.T., Psarianos, K.M. (1992). The Rutgers strategy for composting: process design and control. *Acta Hortic.*, 302: 75-86. <https://doi.org/10.17660/ActaHortic.1992.302.7>
- Fu, B.; Chen, L.; Huang, H.; Qu, P.; Wei, Z. (2021). Impacts of crop residues on soil health: A review. *Environ. Pollut. Bioavailab.*, 33: 164-173. <https://doi.org/10.1080/26395940.2021.1948354>
- Gavilanes-Terán, I., Jara-Samaniego, J., Idrovo-Novillo, J., Bustamante, M. A., Moral, R., Paredes, C. (2016). Windrow composting as horticultural waste management strategy—a case study in Ecuador. *Waste Management*, 48: 127-134. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.11.026>
- Gavilanes-Terán, I.; Paredes, C.; Pérez-Espinosa, A.; Bustamante, M.A.; Gálvez-Sola, L.; Jara-Samaniego, J. (2015). Opportunities and challenges of organic waste management from the agroindustrial sector in South America: Chimborazo province case study. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 46: 137-156. <https://doi.org/10.1080/00103624.2014.988584>
- Gerber, P.J., Steinfeld, H., Henderson, B., Mottet, A., Opio, C., Dijkman, J., Falcucci, A., Tempio, G. (2013). Tackling climate change through livestock – A global assessment of emissions and mitigation opportunities. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Roma.
- Getahun, T., Nigusie, A., Entele, T., Gerven, T. Van, Bruggen, B. Van der. (2012). Effect of turning frequencies on composting biodegradable municipal solid waste quality. *Resources, Conservation and Recycling*, 65: 79-84. <https://doi.org/10.1016/J.RESCONREC.2012.05.007>
- Ghirardini, A., Grillini, V., Verlicchi, P. (2020). A review of the occurrence of selected micropollutants and microorganisms in different raw and treated manure-Environmental risk due to antibiotics after application to soil. *Sci. Total Environ.*, 707: 136118. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136118>
- Gigliotti, G., Valentini, F., Erriquens, F., Pullicino, D. S. (2005). Evaluating the efficiency of the composting process: a comparison of different parameters. *Geophysical Research Abstracts*, 7: 09606.
- Gilson, C. (2009). *Designing a Compost-Heated Greenhouse to Foster Sustainable Food Security*. Department of Environment and Resource Studies. University of Waterloo, Waterloo, pp. 1-69.
- Goldan, E., Nedeff, V., Barsan, N., Culea, M., Panainte-Lehadus, M., Mosnegutu, E., Tomozei,

- C., Chitimus, D., Irimia, O. (2023). Assessment of manure compost used as soil amendment- a review. *Processes* 11, 1167. <https://doi.org/10.3390/pr11041167>
- Guo, L., Wu, G., Li, Y., Li, C., Liu, W., Meng, J., Liu, H., Yu, X., Jiang, G. (2016). Effects of cattle manure compost combined with chemical fertilizer on topsoil organic matter, bulk density and earthworm activity in a wheat-maize rotation system in Eastern China. *Soil Tillage Res.* 156: 140-147. <https://doi.org/10.1016/j.still.2015.10.010>
- Haga, K. (1990) Production of compost from organic wastes. ASPAC. Food and Fertilizer Technology Center. Extension Bulletin, 311: 1-18.
- Hamoda, M. F., Qdais, H. A. A., Newham, J. (1998). Evaluation of municipal solid waste composting kinetics. *Resources, Conservation and Recycling*, 23: 209-223. [https://doi.org/10.1016/S0921-3449\(98\)00021-4](https://doi.org/10.1016/S0921-3449(98)00021-4)
- Harada, Y., Haga, K., Osada, T., Koshino, M. (1993). Quality of Compost Produced from Animal Wastes. *Japan Agricultural Research Quarterly*, 26: 238-246.
- Haug, R. T. (1993). *The Practical Handbook of Compost Engineering*, 1st ed.; Taylor and Francis Inc., London.
- Hepperly, P., Lotter, D., Ullsh, C. Z., Seidel, R., Reider, C. (2009). Compost, manure and synthetic fertilizer influences crop yields, soil properties, nitrate leaching and crop nutrient content. *Compost Science & Utilization*, 17: 117-126. <https://doi.org/10.1080/1065657X.2009.10702410>
- Hogland, W., Bramryd, T., Persson, I. (1996). Physical, biological and chemical effects of unsorted fractions of industrial solid waste in waste fuel storage. *Waste Management and Research*, 14: 197-210. <https://doi.org/10.1006/wmre.1996.0019>
- Huang, X.Y., Wang, C.K., Zhao, Y.W., Sun, C.H., Hu, D.G. (2021). Mechanisms and regulation of organic acid accumulation in plant vacuoles. *Hortic. Res.*, 8: 227. <https://doi.org/10.1038/s41438-021-00702-z>
- Hung, Y.-T., Holloman, K., Paul, H. H., Huhnke, C. R., Hung, Y.-T., Holloman, K., Paul, H. H., Huhnke, C. R. (2021). Composting processes for food processing wastes: A review. *GSC Advanced Research and Reviews*, 8: 183-186. <https://doi.org/10.30574/GSCARR.2021.8.1.0162>
- Hw, Z., Pagliari, P.H., Waldrip, H.M. (2016). Applied and Environmental Chemistry of Animal Manure: A Review. *Pedosphere*, 26: 779–816. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(15\)60087-X](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(15)60087-X)
- Idrovo-Novillo, J., Gavilanes-Terán, I., Angeles Bustamante, M., Paredes, C. (2018). Composting as a method to recycle renewable plant resources back to the ornamental plant industry: Agronomic and economic assessment of composts. *Process Safety and Environmental Protection*, 116: 388-395. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2018.03.012>
- Idrovo-Novillo, J., Gavilanes-Terán, I., Veloz-Mayorga, N., Erazo-Arrieta, R., Paredes, C. (2019). Closing the cycle for the cut rose industry by the reuse of its organic wastes: A case study in Ecuador. *J. Clean. Prod.* 220: 910-918. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.02.121>
- Iglesias Jiménez, E., Barral Silva, M. T., Marhuenda Egea, F. C. (2008). Indicadores de la estabilidad y madurez del compost. En: Moreno Casco, J., Moral Herrero, R. (Eds.), *Compostaje*. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid. pp. 243-283.
- Iglesias Jiménez, E., Pérez García, V. (1992). Determination of maturity indexes for city refuse composts. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 38, 331-343. [https://doi.org/10.1016/0167-8809\(92\)90154-4](https://doi.org/10.1016/0167-8809(92)90154-4)
- INEC (2014-2022). Encuesta de Superficie y producción Agropecuaria Continua- ESPAC. Series Históricas. Disponible en: <https://www.ecuadorencifras.gob.ec/estadisticas-agropecuarias-2/> (fecha de acceso 19 de febrero 2024)
- INEC (2017-2022). Estadísticas ambientales. Informe de años anteriores. Disponible en: <https://www.ecuadorencifras.gob.ec/informacion-de-anos-antiores-modulo-ambiental-de-la-espac/> (fecha de acceso 8 de marzo 2024)
- INEC (2022a). Encuesta de Superficie y producción Agropecuaria Continua-ESPAC. Disponible en: <https://www.ecuadorencifras.gob.ec/estadisticas-agropecuarias-2/> (fecha de acceso 22 marzo 2024).
- INEC (2022b). Censo Ecuador-Viviendas. Disponible en: <https://censoecuador.ecudatanalytics.com/> (fecha de acceso 22 marzo 2024).
- INEC (2022c). Módulo de Información Ambiental y Tecnificación Agropecuaria-ESPAC 2022. Disponible en: <https://www.ecuadorencifras.gob.ec/informacion-agroambiental/> (fecha de acceso 22 marzo 2024).
- IPCC (2006). Intergovernmental Panel on Climate Change Guidelines for National Greenhouse

- Gas Inventories. Disponible en: <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/index.html> (fecha de acceso 18 marzo 2024).
- Iqbal, S., Thierfelder, C., Khan, H.Z., Javeed, H.M.R., Arif, M., Shehzad, M. (2017). Maximizing maize quality, productivity and profitability through a combined use of compost and nitrogen fertilizer in a semi-arid environment in Pakistan. *Nutrient Cycl. Agroecosyst.*, 107: 197-213. <https://doi.org/10.1007/s10705-017-9829-y>
- Jacob, G., Dienorowitz, F., Jaschke, N. (2022). Spatial mathematical modeling of static compost piles with heat recovery. *Detritus*, 20: 56-69. <https://doi.org/10.31025/2611-4135/2022.15213>
- Jara-Samaniego, J., Pérez-Murcia, M. D., Bustamante, M. A., Pérez-Espinosa, A., Paredes, C., López, M., López-Lluch, D. B., Gavilanes-Terán, I., Moral, R. (2017). Composting as sustainable strategy for municipal solid waste management in the Chimborazo Region, Ecuador: Suitability of the obtained composts for seedling production. *Journal of Cleaner Production*, 141: 1349-1358. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.09.178>
- Jiang, J., Huang, H., Huang, Y., Liu, X., Liu, D. (2018). Relationship between maturity and microbial communities during pig manure composting by phospholipid fatty acid (PLFA) and correlation analysis. *J. Environ. Manage.*, 206: 532-539. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.10.067>
- Jiang, J., Huang, Y., Liu, X., Huang, H. (2014). The effects of apple pomace, bentonite and calcium superphosphate on swine manure aerobic composting. *Waste Management*, 34: 1595-1602. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.05.002>
- Jin, C., Du, S., Wang, Y., Condon, J., Lin, X., Zhang, Y. (2009). Carbon dioxide enrichment by composting in greenhouses and its effect on vegetable production. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 172: 418-424. <https://doi.org/10.1002/jpln.200700220>
- Khan, M. A. I., Ueno, K., Horimoto, S., Komai, F., Someya, T., Inoue, K., Tanaka, K., Ono, Y. (2009). CIELAB colorvariables as indicators of compost stability. *Waste Manage.*, 29: 2969-2975. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.06.021>
- Kimman, N. (2019). Modeling of a Heating System Equipped With a Biomeiler and a Heat Pump. *Engineering Thermodynamics*. Technical University Delft, Delft, the Netherlands. Disponible en : https://biomeiler.nl/wp-content/uploads/2019/07/ME55015_Research_Assignment_Nick-Kimman_4507371_v2.pdf (fecha acceso 15 marzo 2024)
- Kithome, M., Paul, J. W., Bomke, A. A. (1999). Reducing nitrogen losses during simulated composting of poultry manure using adsorbents or chemical amendments. *Journal of Environmental Quality*, 28: 194-201. <https://doi.org/10.2134/jeq1999.00472425002800010023x>
- Larney, F. J., Sullivan, D. M., Buckley, K. E., Eghball, B. (2006). The role of composting in recycling manure nutrients. *Canadian Journal of Soil Science*, 86: 597-611. <https://doi.org/10.4141/S05-116>
- Lehmann, J., Gaunt, J., Rondon, M. (2006). Bio-char sequestration in terrestrial ecosystems—a review. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 11: 403-427. <https://doi.org/10.1007/s11027-005-9006-5>
- Levis, J.W.; Barlaz, M.A. (2013). *Composting Process Model Documentation*; North Carolina State University: Raleigh, NC, USA.
- Li, Q., Song, Y.T., Li, G.D., Yu, P.J., Wang, P., Zhou, D.W. (2015). Grass-legume mixtures impact soil N, species recruitment, and productivity in temperate steppe grassland. *Plant Soil.*, 394: 271-285. <https://doi.org/10.1007/s11104-015-2525-2>
- Li, Q., Zhou, D., Denton, M.D. (2020). Plant Nitrogen and Phosphorus Resorption in Response to Varied Legume Proportions in a Restored Grassland. *Plants*, 9: 292. <https://doi.org/10.3390/plants9030292>
- Liang, C., Das, K. C., McClendon, R. W. (2003). The influence of temperature and moisture contents regimes on the aerobic microbial activity of a biosolids composting blend. *Bioresource Technology*, 86: 131-137. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(02\)00153-0](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(02)00153-0)
- Loggia, R., Cardinale, C., Cardinale, A. (2019). Composting water heater and method of heating water compost. Disponible en: <https://patents.google.com/patent/US10287790B2/en> (fecha de acceso 15 marzo 2024).
- López, R., Giráldez, I., Palma, A., and Jesús Díaz, M. (2016). Assessment of compost maturity by using an electronic nose. *Waste Manag.* 48, 174-180. doi:10.1016/j.wasman.2015.09.039
- Makan, A., Fadili, A. (2020). Sustainability assessment of large-scale composting technologies

- using PROMETHEE method. *Journal of Cleaner Production*, 261: 121244. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2020.121244>
- Malesani, R., Pivato, A., Bocchi, S., Lavagnolo, M. C., Muraro, S., Schievano, A. (2021). Compost Heat Recovery Systems: An alternative to produce renewable heat and promoting ecosystem services. *Environmental Challenges*, 4: 100131. <https://doi.org/10.1016/J.ENVC.2021.100131>
- Malesani, R., Schievano, A., Di Maria, F., Sisani, F., Pivato, A. (2022). Compost heat recovery systems: Global warming potential impact estimation and comparison through a life cycle assessment approach. *Detritus*, 19: 37-48. <https://doi.org/10.31025/2611-4135/2022.15196>
- Mata Álvarez, J., González Hurtado, J.L. (2008). Residuos ganaderos. En: *Compostaje*. Moreno Casco, J. y Moral Herrero, R. (Eds.). Ediciones Mundi-Prensa, Madrid, pp. 553-570.
- McClelland, S.C., Cotrufo, M.F., Haddix, M.L., Paustian, K., Schipanski, M.E. (2022). Infrequent compost applications increased plant productivity and soil organic carbon in irrigated pasture but not degraded rangeland. *Agric., Ecosyst. Environ.*, 333: 107969. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.107969>
- Medina, J., Monreal, C., Barea, J.M., Arriagada, C., Borie, F., Cornejo, P. (2015). Crop residue stabilization and application to agricultural and degraded soils: A review. *Waste Manag.*, 42: 41-54. <https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2015.04.002>
- Meseguer, M. L. (2016). Valorización de residuos de palmera y lodos de depuradora mediante co-compostaje. Trabajo Fin de Máster, Universidad Miguel Hernández de Elche.
- Meyer, R.D., Marcum, D.B., Orloff, S.B., Schmierer, J.L. (2007). Alfalfa fertilization strategies. In: Summers, C.G., Putnam, D.H. (Eds.), *Irrigated alfalfa management in mediterranean and desert zones*. Chapter 6. University of California Agriculture and Natural Resources, Publication 8310.
- Mgalula, M.E.; Wasonga, O.V.; Hülsebusch, C.; Richter, U.; Hensel, O. (2021). Greenhouse gas emissions and carbon sink potential in Eastern Africa rangeland ecosystems: A review. *Pastoralism*, 11, 19. <https://doi.org/10.1186/s13570-021-00201-9>
- Miller, F. C., Harper, E. R., Macauley, B. J., Gulliver, A. (1990). Composting based on moderately thermophilic and aerobic conditions for the production of commercial mushroom growing compost. *Australian Journal of Experimental Agriculture*, 30: 287-296. <https://doi.org/10.1071/EA9900287>
- Miller, F.C. (1993). Composting as a process based on the control of ecologically selective factors. En: *Soil Microbial Ecology, Meeting*, F.B. (Ed.). Marcel Dekker, Inc., New York. pp. 515-544.
- Moreno Casco, J., Mormeneo Bernat, S. (2008). Microbiología y bioquímica del proceso de compostaje. En: *Compostaje*. Moreno Casco, J., Moral Herrero, R. (Eds.). Mundi-Prensa, Madrid.
- Mukhtar, S., Sweeten, J., Auvermann, B. (1999). Solid-Liquid Separation of Animal Manure and Wastewater. Disponible en: <https://hdl.handle.net/1969.1/86859> (fecha de acceso 13 marzo 2024)
- Mwape, M.C., Muchilwa, I.E., Siagi, Z.O., Yamba, F.D. (2020). Waste to energy: heat recovery from the compost reactor as a source of renewable energy. *Int. J. Energy Eng.* 10: 10-15. <https://doi.org/10.5923/j.ijee.20201001.02>
- Naciones Unidas (2015). *Objetivos de desarrollo sostenible*. Disponible en : <https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/objetivos-de-desarrollo-sostenible/> (fecha de acceso 15 marzo 2024).
- Nakayama, A., Nakasaki, K., Kuwahara, F., Sano, Y. (2007). A lumped parameter heat transfer analysis for composting processes with aeration. *Journal of Heat Transfer*, 129: 902-906. <https://doi.org/10.1115/1.2712858>
- Nasir, I. M., Mohd. Ghazi, T. I., Omar, R., Idris, A. (2014). Bioreactor Performance in the Anaerobic Digestion of Cattle Manure: A Review. *Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization, and Environmental Effects*, 36: 1476-1483. <https://doi.org/10.1080/15567036.2010.542439>
- Nwanze, K., Clark, O. G. (2019). Optimizing Heat Extraction from Compost. *Compost Science & Utilization*, 27: 217-226. <https://doi.org/10.1080/1065657X.2019.1686443>
- OCDE-FAO (2019). *OCDE-FAO Perspectivas Agrícolas 2019-2028*, OECD Publishing, París/Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Roma.
- Onwosi, C. O., Igbokwe, V. C., Odimba, J. N., Eke, I. E., Nwankwoala, M. O., Iroh, I. N., Ezeogu, L. I. (2017). Composting technology in waste stabilization: On the methods, challenges and future prospects. *Journal of Environmental Management*, 190: 140-157. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.12.051>

- Orloff, S.B. (2007). Choosing appropriate sites for alfalfa production. En: Summers, C.G., Putnam, D.H. (Eds.), *Irrigated alfalfa management in mediterranean and desert zones*. Chapter 2. University of California Agriculture and Natural Resources, Publication 8310. Disponible en: <https://alfalfa.ucdavis.edu/sites/g/files/dgvnsk12586/files/media/documents/UCAlfalfa8288AppropSite-reg.pdf> (fecha de acceso 25 marzo 2024)
- Paradelo, R., Moldes, A. B., Prieto, B., Sandu, R.G., Barral, M. T. (2010). Can stability and maturity be evaluated in finished composts from different sources?. *Compost Sci. Util.*, 18: 22-31. <https://doi.org/10.1080/1065657X.2010.10736930>
- Paredes, C., Medina, E., Bustamante, M.A., Moral, R. (2016). Effects of spent mushroom substrates and inorganic fertilizer on the characteristics of a calcareous clayey-loam soil and lettuce production. *Soil Use Manag.*, 32: 487-494. <https://doi.org/10.1111/sum.12304>
- Parkinson, R., Gibbs, P., Burchett, S., Misselbrook, T. (2004). Effect of turning regime and seasonal weather conditions on nitrogen and phosphorus losses during aerobic composting of cattle manure. *Bioresource Technology*, 91: 171-178. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(03\)00174-3](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(03)00174-3)
- Peng, G., Tuo, Z., Xing-yu, L., Xin-wei, C., Yao-xiong, L., Peng-fei, F., Shi-ping, L., Jing, H., Ju-sheng, G., Zhen-hua, Z., Hui-min, Z. (2023). Improvement of soil fertility and rice yield after long-term application of cow manure combined with inorganic fertilizers. *J. Integr. Agric.*, 22: 2221-2232. <https://doi.org/10.1016/j.jia.2023.02.037>
- Pergola, M., Persiani, A., Palese, A. M., Di Meo, V., Pastore, V., D'Adamo, C., Celano, G. (2018). Composting: The way for a sustainable agriculture. *Applied Soil Ecology*, 123: 744-750 <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.10.016>
- Pergola, M., Persiani, A., Pastore, V., Palese, A.M., D'Adamo, C., De Falco, E., Celano, G. (2020). Sustainability assessment of the green compost production chain from agricultural waste: A case study in southern Italy. *Agronomy*, 10: 230. <https://doi.org/10.3390/agronomy10020230>
- Persiani, A., Montemurro, F., Diacono, M. (2021). Agronomic and environmental performances of on-farm compost production and application in an organic vegetable rotation. *Agronomy*, 11: 2073. <https://doi.org/10.3390/AGRONOMY11102073>
- Qian, X., Shen, G., Wang, Z., Guo, C., Liu, Y., Lei, Z., Zhang, Z. (2014). Co-composting of livestock manure with rice straw: Characterization and establishment of maturity evaluation system. *Waste Management*, 34: 530-535. <https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2013.10.007>
- Rada, E. C., Ragazzi, M., Villotti, S., Torretta, V. (2014). Sewage sludge drying by energy recovery from OFMSW composting: Preliminary feasibility evaluation. *Waste Management*, 34: 859-866. <https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2014.02.013>
- Rahman, M.H., Singh, N., Kundu, S., Datta, A. (2022). Potential areas of crop residue burning contributing to hazardous air pollution in Delhi during the post-monsoon season. *J. Environ. Qual.*, 51: 181–192. <https://doi.org/10.1002/jeq2.20326>
- Rasapoor, M., Adl, M., Pourazizi, B. (2016). Comparative evaluation of aeration methods for municipal solid waste composting from the perspective of resource management: A practical case study in Tehran, Iran. *J. Environ. Manag.*, 184: 528-534. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.10.029>
- Ravenstein, C. (2011). Rule 1133.3- Emission Reductions from Greenwaste Composting. Disponible en: <http://www.agmd.gov/docs/default-source/compliance/training/compliance-assistance-workshop-composting-operations/rule-1133-3.pdf> (fecha de acceso 22 marzo 2024)
- Raza, S., Ahmad, J. (2016). Composting process: a review. *International Journal of Biological*
- Reibe, K., Roß, C. L., Ellmer, F. (2015). Hydro-/Biochar application to sandy soils: impact on yield components and nutrients of spring wheat in pots. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 61: 1055-1060. <https://doi.org/10.1080/03650340.2014.977786>
- RETEMA (2024). Equipos de compostaje COMPO: la solución para la valorización de residuos orgánicos. Disponible en: <https://www.retema.es/actualidad/equipos-de-compostaje-compo-la-solucion-para-la-valorizacion-de-residuos-organicos> (fecha de acceso 22 marzo 2024)
- Reyes-Torres, M., Oviedo-Ocaña, E. R., Dominguez, I., Komilis, D., Sánchez, A. (2018). A systematic review on the composting of green waste: Feedstock quality and optimization strategies. *Waste Management*, 77: 486-499. <https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2018.04.037>
- Richard, T. L., Hamelers, H. V. M., Veeken, A., Silva, T. (2002). Moisture relationships in composting processes. *Compost Science & Utilization*, 10: 286-302.

- <https://doi.org/10.1080/1065657X.2002.10702093>
- Roland Mote, C., Griffis, C.L. (1982). Heat production by composting organic matter. *Agric. Wastes*, 4: 65-73. [https://doi.org/10.1016/0141-4607\(82\)90055-5](https://doi.org/10.1016/0141-4607(82)90055-5)
- Roletto, E.; Barberis, R.; Consiglio, M.; Jodice, R. (1985). Chemical parameters for evaluating compost maturity. *BioCycle*, 26: 46-47.
- Román, P., Martínez, M.M., Pantoja, A. (2013). Manual de compostaje del agricultor: Experiencias en América Latina. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, Oficina Regional para América Latina y el Caribe. Santiago de Chile.
- Rongfei, Z., Wei, G., Huiqing, G. (2017). Comprehensive review of models and methods used for heat recovery from composting process. *International Journal of Agricultural and Biological Engineering*, 10: 1-12. <https://doi.org/10.25165/j.ijabe.20171004.2292>
- Sánchez-Monedero, M. A., Roig, A., Paredes, C., Bernal, M. P. (2001). Nitrogen transformation during organic waste composting by the Rutgers system and its effects on pH, EC and maturity of the composting mixtures. *Bioresource Technology*, 78: 301-308. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(01\)00031-1](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(01)00031-1)
- Sarkar, A., Saha, M., Saha, J.K., Vassanda Coumar, M., Mandal, A., Patra, A. K. (2022). Comparative assessment of P adsorption, release kinetics, enzymatic activities of weathered fly ash amended texturally different soils. *Int. J. Environ. Sci. Technol.*, 19: 2089-2106. <https://doi.org/10.1007/s13762-021-03196-3>
- Sayara, T., Basheer-Salimia, R., Hawamde, F., Sánchez, A. (2020). Recycling of organic wastes through composting: Process performance and compost application in agriculture. *Agronomy*, 10: 1838. <https://doi.org/10.3390/agronomy10111838>
- Scaglia, B., Pognani, M., Adani, F. (2015). Evaluation of hormone-like activity of the dissolved organic matter fraction (DOM) of compost and digestate. *Sci. Total Environ.*, 514: 314-321. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.02.009>
- Seki, Hirakazu, Kiyose, S., Sakida, S. (2014). An experimental system for the recovery, accumulation, and utilization of heat generated by bamboo chip biodegradation using a small-scale apparatus. *Journal of Agricultural Meteorology*, 70: 1-11. <https://doi.org/10.2480/agrmet.D-13-00011>
- SFSinstalacion (2023) Proceso de compostaje. Estabilización de la fracción orgánica. Disponible en: <https://sfsinstalacion3.com/instalaciones/compostaje/#uael-gallery-4> (fecha acceso 22 marzo 2024)
- Sharma, B., Vaish, B., Mahajan, M., Singh, U.K., Singh, P., Singh, R.P. (2019). Recycling of Organic Wastes in Agriculture: An Environmental Perspective. *Int. J. Environ. Res.*, 13: 409-429. <https://doi.org/10.1007/s41742-019-00175-y>
- Sigurnjak, I., Vaneckhaute, C., Michels, E., Ryckaert, B., Ghekiere, G., Tack, F. M. G., Meers, E. (2017). Fertilizer performance of liquid fraction of digestate as synthetic nitrogen substitute in silage maize cultivation for three consecutive years. *Science of The Total Environment*, 599-600: 1885-1894. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2017.05.120>
- Silva, M. E., Lemos, L. T., Cunha-Queda, C. A., Nunes, O. C. (2009). Co-composting of poultry manure with low quantities of carbon-rich materials. *Waste Management & Research*, 27: 119-128. <https://doi.org/10.1177/0734242X08096693>
- Smith, M. M., Aber, J. D., Rynk, R. (2017). Heat Recovery from Composting: A Comprehensive Review of System Design, Recovery Rate, and Utilization. *Compost Science and Utilization*, 25: S11-S22. <https://doi.org/10.1080/1065657X.2016.1233082>
- Smith, M., Aber, J. (2014). Heat recovery from compost. *BioCycle*, 55: 26-29. <https://www.biocycle.net/heat-recovery-from-compost/>
- Snyman, H.A (2015). Short-term responses of Southern African semi-arid rangelands to fire: A review of impact on soils. *Arid Land Res. Manag.*, 29: 222-236. <https://doi.org/10.1080/15324982.2014.944244>
- Sołowiej, P., Pochwatka, P., Wawrzyniak, A., Łapiński, K., Lewicki, A., Dach, J. (2021). The Effect of heat removal during thermophilic phase on energetic aspects of biowaste composting process. *Energies*, 14: 1183. <https://doi.org/10.3390/en14041183>
- Stegenta-Dąbrowska, S., Randerson, P.F., Białowiec, A. (2022). Aerobic biostabilization of the organic fraction of municipal solid waste-monitoring hot and cold spots in the reactor as a novel tool for process optimization. *Materials*, 15: 3300. <https://doi.org/10.3390/ma15093300>
- Stentiford, E.I. (1987). Recent developments in composting. En: *Compost, Production, Quality and Use*, de Bertoldi, M., Ferranti, M., L'Hermite, P., Zucconi, F. (Eds.). Elsevier, London, pp. 52-60.

- Stentiford, E.I. (1996). Composting control: Principles and practice. En: *The Science of Composting*. de Bertoldi, M., Sequi, P., Lemmes, B., Papi, T. (Eds). Springer, Dordrecht.
- Su, G., Ong, H. C., Zulkifli, N.W.M., Ibrahim, S., Chen, W.S., Chong, C.T., Ok, Y.S. (2022). Valorization of animal manure via pyrolysis for bioenergy: A review. *Journal of Cleaner Production*, 343: 130965. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.130965>
- Sundberg, C., Smårs, S., Jönsson, H. (2004). Low pH as an inhibiting factor in the transition from mesophilic to thermophilic phase in composting. *Bioresource Technology*, 95: 145-150. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2004.01.016>
- Sundberg, C., Yu, D., Franke-Whittle, I., Kauppi, S., Smårs, S., Insam, H., Romantschuk, M., Jönsson, H. (2013). Effects of pH and microbial composition on odour in food waste composting. *Waste Management*, 33: 204-211. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.09.017>
- Tiquia, S. M., Tam, N. F. Y. (2002). Characterization and composting of poultry litter in forced-aeration piles. *Process Biochemistry*, 37: 869-880. [https://doi.org/10.1016/S0032-9592\(01\)00274-6](https://doi.org/10.1016/S0032-9592(01)00274-6)
- Tiquia, S.M. (2005). Microbiological parameters as indicators of compost maturity. *J. Appl. Microbiol.*, 99: 816-828. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.2005.02673.x>
- Torres-Climent, A., Martin-Mata, J., Marhuenda-Egea, F., Moral, R., Barber, X., Perez-Murcia, M. D., Paredes, C. (2015). Composting of the solid phase of digestate from biogas production: optimization of the moisture, C/N ratio, and pH conditions. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 46: 197–207. <https://doi.org/10.1080/00103624.2014.988591>
- Tucker, M.F. (2006). Extracting thermal energy from composting. *Biocycle*, 47: 38-43. <https://www.biocycle.net/extracting-thermal-energy-from-composting/>
- Upadhaya, S., Kim, I. (2020). Importance of micronutrients in bone health of monogastric animals and techniques to improve the bioavailability of micronutrient supplements - A review. *Anim. Biosci.*, 33: 1885-1895. <https://doi.org/10.5713/ajas.19.0945>
- US Composting Council (2001). Field guide to compost use. Disponible en: <http://www.mncompostingcouncil.org/uploads/1/5/6/0/15602762/fgcu.pdf> (fecha acceso 8 enero 2024).
- van der Weerden, T.J., Noble, A., de Klein, C.A.M., Hutchings, N., Thorman, R.E., Alfaro, M.A., Amon, B., Beltran, I., Grace, P., Hassouna, M., Krol, D.J., Leytem, A.B., Salazar, F., Velthof, G.L. (2021). Ammonia and nitrous oxide emission factors for excreta deposited by livestock and land-applied manure. *J. Environ. Qual.*, 50: 1005-1023. <https://doi.org/10.1002/jeq2.20259>
- Vaneekhaute, C., Meers, E., Michels, E., Buysse, J., Tack, F. M. G. (2013). Ecological and economic benefits of the application of bio-based mineral fertilizers in modern agriculture. *Biomass and Bioenergy*, 49: 239-248. <https://doi.org/10.1016/J.BIOMBIOE.2012.12.036>
- Vanotti, M.B., Millner, P.D., Szogi, A.A., Campbell, C.R., Fetterman, L.M. (2006). Aerobic composting of swine manure solids mixed with cotton gin waste. Paper N° 06-4061, En: *Proceedings of the 2006 ASABE Annual International Meeting*, July 9-12, Portland, Oregon. pp. 1-12.
- Varma, V.S., Ramu, K., Kalamdhad, A.S. (2015). Carbon decomposition by inoculating *Phanerochaete chrysosporium* during drum composting of agricultural waste. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 22: 7851-7858. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3989-y>
- Vaverková, M. D., Adamcová, D., Winkler, J., Koda, E., Petrželová, L., Maxianová, A. (2020). Alternative method of composting on a reclaimed municipal waste landfill in accordance with the circular economy: Benefits and risks. *Science of The Total Environment*, 723: 137971. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137971>
- Wadhwa, M., Bakshi, M. P. S. (2013). Utilization of fruit and vegetable wastes as livestock feed and as substrates for generation of other value-added products. Makkar, H.P.S. (Ed.). APHCK-FAO, Roma.
- Walsh, J. J., Jones, D. L., Edwards-Jones, G., Williams, A. P. (2012). Replacing inorganic fertilizer with anaerobic digestate may maintain agricultural productivity at less environmental cost. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 175: 840-845. <https://doi.org/10.1002/JPLN.201200214>
- Walther, E., Ferrier, R., Bennacer, R., Desa, C., Thierry, E. (2016). Heat recovery in compost piloe for building applications. *Therm. Sci.*, 21: 299-299. <https://doi.org/10.2298/TSC160411299W>
- Wang, K., Yin, X., Mao, H., Chu, C., Tian, Y. (2018). Changes in structure and function of fungal community in cow manure composting. *Bioresour Technol.*, 255: 123-30.

<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.01.064>

- Wang, Q., Wang, Z., Awasthi, M.K., Jiang, Y., Li, R., Ren, X., Zhao, J., Shen, F., Wang, M., Zhang, Z. (2016). Evaluation of medical stone amendment for the reduction of nitrogen loss and bioavailability of heavy metals during pig manure composting. *Bioresour. Technol.*, 220: 297-304. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.08.081>
- Wang, S., Meng, Q., Zhu, Q., Niu, Q., Yan, H., Li, K., Li, G., Li, X., Liu, H., Liu, Y., Li, Q. (2021). Efficient decomposition of lignocellulose and improved composting performances driven by thermally activated persulfate based on metagenomics analysis. *Sci. Total Environ.*, 794: 148530. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148530>
- Wang, X., Bai, Z., Yao, Y., Gao, B., Chadwick, D., Chen, Q., Hu, C., Ma, L. (2018) Composting with negative pressure aeration for the mitigation of ammonia emissions and global warming potential. *J. Clean. Prod.*, 195: 448-457. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.05.146>
- Xu, C., Mou, B. (2016). Short-term effects of composted cattle manure or cotton burr on growth, physiology, and phytochemical of spinach. *HortSci.*, 51: 1517-1523. <https://doi.org/10.21273/HORTSCI11099-16>
- Zhang, B., Xu, Z., Jiang, T., Huda, N., Li, G., Luo, W. (2020). Gaseous emission and maturity in composting of livestock manure and tobacco wastes: Effects of aeration intensities and mitigation by physiochemical additives. *Environmental Technology and Innovation*, 19: 100899. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.100899>
- Zhang, L., Zhang, J., Zeng, G., Dong, H., Chen, Y., Huang, C., Zhu, Y., Xu, R., Cheng, Y., Hou, K., Cao, W., Fang, W. (2018). Multivariate relationships between microbial communities and environmental variables during co-composting of sewage sludge and agricultural waste in the presence of PVP-AgNPs. *Bioresour Technol.*, 261: 10-8. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.03.089>
- Zhang, R. H., Westerman, P. W. (1997). Solid-liquid separation of annual manure for odor control and nutrient management. *Applied Engineering in Agriculture*, 13: 385-393. <https://doi.org/10.13031/2013.21614>
- Zhou, S., Han, L., Huang, G., Yang, Z., Peng, J. (2018). Pyrolysis characteristics and gaseous product release properties of different livestock and poultry manures: Comparative study regarding influence of inherent alkali metals. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 134: 343-350. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2018.06.024>
- Zhu, Q.H., Li, G., Jiang, Z.W., Li, M.Q., Ma, C.F., Li, X.T., Li, Q.L. (2020). Investigating the variation of dissolved organic matters and the evolution of autotrophic microbial community in composting with organic and inorganic carbon sources. *Bioresour. Technol.*, 304: 123013. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123013>
- Zucconi, F., de Bertoldi, M. (1987). Compost specifications for the production and characterization of compost from municipal solid waste. En: de Bertoldi, M., Ferranti, M.P., L'Hermite, P., Zucconi, F. (Eds.), *Compost: Production, Quality and Use*. Elsevier, Barking, pp. 30-50.
- Zucconi, F., Monaco, A., Forte, M., de Bertoldi, M. (1985). Phytotoxins during the stabilization of organic matter. En: Gasser, J.K.R. (Ed.), *Composting of agricultural and other wastes*. Elsevier Applied Science Publishers, Barking, pp. 73-85.
- Zucconi, F., Pera, A., Forte, M., de Bertoldi, M. (1981). Evaluating toxicity of immature compost. *BioCycle* 22, 54-57.

7. Anexos

7. Anexos

7.1 Publicación 1: Characterization of Agro-Livestock Wastes for Composting in Rural Zones in Ecuador: The Case of the Parish of San Andrés. Víctor Hugo Valverde, Irene Gavilanes-Terán, Julio Idrovo-Novillo, Lourdes Carrera-Beltrán, Sofía Buri-Tanguila, Kimberly Salazar-García, Concepción Paredes

Characterization of Agro-Livestock Wastes for Composting in Rural Zones in Ecuador: The Case of the Parish of San Andrés

Víctor Hugo Valverde¹, Irene Gavilanes-Terán², Julio Idrovo-Novillo², Lourdes Carrera-Beltrán², Sofía Buri-Tanguila², Kimberly Salazar-García², Concepción Paredes^{3,*}

¹ Faculty of Engineering, Nacional University of Chimborazo EC060108, Riobamba (Chimborazo), Ecuador; ² Faculty of Science, Polytechnic School of Chimborazo, EC 060155, Riobamba (Chimborazo), Ecuador;

³ Centro de Investigación e Innovación Agroalimentaria y Agroambiental (CIAGRO-UMH), Miguel Hernandez University, EPS-Orihuela, Ctra Beniel Km. 3.2, 03312 Orihuela, Spain; * Correspondence: c.paredes@umh.es (C.P.)

Abstract

In Ecuador, the agriculture and livestock sectors are very important within the economy of rural areas. These activities generate a large amount of waste whose management is not optimized. Thus, the aim of this work was to characterize different agro-livestock wastes generated in a rural area, the parish of San Andrés (Chimborazo-Ecuador), in order to know their composition to design suitable composting processes for their treatment. To this end, different physicochemical and chemical parameters were determined in 24 crop residue samples and 18 manure samples, and two piles were elaborated with the same proportion of wastes (51% vegetable residue + 35% cow manure + 14% sawdust) and composted by turning or passive aeration. Throughout the composting process, the temperature and oxygen concentration were recorded and the evolution of different physicochemical, chemical, and biological parameters and the quality of the final composts were studied. The results indicated that the agro-livestock residues presented notable macro and micronutrient and organic matter contents and low levels of heavy metals, these properties being positive for their subsequent treatment in a co-composting experiment. This experiment demonstrated that the composting processes are a feasible strategy for the treatment of these residues and yield compost with an adequate agricultural quality (notable nitrogen content, low heavy metal and soluble mineral salt contents and 92–94% in germination index). Moreover, the passive aeration system can be recommended because this aeration method reduced composting times and the work associated with the process. However, more studies are required on this composting system and other agro-livestock wastes to establish a management protocol for all the waste generated, which will contribute to the sustainability of the agro-livestock sector in the area studied.

Keywords

crop residues; manures; macro and micronutrients; phytotoxic compounds; composting

1. Introduction

Ecuador is divided into 24 provinces, which comprise a total of 221 cantons. The cantons are subdivided into parishes for local administration. There are two types of parishes: urban and rural. The rural parishes of Ecuador depend directly and mainly on crops and livestock, fundamental sectors of the Ecuadorian economy. Together, these two activities accounted for an average of 8.1% of the annual Ecuadorian gross domestic product in the period from 2011 to 2020 [1]. In 2020, the total cultivated land area in Ecuador was 5.2 million hectares, distributed among cultivated and natural pastures, permanent and transitory crops, and fallow [2]. In that same year, the livestock sector was led by poultry, with 27 million birds, followed by cattle, with 4.3 million heads, pigs, with 1.1 million heads, and other species such as sheep and horses [2].

The Ecuadorian agricultural sector is led by small producers [3] belonging to the rural population, which represented 35.8% of the total Ecuadorian population in 2020 [4]. They use

traditional production techniques, generating significant amounts of solid wastes, whose management is not optimized. Most of this population lacks the knowledge, technology or financial capacity necessary for the adequate management of the wastes generated in the farms, since they live in poverty and have difficulties covering their basic needs [5]. The wastes from the agricultural activity include crop residues (branches, stems, leaves, roots, etc.), as well as products rejected because they do not meet the quality criteria necessary for commercialization. These wastes are often deposited on unoccupied land for drying and incineration, with the consequent environmental pollution, produced mainly by the emission of greenhouse gases [6]. The livestock waste is mainly composed of the manures (excreta, urine, and bedding material) of the different species reared. Most of these manures are deposited directly on the soils or are stored in nearby croplands for drying and subsequent incorporation into the soil without any dosage criteria. Hence, these practices lead to significant environmental impacts on the atmosphere, soil, and inland water masses, such as greenhouse gas emissions [7], and contamination of water sources and soils due to excess nutrients, pathogens, and the xenobiotics given to animals [8,9].

Agricultural crop wastes have a variable mineral content and a high organic load, including lipids, proteins, waxes, lignin, polyphenols, cellulose, and hemicellulose [10,11]. Additionally, manures have high contents of bioavailable nutrients, organic matter, and microelements that are important for plant growth [12]. The treatment of these residues by composting to obtain organic fertilizers would contribute to the reinvestment of these constituents in the agricultural production cycle, thus reducing chemical fertilizer use and the negative environmental impacts and production costs associated with it [13]. Composting is a very suitable method for waste treatment in developing countries because it can be performed with low-tech systems and it has low costs compared to other waste recycling technologies [14]. The composting of agro-livestock wastes can also reduce the environmental problems related to their management, due to the reduction of their volume [13], the degradation of phytotoxic compounds such as xenobiotics given to animals and polyphenols [6,15], and the potential elimination of pathogens [16]. However, due to the heterogeneous origin of agro-livestock residues, their composition is highly variable [10,11,12] and, therefore, before composting these residues, a systematic determination of their composition is necessary.

Hence, based on the above-mentioned considerations, the objective of this study was to evaluate the types of organic wastes from crops and livestock generated in a rural zone in Ecuador—specifically, the parish of San Andrés—and to determine their composition to be able to develop composting processes that contribute to the treatment of these residues. This information will allow the assessment of whether the composting of agro-livestock wastes can be applied to promote the sustainability of the agricultural sector in this area.

2. Materials and Methods

2.1. Study Area and Surveys

The study was carried out in the parish of San Andrés, located in the Guano canton, in the northwest of the province of Chimborazo (Ecuador). This parish has a total area of 159.9 km², in an elevation range between 2900 and 6310 m above sea level (a.s.l.), and a variety of climates, from that of the glacier in the Chimborazo volcano to a cold and temperate climate, with ranges of monthly average temperatures and annual total rainfall of 8–14 °C and 500–1000 mm, respectively. San Andrés has a population of more than 15,000 inhabitants, distributed in 32 communities and eight neighborhoods, whose economic activities are mainly agricultural (representing 57% of the total economic activities of this parish) [17].

In this study, 30 farmers were surveyed to obtain information on the crop and livestock species produced in the parish of San Andrés and the fates of the waste from agro-livestock activities. The surveys were conducted in the communities of Santa Lucía de Chuquipogoyo, Sigsipamba, San José de la Silveria, Calshi Grande, Cuatro Esquinas, San Pablo, Pulinguí, 12 de Octubre, Tuntatacto, Uchanchi, Paquibug, Tualhál, El Quinual, and Batzacón because these communities have the largest area of agricultural production (from 200 to 1053 ha), and the largest number of animal breeders and hectares of land for breeding and grazing [17].

2.2. Agro-Livestock Wastes

The agro-livestock residues characterized were those from the most important crops and livestock in the parish of San Andrés. This information was obtained through surveys. Therefore, 24 crop residue samples and 18 manure samples were collected by subsampling a single large sample ([Table 1](#)). These subsamples were dried at 60 °C, ground, and sieved to 0.5 mm for later analysis. All determinations were made in triplicate.

Table 1. Origin and general characteristics of the agro-livestock wastes.

Sample code	Residue	Sampling site (community)	Residue characteristics
Crop residue			
CR-1	Maize (n=3)	Santa Lucía de Chuquipogoyo; Batzacón and Sigsipamba	Plant stems; leaves and roots
CR-2	Sweet corn (n=2)	Calshi Grande and San José de la Silveria	Plant stems; leaves and roots
CR-3	Pea (n=3)	Batzacón and Pulinguí	Plant stems; leaves; pods and roots
CR-4	Barley (n=3)	Santa Lucía de Chuquipogoyo; Tuntatacto and Uchanchi	Plant stems
CR-5	Broad bean (n=5)	San José de la Silveria; Paquibug; Tuhualág and Cuatro Esquinas	Plant stems; leaves; pods; roots and non-marketable vegetables
CR-6	Potato (n=3)	Batzacón; Calshi Grande and San Pablo	Plant stems; leaves and roots
CR-7	Carrot (n=5)	Santa Lucía de Chuquipogoyo; Cuatro Esquinas and El Quinual	Plant stems and non-marketable vegetables
Manure			
M-1	Cow manure (n=10)	Batzacón; Calshi Grande; Cuatro Esquinas; San Pablo; Santa Lucía de Chuquipogoyo and El Quinual	Excrement with straw litter
M-2	Cow manure-feed fed (n=2)	12 de Octubre	Excrement with straw litter.
M-3	Sheep manure (n=2)	San José de la Silveria and Pulinguí	Excrement without litter.
M-4	Pig manure (n=2)	Calshi Grande and Pulinguí	Excrement without litter.
M-5	Horse manure (n=2)	Cuatro Esquinas and Tuntatacto	Excrement with straw litter

2.3. Co-Composting Experiment

To assess the feasibility of treating the studied wastes by composting, two mixtures of residues were formed, each one (approximately 1000 kg) with dimensions of 2 × 3 m at the base and a height of 1.5 m, using a mixture of vegetable residues (VR) from different horticultural crops (composed of non-marketable vegetables and crop residues—branches, stems, leaves, roots, etc.), cow manure (CM), and sawdust (SR). The proportions (on a fresh weight basis) in each pile were: 51% VR + 35% CM + 14% SR. These waste proportions were selected to achieve an initial total organic carbon (Corg)/total nitrogen (Nt) ratio of 25–35, suitable for an active composting process [18]. Two cost-effective and low-energy intensive aeration systems were used in these piles: turning aeration (TA) and passive aeration (PA). The PA system consisted of the use of perforated polyvinylchloride pipes that crossed longitudinally the bottom of the composting pile in order to provide aeration through natural processes of diffusion and convection, in a similar way to the experiment of Rasapoor et al. [19]. [Figure 1](#) graphically shows the aeration systems used in this co-composting experiment.

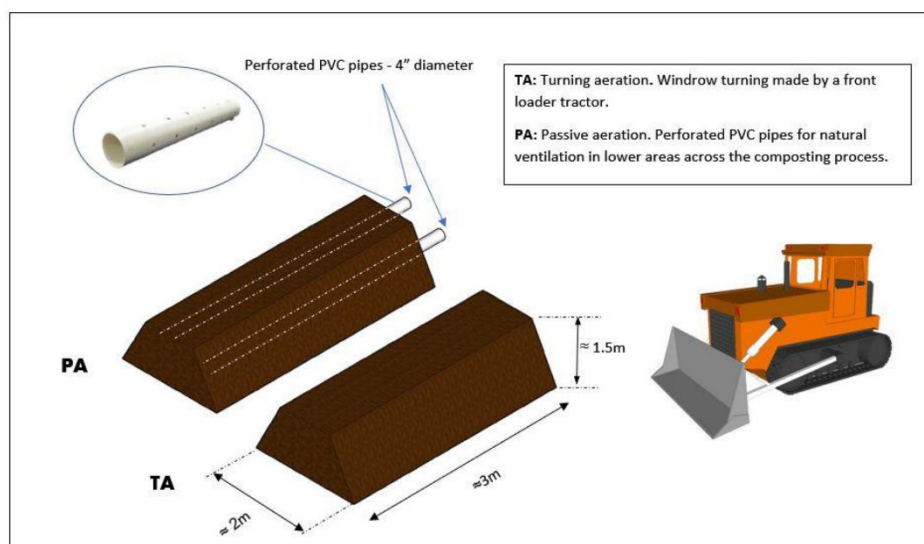


Figure 1. Graphical description of the set-up of co-composting experiment. PVC: polyvinylchloride.

Throughout the process, the moisture content of each pile was controlled to guarantee adequate values (40–60%). The leachate was not collected and reincorporated into the piles. The average temperature and oxygen concentration were recorded daily at five different points, at a depth of 30 cm from the top, using portable probes. The ambient temperature was also measured daily. In the TA pile a total of five turnings were carried out, while in the PA pile only two were carried out, with the purpose of homogenizing the mixture. The bio-oxidative phase lasted 190 days and 154 days for piles TA and PA, respectively. Both piles were allowed to mature for one month, during which time the moisture content of the mixtures was maintained between 40 and 60%. At the beginning of the composting process and at the end of the maturation stage, representative samples were obtained from each pile by taking and mixing seven sub-samples from seven different sites encompassing the whole pile profile. These samples were dried and treated in the same way as the samples obtained from agro-livestock wastes. All determinations were made in triplicate.

2.4. Analytical and Statistical Methods

In agro-livestock residue samples and samples from the composting piles, the pH and electrical conductivity (EC) were determined in a 1:10 (*w/v*) water extract. In a water-soluble extract of the samples, 1:20 (*w/v*), water-soluble anions (Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} , and PO_4^{3-}), and water-soluble polyphenols were measured by ion chromatography and the modified Folin–Ciocalteu method, respectively. Organic matter (OM) was determined by loss on ignition at 430 °C for 24 h. Automatic elemental microanalysis was used to determine Corg and Nt. After $\text{HNO}_3/\text{HClO}_4$ digestion, P was measured colorimetrically as molybdovanadate phosphoric acid and K, micronutrients and heavy metals were determined by inductively coupled plasma mass spectrophotometry. In an aqueous extract of the samples vs. a control with deionized water, cress (*Lepidium sativum* L.) seed germination and root elongation were measured to calculate of germination index (GI) ($\text{GI} = [(\text{number of seeds germinated in the sample}/\text{number of seeds germinated in control} \times 100) \times (\text{root length of seeds germinated in the sample}/\text{root length of seeds germinated in the control} \times 100)]/100$). All analytical methods used are described in detail by Gavilanes-Teran et al. [10].

The characterization data of the crop residues and manures were subjected to statistical analysis, considering the types of residues and the number of samples available. The mean value, the range of values, and the coefficient of variation (CV) of each parameter, considering the type of residue, were calculated. A one-way analysis of variance (ANOVA) was performed to test whether there were statistically significant differences in the mean value of each parameter

studied among the different types of residue. When the F-ANOVA was significant, the Tukey-b test was performed as a post-hoc analysis to evaluate the differences among the specific means of the distinct residues, these being shown in the results using letters for a probability of 95% ($p < 0.05$). In the composting experiment, OM losses were calculated according to the formula used by Paredes et al. [20] and fitted to a first-order kinetic equation [21]: % OM losses = $A(1 - e^{-kt})$, where A is the OM potentially degradable (%), k the degradation rate constant (days^{-1}), and t the composting time (days). The adjusted R^2 values were calculated to compare the fit of different functions and to determine the statistical significance of the curves fitted to the experimental data. The least significant difference (LSD) test was used, at $p < 0.05$, to determine the significant differences between the values of each parameter studied in each pile during the composting process. All analyses were performed with the IBM SPSS 22 statistical program.

3. Results and Discussion

3.1. The Crop and Livestock Species Produced in the Parish of San Andrés and the Fates of the Waste Generated

The results obtained through the surveys show that the predominant crops in the parish of San Andrés were potato and broad bean, with 20.6% and 19.1% of the total crops produced, respectively. Maize and peas were also important crops, each representing 11.1% of the total crops produced, followed by carrot, barley, and sweet corn, each with 7.9% of the total percentage of cultivated products. Products such as alfalfa, onion, cilantro, and ulluco, among others, were also grown, each with less than 5% of the total crops produced. The crops with the highest waste generation were maize, sweet corn, broad bean, pea, potato, and ulluco, whereas carrot and barley produced a small amount of waste, since only the leaves and fine stems are discarded. Other crops, such as alfalfa, coriander, and onion generated practically no waste. Regarding the fates of the crop residues, 66.7% of the producers used them as feed for cattle and minor livestock species and 22.2% placed them on the ground to be crushed and incorporated into the soil for subsequent crops, without prior stabilization. The application of these fresh materials to the soil could cause different adverse effects, such as an increase in the mineralization rate of the soil endogenous organic C through increased microbial activity, the production of anaerobic conditions due to the consumption of oxygen in the mineralization of unstabilized OM and the modification of soil pH [22]. In addition, allelochemicals present in the crop residues, such as polyphenolic compounds, could inhibit the germination and seedling development of the following crop [23]. In addition, another fate of the plant residues was their burning (11.1%), which contributes to the release of greenhouse gases and aerosols into the atmosphere [24,25], the loss of nutrients during rainfall through runoff and decreased carbon storage in the soil [26].

The surveys of the livestock sector indicate that cattle for milk and meat production represented 48% of the livestock numbers in this area, while pig and sheep farming contributed 26% and 22% of the total livestock reared, respectively, horses represented only 2% of the livestock and the remaining 2% corresponded to other, minor species. Of the farmers surveyed, 75% considered manure as waste, 75% of this waste being returned to the farmland after drying, while the remainder stayed directly where it had been excreted by the cattle. These events generate important environmental impacts, such as greenhouse gas emissions [7] and contamination of water sources and soils due to excess nutrients, pathogens, and the xenobiotics given to animals [8,9]. This shows the urgent need to propose environmentally friendly treatments for agro-livestock residues, such as composting, that promote the sustainability of the agricultural sector of this area, thereby solving existing environmental problems and increasing the profitability of agricultural activities.

3.2. Composition of the Agro-Livestock Wastes

The physicochemical, chemical, and biological characteristics of the crop residues and manures are shown in [Table 2](#). The average pH values of the crop residues ranged between 5.50 and 6.76, whereas the manures had slightly higher average values, from 6.89 to 7.86. Vegetable residues contain a large amount of organic acids, with different physiological roles within plants,

which causes their low pH values [27]. However, manure has a high content of nitrogen in organic forms, whose mineralization produces ammoniacal nitrogen in the form of ammonium (NH_4^+) and ammonia (NH_3) [12], the latter contributing to an increase in its pH. In the case of the crop residues, the most acidic were pea, broad bean, and carrot (CR-3, CR-5, and CR-7), whereas among the livestock wastes, horse manure (M-5) showed the highest pH value, followed by pig and sheep manures (M-4 and M-3). The pH will not be a limiting factor for the composting of these agro-livestock wastes, since during this process the microbial activity is adequate in the pH range of 5.5–9.0 [28].

The average salt content, measured as EC, was significantly higher in CR-4 and CR-6 than in the other crop residues analyzed (EC = 6.21 and 6.98 dS/m for CR-4 and CR-6, respectively) (Table 2). In the case of the livestock wastes, M-5 was the most saline (EC = 5.55 dS/m). These high concentrations of mineral salts may limit the agricultural use of composts made from these residues, because during composting the salt concentration increases due to the mineralization of OM and the concentration effect caused by the loss of mass [28]. Therefore, the more saline wastes should be co-composted with less saline wastes so that the final compost has an EC value within the interval set by the US Composting Council [29] for different agricultural uses of compost (EC = 2.5–6.0 dS/m).

The soluble anions contributed to the salt content of the agro-livestock residues analyzed. The average contents of these ions, their ranges and their CV values are shown in Table 3. In the crop residues, the ranges of the average concentrations of Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} , and PO_4^{3-} were 18–75 g/kg, 1.7–4.9 g/kg, 1–36 g/kg, and 1.1–6.8 g/kg, respectively. The residues with the highest average content of Cl^- were those from the crops of maize, sweet corn, broad bean, and potato (CR-1, CR-2, CR-5, and CR-6), the residues of barley and carrot (CR-4 and CR-7) had the highest average contents of NO_3^- , the maize residues (CR-1) showed the highest average SO_4^{2-} content, and the highest average PO_4^{3-} contents were found in the sweet corn, broad bean, and carrot crop residues (CR-2, CR-5, and CR-7). For the livestock wastes, the average values of the soluble anions were in the ranges 15–28 g/kg, 2.5–3.4 g/kg, 1–13 g/kg, and 6.4–20.2 g/kg for Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} , and PO_4^{3-} , respectively. The average Cl^- and PO_4^{3-} contents were highest for M-5, the average NO_3^- concentration was highest for M-3 and M-1, and the average SO_4^{2-} content was highest for M-2. Most of the crop residues showed higher average contents of soluble anions than the manures studied, except in the case of PO_4^{3-} , whose concentration was generally higher in the manures. This could be associated with the use of phosphates as animal feed supplements [30]. A great dispersion was found in the data of the soluble anions for some types of waste, with CV values greater than 100%, due to the wide variation in the soluble anion contents, from below the detection limit to very high values.

Table 2. Physicochemical, chemical, and biological parameters of the agro-livestock wastes (on a dry weight basis).

Residue	pH			EC			OM (%)			Corg (%)			Corg/Nt			Polyphenols (g/kg)			GI (%)		
	Mean	Range	CV	Mean	Range	CV	Mean	Range	CV	Mean	Range	CV	Mean	Range	CV	Mean	Range	CV	Mean	Range	CV
Crop residue																					
CR-1	6.76 e	6.03-7.40	9	2.01 a	06-3.03	43	79.3 b	58.7-91.6	16	30.2 bc	16.0-42.9	42	42.8 b	3.0-130.8	135	8.8 a	2.8-12.1	52	26.2 a	0.1-78.4	172
CR-2	6.46 de	6.09-6.82	5	2.35 a	15-3.45	45	85.3 b	82.5-86.7	2	40.7 cd	37.1-44.6	8	18.2 ab	15.0-20.3	14	19.6 cd	16.3-22.7	17	0.1 a	0-0.1	141
CR-3	5.50 ab	5.07-5.88	4	2.91 a	78-3.05	3	89.9 b	87.1-92.5	2	41.8 d	32.5-45.7	12	7.0 a	5.3-10.5	27	23.6 d	20.7-25.2	9	0.0 a	0-0	-
CR-4	6.30 cde	5.97-6.58	3	6.21 c	15-8.19	43	86.5 b	85.1-87.4	1	44.4 d	43.1-46.3	2	6.4 a	4.8-9.7	32	19.1 cd	17.3-21.3	9	0.0 a	0-0	-
CR-5	5.86 ab	5.47-6.18	3	3.66 ab	.2-4.94	34	86.7 b	79.5-90.4	4	37.8 cd	29.3-44.5	13	7.3 a	4.5-13.2	39	15.5 bc	9.8-18.4	20	0.5 a	0-1.5	144
CR-6	6.08 bcd	5.5-6.62	7	6.98 c	2-10.72	49	63.6 a	46.3-81.5	22	24.1 ab	10.4-41.8	54	32.1 ab	8.1-95.6	106	10.2 ab	7.6-11.6	19	1.3 a	0-3.1	125
CR-7	5.68 ab	4.99-6.40	9	3.03 a	34-7.93	73	66.0 a	55.4-80.6	15	20.2 a	15.3-27.0	15	7.4 a	2.8-32.7	139	16.0 bc	7.0-24.5	35	0.1 a	0-0.4	185
F-ANOVA	11.31***			6.67***			11.57***			15.99***			3.18**			11.70***			1.23 ^{NS}		
Manure																					
M-1	7.09 ab	6.61-7.50	4	1.18 a	52-2.17	35	70.4 c	67.5-73.2	4	33.1 a	31.2-35.7	6	11.6 a	11.3-12.1	2	4.5 b	3.9-5.1	13	20.6 a	16.7-24.4	26
M-2	6.89 a	6.68-7.15	2	2.45 ab	07-3.96	57	68.9 c	59.4-79.8	8	29.7 a	0-42.9	32	9.8 a	4.5-15.7	34	2.9 a	1.3-4.5	30	28.1 a	11.9-40.5	35
M-3	7.28 bc	7.13-7.44	2	3.43 b	05-5.75	69	55.3 b	53.5-57.5	3	27.2 a	20.5-35.8	28	10.3 a	6.3-16.6	45	6.6 c	5.5-7.9	17	0.4 a	0.1-0.7	95
M-4	7.46 c	7.37-7.55	1	1.36 a	91-1.95	28	46.9 a	44.1-49.1	4	23.3 a	21.3-25.8	8	9.7 a	8.4-10.5	8	4.6 b	4.1-5.0	8	69.2 b	38.3-100	63
M-5	7.86 d	7.63-7.96	2	5.55 c	85-6.39	13	65.8 c	64.4-67.5	2	31.7 a	29.1-33.8	5	18.5 b	16.9-20.1	8	4.2 b	3.9-4.6	7	13.8 a	12.7-14.9	11
F-ANOVA	22.68***			21.02***			26.45***			1.36 ^{NS}			9.81***			19.10***			6.31**		

EC: electrical conductivity; OM: organic matter; Corg: total organic C; Nt: total N; GI: germination index; CV: Coefficient of variation. For other abbreviations see Table 1.

** and ***: significant at P < 0.01 and 0.001, respectively. ^{NS}: not significant. Considering the crop residues and manures separately, mean values in columns followed by the same letter do not differ significantly (P < 0.05) (Tukey-b test).

Table 3. Soluble anion contents (on a dry weight basis) of the agro-livestock wastes.

Residue	Cl ⁻ (g/kg)			NO ₃ ⁻ (g/kg)			SO ₄ ²⁻ (g/kg)			PO ₄ ³⁻ (g/kg)		
	Mean	Range	CV	Mean	Range	CV	Mean	Range	CV	Mean	Range	CV
Crop residue												
CR-1	51 bc	40-62	17	1.7 a	1.2-2.6	36	36 c	32-42	10	4.1 ab	2.4-7.2	58
CR-2	75 c	54-96	27	2.8 ab	1.4-4.2	54	14 b	< 1-32	119	6.8 b	< 0.1-9.2	67
CR-3	19 a	< 3-28	51	3.8 ab	3.2-4.6	13	3 ab	< 1-6	113	3.0 ab	2.6-3.6	13
CR-4	23 ab	20–25	9	4.5 b	4.0-5.2	11	8 ab	< 1-12	78	1.1 a	0.2-1.8	65
CR-5	48 bc	< 3-71	43	3.3 ab	<0.1-7.4	71	1 a	< 1-2	110	5.6 b	2.4-9.0	43
CR-6	49 bc	< 3-65	51	2.9 ab	2.0-3.6	23	14 b	< 1-32	103	2.2 ab	1.6-3.0	25
CR-7	18 a	< 3-40	108	4.9 b	3.0-6.8	25	16 b	< 1-24	40	5.9 b	< 0.1-12.2	70
F-ANOVA	8.68***			4.35***			12.19***			3.79***		
Manure												
M-1	17 a	14-20	14	2.5 a	2.4-2.6	5	13 b	< 1-20	68	6.4 a	< 0.1-11.0	75
M-2	15 a	< 3-20	26	2.8 ab	2.2-3.6	15	12 b	< 1-20	59	8.1 a	< 0.1-15.2	39
M-3	17 a	17-17	-	3.4 b	3.2-3.6	5	2 a	< 1-4	115	7.6 a	6.6-9.0	14
M-4	17 a	14-20	14	2.9 ab	2.6-3.2	9	1 a	< 1-2	115	10.2 a	8.6-11.4	12
M-5	28 b	25-31	8	2.5 a	2.2-2.8	10	5 ab	2-8	69	20.2 b	17.8-22.8	12
F-ANOVA	13.96***			4.48**			4.74**			14.82***		

For abbreviations see Tables 1 and 2. ** and ***: significant at $P < 0.01$ and 0.001 , respectively. Considering the crop residues and manures separately, mean values in columns followed by the same letter do not differ significantly ($P < 0.05$) (Tukey-b test).

The materials CR-1, CR-2, CR-3, CR-4, and CR-5 and M-1, M-2, and M-5 showed the highest average OM contents within the crop residues and manures, respectively. These are above the range of values preferred by the US Composting Council [29] for various agricultural applications of composts (OM = 50–60%) (Table 2). This fact is important for the potential production of compost with an adequate OM content, since the concentration of OM is reduced during the composting process due to its degradation. The average content of Corg ranged between 20.2 and 44.4% in the crop residues, and from 23.3 to 33.1% for the livestock wastes, with no significant differences among the different types of manure analyzed. The CV of the Corg/Nt ratio values was greater in the crop residues than in the manures. For an active composting process, the waste ratios are adjusted to achieve a Corg/Nt ratio of 25–35. Lower initial Corg/Nt ratios lead to the loss of N by volatilization as NH₃ and through N₂O and N₂ emissions, with the consequent environmental impact and loss of nutrients. Meanwhile, higher initial Corg/Nt ratios delay the composting process due to the deficiency of N for the development of microorganisms [18]. Thus, for the adequate composting of the agro-livestock residues studied, co-composting mixtures combining wastes with high and low Corg/Nt ratios will have to be elaborated.

The crop residues had the highest concentrations of soluble polyphenols, with a wide range of average values (8.8–23.6 g/kg), whereas among the livestock residues the range was 2.9–6.6 g/kg (Table 2). The crop residues of sweet corn, pea, and barley (CR-2, CR-3, and CR-4) and the sheep manure (M-3) showed the highest concentrations of soluble polyphenols among the crop residues and manures, respectively. These compounds are phytotoxic and can inhibit germination and seedling development [23]. During composting, soluble polyphenols are degraded, especially in the thermophilic stage [31]. Therefore, the composting of these residues will be necessary for their detoxification before their agricultural use. The phytotoxicity of the residues was studied by determining the GI. The results show that all the residues analyzed, except M-4, had average values of this parameter below the minimum value established by Zucconi et al. [32] to indicate the absence of phytotoxicity (GI > 50%). The crop residues showed extremely low average GI values (0.0–26.2%), while the average GI value ranged from 0.4 to 28.1% for the livestock wastes M-1, M-2, M-3, and M-5. This could be explained by the high contents of salt and soluble polyphenols of these residues, as was observed also by Gavilanes-Terán et al. [10] in a study of different agro-industrial wastes of vegetable and animal origin. The wide range of GI values for

Optimización del compostaje de residuos agropecuarios para la recuperación de la energía calórica del proceso y empleo agrícola de los compost obtenidos

the crop residues is also noteworthy, with CV values greater than 100%, possibly due to the wide variation in the values of this parameter, from 0% to GI measurable values.

The total nitrogen (Nt) content in the residues was also analyzed ([Table 4](#)), the range of average values being 1.09–7.51% and 1.74–3.38% for the crop residues and manures, respectively. The pea, barley, and broad bean residues (CR-3, CR-4, and CR-5) had the highest average Nt concentrations, while no significant differences were found among the values of the livestock residues. All the residues had average Nt contents higher than the minimum value established by the US Composting Council [\[29\]](#) for different agricultural uses of compost (Nt ≥ 1%). This fact is important for the potential production of compost with a high N fertilizing capacity from these residues, since during the composting process the concentration of this nutrient rises due to the mass loss of the composting mixture, provided the losses of this element due to volatilization, emission, and leaching have been controlled [\[18\]](#).

The average concentration of K in the crop residues was in the range of 8–23 g/kg, the highest values being found for CR-4, CR-6, and CR-7 ([Table 4](#)). The livestock residues had average K concentrations between 6 and 35 g/kg, the average value being higher in horse manure (M-5) than in the other manures studied. The average concentrations of micronutrients generally decreased in the following order: Fe > Mn > Zn > Cu, in both the crop residues and manures. In most cases, the average micronutrient contents were higher in the livestock residues than in the crop residues, probably due to the addition of nutritional supplements to the animal feed [\[33\]](#). In general, among the crop residues studied, the potato residues (CR-6) showed the highest concentrations of micronutrients, reflecting the fact that this tubercle is considered one of the important vegetable sources of micronutrients in the human diet [\[34\]](#). However, in the case of the manures, the cow and pig manures (M-1, M-2, and M-4) generally presented the highest average micronutrient contents. The significant contents of K and micronutrients will favor the agricultural use of the compost made from the agro-livestock residues studied.

The contents of heavy metals (average, range, and CV) are shown in [Table 5](#). In general, the livestock residues had average Ni contents higher than those of the crop residues, M-3 having the highest average content of this heavy metal among the livestock residues studied. In all the residues, the contents of Cr and Cd were the lowest of the heavy metals determined, only traces or very low concentrations being detected. The average content of Pb was higher in the crop residues (5.2–36.4 mg/kg) than in the manures (<0.1–21.1 mg/kg). The maize residues (CR-1) and cow manure (M-1) had the highest concentrations of Pb among the crop and livestock residues studied, respectively. However, the concentrations of all the heavy metals were well below the limits established by the US Composting Council [\[29\]](#) for exceptional quality composts. This will contribute to the safe agricultural use of the composts derived from the agro-livestock residues studied, although the content of heavy metals increases during the composting process due to the loss of mass of the composting mixture [\[18\]](#). A wide range of heavy metals contents was found for some types of waste, with values below and above the limit of detection, leading to CV values greater than 100%.

Table 4. Macro and micronutrient contents (on a dry weight basis) of the agro-livestock wastes.

Residue	Nt (%)			K (g/kg)			Fe (mg/kg)			Cu (mg/kg)			Mn (mg/kg)			Zn (mg/kg)		
	Mean	Range	CV	Mean	Range	CV	Mean	Range	CV	Mean	Range	CV	Mean	Range	CV	Mean	Range	CV
Crop residue																		
CR-1	2.99 ab	0.31-5.46	78	8 a	6-11	26	2829 ab	650-6190	85	12 ab	6-16	33	63 ab	21-93	51	42 ab	33-50	13
CR-2	2.32 a	1.94-2.96	19	8 a	5-11	29	705 a	648-778	8	11 ab	10-13	15	26 a	22-28	12	47 abc	36-59	22
CR-3	6.44 cd	3.09-8.21	30	8 a	6-10	18	857 a	671-1045	16	6 a	3-10	42	32 a	27-36	10	48 abc	44-54	8
CR-4	7.51 d	4.65-9.22	25	23 c	23-27	5	803 a	643-906	12	9 ab	8-9	6	26 a	24-28	7	35 a	31-40	10
CR-5	5.63 cd	3.05-7.15	23	17 b	13-25	20	1603 a	1089-2616	34	13 b	11-15	13	104 c	30-201	59	54 bc	36-82	25
CR-6	1.09 a	0.44-1.66	38	22 c	19-27	13	4652 b	1529-7219	53	22 c	11-33	44	130 c	122-141	5	74 d	58-85	14
CR-7	5.07 bc	0.70-6.87	39	21 bc	8-30	39	3037 ab	1276-8253	85	14 b	12-17	15	79 abc	44-129	42	59 c	48-76	17
F-ANOVA	13.19***			18.62***			4.51**			9.27***			8.63***			11.06***		
Manure																		
M-1	3.38 a	2.05-7.29	51	7 a	2-13	44	2041 a	1092-2531	21	33 b	27-45	15	322 d	77-524	39	144 b	100-224	22
M-2	2.85 a	2.66-3.17	7	8 a	7-10	18	2106 a	2040-2243	5	35 b	31-38	8	252 c	208-287	17	131 ab	125-137	4
M-3	2.80 a	2.16-3.37	18	22 b	17-24	17	2553 a	2113-2714	12	22 a	20-24	7	154 ab	152-158	2	93 a	88-95	4
M-4	2.40 a	2.25-2.60	6	6 a	5-6	6	6612 b	6060-7008	6	28 ab	25-30	8	147 ab	139-150	4	116 ab	106-123	7
M-5	1.74 a	1.60-1.87	6	35 c	34-36	2	2027 a	1906-2145	5	22 a	21-22	2	127 a	124-131	3	102 a	97-107	4
F-ANOVA	1.86 ^{NS}			114.54***			130.42***			13.17***			6.28***			5.59**		

For abbreviations see Tables 1 and 2.

** and ***: significant at $P < 0.01$ and 0.001 , respectively. ^{NS}: not significant. Considering the crop residues and manures separately, mean values in columns followed by the same letter do not differ significantly ($P < 0.05$) (Tukey-b test).

Table 5. Heavy metal contents (on a dry weight basis) of the agro-livestock wastes.

Residue	Ni (mg/kg)			Cr (mg/kg)			Cd (mg/kg)			Pb (mg/kg)		
	Mean	Range	CV	Mean	Range	CV	Mean	Range	CV	Mean	Range	CV
Crop residue												
CR-1	2.9 ab	1.0-6.7	93	< 0.1 a	< 0.1-0.2	167	< 0.1 a	< 0.1	-	36.4 c	30.8-39.7	9
CR-2	< 0.1 a	< 0.1	-	< 0.1 a	< 0.1	-	< 0.1 a	< 0.1	-	32.6 bc	26.8-40.5	21
CR-3	0.7 a	< 0.1-1.5	83	1.60 a	< 0.1-5	155	0.5 b	0.4-0.6	22	11.0 ab	9.4-12.7	12
CR-4	1.8 a	< 0.1-5.0	120	< 0.1 a	< 0.1	-	0.4 b	< 0.1-0.7	90	15.8 ab	12.0-19.1	20
CR-5	2.4 a	< 0.1-4.7	88	< 0.1 a	< 0.1	-	< 0.1 a	< 0.1	-	17.3 ab	< 0.1-47.0	24
CR-6	3.8 ab	< 0.1-6.2	78	< 0.1 a	< 0.1	-	< 0.1 a	< 0.1	-	25.4 abc	< 0.1-42.0	79
CR-7	7.6 b	< 0.1-14.5	70	3.49 a	< 0.1-9.98	115	< 0.1 a	< 0.1	-	5.2 a	< 0.1-14.7	130
F-ANOVA	4.99***			3.70 ^{NS}			9.95***			5.18***		
Manure												
M-1	2.9 a	< 0.1-6.6	85	< 0.1 a	< 0.1	-	< 0.1 a	< 0.1	-	21.1 b	7.19-40.6	48
M-2	4.9 a	< 0.1-10.0	113	< 0.1 a	< 0.1	-	< 0.1 a	< 0.1	-	14.7 ab	13-16.6	10
M-3	11.0 c	7.6-14.8	35	< 0.1 a	< 0.1	116	< 0.1 a	< 0.1	-	12.8 ab	6.4-20.1	54
M-4	10.2 bc	8.8-11.8	13	0.14 a	0.13-0.17	12	< 0.1 a	< 0.1	-	0.5 a	< 0.1-1.1	116
M-5	5.6 ab	4.5-6.3	14	< 0.1 a	< 0.1	-	< 0.1 a	< 0.1	-	< 0.1 a	< 0.1	-
F-ANOVA	9.99***			6.87 ^{NS}			4.51 ^{NS}			9.15***		

For abbreviations see Tables 1 and 2.

***: significant at $P < 0.001$. ^{NS}: not significant. Considering the crop residues and manures separately, mean values in columns followed by the same letter do not differ significantly ($P < 0.05$) (Tukey-b test).

3.3. Development of the Composting Process

In both piles, a rapid increase in temperature was observed during the first days of the composting process, reaching temperatures above 40 °C, and the thermophilic stage was maintained for approximately 27 days until the first turning ([Figure 2a](#)). Gavilanes-Terán et al. [6] and Afonso et al. [35] also observed a rapid increase in temperature at the beginning of the composting process, for mixtures of vegetable waste and manure. The turnings improved the oxygenation and homogenization of the mixture and therefore, after their completion, there was an increase in temperature. The TA pile showed higher temperatures than the PA pile. Other authors have also recorded higher temperatures during the composting process using the turning pile system compared to passive aeration system [19,36]. Additionally, the TA pile had a longer thermophilic stage than the PA pile. This fact could be due to the higher amount of O₂ supplied with the prolonged turnings during the process in the TA pile, as can be seen in [Figure 2b](#). In the TA pile, the O₂ percentage remained within the range for optimal process development (15–20% [18]) throughout the entire process, except in the first 40 days, when the highest temperatures were reached, showing greater microbial activity and, therefore, a higher oxygen consumption corresponding to the initial stages of composting [18]. Neither of the two piles met the requirements established by EPA [37] for the sanitation of composted materials through the system of piles with aeration by turning (temperatures ≥ 55 °C for at least 15 consecutive days).

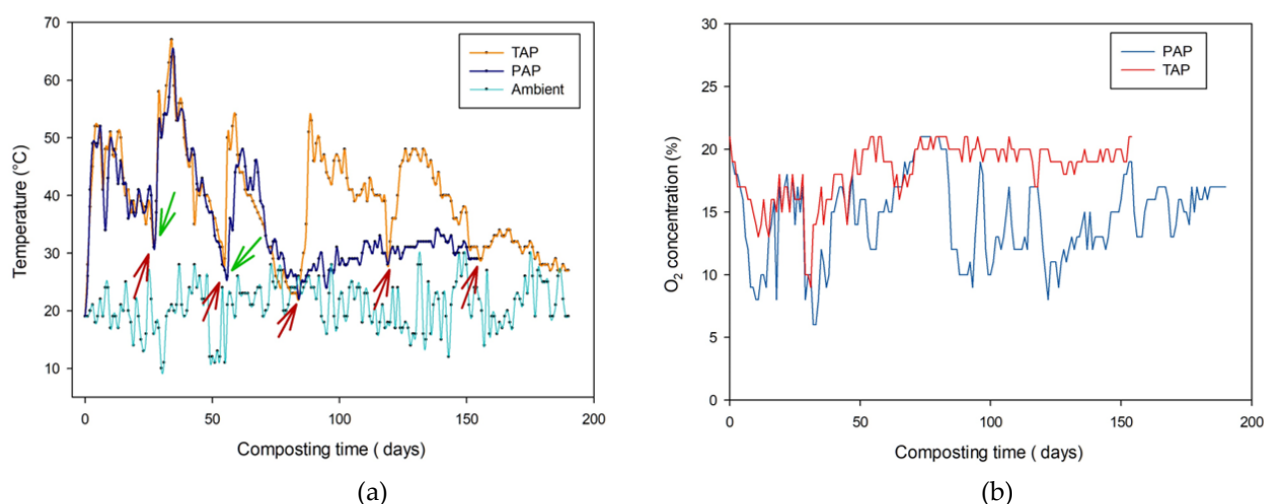


Figure 2. (a) Temperature evolution during the composting process. TAP: turning aeration pile; PAP: passive aeration pile. The red arrows indicate the days on which the turnings were carried out in the TAP and the green arrows the days on which the turnings were carried out in the PAP. (b) O₂ concentration evolution during the composting process.

The microbial activity developed during the composting process produced a reduction in the content of OM, from 82.1 and 80.9% to 40.3 and 46.8% in piles TA and PA, respectively ([Table 6](#)). The OM losses were fitted to a first-order kinetic equation, as indicated in sub-[Section 2.4 Analytical and Statistical Methods](#), obtaining the following values of the statistical parameters: $A = 114.6\%$, $k = 0.0095 \text{ days}^{-1}$, adjusted $R^2 = 0.9890$ for the TA pile; and $A = 89.2\%$, $k = 0.0113 \text{ days}^{-1}$, adjusted $R^2 = 0.9595$ for the PA pile. In the two piles, the variation explained by the model was greater than 95%, indicating that the proposed model was adequate. The A values obtained were above the ranges (76.6–86.8%) found by different authors for the composting of vegetable waste with manure [[6,38](#)]. However, the k values of the piles were below the ranges (0.0128–0.0554 days^{-1}) observed by the aforementioned authors. The A value and OM degradation rate ($A \times k$) (data not shown, but calculable from the data provided) were higher in the TA pile than in the PA pile, indicating that the higher amount of oxygen provided by the turning aeration system ([Figure 2b](#)) favored the degradation of the OM. Pampuro et al. [[36](#)] also observed higher OM degradation during the co-composting of pig slurry solid fraction using the turning pile system, in comparison with the passive aeration system.

Table 6. Evolution of the main parameters during the composting process

Composting time	pH	EC (dS/m)	OM (%)	Corg/Nt	Nt (g/kg)	Polyphenols (g/kg)	GI (%)
Turning Aeration Pile							
Beginning	7.67	3.49	89.1	27.5	15.2	1.98	16.0
Mature	8.94	3.08	40.3	10.4	17.8	0.50	94.4
LSD	0.34	0.30	1.4	2.7	0.5	0.25	3.3
Passive Aeration Pile							
Beginning	8.07	3.85	80.9	27.8	12.7	1.62	16.33
Mature	8.77	2.17	46.8	9.2	17.4	0.76	91.7
LSD	0.20	0.43	1.3	8.7	0.4	0.10	4.3

For abbreviations see Tables 1 and 2. LSD: Least Significant Difference

Optimización del compostaje de residuos agropecuarios para la recuperación de la energía calórica del proceso y empleo agrícola de los compost obtenidos

The degradation of organic nitrogen and acid-type compounds caused an increase in the pH values in both piles, with the final values of this parameter being above the range established by the US Composting Council [29] for the use of compost in agriculture (pH = 6.0–7.5) (Table 6). On the other hand, it is noteworthy that the mixture of residues was adequate, since the initial values of the EC were low (3.49 and 3.85 dS/m for piles TA and PA, respectively), so that the final salt contents of the composts were within the interval set by the US Composting Council [29] for different agricultural uses of compost (EC = 2.5–6.0 dS/m). The salt content decreased during composting, possibly due to the leaching of salts caused by the addition of water, since the leachate was not collected and reincorporated into the piles.

The Nt content, in both piles, increased throughout the process due to a concentration effect produced by the loss of mass of the composting mixture [18] (Table 6). In addition, the initial values of the Corg/Nt ratio of the mixtures of crop residues with cow manure and sawdust were within the range considered optimal to minimize both emissions of nitrogenous gases and any delay of the composting process (C/N ratio = 25–35) [18]. During the composting process, a reduction in the Corg/Nt ratio was observed in both piles, as a result of the loss of Corg and the relative rise in the Nt concentration, and the final values of this ratio were < 20, indicative of a good degree of maturity of the compost [39].

The content of soluble polyphenols was lower in the mature compost than at the beginning of the process, for both mixtures, thus achieving a detoxification of the initial materials. This detoxification of the initial materials was also verified with the increase of the GI throughout the composting process, reaching final values of this parameter above the limit established to indicate the absence of phytotoxicity in a mature compost (GI > 50% [32]) (Table 6). Therefore, the phytotoxicity observed in the agro-livestock residues studied (Table 2) may be reduced by their co-composting to obtain compost with a safe agricultural use.

Agronomic characteristics of the composts obtained are shown in Table 7. The percentages of OM and the phosphorus contents in both final composts were below the interval recommended by the American standards for different agricultural applications of compost [29]. However, OM contents of the composts obtained were within the range of values (OM = 24.1–57.5%) reported in previous experiments using vegetable wastes and manure [6,38], whereas P contents were below the ranges (P = 4.82–10.34 g/kg) found in the above-mentioned experiments. The contents of Nt were higher than those set for compost by US guidelines [29], indicating the outstanding nitrogenous fertilizer capacity of both composts obtained. The K content was slightly higher in the TA compost, whereas the contents of most of the micronutrients and heavy metals were higher in the PA compost. In both mature composts, the heavy metal contents were well below the limits established by the US Composting Council [29] for safe agricultural use of compost.

Table 7. Agronomic characteristics of the obtained compost

	Turning Aeration Compost	Passive Aeration Compost	US Composting Council Guidelines [28]
OM (%)	40.3	46.8	50-60
Nt (g/kg)	17.8	17.4	>10
P (g/kg)	3.95	3.25	>10
K (g/kg)	12.3	9.5	-
Na (g/kg)	1.34	1.26	-
Cr (mg/kg)	39	65	1200
Mn (mg/kg)	124	148	-
Fe (mg/kg)	3547	5987	-
Ni (mg/kg)	4.41	6.22	420
Cu (mg/kg)	39	35	1500
Zn (mg/kg)	57	58	2800
As (mg/kg)	0.75	0.86	41
Se (mg/kg)	0.69	0.69	100
Cd (mg/kg)	0.03	0.03	39
Hg (mg/kg)	0.11	0.11	17
Pb (mg/kg)	0.85	1.33	300

For abbreviations see Tables 2 and 4.

4. Conclusions

From the results obtained, it can be concluded that the agro-livestock residues analyzed in the rural agricultural area selected (the parish of San Andrés), possessed positive characteristics for their composting, such as adequate pH values for microbial activity during the process, significant contents of OM and macro and micronutrients, and very low contents of heavy metals. However, these residues showed Corg/Nt ratio values unsuitable for the initiation of the composting process and some had high salinity and an elevated presence of soluble anions. For this reason, the composting strategy designed for these residues must consider the co-composting of several residues in the appropriate proportions and avoid the unitary composting of only one of the residues studied. The waste mixture proposed for composting (51% vegetable residues + 35% cow manure + 14% sawdust) had an initial salinity and balance of nutrients that were optimal, and yielded composts with characteristics suitable for their agricultural use. The aeration system (turnings or passive aeration) did not produce relevant differences in the quality of the compost obtained. Therefore, the passive aeration system can be recommended for the composting of the studied wastes, because it permits a shorter composting time and the work associated with the process is reduced. However, further studies with this composting system and other agro-livestock wastes are required to contribute to the knowledge necessary for the promotion of on-farm composting among the associations of farmers, agricultural technicians, and local politicians, to improve the management of agro-livestock wastes in developing countries.

Author Contributions

Conceptualization, C.P. and I.G.-T.; methodology, V.V.-O., I.G.-T., J.I.-N., L.C.-B., S.B.-T., K.S.-G. and C.P.; software, C.P., J.I.-N. and V.V.-O.; validation, C.P. and I.G.-T.; formal analysis, V.V.-O., I.G.-T., J.I.-N. and C.P.; investigation, C.P. and I.G.-T.; resources, I.G.-T. and C.P.; data curation, C.P., I.G.-T. and V.V.-O.; writing—original draft preparation, V.V.-O., C.P. and I.G.-T.; writing—review and editing, C.P. and I.G.-T.; visualization, C.P., I.G.-T. and J.I.-N.; supervision, C.P. and I.G.-T.; project administration, I.G.-T.; funding acquisition, I.G.-T. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

Funding

This work was supported by the Higher Polytechnic School of Chimborazo (Ecuador), in the framework of the IDI-ESPOCH-2018 project.

Data Availability Statement

Not applicable.

Acknowledgments

This research work is part of the research project entitled: “Design, automation and validation of a heat energy recovery system in the composting process”, carried out between the GAIBAQ (Associated Research Group in Biotechnology, Environment and Chemistry) of the Higher Polytechnic School of Chimborazo and the GIAAMA (Environmental Research Group of Agrochemistry and Environment) of the Miguel Hernández University of Elche, for which the authors appreciate their scientific contribution and funding. The authors are grateful to David J. Walker, for his revision of the written English.

Conflicts of Interest

The authors declare no conflict of interest.

References

1. Banco Central del Ecuador. Información Estadística Mensual No. 2039-Enero. 2022. Available online: <https://contenido.bce.fin.ec/home1/estadisticas/bolmensual/IEMensual.jsp> (accessed on 24 February 2022).
2. INEC. Encuesta de Superficie y Producción Agropecuaria Continua-ESPAC. 2020. Available online: https://www.ecuadorencifras.gob.ec/documentos/web-inec/Estadisticas_agropecuarias/espac/espac-2020/Presentacion%20ESPAC%202020.pdf (accessed on 23 June 2022).
3. FAO. Ecuador en una Mirada. Available online: <https://www.fao.org/ecuador/fao-en-ecuador/ecuador-en-una-mirada/es/> (accessed on 23 June 2022).
4. The World Bank. World Development Indicators. Available online: <https://databank.worldbank.org/source/world-development-indicators> (accessed on 1 July 2022).
5. Blackmore, I.; Iannotti, L.; Rivera, C.; Waters, W.F.; Lesorogol, C. Land degradation and the link to increased livelihood vulnerabilities among indigenous populations in the Andes of Ecuador. *Land Use Policy* **2021**, *107*, 105522. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
6. Gavilanes-Terán, I.; Jara-Samaniego, J.; Idrovo-Novillo, J.; Bustamante, M.A.; Moral, R.; Paredes, C. Windrow composting as horticultural waste management strategy—A case study in Ecuador. *Waste Manag.* **2016**, *48*, 127–134. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
7. van der Weerden, T.J.; Noble, A.; de Klein, C.A.M.; Hutchings, N.; Thorman, R.E.; Alfaro, M.A.; Amon, B.; Beltran, I.; Grace, P.; Hassouna, M.; et al. Ammonia and nitrous oxide emission factors for excreta deposited by livestock and land-applied manure. *J. Environ. Qual.* **2021**, *50*, 1005–1023. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
8. Hw, Z.; Pagliari, P.H.; Waldrip, H.M. Applied and Environmental Chemistry of Animal Manure: A Review. *Pedosphere* **2016**, *26*, 779–816. [[Google Scholar](#)]
9. Ghirardini, A.; Grillini, V.; Verlicchi, P. A review of the occurrence of selected micropollutants and microorganisms in different raw and treated manure—Environmental risk due to antibiotics after application to soil. *Sci. Total Environ.* **2020**, *707*, 136118. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
10. Gavilanes-Terán, I.; Paredes, C.; Pérez-Espinosa, A.; Bustamante, M.A.; Gálvez-Sola, L.; Jara-Samaniego, J. Opportunities and challenges of organic waste management in the agroindustrial sector in South America: Chimborazo province case study. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* **2015**, *46*, 137–156. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]

11. Esparza, I.; Jiménez-Moreno, N.; Bimbela, F.; Ancín-Azpilicueta, C.; Gandía, L.M. Fruit and vegetable waste management: Conventional and emerging approaches. *J. Environ. Manag.* **2020**, *265*, 110510. [[Google Scholar](#)]
12. Chen, L.; Xing, L.; Han, L. Review of the Application of Near-Infrared Spectroscopy Technology to Determine the Chemical Composition of Animal Manure. *J. Environ. Qual.* **2013**, *42*, 1015–1028. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
13. Pergola, M.; Persiani, A.; Palese, A.M.; Di Meo, V.; Pastore, V.; D’Adamo, C.; Celano, G. Composting: The way for a sustainable agriculture. *Appl. Soil Ecol.* **2018**, *123*, 744–750. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
14. Lim, L.Y.; Lee, C.T.; Bong, C.P.C.; Lim, J.S.; Klemeš, J.J. Environmental and economic feasibility of an integrated community composting plant and organic farm in Malaysia. *J. Environ. Manag.* **2019**, *244*, 431–439. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
15. Li, H.Y.; Zheng, X.Q.; Cao, H.Y.; Tan, L.; Yang, B.; Cheng, W.M.; Xu, Y. Reduction of antibiotic resistance genes under different conditions during composting process of aerobic combined with anaerobic. *Bioresour. Technol.* **2021**, *325*, 124710. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
16. Xie, G.; Kong, X.; Kang, J.; Su, N.; Fei, J.; Luo, G. Fungal community succession contributes to product maturity during the co-composting of chicken manure and crop residues. *Bioresour. Technol.* **2021**, *328*, 124845. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
17. Gobierno Autónomo Descentralizado de la Parroquia de San Andrés. Available online: <http://sanandres.gob.ec/> (accessed on 28 February 2022).
18. Bernal, M.P.; Sommer, S.G.; Chadwick, D.; Qing, C.; Guoxue, L.; Michel, F.C., Jr. Current approaches and future trends in compost quality criteria for agronomic, environmental, and human health benefits. *Adv. Agron.* **2017**, *144*, 143–233. [[Google Scholar](#)]
19. Rasapoor, M.; Adl, M.; Pourazizi, B. Comparative evaluation of aeration methods for municipal solid waste composting from the perspective of resource management: A practical case study in Tehran, Iran. *J. Environ. Manag.* **2016**, *184*, 528–534. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
20. Paredes, C.; Roig, A.; Bernal, M.P.; Sánchez-Monedero, M.A.; Cegarra, J. Evolution of organic matter and nitrogen during co-composting of olive mill wastewater with solid organic wastes. *Biol. Fert. Soils* **2000**, *32*, 222–227. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
21. Haugh, R.T. *The Practical Handbook of Compost Engineering*; Taylor and Francis Inc.: London, UK, 1993. [[Google Scholar](#)]
22. Medina, J.; Monreal, C.; Barea, J.M.; Arriagada, C.; Borie, F.; Cornejo, P. Crop residue stabilization and application to agricultural and degraded soils: A review. *Waste Manag.* **2015**, *42*, 41–54. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
23. Fu, B.; Chen, L.; Huang, H.; Qu, P.; Wei, Z. Impacts of crop residues on soil health: A review. *Environ. Pollut. Bioavailab.* **2021**, *33*, 164–173. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
24. Mgalula, M.E.; Wasonga, O.V.; Hülsebusch, C.; Richter, U.; Hensel, O. Greenhouse gas emissions and carbon sink potential in Eastern Africa rangeland ecosystems: A review. *Pastoralism* **2021**, *11*, 19. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
25. Rahman, M.H.; Singh, N.; Kundu, S.; Datta, A. Potential areas of crop residue burning contributing to hazardous air pollution in Delhi during the post-monsoon season. *J. Environ. Qual.* **2022**, *51*, 181–192. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
26. Snyman, H.A. Short-term responses of Southern African semi-arid rangelands to fire: A review of impact on soils. *Arid Land Res. Manag.* **2015**, *29*, 222–236. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
27. Huang, X.Y.; Wang, C.K.; Zhao, Y.W.; Sun, C.H.; Hu, D.G. Mechanisms and regulation of organic acid accumulation in plant vacuoles. *Hortic. Res.* **2021**, *8*, 227. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
28. Onwosi, C.O.; Igbokwe, V.C.; Odimba, J.N.; Eke, I.E.; Nwankwoala, M.; Iroh, I.N.; Ezeogu, L.I. Composting technology in waste stabilization: On the methods, challenges and future prospects. *J. Environ. Manag.* **2017**, *190*, 140–157. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
29. US Composting Council. Field Guide to Compost Use. 2001. Available online: <http://www.mncompostingcouncil.org/uploads/1/5/6/0/15602762/fgcu.pdf> (accessed on 30 June 2022).
30. Sajid, M.; Bary, G.; Asim, M.; Ahmad, R.; Ahamad, M.I.; Alotaibi, H.; Rehman, A.; Khan, I.; Guoliang, Y. Synoptic view on P ore beneficiation techniques. *Alex. Eng. J.* **2022**, *61*, 3069–3092. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]

Optimización del compostaje de residuos agropecuarios para la recuperación de la energía calórica del proceso y empleo agrícola de los compost obtenidos

31. Bouhia, Y.; Lyamlouli, K.; El Fels, L.; Youssef, Z.; Ouhdouch, Y.; Hafdi, M. Effect of microbial inoculation on lipid and phenols removal during the co-composting of olive mill solid sludge with green waste in bioreactor. *Waste Biomass Valoriz.* **2021**, *12*, 1417–1429. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
32. Zucconi, F.; Pera, A.; Forte, M.; de Bertoldi, M. Evaluating toxicity of immature compost. *Biocycle* **1981**, *22*, 54–57. [[Google Scholar](#)]
33. Upadhaya, S.; Kim, I. Importance of micronutrients in bone health of monogastric animals and techniques to improve the bioavailability of micronutrient supplements—A review. *Anim. Biosci.* **2020**, *33*, 1885–1895. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[Green Version](#)]
34. Ekin, Z. Some analytical quality characteristics for evaluating the utilization and consumption of potato (*Solanum tuberosum* L.) tubers. *Afr. J. Biotechnol.* **2011**, *10*, 6001–6010. [[Google Scholar](#)]
35. Afonso, S.; Arrobas, M.; Pereira, E.L.; Rodrigues, M.A. Recycling nutrient-rich hop leaves by composting with wheat straw and farmyard manure in suitable mixtures. *J. Environ. Manag.* **2021**, *284*, 112105. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
36. Pampuro, N.; Dinuccio, E.; Balsari, P.; Cavallo, E. Evaluation of two composting strategies for making pig slurry solid fraction suitable for pelletizing. *Atmos. Pollut. Res.* **2016**, *7*, 288–293. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
37. EPA. Environmental Regulations and Technology Control of Pathogens and Vector Attraction in Sewage Sludge. Available online: https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-04/documents/control_of_pathogens_and_vector_attraction_in_sewage_sludge_july_2_003.pdf (accessed on 20 July 2022).
38. Idrovo-Novillo, J.; Gavilanes-Terán, I.; Bustamante, M.A.; Paredes, C. Composting as a method to recycle renewable plant resources back to the ornamental plant industry: Agronomic and economic assessment of composts. *Process. Saf. Environ. Protect.* **2018**, *116*, 388–395. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
39. Bernal, M.; Alburquerque, J.; Moral, R. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment: A review. *Bioresour. Technol.* **2009**, *100*, 5444–5453. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]

7.2 *Publicación 2: Agronomic, economic and environmental comparative of different aeration systems for on-farm composting . Víctor Valverde-Orozco, Irene Gavilanes-Terán, Julio Idrovo-Novillo, Lourdes Carrera-Beltrán, Cristian Basantes-Cascante, M^a Angeles Bustamante, Concepción Paredes*

Agronomic, economic and environmental comparative of different aeration systems for on-farm composting

Víctor Valverde-Orozco ¹, Irene Gavilanes-Terán ², Julio Idrovo-Novillo ², Lourdes Carrera-Beltrán ², Cristian Basantes-Cascante ², M^a Angeles Bustamante ³, Concepción Paredes ^{4*}

¹Faculty of Engineering, National University of Chimborazo, Riobamba 060108, Chimborazo, Ecuador

²Faculty of Science, Higher Polytechnic School of Chimborazo, Riobamba 060155, Chimborazo, Ecuador

³Sociedad Civil Minera Goldmins, Malvas 070302, Zaruma (El Oro), Ecuador

⁴Centro de Investigación e Innovación Agroalimentaria y Agroambiental (CIAGRO-UMH), Miguel Hernandez University, EPS-Orihuela, ctra. Beniel km 3.2, 03312 Orihuela, Alicante, Spain

Abstract

On-farm composting of agro-livestock wastes can be considered the most appropriate method for their recycling. Pile turning (PW) is one of the most widely used aeration systems for composting. However, this system has long composting periods and is inefficient at supplying oxygen and controlling the temperature. To minimize these drawbacks, the combination of turnings with forced aeration (PR) is an option; in this work, this combination was compared to PW as an aeration system for the co-composting of vegetable waste with different manures. In this comparative study, the evolution of the process, the compost quality and the economic and environmental impacts of the process were evaluated. The PR system was more appropriate for obtaining sanitized composts (the temperature was ≥ 55 °C for at least three consecutive days) with an adequate degree of maturity. Furthermore, this system reduced the organic matter and nutrient losses, yielding composts with higher agronomic value and a higher total combined value of the nutrients than those obtained using the PW system. However, the energy consumption and associated CO₂ emissions were lower for the PW system, since this aeration system was based only on turnings without the use of forced aeration, as in the case of the PR system. Agricultural valorization of composts will offset this energy consumption and its impact, since it will contribute to reducing the use of synthetic fertilizers. However, more studies are required on the PR composting system and other agro-livestock wastes for the creation of centralized on-farm composting sites, where all steps of the composting chain are optimized.

Keywords:

agro-livestock wastes; compost; forced aeration; pile turning; combined aeration system

1. Introduction

In 2021, South America produced approximately 417 million tons of edible plant products (cereals, fruits and vegetables) and had a cattle herd of around 3192 million heads. In that year, Ecuador was the sixth greatest producer, with 12.7 million tons of agricultural products and 177.2 million heads of live animals [1]. Crops and livestock are fundamental sectors of the economy of this country, accounting for 8.2% of the gross domestic product in 2021 [2]. These sectors constitute the main livelihood of the rural population, which comprised 35.6% of the total Ecuadorian population in 2021 [3]. This population generally has no knowledge of, and no technology or financial capacity for, the proper management of the waste generated on farms. The main residues generated by arable activity are plant and pruning residues and non-

marketable products, which are often deposited on unoccupied land for drying and subsequent burning, producing impacts on the environment, such as the emission of greenhouse gases [4]. Additionally, the main destination of manure is its application to the soil without any technical criteria. This manure application to farmland could cause environmental damage, including atmospheric pollution by greenhouse gas emission [5] and contamination of soils and water resources due to the spread of pathogens and pharmaceutical products [6], as well as to the excess of nutrients [7,8].

Therefore, a great challenge is to achieve sustainable family farming production through better use of natural resources, especially in the context of climate change, which requires technological and institutional innovations to increase the resilience of the livelihoods of rural populations [9].

In this context, on-farm composting is considered a strategic technology for the sustainability of agricultural activities that can solve critical problems such as the elimination of vegetable wastes and manure. The composts obtained can be used as organic amendments or fertilizers within the area in which these wastes are generated, thus increasing the fertility and health of the soil and the carbon sequestration in the soil [10], as well as reducing inorganic fertilizer use and promoting efficient economic growth with reduced environmental impacts [10,11,12,13].

The co-composting of vegetable wastes and manure favors their degradation and recycling. Vegetable wastes are characterized by several aspects that complicate their composting; for example, the presence of components whose degradation is slow (waxes, lignins, other polyphenols, etc.) and a high C/N ratio, especially in the case of cereal and pruning residues, condition the biodegradability of these materials and prolong the composting process [14]. Moreover, manure contains antibiotics and pathogens that can be degraded and reduced in abundance, respectively, during the composting process [15,16]. Additionally, these residues can be considered a source of microorganisms and nitrogen [17]. Thereby, in several works, it has been reported that the addition of easily degradable residues, such as manure, to co-compost vegetable wastes increased the activity of microorganisms and the maintenance of the thermophilic stage, yielding a sanitized final material free of phytotoxins and with stabilized and humified organic matter (OM) [4,18,19,20].

Several on-farm composting methods can be applied, such as composting in open-air piles with different aeration systems or in confined systems. The investment and operational costs, the composting time, the availability of the necessary space and the amount of material to be composted are the main factors involved in the selection of the method of composting [11]. Among the composting systems for open-air piles, the aeration systems used most widely for the co-composting of vegetable waste and manure are pile turning and forced aeration. Pile turning is the prime candidate for the co-composting of these residues because it is considered a low-tech, energy-efficient and cost-effective aeration system. However, this system is more time-consuming than the forced aeration system [21,22]. Furthermore, forced aeration is the most efficient system with regard to the supply of oxygen and temperature control during composting [23,24] and reduces greenhouse gas emissions associated with the OM degradation [21]. On the other hand, the homogeneity of the composting mixture is low in forced aeration systems, since the material on the surface and at the bottom of the pile undergoes less degradation due to its lower temperature. This homogeneity of the materials during composting can be achieved by turning. The combination of both aeration systems could partially diminish the drawbacks of each of them when used separately. However, there are few studies on combinations of different aeration systems. Pergola et al. [11,13] composted crop residues using the combination of forced aeration with turnings and found positive economic and environmental results compared to the commercial green compost production. Rasapoor et al. [25] compared different aeration systems with the combination of pile turning and natural ventilation for municipal solid waste composting and they concluded that this aeration system could solve the problem of long degradation time and guarantee the obtaining of quality compost for agricultural use. Lim et al. [21] carried out a review of the existing works on the combination of in-vessel composting with pile turning and observed that the combination of these aeration systems reduced the drawbacks of each system separately,

related to the investment and operational costs, the composting time, the availability of the necessary land area and the power consumption. Therefore, the efficiency and effectiveness of composting with combined aeration systems have been poorly explored. This work was intended to compare pile turning with the combination of forced aeration and turnings for mixtures of crop waste and different fresh manures, with regard to the effects on the composting process, on the thermal profile and the principal physicochemical and biological parameters of the piles, on the agronomic and economic value of the final composts produced and on the energy consumption and its associated carbon emissions.

2. Materials and Methods

2.1. Experimental Procedure for the Composting Process

The composting experiment was performed at the installations of the agricultural farm “La Inmaculada” in Guano canton (Chimborazo, Ecuador). This farm has an area of 4 hectares, in which herbaceous and horticultural crops and fruit trees (apricot, cherry and citrus) are cultivated. The residues to be composted were vegetable wastes (VW), composed of plant and pruning residues and non-marketable vegetables and fruits from previous crops, and three different manures from nearby farms: broiler chicken manure (BCM), guinea pig manure (GPM) and cow manure (CM). The BCM came from a farm with a production of 100 fowls/year, where rice husk is used as the bedding material and about 4.4 tons/year of manure are generated. The GPM was obtained from a farm where 80 guinea pigs/year are raised, with ground corn cob, wood chip and cocoa husk as the bedding material, giving an annual production of 2.6 tons of manure. The CM was collected from a dairy farm with 30 head of cattle, Jersey breed, with a production of manure + straw (bedding material) of 328 tons/year. The characteristics of these initial materials are shown in [Table 1](#).

Table 1. Characteristics of the initial materials: vegetable wastes (VW), broiler chicken manure (BCM), guinea pig manure (GPM) and cow manure (CM) (dry weight basis).

	VW	BCM	GPM	CM
Corg (%)	36.0	28.4	48.8	35.6
Nt (%)	0.53	2.44	2.62	2.60
Corg/Nt	67.9	11.6	18.6	13.7
P (g kg ⁻¹)	3.72	8.36	5.80	9.26
K (g kg ⁻¹)	29.6	12.2	34.2	10.1
Ca (g kg ⁻¹)	13.0	7.6	10.0	18.8
Mg (g kg ⁻¹)	6.44	7.10	3.52	9.26
Na (g kg ⁻¹)	0.87	4.45	2.06	1.02
Fe (mg kg ⁻¹)	1130	3002	560	2387
Mn (mg kg ⁻¹)	67	167	40	151
Cu (mg kg ⁻¹)	10	39	9	24
Zn (mg kg ⁻¹)	49	126	83	51

Corg: total organic carbon, Nt: total nitrogen.

Six trapezoidal piles (approximately 1000 kg, with a base of 2 m × 3 m and a height of 1.5 m) were made by combining VW and manure to obtain a suitable Corg/Nt ratio (close to 25). The mixtures were made as follows on a fresh weight basis: Pile PW1: 76% VW + 24% BCM; Pile PR1: 76% VW + 24% BCM; Pile PW2: 76% VW + 24% GPM; Pile PR2: 76% VW + 24% GPM; Pile PW3: 76% VW + 24% CM; Pile PR3: 76% VW + 24% CM. Three of them (PW1, PW2, PW3) were composted using the aeration system with turnings (PW), and the others (PR1, PR2, PR3), with a system that combined turnings and forced aeration (PR). For the forced aeration, the air was blown from the base of the pile through three perforated PVC tubes of 3 m length and 12 cm diameter. Forced aeration was provided for 30 min every 12 h, to reach an aeration rate of 0.6 L min⁻¹ kg⁻¹. [Figure 1](#) shows a schematic presentation of the composting experiment design. All

the piles were turned five times with a front-loading tractor. [Figure 2](#) shows the days of the turnings. In each pile, the temperature was measured daily at five different points throughout the pile profile, using a temperature probe. When the temperatures of the piles were close to the ambient and re-heating was absent, it was considered that the active phase had ended. The manual and forced aeration were ceased at this point and the composts were allowed to mature.

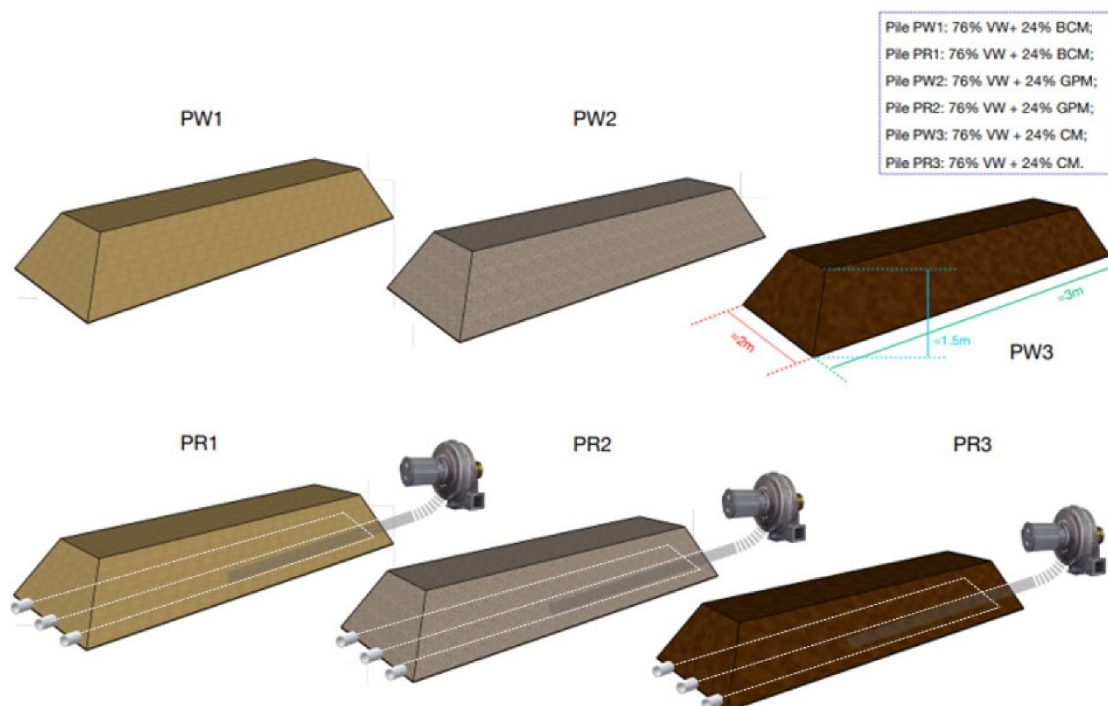


Figure 1. Schematic presentation of the composting experiment design. VW: Vegetable wastes, BCM: broiler chicken manure, GPM: guinea pig manure, CM: cow manure.

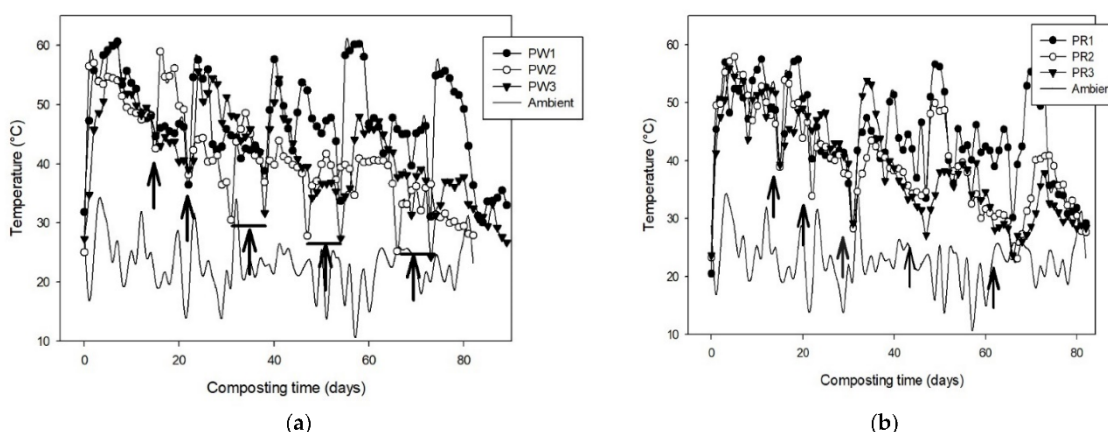


Figure 2. Temperature profiles, throughout the composting process, of the piles composted by the windrow system: (a) piles PW1 [76% vegetable wastes (VW) + 24% broiler chicken manure (BCM)], PW2 [76% VW + 24% guinea pig manure (GPM)] and PW3 [76% VW + 24% cow manure (CM)]; and (b) of the piles composted with a combined system of turning and forced aeration: piles PR1 [76% VW + 24% BCM], PR2 [76% VW + 24% GPM] and PR3 [76% VW + 24% CM]. For other abbreviations, see [Figure 1](#). The arrows indicate the days of the turnings.

All the piles were composted under roofs to avoid the generation of leachates due to rain washing. The moisture contents of the piles were maintained at values higher than 40% throughout the process by using a sprinkler system when necessary. The leachates were not

collected and re-incorporated into the piles. A total of four samplings were carried out in the six piles throughout the composting process. These samples corresponded to the beginning of the process: I (composting time = 0 days), the thermophilic phase: TP (composting time = 15 days), the end of the bio-oxidative phase: EBP (composting time = 82 days) and the mature compost: M (composting time = 142 days). In each pile, sampling was carried out by taking and mixing seven sub-samples from seven different sites encompassing the whole pile profile, to make the final sample representative. The collected samples were dried, ground and sieved to a size smaller than 0.5 mm, prior to their analysis.

2.2. Economic Value of the Final Composts

The economic value of the nutrients in the composts obtained was calculated based on the value of the N, P₂O₅ and K₂O fertilizing units of commercial mineral fertilizers, such as urea, diammonium phosphate (DAP) and potassium chloride (KCl). For all the composts a moisture content of 45% was considered, this being the mean value of the range established by US Composting Council [26] (moisture = 40–50%) for different applications of composts and field conditions. As established by Idrovo-Novillo et al. [19], the value of the fertilizing units of the above-mentioned fertilizers was calculated from their percentages (46% N, 46% P₂O₅ and 60% K₂O, respectively, for urea, DAP, and KCl) and the mean value of these fertilizers provided by Ministerio de Agricultura y Ganadería [27] in the months of January–December 2022 (1051, 1126 and 1100 US dollar tonne⁻¹ for urea, DAP and KCl, respectively). Thus, the values of the N, P₂O₅ and K₂O fertilizing units were estimated to be 22.84, 55.63 and 22.10 US dollar tonne⁻¹, respectively.

2.3. Environmental Assessment of the Composting Process

For the environmental assessment of the two composting systems used (pile turning (PW) and forced aeration combined with turnings (PR)), only the CO₂ emissions associated with the energy consumption during the composting process were considered. According to IPCC [28], CO₂ emissions deriving from the composting process are biogenic and part of the short-term carbon cycle, so these emissions were not considered in this study. In each pile, the energy consumption due to the formation of the pile, turning and forced aeration was used to estimate the CO₂ emissions associated with the energy consumption. In order to make a justified comparison, the method used by Levis and Barlaz [29] and Rasapoor et al. [25] was employed to define the specific energy consumption per unit mass (U_{E,C}) of finished compost, as follows:

$$U_{E,C} = \frac{\sum E}{m_{\text{dry compost}}} = \frac{\sum P t_i L_f}{[m_{\text{compost}}(1 - MC)]} \quad (1)$$

In this equation, E is the consumed energy (kWh or MJ), m is the mass of dry compost, P is the nominal power (in kW), t is the working time (in hours), L_f is the load factor (in percentage terms) of the equipment that consumes energy and MC is the average moisture content of the compost. To form the waste piles, a front-loading tractor with a 35.6 hp (26.20 kW) engine (designed to work on small farms and in crops with limited space to manoeuvre) was used. The working time for the mixture preparation was 1.5 h for each pile. For the turning of the piles, an ST-200 model trailing turning machine was used; its material processing capacity was 11.65 m³ kW⁻¹ and it had an energy consumption of 0.26 kW in each turning of the compost piles.

The emissions associated with the energy use per unit mass of the finished compost (U_{P,C}) were defined using the emission factor (EF) for each type of energy consumed (in g-pollutant per kWh), as follows [28]:

$$U_{P,C} = \frac{\sum E_i EF_i}{m_{\text{dry compost}}} \quad (2)$$

The mean CO₂ emission factors were adopted from the study of Rasapoor et al. [25], where 767.48 g kWh⁻¹ were considered for electric energy (150 W blower consumption) and the emission factor for diesel fuel was 70.1 g MJ⁻¹ (74 kg mmBtu⁻¹).

2.4. Analytical and Statistical Methods

For the samples of initial materials and the samples taken over the course of the composting process, the pH, the electrical conductivity (EC), the germination index (GI), the dry matter and OM contents and the concentrations of total nitrogen (Nt), organic carbon (Corg), water-soluble organic carbon (Cw), 0.1 M NaOH-extractable organic carbon (Cex), fulvic and humic acid-like carbon (Cfa and Cha, respectively), water-soluble polyphenols, macro and micronutrients, Na and heavy metals were determined according to the methods described by Idrovo-Novillo et al. [19]. All analyses of the initial materials and the samples from the composting piles were made in triplicate. The humification indices were calculated as follows [30]: the humification index (HI) = (Cha/Corg) × 100; the humification ratio (HR) = (Cex/Corg) × 100; the percentage of humic acids (Pha) = (Cha/Cex) × 100; and the polymerization rate = Cha/Cfa. The percentage loss of OM was calculated according to the formula used by Paredes et al. [31]:

$$\text{OM loss (\%)} = 100 - 100[X_1(100 - X_2)/X_2(100 - X_1)] \quad (3)$$

where X_1 and X_2 are the initial and final ash contents, respectively. For each of the piles, the SigmaPlot 14.5 computer program (Systat Software Inc. (SSI), San Jose, CA, USA) was used to calculate the loss of OM during composting, according to the following first-order kinetic function [32]:

$$\text{OM loss (\%)} = A(1 - e^{-kt}) \quad (4)$$

In this equation, A is the maximum degradation of OM (%), k is the rate constant (days^{-1}) and t is the composting time (days). The values of the adjusted R-Squared (R^2 adj) and F were used to fit the curve to the function and show the statistical significance of the curve fitting.

To calculate the significances of the differences among the mean values of each parameter studied during the composting process, the least significant difference (LSD) test at $p < 0.05$ was used. A one-way analysis of variance (ANOVA) at $p < 0.05$ was used to calculate the differences in the agronomic value among the final composts. A Tukey- b test was used to separate the mean values. All these analyses were carried out with the statistical software package of SPSS v 27.0 (IBM Software, Armonk, NY, USA).

3. Results and Discussion

3.1. Effect of the Aeration System on the Thermal Profile of the Piles

Temperature is considered one of the most important parameters in the composting process, since the evolution of this parameter during the process indicates whether sanitization, loss of moisture and degradation and humification of the OM in the waste mixture have been achieved [33]. A rapid increase in temperature was observed in all the piles during the first days of the composting process; temperatures higher than 40 °C were reached and the thermophilic stage was maintained for approximately 15 days until the first turning (Figure 2). This rapid increase in temperature at the beginning of the composting of vegetable wastes with manure has also been observed by other authors [4,18,20]. This is probably due to the reduction of the Corg/Nt ratio of vegetable wastes by the addition of manure, forming an easily degradable substrate that favors an increase in microbial activity and thus in temperature [20]. After each turning, the temperature increased, due to improved oxygenation and homogenization of the mixture. In general, the windrow piles (PW) had a longer thermophilic stage and higher temperatures than the piles with combined system of turning and forced aeration (PR), the average maximum temperatures being 60.3–60.7 °C and 55.9–57.9 °C for the PW and PR piles, respectively. The shorter duration of the thermophilic stage and the lower temperatures observed in the PR piles were probably due to the fact that forced aeration is the most efficient system with respect to the supply of oxygen and the control of temperature during composting [23,24].

With respect to the sanitization of piles, the United States Environmental Protection Agency (EPA) has established different requirements depending on the composting system used. In forced aeration piles, pathogen reduction is ensured when the temperature of the composted

material is ≥ 55 °C for at least three consecutive days, while in turned piles, the temperature has to be kept at 55 °C or higher for 15 consecutive days with a minimum of five turns, thus ensuring that all the material of the pile is moved by the turnings into the core to undergo pathogen reduction [34]. In this study, all the PR piles met the EPA requirements for biosolids compost sanitation. However, in the PW piles these requirements were not satisfied, since the temperatures were ≥ 55 °C only during a period of 3 to 5 consecutive days. Finally, the bio-oxidative phase lasted approximately 82 days and the piles were then allowed to mature for around two months.

3.2. Effect of the Aeration System on the Evolution of the Principal Physicochemical and Biological Parameters of the Piles during Composting

A marked increase in pH with time was observed in all the composting piles (**Table 2**), probably the result of the release of ammonia from the mineralization of organic nitrogen in proteins, amino acids and peptides during the composting, the degradation of acid-type compounds such as carboxylic and phenolic groups [35] and the decrease in CO₂ within the mixture due to the aeration of the pile by turning and/or forced aeration [18].

Table 2. Evolution of the principal parameters during the composting of piles by the windrow system (PW) and with a combined system of turning and forced aeration (PR) (dry weight basis).

Composting phase	pH	EC (dS m ⁻¹)	OM (%)	Corg/Nt	Nt (%)	Cw (%)	Polyphenols (mg kg ⁻¹)
PW1: vegetable wastes + broiler chicken manure							
I	7.0	3.52	69.9	23.6	1.70	7.07	11003
TP	6.6	3.38	62.3	18.3	2.02	5.31	10869
EBP	8.4	3.43	47.4	12.5	2.11	1.34	6564
M	8.6	3.30	41.7	12.4	2.02	1.36	5894
LSD	0.4	0.46	7.4	0.5	0.09	1.13	1219
PW2: vegetable wastes + guinea pig manure							
I	8.0	5.86	80.1	23.8	1.99	4.70	9745
TP	8.5	5.53	71.7	21.4	1.99	4.66	9470
EBP	9.7	5.38	53.5	14.6	2.00	1.09	7385
M	9.8	5.38	53.3	15.1	1.73	1.40	6581
LSD	0.5	0.20	11.5	0.4	0.09	0.91	1436
PW3: vegetable wastes + cow manure							
I	7.2	4.06	78.4	24.5	1.87	5.91	7622
TP	7.7	3.83	73.6	23.0	1.81	5.29	5716
EBP	9.2	3.07	44.4	13.4	1.88	1.37	2757
M	9.4	3.12	40.9	15.0	1.63	1.03	2116
LSD	0.3	0.31	9.5	0.6	0.08	0.96	700
PR1: vegetable wastes + broiler chicken manure							
I	6.8	3.90	73.2	23.2	1.77	6.83	10257
TP	7.1	4.25	67.5	18.6	2.12	4.97	9028
EBP	8.9	4.41	53.5	13.1	2.35	2.22	7722
M	9.1	5.10	49.1	12.6	2.41	1.61	5946
LSD	0.4	0.37	11.9	0.5	0.10	1.33	2005
PR2: vegetable wastes + guinea pig manure							
I	7.9	5.24	79.5	24.6	1.91	4.53	8399
TP	8.5	4.58	72.1	21.9	1.97	4.33	7131
EBP	9.7	5.09	60.3	15.4	2.26	1.97	6430
M	9.8	5.83	59.4	14.5	2.39	1.61	6203
LSD	0.2	0.32	7.5	0.6	0.13	1.41	1242
PR3: vegetable wastes + cow manure							
I	7.1	3.90	78.5	24.1	1.86	6.26	8439
TP	7.7	3.83	76.1	23.0	1.91	5.57	7234
EBP	9.3	3.81	48.7	15.3	2.04	2.18	3753
M	9.2	4.86	48.2	13.7	2.06	1.39	2889
LSD	0.3	0.33	5.7	0.6	0.10	1.00	346

I: initial phase of composting process, TP: thermophilic phase, EBP: end of bio-oxidative phase, M: end of maturation phase, EC: electrical conductivity, OM: organic matter, Cw: water-soluble organic carbon. For other abbreviations, see Table 1. LSD: least significant difference at $P < 0.05$

This pH increase was lower during the maturation phase; this might have been due to the release of hydrogen ions by the nitrification process during maturation [25]. The final pH values were in the range of 8.6–9.8. Gavilanes-Terán et al. [4] and Ali et al. [18] co-composted vegetable residues with laying hen manure or cow, respectively, and these authors also observed a pH increase during the process, obtaining composts with a basic pH. In the PR piles, the breakdown

of the OM caused the EC values to rise, probably due to the release of mineral salts and the increase in the relative concentration of ions caused by the loss of mass [36]. Conversely, in the PW piles, the salt content (EC) decreased during composting, possibly due to the leaching of salts caused by the addition of water. This phenomenon did not occur in the PR piles since the forced aeration resulted in greater drying of the waste mixtures.

The OM contents were reduced during composting, from 69.9, 80.1, 78.4, 73.2, 79.5 and 78.5% to 41.7, 53.3, 40.9, 49.1, 59.4 and 48.2% in piles PW1, PW2, PW3, PR1, PR2 and PR3, respectively, showing the degradation of the OM (Table 2). The initial and final OM values were higher in the piles with GPM, in comparison with the other piles, possibly due to the large proportion of lignocellulosic materials contained in this type of manure and used as litter for guinea pig breeding (Table 1). The lowest OM values were identified in the maturation phase, which is an indicator of the relative stability of the products after the completion of the bio-oxidative phase. This has been observed also in other composting processes with vegetable wastes and manure, such as horticultural waste, sawdust and laying hen manure [4] and rose waste, sawdust and different fowl manures [19].

The fit of the experimental OM loss data to the first-order kinetic equation was satisfactory and the statistical parameters are shown in Table 3. All the equations were significant at $p < 0.001$ or $p < 0.01$, with a good fit of the experimental data to the first-order kinetic equation, as shown by the values of F, R^2 adj and standard error of estimate (SEE). When comparing piles with the same composition, the A values and the degradation rate of the OM ($A \times k$) (data calculable with the data provided in Table 3) were higher in the PW piles than in the PR piles. This could be related to the shorter duration of the thermophilic stage and the lower temperatures observed in the present experiment when the forced aeration + turning system was used, the temperature control being greater with the forced aeration system [24].

Table 3. Values of the parameters of the first-order kinetic equation for the piles composted by the windrow system: piles PW1 [76% vegetable wastes (VW) + 24% broiler chicken manure (BCM)], PW2 [76% VW + 24% guinea pig manure (GPM)] and PW3 [76% VW + 24% cow manure (CM)]; and the piles composted with a combined system of turning and forced aeration: piles PR1 [76% VW + 24% BCM], PR2 [76% VW + 24% GPM] and PR3 [76% VW + 24% CM].

Piles	A (%)	k (days ⁻¹)	R ² adj	F	SEE
PW1	69.9	0.0320	0.9738	223.60 ***	4.06
PW2	72.3	0.0462	0.9957	1393.53 ***	1.73
PW3	85.4	0.0287	0.9855	408.21 ***	3.73
PR1	66.1	0.0260	0.9901	598.88 ***	2.28
PR2	64.2	0.0338	0.9258	75.83 **	6.30
PR3	80.8	0.0291	0.9227	72.63 **	8.71

A: maximum degradation of OM, k: rate constant, R^2 Adj.: adjusted R-Squared, SEE: standard error of estimate.

***, **: significant at $P < 0.001$ and $P < 0.01$, respectively

Regarding the Nt content, all the piles showed increases in the concentration of this nutrient during composting, except in the case of PW2 and PW3 (Table 2). The average loss of Nt in these piles was 13.0%, which could be attributed to the fact that the volatilization of ammonia and leaching of nitrogenous compounds were greater in these piles than in the rest [37]. In the comparison of piles with the same composition, the Nt loss was lower in PR piles than in PW piles, since in the former there was a higher concentration of this nutrient at the end of the composting process, with increases of 11–36% compared to the initial values. This could be due to the lower temperatures and OM mineralization of the PR piles compared to the PW piles.

In all the piles, there was a decline in the Corg/Nt ratio along the composting process, a result of the loss of organic carbon—in leachate and as gaseous emissions in the form of CO₂—and the relative rise in the Nt concentration seen in the majority of piles [25] (Table 2).

Additionally, the Cw concentration decreased in all the piles during the composting process, from initial values of 4.53–7.07% to 1.03–1.61% (**Table 2**), possibly due to the use of this easily degradable carbon for the metabolic processes of microorganisms, thus improving the degradation of OM [37]. In most of the piles, the Cw content did not differ significantly between the end of the biooxidative phase and the maturation phase, indicating the stability of the OM at the end of the latter. This has been observed also by other authors during the co-composting of vegetable wastes with manure [4,19,37]. The Cw degradation rate was 70–83% for the PW piles, compared to 65–78% for the PR piles, indicating that the higher temperatures and longer duration of the thermophilic stage in the PW piles could have been due to greater microbial consumption of easily degradable organic compounds [38]. This was possibly related to the poorer temperature control in the piles that were aerated only by turning, compared to the PR piles.

The content of soluble polyphenols, a specific class of phytochemical antioxidant naturally present in all vegetable wastes [39], decreased over time in all the piles, reaching a total loss at the end of the process of 46, 33, 72, 42, 26 and 66% for PW1, PW2, PW3, PR1, PR2 and PR3, respectively. Thus, the PW piles showed a markedly greater reduction compared to the PR piles. The higher temperatures reached in the PW piles could be responsible for the greater degradation of soluble polyphenols, including thermo-stable polyphenols, compared to the PR piles of the same composition, due to their breakdown by thermophilic microorganisms [40].

The values of the majority of the OM humification parameters measured—HI, HR, Pha and Cha/Cfa—rose during the composting process in the piles (**Table 4**). This increase in OM humification shows that in all the piles simple organic molecules underwent polymerization to form humic substances [35]. For piles with the same composition, the final values of the OM humification indices were higher in the PW piles than in the PR piles, probably due to the longer thermophilic stage and higher temperatures in the former, which could have favored the proliferation of thermophilic microorganisms that degrade lignocellulosic compounds, yielding metabolites that promote the formation of humic substances [41].

Table 4. Evolution of the humification indexes and germination index (GI) during the composting of the piles by the windrow system (PW) and with a combined system of turning and forced aeration (PR) (dry weight basis).

Composting phase	HI (%)	HR (%)	Pha	Cha/Cfa	GI (%)
PW1: vegetable wastes + broiler chicken manure					
I	13.7	37.4	36.8	0.58	0
TP	14.7	36.3	39.9	0.67	1
EBP	28.6	37.9	74.6	3.00	32
M	33.5	42.4	78.6	3.67	51
LSD	2.1	2.4	3.3	0.12	11
PW2: vegetable wastes + guinea pig manure					
I	10.0	29.4	34.0	0.52	0
TP	12.3	27.0	45.5	0.83	0
EBP	28.2	36.9	76.5	3.25	16
M	45.3	53.7	84.6	5.50	22
LSD	1.8	3.5	4.6	0.50	8
PW3: vegetable wastes + cow manure					
I	10.6	31.7	33.6	0.51	0
TP	15.7	32.2	48.5	0.94	0
EBP	27.0	35.0	77.1	3.40	23
M	27.2	34.8	77.2	3.40	38
LSD	2.7	2.2	3.7	0.23	5
PR1: vegetable wastes + broiler chicken manure					
I	12.7	36.8	34.5	0.53	0
TP	15.9	36.1	44.2	0.79	0
EBP	28.3	37.3	76.6	3.28	14
M	29.4	36.9	79.2	3.82	36
LSD	4.4	2.7	3.6	0.29	3
PR2: vegetable wastes + guinea pig manure					
I	10.1	27.8	35.9	0.56	0
TP	18.0	33.2	54.1	1.18	0
EBP	23.5	31.1	75.3	3.09	12
M	25.7	32.6	78.4	3.63	9
LSD	1.5	2.6	4.4	1.20	3
PR3: vegetable wastes + cow manure					
I	10.1	33.6	29.9	0.43	0
TP	13.3	28.6	46.5	0.88	0
EBP	23.4	32.1	72.4	2.64	14
M	24.0	32.0	74.2	2.88	14
LSD	3.0	4.8	5.3	0.70	5

HI: humification index, HR: humification ratio, Pha: percentage of humic acid-like carbon, Cha/Cfa: ratio of humic acid-like C/fulvic acid-like carbon; for other abbreviations, see Table 2.

Regarding the GI, the greatest reduction of phytotoxicity occurred in the PW piles, since the final GI values were higher in these piles (Table 4). This is in accordance with the greater degradation of phytotoxic compounds, such as soluble polyphenols, observed in these piles. In addition, it should be noted that the use of BCM produced compost with less phytotoxicity. However, among the composts produced, only PW1 reached the minimum value of GI (>50%)

considered by Zucconi et al. [42] to show the absence of phytotoxicity in mature composts. This high phytotoxicity of the composts could be due to the high percentage of plant residues composted (76%), their high content of soluble polyphenols being characteristic of these residues [43].

7.2.1.1 3.3. Agronomic and Economic Value of the Final Composts

Table 5 shows the main characteristics of the final composts. They all had alkaline values of pH, the values of this parameter being significantly higher and lower in the composts with GPM (PW2 and PR2) and in the compost with BCM and aeration by turning (PW1), respectively. All the pH values of the final composts were well above those recommended by US Composting Council [26] for various applications of compost and average field conditions (pH = 6.0–7.5). The use of the forced aeration + turning system produced composts with higher EC values compared to the composts with the same composition that received aeration only by turnings. The use of GPM yielded the composts with the highest salinity values. Additionally, only composts PW1, PW3 and PR3 did not exceed the EC value of <5 dS m⁻¹ suggested by US Composting Council [26] for composts destined for agricultural use.

Table 5. The main characteristics of the mature composts (dry weight basis).

	Compost PW1	Compost PW2	Compost PW3	Compost PR1	Compost PR2	Compost PR3	F-ANOVA	US guidelines ^a
pH	8.6 a	9.8 c	9.4 b	9.1 b	9.8 c	9.2 b	34.8 ***	6.0-7.5
EC (dS m ⁻¹)	3.30 a	5.38 c	3.12 a	5.10 b	5.83 d	4.86 b	413.8 ***	< 5
OM (%)	41.7 a	53.3 c	40.9 a	49.1 b	59.3 d	48.2 b	465.8 ***	50-60
Cw (%)	1.36 ab	1.40 ab	1.03 a	1.61 b	1.61 b	1.39 ab	4.8 *	
Corg/Nt	12.4 a	15.1 d	15.0 d	12.6 a	14.5 c	13.7 b	593.8 ***	
HI (%)	33.5 c	45.3 d	27.2 b	29.4 b	25.7 a	24.0 a	53.8 ***	
Nt (%)	2.02 c	1.73 b	1.63 a	2.41 d	2.39 d	2.06 c	663.2 ***	≥1.0
P (%)	0.87 b	0.66 ab	0.59 a	1.15 c	0.92 bc	0.95 bc	11.7 **	≥1.0
P ₂ O ₅ (%)	1.99 b	1.52 ab	1.35 a	2.65 c	2.10 bc	2.19 bc	11.7 **	
Na (%)	0.45 ab	0.54 bc	0.40 a	0.64 cd	0.66 d	0.52 b	18.9 **	-
K (%)	2.16 a	4.57 cd	2.83 ab	3.31 bc	4.96 d	3.90 bcd	16.7 **	-
K ₂ O (%)	2.61 a	5.51 cd	3.41 ab	3.99 bc	5.97 d	4.70 bcd	16.7 **	-
Fe (mg kg ⁻¹)	6362 b	6040 b	6641 b	4005 a	3358 a	5616 b	38.9 ***	-
Cu (mg kg ⁻¹)	183 c	36 a	49 b	353 d	33 a	34 a	9407.2 ***	1500
Mn (mg kg ⁻¹)	328 d	139 b	182 c	583 e	103 a	172 bc	568.4 ***	-
Zn (mg kg ⁻¹)	320 c	183 ab	240 b	439 d	152 a	139 a	57.7 ***	2800
Ni (mg kg ⁻¹)	20 b	16 b	9 a	8 a	4 a	3 a	35.2 ***	420
Cr (mg kg ⁻¹)	16 b	10 a	28 c	7 a	6 a	8 a	48.5 ***	-
Cd (mg kg ⁻¹)	0.92 b	0.65 ab	0.53 a	0.46 a	0.41 a	0.30 a	8.3 *	39
Pb (mg kg ⁻¹)	30 a	33 ab	40 ab	44 b	49 b	48 b	6.5 *	300

For the abbreviations, see Tables 1, 2 and 4.

***, **, * and NS: significant at P < 0.001, P < 0.01, P < 0.05 and not significant, respectively.

Values in a row followed by the same letter are not statistically different according to Tukey's b test at P < 0.05.

^a According to [43].

Regarding the composts prepared with an initial mixture of the same composition, the OM content of the final composts was statistically higher in the PR than in the PW composts (**Table 5**), probably due to the greater degradation of OM in the PW piles, as mentioned in the previous subsection. Furthermore, only the PW2 and PR2 composts (both elaborated with VW + GPM) had

OM contents within the range of values preferred by US Composting Council [26] for various agricultural applications of composts (OM = 50–60%).

No great differences were found in the Cw values among the composts obtained, and the maximum limit established for mature composts (Cw < 1.7%; [44]) was not exceeded (Table 5). The Corg/Nt ratio of the composts ranged from 12.4 to 15.1, PW2 and PW3 having the highest values and PW1 and PR1 the lowest values (Table 5). However, all the composts reached an adequate degree of maturity, since their Corg/Nt ratio values were < 20 [44]. In addition, the HI values of all the composts exceeded the minimum reference value for mature compost (HI > 13%; [45]) (Table 5). However, for the mixtures with the same initial composition, these values were significantly higher in the PW than in the PR composts, indicating increased OM humification in the PW piles, as discussed in the previous subsection.

In general, the concentrations of the macronutrients (Nt, P and K) and Na in the PR composts exceeded those in the PW composts, when considering pairs of composts derived from the same initial mixture (Table 5). This could be due to greater volatilization of ammonia and leaching of salts of these elements in the PW piles, since these composts had lower EC values. In general, the macronutrient contents of all the composts were within the range of values reported in other research into the composting of vegetable wastes and manure, while the Na concentrations were above this range in most of the composts obtained (Nt = 0.92–2.92%; P = 0.19–1.03%; K = 1.28–11.54% and Na = 0.29–0.42%) [4, 19, 20]. The minimum contents of Nt and P in composts intended for agricultural use should be 1.0% according to US Composting Council [26]; all the composts exceeded this value in the case of Nt, while only the PR1 compost satisfied it in the case of P.

In relation to the micronutrients, the PW and PR3 composts had the highest Fe contents while the PR1 compost had the highest concentrations, statistically so, of the rest of the micronutrients (Cu, Mn and Zn) (Table 5). Additionally, the maximum heavy metal content permitted in composts by the American guidelines [26] was not exceeded by any of the composts.

The economic value of each nutrient in the composts elaborated and the total combined value (US dollar tonne⁻¹) are shown in Table 6. The total combined value of the composts declined in the order PR2 > PR1 > PR3 > PW2 > PW1 > PW3, due, in general, to the greater content of macronutrients in the PR composts (Table 5). This fact shows the advantages of the use of forced aeration regarding the marketable value of the compost obtained. Regarding the nutrient values, nitrogen, phosphorus and potassium contributed 16–22%, 34–52% and 27–50% of the combined value of the composts, respectively. Idrovo-Novillo et al. [19] also found that P was the nutrient that contributed the most to the total value of the compost, 50–60% of the total combined value. When comparing the composts prepared with the same aeration system, but with different manures, the marketable value was higher for those prepared with GPM, mainly due to its higher K₂O content (Table 5). The compost nutrient values obtained in this study show that these materials are an alternative source of macro and micronutrients that can be supplementary or complementary to the use of inorganic fertilizers, generating considerable economic returns.

Table 6. Economic value of the composts obtained, based on the nutrient content (Nt, P₂O₅ and K₂O), (US dollar tonne⁻¹).

Nutrient ^a	Compost	Compost	Compost	Compost	Compost	Compost	F-ANOVA
	PW1	PW2	PW3	PR1	PR2	PR3	
Nt	12.75ab	10.92 a	10.29 a	15.21 b	15.09 b	13.00 ab	9.84**
P2O5	38.13 b	29.03 ab	25.77 a	50.68 c	40.14 bc	41.77 bc	11.76**
K2O	14.55 a	30.73 cd	19.02 ab	22.23 bc	33.30 d	26.24 bcd	16.80**
Total combined value	65.43	70.68	55.08	88.12	88.53	81.01	

^aThe economic values of the nutrient contents were estimated based on a value of 45% moisture in the composts (the average value of the range established by [43]: 40 - 50%, for various applications of composts and field conditions).

3.4. Energy Consumption and Its Associated Carbon Emissions According to the Aeration System Used

Under our experimental conditions, the production of 1 kg of compost dry matter by the PW and PR systems needed 0.2224 and 0.2905 MJ of energy and caused a total emission of 15.59 and 30.11 g of CO₂, respectively (Table 7). The composting operations considered in the calculation of these values were the pile conformation and the aeration of the pile (forced aeration and turnings). The CO₂ emission was highest for the PR system, mainly due to the greater electricity consumption of this system in comparison to the PW system (31% greater energy consumption), a consequence of the use of a blower for the forced aeration. In a comparative study of aeration methods for municipal solid waste composting (forced aeration, natural ventilation, aeration by means of turnings and a combination of turnings with natural ventilation), Rasapoor et al. [25] also observed that forced aeration was the aeration method with the highest energy use and associated carbon emissions. However, the combination of forced aeration with turnings in our study (the PR system) had a lower energy consumption than that found by Pergola et al. [11] in an on-farm composting study with forced aeration and weekly turning cycles (0.4429 MJ per kilogram of compost produced). This could be due to the longer duration of the composting process and the longer cycle of forced ventilation and turnings in the study of the previous authors. Together, these new and earlier results show that the energy use during composting depends on the duration of the composting process and the level of aeration. Among the composting operations, the initial pile preparation consumed the largest amount of energy, with the consequent high values of the associated CO₂ emissions, representing 98% and 75% of the total energy use and 98% and 51% of the total climate impact for the PW and PR systems, respectively.

Table 7. The energy consumption and its associated CO₂ emission per unit of mass of compost in the studied aeration systems (PW: pile turning; PR: forced aeration combined with turnings).

Operation	PW	PR
Energy use in pile conformation (MJ kg dry matter ⁻¹)	0.2177	0.2177
Associated emissions (g-CO ₂ kg dry matter ⁻¹)	15.26	15.26
Forced aeration energy use (MJ kg dry matter ⁻¹)	0.0000	0.0681
Associated emissions (g-CO ₂ kg dry matter ⁻¹)	0.00	14.52
Pile turning energy use (MJ kg dry matter ⁻¹)	0.0047	0.0047
Associated emissions (g-CO ₂ kg dry matter ⁻¹)	0.33	0.33
Total energy use (MJ kg dry matter ⁻¹)	0.2224	0.2905
Total associated emissions (g-CO ₂ kg dry matter ⁻¹)	15.59	30.11

Nonetheless, it is important to indicate that the energy consumption and its associated emissions during the composting process are often offset by the agricultural use of the compost, which can replace or reduce the use of inorganic fertilizers, the latter accounting for most of the energy used in the life cycle of different crops [25].

4. Conclusions

The results of this study, with two aeration systems (pile turning (PW) and forced aeration combined with turnings (PR)), indicate that the PR composting system was the most suitable for the on-farm composting of vegetable wastes and manure. All the PR piles met the requirements for the maintenance of high temperatures for compost sanitation. Additionally, with this aeration system, greater control of the temperature was achieved, which reduced the degradation of OM, thus yielding composts of higher agronomic value. On the other hand, the forced aeration system

combined with turnings reduced nutrient losses due to ammonia emissions and salt leaching. Thus, the composts obtained with the PR system had a higher macronutrient content, giving them a higher marketable value. Furthermore, all the PR composts had final values of different parameters that indicated an adequate degree of maturity ($C_w < 1.7\%$; $C_{org}/N_t < 20$; $HI > 13\%$). However, the energy consumption and associated CO_2 emissions were higher for the PR system. The agricultural use of composts will compensate this energy consumption and its impact, since it will contribute to reducing the use of synthetic fertilizers, whose production is responsible for most of the energy use and emissions associated with agricultural production.

Therefore, these results indicate that on-farm composting with forced aeration combined with turnings is a viable alternative to recycle agro-livestock wastes and to obtain quality composts, allowing closure of the productive cycle of the farms, thus helping to achieve their environmental and economic sustainability. However, more studies are required on this composting system and other agro-livestock wastes to optimize all steps of the composting chain in centralized on-farm composting sites.

Author Contributions

Conceptualization, C.P. and I.G.-T.; methodology, V.V.-O., I.G.-T., J.I.-N., L.C.-B., C.B.-C., M.A.B. and C.P.; software, C.P., J.I.-N. and V.V.-O.; validation, C.P. and I.G.-T.; formal analysis, V.V.-O., I.G.-T., J.I.-N. and C.P.; investigation, C.P. and I.G.-T.; resources, I.G.-T. and C.P.; data curation, C.P., I.G.-T. and V.V.-O.; writing—original draft preparation, V.V.-O., C.P. and I.G.-T.; writing—review and editing, C.P. and I.G.-T.; visualization, C.P., I.G.-T. and J.I.-N.; supervision, C.P. and I.G.-T.; project administration, I.G.-T.; funding acquisition, I.G.-T. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

Funding

This research was supported by the Higher Polytechnic School of Chimborazo (Ecuador), in the framework of the IDI-ESPOCH-2018 project and by the grant EQC2018-004170-P funded by Ministerio de Ciencia e Innovación: MCIN/AEI/10.13039/501100011033 and by European Regional Development Fund: A way of making Europe.

Data Availability Statement

Not applicable.

Acknowledgments

This work was supported by the Higher Polytechnic School of Chimborazo (Ecuador), in the framework of the IDI-ESPOCH-2018 project. The authors are grateful to the Higher Polytechnic School of Chimborazo and the Applied Research in Agrochemistry and Environment group (GIAAMA) of the Miguel Hernandez University (Spain), for their scientific and technical assistance, and to David J. Walker, for his revision of the written English.

Conflicts of Interest

The authors declare no conflict of interest.

References

1. FAOSTAT. Available online: <http://www.fao.org/faostat/en/#data> (accessed on 9 January 2023).
2. Banco Central del Ecuador. Información Estadística Mensual No. 2050-Diciembre. 2022. Available online: <https://contenido.bce.fin.ec/home1/estadisticas/bolmensual/IEMensual.jsp> (accessed on 9 January 2023).

3. The World Bank. World Development Indicators. Available online: <https://databank.worldbank.org/source/world-development-indicators> (accessed on 9 January 2023).
4. Gavilanes-Terán, I.; Jara-Samaniego, J.; Idrovo-Novillo, J.; Bustamante, M.A.; Moral, R.; Paredes, C. Windrow composting as horticultural waste management strategy—A case study in Ecuador. *Waste Manag.* **2016**, *48*, 127–134. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
5. Romero, C.M.; Li, C.L.; Owens, J.; Ribeiro, G.O.; Mcallister, T.A.; Okine, E.; Hao, X.Y. Nutrient cycling and greenhouse gas emissions from soil amended with biochar-manure mixtures. *Pedosphere* **2021**, *31*, 289–302. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
6. Ghirardini, A.; Grillini, V.; Verlicchi, P. A review of the occurrence of selected micropollutants and microorganisms in different raw and treated manure—Environmental risk due to antibiotics after application to soil. *Sci. Total Environ.* **2020**, *707*, 136118. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
7. Zhongqi, H.; Pagliari, P.; Waldrip, H.M. Applied and Environmental Chemistry of Animal Manure: A Review. *Pedosphere* **2016**, *26*, 779–816. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
8. Reid, K.; Schneider, K.; McConkey, B. Components of phosphorus loss from agricultural landscapes, and how to incorporate them into risk assessment tools. *Front. Earth Sci.* **2018**, *6*, 135. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[Green Version](#)]
9. FAO Regional Office for Latin America and the Caribbean. Available online: <http://www.fao.org/americas/noticias/ver/en/c/452128/> (accessed on 3 August 2022).
10. De Corato, U. Agricultural waste recycling in horticultural intensive farming systems by on-farm composting and compost-based tea application improves soil quality and plant health: A review under the perspective of a circular economy. *Sci. Total Environ.* **2020**, *738*, 139840. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
11. Pergola, M.; Persiani, A.; Palese, A.M.; Di Meo, V.; Pastore, V.; D’Adamo, C.; Celano, G. Composting: The way for a sustainable 108ertilizer108. *Appl. Soil Ecol.* **2018**, *123*, 744–750. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
12. Pergola, M.; Piccolo, A.; Palese, A.M.; Ingraio, C.; Di Meo, V.; Celano, G. A combined assessment of the energy, economic and environmental issues associated with on farm manure composting processes: Two case studies in South of Italy. *J. Clean. Prod.* **2018**, *172*, 3969–3981. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
13. Pergola, M.; Persiani, A.; Pastore, V.; Palese, A.M.; D’Adamo, C.; De Falco, E.; Celano, G. Sustainability assessment of the green compost production chain from agricultural waste: A case study in southern Italy. *Agronomy* **2020**, *10*, 230. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[Green Version](#)]
14. Gabhane, J.; William, S.P.; Bidyadhar, R.; Bhilawe, P.; Anand, D.; Vaidya, A.N.; Wate, S.R. Additives aided composting of green waste: Effects on organic matter degradation compost maturity and quality of the finished compost. *Bioresour. Technol.* **2012**, *114*, 382–388. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
15. Li, H.Y.; Zheng, X.Q.; Cao, H.Y.; Tan, L.; Yang, B.; Cheng, W.M.; Xu, Y. Reduction of antibiotic resistance genes under different conditions during composting process of aerobic combined with anaerobic. *Bioresour. Technol.* **2021**, *325*, 124710. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
16. Xie, G.; Kong, X.; Kang, J.; Su, N.; Fei, J.; Luo, G. Fungal community succession contributes to product maturity during the co-composting of chicken manure and crop residues. *Bioresour. Technol.* **2021**, *328*, 124845. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
17. Zhang, B.; Xu, Z.; Jiang, T.; Huda, N.; Li, G.; Luo, W. Gaseous emission and maturity in composting of livestock manure and tobacco wastes: Effects of aeration intensities and mitigation by physiochemical additives. *Environ. Technol. Innov.* **2020**, *19*, 100899. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
18. Ali, M.; Kazmi, A.A.; Ahmed, N. Study on effects of temperature, moisture and pH in degradation and degradation kinetics of aldrin, endosulfan, lindane pesticides during full-scale continuous rotary drum composting. *Chemosphere* **2014**, *102*, 68–75. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
19. Idrovo-Novillo, J.; Gavilanes-Terán, I.; Bustamante, M.A.; Paredes, C. Composting as a method to recycle renewable plant resources back to the ornamental plant industry: Agronomic and economic assessment of composts. *Process Saf. Environ. Protect.* **2018**, *116*, 388–395. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]

20. Afonso, S.; Arrobas, M.; Pereira, E.L.; Rodrigues, M.A. Recycling nutrient-rich hop leaves by composting with wheat straw and farmyard manure in suitable mixtures. *J. Environ. Manag.* **2021**, *284*, 112105. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
21. Lim, L.Y.; Bong, C.P.C.; Lee, C.T.; Klemeš, J.J.; Sarmidi, M.R.; Lim, J.S. Review on the current composting practices and the potential of improvement using two-stage composting. *Chem. Eng. Trans.* **2017**, *61*, 1051–1056. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
22. Palaniveloo, K.; Amran, M.A.; Norhashim, N.A.; Mohamad-Fauzi, N.; Peng-Hui, F.; Hui-Wen, L.; Kai-Lin, Y.; Jiale, L.; Chian-Yee, M.G.; Jing-Yi, L.; et al. Food waste composting and microbial community structure profiling. *Processes* **2020**, *8*, 723. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
23. Wang, X.; Bai, Z.; Yao, Y.; Gao, B.; Chadwick, D.; Chen, Q.; Hu, C.; Ma, L. Composting with negative pressure aeration for the mitigation of ammonia emissions and global warming potential. *J. Clean. Prod.* **2018**, *195*, 448–457. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
24. Stegenta-Dąbrowska, S.; Randerson, P.F.; Białowiec, A. Aerobic biostabilization of the organic fraction of municipal solid waste-monitoring hot and cold spots in the reactor as a novel tool for process optimization. *Materials* **2022**, *15*, 3300. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
25. Rasapoor, M.; Adl, M.; Pourazizi, B. Comparative evaluation of aeration methods for municipal solid waste composting from the perspective of resource management: A practical case study in Tehran, Iran. *J. Environ. Manag.* **2016**, *184*, 528–534. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
26. US Composting Council. Field Guide to Compost Use. 2001. Available online: <http://www.mncompostingcouncil.org/uploads/1/5/6/0/15602762/fgcu.pdf> (accessed on 30 July 2022).
27. Ministerio de Agricultura y Ganadería. Sistema de Información Pública Agropecuaria. 2021. Available online: <http://sipa.agricultura.gob.ec/> (accessed on 9 January 2023).
28. IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. 2006. Available online: <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/index.html> (accessed on 30 July 2022).
29. Levis, J.W.; Barlaz, M.A. *Composting Process Model Documentation*; North Carolina State University: Raleigh, NC, USA, 2013. [[Google Scholar](#)]
30. Roletto, E.; Barberis, R.; Consiglio, M.; Jodice, R. Chemical parameters for evaluating compost maturity. *BioCycle* **1985**, *26*, 46–47. [[Google Scholar](#)]
31. Paredes, C.; Roig, A.; Bernal, M.P.; Sánchez-Monedero, M.A.; Cegarra, J. Evolution of organic matter and nitrogen during co-composting of olive mill wastewater with solid organic wastes. *Biol. Fert. Soils* **2000**, *32*, 222–227. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
32. Haugh, R.T. *The Practical Handbook of Compost Engineering*, 1st ed.; Taylor and Francis Inc.: London, UK, 1993. [[Google Scholar](#)]
33. Azim, K.; Soudi, B.; Boukhari, S.; Perissol, C.; Roussos, S.; Thami Alami, I. Composting parameters and compost quality: A literature review. *Org. Agr.* **2018**, *8*, 141–158. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
34. EPA. United States Environment Protection Agency. *Environmental Regulations and Technology Control of Pathogens and Vector Attraction in Sewage Sludge*; EPA625-/R-92/-103; EPA: Cincinnati, OH, USA, 2003. [[Google Scholar](#)]
35. Bernal, M.P.; Sommer, S.G.; Chadwick, D.; Qing, C.; Guoxue, L.; Michel, F.C., Jr. Current approaches and future trends in compost quality criteria for agronomic, environmental, and human health benefits. *Adv. Agron.* **2017**, *144*, 143–233. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
36. Onwosi, C.O.; Igbokwe, V.C.; Odimba, J.N.; Eke, I.E.; Nwankwoala, M.; Iroh, I.N.; Ezeogu, L.I. Composting technology in waste stabilization: On the methods, challenges and future prospects. *J. Environ. Manag.* **2017**, *190*, 140–157. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
37. Wang, Q.; Wang, Z.; Awasthi, M.K.; Jiang, Y.; Li, R.; Ren, X.; Zhao, J.; Shen, F.; Wang, M.; Zhang, Z. Evaluation of medical stone amendment for the reduction of nitrogen loss and bioavailability of heavy metals during pig manure composting. *Bioresour. Technol.* **2016**, *220*, 297–304. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
38. Zhu, Q.H.; Li, G.; Jiang, Z.W.; Li, M.Q.; Ma, C.F.; Li, X.T.; Li, Q.L. Investigating the variation of dissolved organic matters and the evolution of autotrophic microbial community in composting with organic and inorganic carbon sources. *Bioresour. Technol.* **2020**, *304*, 123013. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
39. Kabir, F.; Tow, W.W.; Hamauzu, Y.; Katayama, S.; Tanaka, S.; Nakamura, S. Antioxidant and cytoprotective activities of extracts prepared from fruit and vegetable wastes and by-products. *Food Chem.* **2015**, *167*, 358–362. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]

40. Bouhia, Y.; Lyamlouli, K.; El Fels, L.; Youssef, Z.; Ouhdouch, Y.; Hafdi, M. Effect of microbial inoculation on lipid and phenols removal during the co-composting of olive mill solid sludge with green waste in bioreactor. *Waste Biomass Valoriz.* **2021**, *12*, 1417–1429. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
41. Wang, S.; Meng, Q.; Zhu, Q.; Niu, Q.; Yan, H.; Li, K.; Li, G.; Li, X.; Liu, H.; Liu, Y.; et al. Efficient decomposition of lignocellulose and improved composting performances driven by thermally activated persulfate based on metagenomics analysis. *Sci. Total Environ.* **2021**, *794*, 148530. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
42. Zucconi, F.; Pera, A.; Forte, M.; de Bertoldi, M. Evaluating toxicity of immature compost. *BioCycle* **1981**, *22*, 54–57. [[Google Scholar](#)]
43. Gavilanes-Terán, I.; Paredes, C.; Pérez-Espinoza, A.; Bustamante, M.A.; Gálvez-Sola, L.; Jara-Samaniego, J. Opportunities and challenges of organic waste management from the agroindustrial sector in South America: Chimborazo province case study. *Commun. Soil Sci. Plan.* **2015**, *46*, 137–156. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
44. Bernal, M.P.; Albuquerque, J.A.; Moral, R. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment: A review. *Bioresour. Technol.* **2009**, *100*, 5444–5453. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
45. Iglesias Jiménez, E.; Pérez García, V. Determination of maturity indexes for city refuse composts. *Agric. Ecosyst. Environ.* **1992**, *38*, 331–343. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]

7.3 Publicación 3: Approach to the circular economy through agro-livestock waste composting with heat recovery and agricultural use of the resulting compost. Víctor Valverde-Orozco, Irene Gavilanes-Terán, Julio Idrovo-Novillo, Lourdes Carrera-Beltrán, Cristian Basantes-Cascante, M^a Angeles Bustamante, Concepción Paredes

Approach to the circular economy through agro-livestock waste composting with heat recovery and agricultural use of the resulting compost

Víctor Valverde-Orozco¹, Irene Gavilanes-Terán², Julio Idrovo-Novillo², Steven Ramos-Romero⁵, Daniel Valverde-Quiroz³, Julio Idrovo-Gavilanes⁴, Concepción Paredes^{5*}

¹ Faculty of Engineering, National University of Chimborazo, EC060108, Riobamba (Chimborazo), Ecuador

² Faculty of Science, Higher Polytechnic School of Chimborazo, EC 060155, Riobamba (Chimborazo), Ecuador

³ Point del Ecuador Agropoint S.A., Paso Lateral km 3 1/2 Izamba, Ambato, Ecuador

⁴ Faculty of Chemical Sciences, Complutense University of Madrid, Pl. de las Ciencias, 2, 28040, Madrid, Spain

⁵ Agri-Food and Agro-Environmental Research and Innovation Institute (CIAGRO-UMH), Miguel Hernandez University, EPS-Orihuela, ctra. Beniel km 3.2, 03312, Orihuela (Alicante), Spain

*E-mail address: c.paredes@umh.es

Abstract

In this work, the process of composting plant waste with cow manure has been evaluated for the recovery of the heat generated during the thermophilic stage of composting and the final quality of the compost. The method of hydronic heating by conducting heat exchangers buried in the pile was used to extract the composting heat, and the total energy recovered from composting was 14,528W or 0.105 MJ kg⁻¹ dry matter of the initial waste mixture. Extracting heat from composting did not negatively affect the quality of the compost obtained since this material had an adequate level of organic matter stability and maturity, notable nutrient content, low concentrations of potentially toxic elements, and an absence of phytotoxicity. The agricultural use of this compost for the production of alfalfa (*Medicago Sativa* L.) was compared to inorganic fertiliser, cow manure and a control soil without organic or inorganic fertilisation. Applying compost to the soil increased its organic matter and nutrient content, contributing to greater alfalfa production. Increased alfalfa production led to a higher net income from using compost as organic fertiliser (16,488 USD ha⁻¹). Therefore, composting agricultural and livestock wastes is a viable method for managing these wastes, obtaining sustainable thermal energy and producing compost with adequate agricultural quality. This contributes to closing agricultural and livestock production cycles with notable economic benefits within a circular economy framework.

Keywords:

Agricultural wastes, Compost, Energy recovery, Soil fertility, Alfalfa production, Income

1. Introduction

The agro-livestock sector has great relevance in the Ecuadorian economy. In 2021, permanent and transitory crops represented 42.7 % of the total cultivated area in Ecuador (INEC, 2021), yielding about 3.25, 8.68, 0.44 and 0.37 million tonnes of cereals, fruits, vegetables and roots and tubers, respectively (FAOSTAT, 2021). That year, the livestock sector comprised around 177 million head, with bovine cattle constituting 2.29 % of total livestock (FAOSTAT, 2021). In this country, agriculture and raising livestock are the main livelihoods of the poorest rural population.

This population does not have the knowledge, technology or capital to manage agro-livestock wastes within a circular economy framework (Valverde-Orozco et al., 2022).

In this context, composting is one of the most appropriate methods for recycling agro-livestock wastes due to its effectiveness and low cost and technification (Ayilara et al., 2020). The composting process is carried out on solid waste under aerobic conditions, during which the organic matter is stabilised and humified through the action of different microorganisms, mainly bacteria and fungi, to produce a final product called compost with potential agricultural use (Bernal et al., 2017). The composting process has several stages: mesophilic, thermophilic, cooling and maturity. In the thermophilic stage, high temperatures (55-65°C) develop, which are the result of the exothermic activity of the microorganisms that degrade organic matter and contribute to the sanitisation of composted organic wastes (Onwosi et al., 2017).

The heat generated during the composting process can be recovered to provide thermal energy, thus being considered one more product of this process. This heat is generally ignored because the main aims of the composting process are recycling organic waste and obtaining compost for agricultural use. However, there is currently an interest in this heat due to the increased demand for energy and the global warming associated with it. This heat may, therefore, be a sustainable alternative for energy production (Malesani, et al., 2021). There are different methods of heat recovery from composting: directly using the heat from the water vapor generated in the composting process, heating water by conducting heat exchangers within the waste pile and capturing the latent heat using water vapor from the waste pile and a heat exchange condenser (Smith et al., 2017). There are also other technologies, such as heat absorption pumps and heat capture, with transformation into electricity through thermoelectric generators (Sołowiej et al., 2021). The method of hydronic heating by conducting heat exchangers buried into the pile, such as polyethylene or metal pipes, is considered one of the easiest methods to build, with the lowest installation and maintenance costs (Fan et al., 2021) and low environmental impact, similar to that of solar hot water systems (Malesany et al., 2022). Several authors have studied heat recovery from the composting process using this method and have observed that the amount of heat recovered depends on various factors. Bajko et al. (2019) managed to recover an average heat of 0.510 MJ kg⁻¹ dry matter (dm) during the highest temperature period (36 days) of the composting process of horse manure, leaves, fresh grass, wood chips and matured compost (dry weight of initial waste mixture = 4051 kg), and Mwape et al. (2020) co-composted cow manure, green weeds, cobs and stovers of maize and sawdust (dry weight of initial waste mixture = 567 kg) and extracted 1.273 MJ kg⁻¹ dm of net energy during the period with temperatures > 65°C (13 days). These authors concluded that the heat recovered in the composting process depends mainly on the conditions of the process and heat extraction, the surface area/volume ratio, the waste initial mass, the type of waste to be composted, the porosity of the material and its moisture. Nwanze and Clark (2019) used copper tubes as heat exchangers for hydronic heating during 12 days of the thermophilic stage of a chicken manure, hay and wood chip composting process. They studied how the flow of water from the exchangers influenced the amount of heat recovered from the process, with higher water flow rates resulting in more heat extracted. Sołowiej et al. (2021) observed that the initial value of the total organic carbon/total nitrogen ratio (Corg/Nt) of a mixture of cabbage leaves, wheat straw and different proportions of ground coffee residue was directly related to the maximum temperatures reached, affecting the amount of heat recovered through a pipe heat exchanger with water. When temperatures were > 55°C, the recovered heat ranged between 0.855 and 1.950 MJ kg⁻¹ dm, and it was lower when the initial Corg/Nt ratio was high (Corg/Nt = 35). The characteristics of the pipes and their position within the waste pile also affect the amount of heat recovered from composting. Jacob et al. (2022) developed a spatial model to predict the variation of different process control parameters (temperature, oxygen concentration, organic matter degradation and airflow) in static piles with heat recovery. They observed that in studies of real cases (piles with garden waste and straw), heat recovery through pipes with water increased when the pipes were larger in diameter and located close to the pile core.

Regarding the compost obtained from co-composting agro-livestock wastes, this material can be used as an organic amendment or fertiliser, recycling the nutrients in these wastes by connecting animal farms with pastures and crop management, thus reducing the use of inorganic fertilisers (McClelland et al., 2022). Different authors have studied the effects of applying agro-livestock compost to soil and have observed that this practice contributes to forming its structure, thus improving water retention capacity, aeration and infiltration and reducing soil compaction and erosion (Xu and Mou, 2016). This type of compost also adjusts pH and improves soil fertility, increasing the content of organic matter and macro and micro elements for plants (Anwar et al., 2017; Das et al., 2017). In addition, these composts stimulate the biological activity of the soil, increasing the production of biostimulant substances for plant growth and disease suppression (Das et al., 2017; Goldan et al., 2023). Improved soil quality due to compost favours crop productivity, as was observed by Das et al. (2017) in a field experiment with rice where the application of different manure composts was compared to a control soil without organic amendment. Xu and Mou (2016) found an increase in spinach growth when cow manure compost was applied to the soil compared to soil amended with cotton waste compost and a control soil without amendment. Guo et al. (2016) found no significant differences in the average annual production of a maize-wheat rotation system when using inorganic fertilisers or cow manure compost in a long-term experiment. McClelland et al. (2022) reported a 40% increase in the areal biomass of different grasses (alfalfa, grass brome and orchard grass) in an irrigated pasture with cow manure compost amendment compared to treatment without amendment.

Therefore, the benefits that can be obtained from the composting process, such as recycling organic waste, obtaining energy and producing composts for agricultural use, are well-referenced. However, there is no information on joint studies where heat recovery from the composting process is carried out and how this energy capture affects the quality of the compost for its subsequent use as organic fertiliser.

Therefore, the objectives of this study are: i) to determine the amount of heat recovered from a composting pile of vegetable wastes and cow manure, ii) to establish the agricultural quality of the compost obtained through its use as organic fertiliser for alfalfa production (*Medicago sativa* L.) and iii) to make a global analysis of the costs/benefits of obtaining compost and producing alfalfa within the framework of the circular economy and sustainable development.

2. Material and methods

2.1 Composting experiment design with heat recovery

In this experiment, a mixture of residues from the crops of quinoa (QR), lupine (LR), alfalfa (AR) and tomato (TR) was co-composted with sawdust (SR) and cow manure (CM). Table A1 shows the composition of these wastes. The pile had a weight of approximately 1,000 kg in fresh matter (moisture content = 50%) and dimensions of 2 x 3 m at the base and 1.5 m in height. The wastes were mixed in the following proportions (on a fresh weight basis): 5% QR, 11% LR, 5% AR, 30% TR, 14% SR and 35% CM. These proportions were calculated based on their carbon and nitrogen contents on a dry matter basis and considering the total mass of each material to be composted on a fresh weight basis to provide an adequate Corg/Nt ratio (25 to 35) for the initial composting process (Bernal et al., 2017). The pile was composted under roofs to avoid leachates caused by rain washing, and adequate moisture (40-70%) was controlled and maintained by irrigation when necessary. Moisture monitoring meant that microbial activity did not decrease due to lack of water, and anaerobic processes did not occur when the free air space was saturated with water (Onwosi et al., 2017). The temperature was also controlled through daily measurement with a probe at different points of the pile at a depth of 40 cm. When the temperature was < 40°C, the pile was turned to provide aeration and homogenise the waste mixture. Five turns were performed on days 27, 55, 83, 118 and 154. Around 190 days into the process, the temperature was close to that of the environment, and the pile entered the stage of maturity, lasting one month without aeration and with humidity control (40-50%). Four representative samples were taken throughout the

composting process: at the beginning of the process ($I = 0$ days), during the thermophilic stage (TS = 15 days), at the end of the cooling stage (CS = 190 days) and at the end of the maturity stage (M = 220 days). These samples were dried in an oven at 60 °C for 24 h and ground to a particle size of < 0.5 mm before analysis.

In addition to composting waste to obtain a stabilised product with agronomic value, the experiment focused on recovering the metabolic heat generated by different microbial populations present during the composting process. With this objective, a heat exchanger consisting of a spiral copper pipe (length: 20 m; internal diameter: 13.84 mm and wall thickness: 1.02 mm) was placed in the core of the pile and removed and reinstalled during every turn. The copper tube was connected to a mains water tap with a rubber hose, and the flow of water through the pipe was regulated by a flow meter installed at the inlet. The water circulated through the copper pipe with a volumetric flow rate of 2.83 L min⁻¹ to recover the heat generated by the microbiome from the waste mixture by conduction. This flow rate was established as adequate to remove the heat from the pile without drastically lowering its temperature (Figure 1), thus not impeding microbial growth or metabolism. The heat transferred to the water was measured during the bio-oxidative stage of the composting process, considering the period in which the temperature of the pile exceeded 40°C (79 days). The inlet and outlet water temperatures of the copper pipe were measured with Pt100 sensors mounted inside the pipe. These sensors were connected to a programmable logic controller to simultaneously monitor both temperatures. These temperatures were recorded every 30 minutes during the 79 days of measurement, and the inlet and outlet water temperatures measured on the same day were averaged (Figure 1).

2.2 Field experiment design

The field experiment was carried out in an agricultural plot located in the parish of Quimiag, Riobamba canton, province of Chimborazo-Ecuador (1° 39' 26'' S, 78° 34' 3'' W and elevation 2723 m a.s.l.). The study area has a high mountain climate, with a mean annual temperature of 0°C and mean annual rainfall of 1,000 mm (Gobierno Autónomo Descentralizado de la Parroquia de Quimiag, 2015). Initially, the experimental plot was cleaned of all plant traces and homogenised by tillage before cultivation. Then, a representative soil sample was taken for its subsequent air-drying and sieving with a 2 mm sieve prior to its analysis. The sampled soil is an Inceptisol (Soil Survey Staff, 2014), whose main characteristics are shown in Table A2.

In this experiment, four different treatments were established in a randomised design with three replicate sub-plots per treatment. Each sub-plot had an area of 6 m² (2 m x 3 m) and a 0.4 m band of uncultivated land around its borders. The treatments were unamended soil (S); mineral fertiliser (20, 150 and 200 kg ha⁻¹ of N, P₂O₅ and K₂O, respectively) (SF); cow manure-traditional organic amendment (SM) (85.6 t fresh weight ha⁻¹) and the compost obtained from the composting process with heat recovery (SC) (21.6 t fresh weight ha⁻¹). The amendment application rate was adjusted to supply 150 kg ha⁻¹ of P₂O₅, adequate for the alfalfa crop selected since phosphorus is the limiting nutrient for the growth of this type of crop (Meyer et al., 2007). The organic materials were spread evenly in each sub-plot and manually mixed with the soil to a depth of 30 cm. After incorporating the organic and inorganic treatments, 39 seedlings of alfalfa (*Medicago sativa* L.) were planted in each sub-plot, resulting in a plant density of 65,000 plants ha⁻¹, and two consecutive cycles of alfalfa were harvested on days 75 and 150. Periodic irrigation with water was provided during the growing season (150 days) when necessary, and pesticides were not applied during the experimental period.

Representative samples of each sub-plot were taken at a depth of 0-30 cm before cultivation (S1) and after each harvesting cycle (S2 and S3). These samples were air-dried and sieved to 2 mm before analysis. After each alfalfa cycle, the aerial part of these plants was cut and weighed to determine the yield on fresh weight.

2.3. Economic value of the nutrients contained in the final compost and economic analysis of heat recovery and alfalfa production

The economic value of compost due to its nutrient content was determined by the cost of fertiliser units of commercial inorganic fertilisers, as described by Idrovo-Novillo et al. (2018). To arrive at this economic estimate, the average costs of urea, diammonium phosphate (DAP) and potassium chloride (KCl) fertilisers were taken for the period January - June 2023, provided by the Ministerio de Agricultura y Ganadería (2023) (886.60, 1102.40 and 1038.20 US dollar tonne⁻¹ for urea, DAP and KCl, respectively), and the economic value of the fertiliser units of these fertilisers was calculated from their percentages (46% N, 46% P₂O₅ and 60% K₂O for urea, DAP and KCl, respectively), obtaining 19.27, 54.47 and 20.85 US dollar tonne⁻¹ for N, P₂O₅ and K₂O, respectively. This value for each fertiliser unit was applied to the nutrients contained in the compost, considering its moisture content (18%).

Regarding the economic analysis of alfalfa production, the methodology used by Capa et al. (2015) and Idrovo-Novillo et al. (2019) was applied to calculate the net income of alfalfa production. This net income was obtained by calculating the difference between the gross income and the cost of crop production. The yield of alfalfa and its sale price in the markets of Chimborazo province were used to estimate gross income. The total costs were derived from the development of the crop: labour, irrigation and fertilisation. In the cost of fertilisation with compost, the costs of the following were considered: raw materials for composting (transporting all wastes and crushing the plant residues) and preparing and monitoring the waste pile during the composting process (labour for preparing the waste mixture, turnings, irrigation and process control and water used in the composting process to control moisture).

2.4 Analytical and statistical methods

In the samples taken from the raw materials for composting and throughout the composting process, the pH, electrical conductivity (EC), germination index (GI), cation exchange capacity (CEC) and contents of dry matter, organic matter (OM), total nitrogen (Nt), total organic carbon (Corg), water soluble polyphenols, macro and micronutrients and heavy metals were determined according to the methods described by Idrovo-Novillo et al. (2018). Furthermore, the pH, EC, texture and contents of OM, Nt, available P (Pav) and K (Kav) of the soil samples were determined according to the methods used by Paredes et al. (2016). All the analyses on the samples taken in the composting and field experiments were performed in triplicate.

The energy recovered by the pipe heat exchanger with water was calculated using the following equation (Bajko et al., 2019):

$$Q = m c_p \Delta T \quad (1)$$

where Q is power (J s⁻¹ = W), m is the mass flow rate (kg s⁻¹), c_p is the heat capacity of water at constant pressure (J kg⁻¹ K⁻¹) and ΔT is the difference in the temperature of the water at the inlet and outlet of the heat exchanger pipe (K).

Regarding the statistical treatment of the data obtained, the standard deviation was determined for all the mean values of the parameters analysed in the samples of the initial materials for composting, in the samples taken throughout the composting process and in the sample of the soil studied. In addition, the least significant difference (LSD) test, at P<0.05, was applied to determine the significant differences of the mean values of each parameter analysed during the composting process. For the parameters determined in the soil and plant material samples, two variables were established: treatment and sampling. A one-way analysis of variance (ANOVA) was performed to determine the significant differences in the data due to these variables, and the post-hoc Tukey-b test was used for treatment separation and sampling means. All the statistical analyses of the data were carried out with the statistical software package SPSS v 27.0 (IBM Software, Armonk, NY, USA).

3. Results and Discussion

3.1. Agro-livestock composting and heat recovery

The bio-oxidative phase of the composting process lasted 190 days. During this phase, the thermophilic stage (temperature > 40°C) began on day two and was maintained for approximately 26 days until the first turning (Figure 1). This rapid increase in temperature at the beginning of the composting process has also been observed by other authors during the composting of plant residues and cow manure (Ali et al., 2014 [composted mixed vegetable waste + cow dung + sawdust]; Varma et al., 2015 [composted vegetable waste + cow dung + sawdust + dried leaves]; Afonso et al., 2021 [composted hop leaves + cow manure]; Valverde-Orozco et al., 2023 [composted vegetable wastes + cow manure]). When the temperature dropped below 40°C, the pile was turned over to supply oxygen and non-degraded materials. This favoured the increase in temperature, which was above 40°C for 14-18 days after each turning, with the maximum temperature of the process (63.3°C) occurring on day 32. However, the pile did not meet the requirements established by USEPA (2003) for the sanitation of composted materials in piles with aeration by turning (temperatures $\geq 55^{\circ}\text{C}$ for at least 15 consecutive days, with a minimum of 5 turnings to ensure that all the material has been at this temperature), although there was a prolonged period of temperatures $\geq 55^{\circ}\text{C}$ from day 29 to 38.

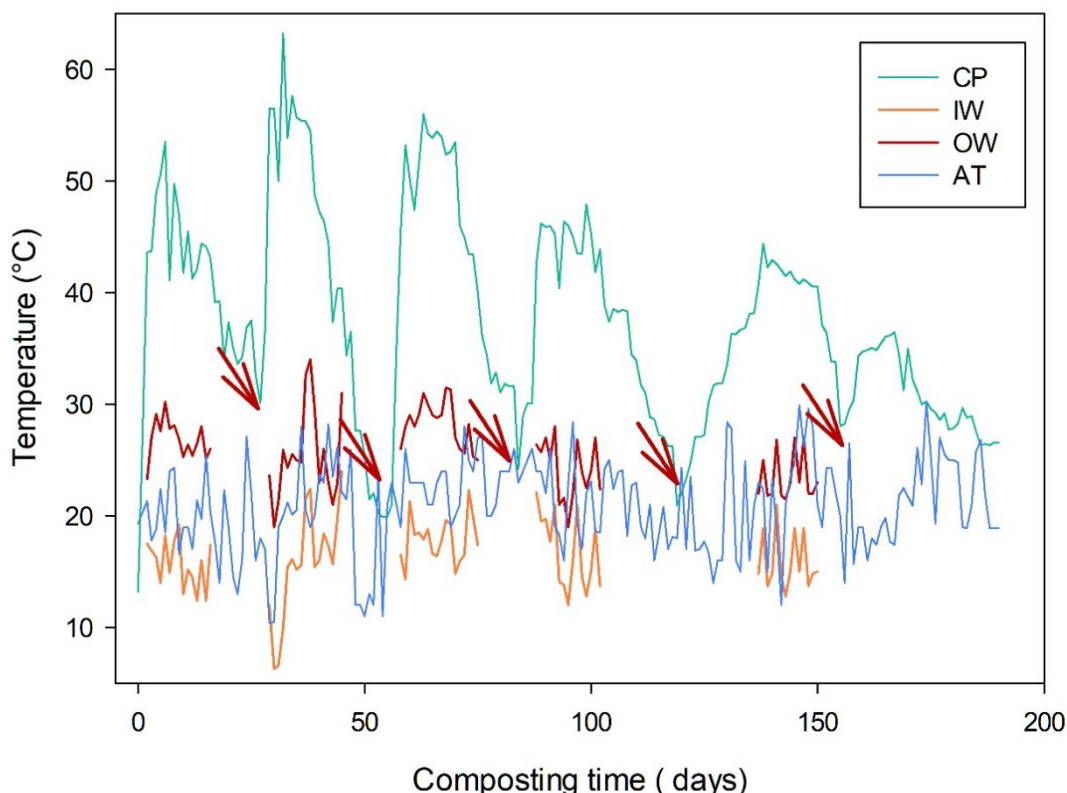


Fig. 1. Temperature evolution during the composting process. Temperature profiles are shown. CP: Compost pile temperature, IW: Copper pipe inlet water, OW: Copper pipe outlet water. AT: Ambient Temperature. The red arrows indicate the days on which the turnings were carried out.

Figure 1 also shows the water temperatures in the heat recovery system at the inlet and outlet of the copper pipe designed to transmit heat by conduction. The maximum temperatures of the outlet water coincided with the maximum temperatures developed in the compost pile. The average difference between the inlet and outlet water temperatures was 9.3°C, and the minimum (4.3°C) and maximum differences (15.9°C) between these temperatures were recorded on days 88 and

32 of the composting process, respectively. Throughout the 79 days of heat recovery generated in the process, an average temperature of 25.7°C was obtained for the outlet water from the copper tube. The average temperature of the inlet water was 16.4°C (ranging between 6.3 and 24.0 °C).

The energy recovered from the composting process was calculated using the difference between the inlet and outlet water temperatures according to the equation (1), described in sub-section 2.4, to obtain total energy production of 14,528W or of 0.105 MJ kg⁻¹ dry matter of the initial waste mixture. This energy value was below the range obtained by other authors (0.510-1.950 MJ kg⁻¹ dm) (Bajko et al., 2019; Mwape et al., 2020; Sołowiej et al., 2021). This could be because the amount of heat recovered depends on various factors, such as the composting system, the surface area/volume ratio, the initial waste mass, the type of waste to be composted, the porosity of the material and the moisture and heat extraction time and rate (Bajko et al., 2019; Mwape et al., 2020). The water flow rate through the pipe (Nwanze and Clark, 2019) and the pipe's characteristics (Jacob et al., 2022) can also influence the amount of heat recovered. This illustrates the difficulty of comparing the amount of heat recovered from the composting process. However, the value obtained in this experiment may be useful since it is a real-scale case. This recovered thermal energy can be used domestically, especially in rural populations that do not have access to electricity to heat water for domestic use. According to the INEC (2022 a), 2.5% of Ecuadorian homes do not have access to electricity through the public network. Furthermore, obtaining thermal energy by composting organic waste has less environmental impact than natural gas, which is the traditional source of thermal energy (Malesany et al., 2022).

The evolution of the principal parameters during composting is shown in Table 1. This pile presented a high initial pH value (8.5), probably due to the cow manure in the waste mixture, which has a high alkaline character (Table A1). No significant differences were observed in the evolution of this parameter throughout the process due to the mineralisation of organic nitrogen, the degradation of acidic compounds and the loss of CO₂ caused by turning the pile (Ali et al., 2014). The EC had an initial value of 3.64 dS m⁻¹, and this parameter decreased during composting due to salt leaching during the irrigation carried out to maintain the optimal moisture content (40-60%) for microorganism growth and development (Onwosi et al., 2017).

The OM percentage decreased throughout the process from an initial value of 85.4% to a final value of 34.7%, showing the mineralisation processes that occurred during the composting process (Table 1). The loss of OM during the bio-oxidative phase was 52%, while this loss was 16% during the maturity phase, demonstrating the relative stability of the waste mixture after the bio-oxidative phase, as was also observed by Bustamante et al. (2008) and Valverde-Orozco et al. (2023) during the composting of cow manure with plant residues. The Nt content increased significantly over time, from a value of 1.10% to 1.60%, probably as a consequence of concentration caused by the pile's loss of mass during composting (Varma et al., 2015). This increase in Nt concentration and the degradation of Corg during the process caused a reduction in the Corg/Nt ratio, as can be seen in Table 1.

Polyphenols are secondary metabolites involved in plant defense against UV rays and pathogens, and they are present in all plant wastes (Fereidoon et al., 2019). The content of these compounds also decreased during composting. This reduction was related to the detoxification of the wastes to be composted since a gradual increase in GI was observed as the polyphenols degraded (Table 1). Different composting studies with vegetable wastes have linked the phytotoxicity of this type of waste during the composting process to their content of polyphenolic compounds (Idrovo-Novillo et al., 2018; de Nijs et al., 2023; Valverde-Orozco et al., 2023).

Table 1

Evolution of the principal parameters during the composting of pile (dry weight basis).

Composting phase	pH	EC (dS m ⁻¹)	OM (%)	Nt (%)	Corg/Nt	Polyphenols (mg kg ⁻¹)	GI (%)
I	8.5±0.1	3.64±0.08	85.4±0.2	1.10±0.02	30.5±0.3	1803± 83	42.2±2.5
TS	8.3±0.1	2.94±0.08	85.5±0.4	0.95±0.02	33.2±0.6	1494± 29	56.2±1.6
CS	8.7±0.1	3.01±0.04	41.4±0.7	1.78±0.05	12.6±0.9	758± 18	86.6±3.3
M	8.7±0.1	3.15±0.03	34.7±0.2	1.60±0.07	9.3±0.9	473± 25	94.4±4.1
LSD	0.2	0.23	1.6	0.19	1.6	260	5.4

I: the beginning of the composting process; TS: the thermophilic stage; CS: the end of the cooling stage; M: the end of the maturity stage; EC: electrical conductivity; OM: organic matter; Corg: total organic carbon; Nt: total nitrogen; GI: germination index and LSD: least significant difference at P < 0.05. Values reported as mean ± standard error.

The characteristics of the compost are shown in Table 2. The compost had a pH value above the range of values (pH = 6.0-7.5) recommended by the US Composting Council (2001) for various applications of compost and average field conditions. Composts based on cow manure are characterised by high pH values due to the alkaline character of this residue and the usual increase in pH observed during composting (Goldan et al., 2023). However, the compost obtained did not exceed the EC value of 5 dS m⁻¹ suggested as the maximum limit by the US Composting Council (2001) for composts for agricultural use, and it had an OM content below the range recommended by the American guidelines (OM = 50-60%; US Composting Council, 2001). This could be due to the greater OM degradation in this composting process, where the thermophilic stage lasted longer (150 days; Figure 1) than in other experiments of composting cow manure with vegetable residues (Ali et al., 2014; Varma et al., 2015; Valverde-Orozco et al., 2023). The compost presented an adequate degree of maturity and absence of phytotoxicity, as can be observed in the Corg/Nt ratio, CEC and GI values (Corg/Nt < 20 and CEC > 67 meq (100 g OM)⁻¹; Bernal et al., 2009; GI > 50%; Zucconi et al., 1981). The US Composting Council establishes a minimum fertiliser capacity for composts for agricultural use (Nt ≥ 10 g kg⁻¹ and P ≥ 10 g kg⁻¹). This compost exceeded the limit established for nitrogen content (Nt = 16.0 g kg⁻¹). However, the minimum phosphorus content required by these guidelines was not satisfied (P = 3.7 g kg⁻¹). Finally, the heavy metal content of the final compost did not exceed the maximum concentrations established by the American guidelines for compost with exceptional quality, which ensures its safe agricultural use (US Composting Council, 2001).

Table 2

Agronomic characteristics of the obtained compost (dry weight basis).

Parameter	Value	US Composting Council (2001)
pH	8.7 ± 0.1	6.0 – 7.5
EC (dS m ⁻¹)	3.15 ± 0.03	< 5
OM (%)	34.7 ± 0.2	50 – 60
Corg/Nt	9.3 ± 0.9	
GI (%)	94.4 ± 4.1	
CEC (meq (100 g OM) ⁻¹)	152 ± 10	
N (g kg ⁻¹)	16.0 ± 0.7	≥ 10
P (g kg ⁻¹)	3.7 ± 0.1	≥ 10
K (g kg ⁻¹)	11.9 ± 1.7	
Fe (mg kg ⁻¹)	6484 ± 40	
Cu (mg kg ⁻¹)	61 ± 3	1500
Mn (mg kg ⁻¹)	163 ± 9	
Zn (mg kg ⁻¹)	61 ± 3	2800
Ni (mg kg ⁻¹)	8.9 ± 0.3	420
Cr (mg kg ⁻¹)	67 ± 1	
Cd (mg kg ⁻¹)	0.05 ± 0	39
Pb (mg kg ⁻¹)	1.37 ± 0.01	300
As (mg kg ⁻¹)	0.91 ± 0.01	41
Se (mg kg ⁻¹)	0.79 ± 0.09	100
Hg (mg kg ⁻¹)	0.18 ± 0.03	17

CEC: cation exchange capacity; for other abbreviations see Table 1.

Values reported as mean ± standard error.

3.2. Effect of the compost on soil agronomic parameters and alfalfa yield

In Table 3, the effects of the different treatments on soil agronomic parameters are shown during the two alfalfa harvests studied. The application of the organic amendments in the soil, compost (SC) and cow manure (SM) produced an initial increase in soil pH compared to the control soil (S) and the soil with mineral fertiliser (SF). Other authors have also observed this alteration of soil pH with the application of manure (Goldan et al., 2023) and manure compost (Anwar et al., 2017), attributing this effect to the presence of basic cations (Ca²⁺ and/or Mg²⁺), organic anions and bicarbonates in manures that can reduce soil acidity (Abbott et al., 2018). The greater basicity of the soils with organic amendments was maintained until after the first alfalfa harvest. However, after the second alfalfa harvest, soils with SF had significantly higher pH values, while soils with compost had the lowest values of this parameter. In all the treatments, the pH increased throughout the first cycle of alfalfa, but this parameter decreased at the end of the second cycle of this crop, with values very similar to those of the control soil at the beginning of the experiment. The buffer capacity of inceptisol soils was also observed by Sarkar et al. (2022) during a liming experiment with fly ash up to a dose of 200t/ha. Furthermore, it is noteworthy that in all the treatments, the soil's pH values ranged between 6.3 and 7.5, the recommended pH values for alfalfa cultivation (Orloff, 2007).

The soils with organic amendments and mineral fertiliser (SM, SC and SF) had higher EC values than the control at S1 (Table 3), mainly due to the salts provided by these treatments. However, in no treatment was the level of soil salinity limiting for alfalfa cultivation ($EC > 2dSm^{-1}$; Orloff, 2007). In most of the treatments, this parameter decreased throughout the experiment, possibly due to the assimilation of nutrients by the alfalfa crop and/or salt leaching to deeper soil layers, reaching final salinity levels similar to or below those of the control soil.

In the soils with organic amendment (SM and SC), OM percentages were higher than in soils S and SF throughout the two alfalfa production cycles (Table 3). Increased OM contents in soil with manure and manure compost compared to inorganic fertilisation have also been observed by other authors. Peng et al. (2023) found that adding cow manure increased the soil OM content compared to inorganic fertilisation in a long-term experiment (38 years) on a rice crop. An increase in soil OM has also been reported by Guo et al. (2016) when using cow manure compost compared to mineral fertiliser in a long-term experiment (five years) with a maize-wheat rotation system. In most of the treatments, the value of this parameter decreased throughout the experimental period, especially in SM and SC, probably due to OM mineralisation. Despite this, the final OM values were about 1.3 times higher in soils with organic amendment than the initial OM content of the control soil. This increase in soil organic matter with manure and manure compost has been correlated with an increase in soil fertility through the gradual release of nutrients from their organic forms to those assimilated by plants (Goldan et al., 2023).

Before cultivation and after harvesting the first cycle of alfalfa, the soil Nt concentrations decreased in the following order: SC > SM > SF > S (Table 3). However, no significant differences were found in the contents of this nutrient among the treatments tested after harvesting the second cycle of alfalfa. In general, the soil Nt contents increased in all the treatments throughout the experiment, especially at S2. This could be due to the symbiotic fixation of atmospheric N by legumes such as alfalfa (Li et al., 2015). This N fixation can supply the N requirements of the legume, and N can also be transferred to the soil through legume root exudation (Li et al., 2020; McClelland et al., 2022).

At S1, the fertilised soils showed significantly higher Pav concentrations than the control soil (Table 3). However, no statistical differences were found between organic and inorganic fertilisation in the initial contents of this nutrient, probably because the application of the organic amendments was adjusted to supply the same amount of P as the inorganic fertiliser (150 kg ha^{-1} of P_2O_5). The highest Pav concentrations with respect to the control were observed in the SF and SC treatments at S2 and in SM at S3. Adequate amounts of phosphorus in the soil are related to the proper establishment of the alfalfa crop and good root development (Undersander et al., 2021).

Table 3

Evolution of soil agronomic parameters during alfalfa crop (dry weight basis).

Treatment	pH			EC (dS m ⁻¹)			OM (%)			Nt (g kg ⁻¹)			Pav (mg kg ⁻¹)			Kav (g kg ⁻¹)		
	S1	S2	S3	S1	S2	S3	S1	S2	S3	S1	S2	S3	S1	S2	S3	S1	S2	S3
S	6.8 a	7.5 b	6.7 b	0.10 a	0.18 b	0.14 b	4.3 a	4.6 a	4.5 a	0.14 a	0.32 a	0.40 a	114 a	63 a	103 b	1.21 a	0.63 b	0.38 a
SF	6.7 a	7.4 a	6.9 c	0.28 b	0.16 a	0.12 a	4.4 a	4.3 a	4.3 a	0.20 b	0.41 b	0.43 a	120 b	101 b	95 a	1.86 c	0.63 b	0.40 b
SM	7.5 b	7.6 c	6.7 b	0.29 b	0.20 c	0.15 b	6.2 b	5.5 b	5.8 b	0.21 c	0.48 c	0.45 a	128 b	68 a	121 c	1.61 b	0.59 a	0.44 c
SC	7.4 b	7.6 c	6.4 a	0.29 b	0.17 ab	0.13 ab	6.4 b	5.9 c	5.7 b	0.27 d	0.54 d	0.44 a	124 b	115 b	100 ab	2.03 d	0.69 c	0.46 c
F-ANOVA																		
Treatment	130***	74***	45***	324***	15***	7**	100***	31***	98***	480***	93***	2 ^{NS}	9**	36***	32***	76***	33***	38***
Sampling	87***			32***			6**			97***			26***			278***		

S: unamended soil; SF: mineral 122ertilizer; SM: cow manure; SC: compost; S1: before cultivation; S2: after harvesting the first cycle of alfalfa; S3: after harvesting the second cycle of alfalfa; av: available; for other abbreviations see Table 1.

***, ** and ^{NS}: significant at P < 0.001, 0.01 and not significant, respectively.

Mean values in columns followed by the same letter are not statistically different according to Tukey's b test at P < 0.05.

The initial soil Kav concentrations were significantly higher than those of the control soil in the SC > SF > SM treatments (Table 3). After harvesting the first cycle of alfalfa, only the soils of the SC treatment had higher contents of this nutrient than those found in S. However, at S3, the treatments with organic and inorganic fertilisation presented Kav concentrations statistically higher than those of the control, especially in the case of the SM and SC treatments. Adequate amounts of potassium in the soil are essential to reduce susceptibility to certain diseases, increase the alfalfa crop's resistance to low temperatures and ensure its survival (Undersander et al., 2021). Throughout the experimental period, a significant reduction in the Pav and Kav contents of the soil was observed in all the treatments, probably due to the assimilation of these nutrients by the alfalfa or their leaching to deeper soil profiles.

The effects of the treatment on the mean yield of each alfalfa cycle and the total are shown in Figures 2 a and b, respectively. Soils with SC produced the most alfalfa in each cycle and in total. However, no significant differences were found in the average per cycle or total yields of this crop in the case of the SF and SM treatments. All the soils with organic or inorganic fertilisation had statistically higher alfalfa production than the control soil, S. The increased production observed in alfalfa grown in soils with compost could be due to the fact that this amendment favoured greater symbiotic N fixing activity, as can be seen from the higher N content in SC soils (Table 3). The microorganisms responsible for this activity are involved in the solubilisation processes of macronutrients and the production of biofilms and phytohormones, which improve plant development and production (Ben-Laouane et al., 2020). Different authors have observed that applying manure compost to the soil stimulates its biological activity, thus increasing the production of biostimulant substances for plant growth and disease suppression (Das et al., 2017; Goldan et al., 2023). McClelland et al. (2022) related the increase in the areal biomass of different grasses (alfalfa, grass brome and orchard grass) in irrigated pastures with cow manure compost with added plant macronutrients and improved soil water efficiency. The results obtained from similar alfalfa productions with cow manure and inorganic fertilisation have also been reported by Peng et al. (2023) in a long-term experiment with rice grown in soil fertilised with manure or chemical fertiliser. These authors observed that the slow release of nutrients by organic fertilisers, such as manure, provides plants' nutritional requirements to the same extent as inorganic fertilisers.

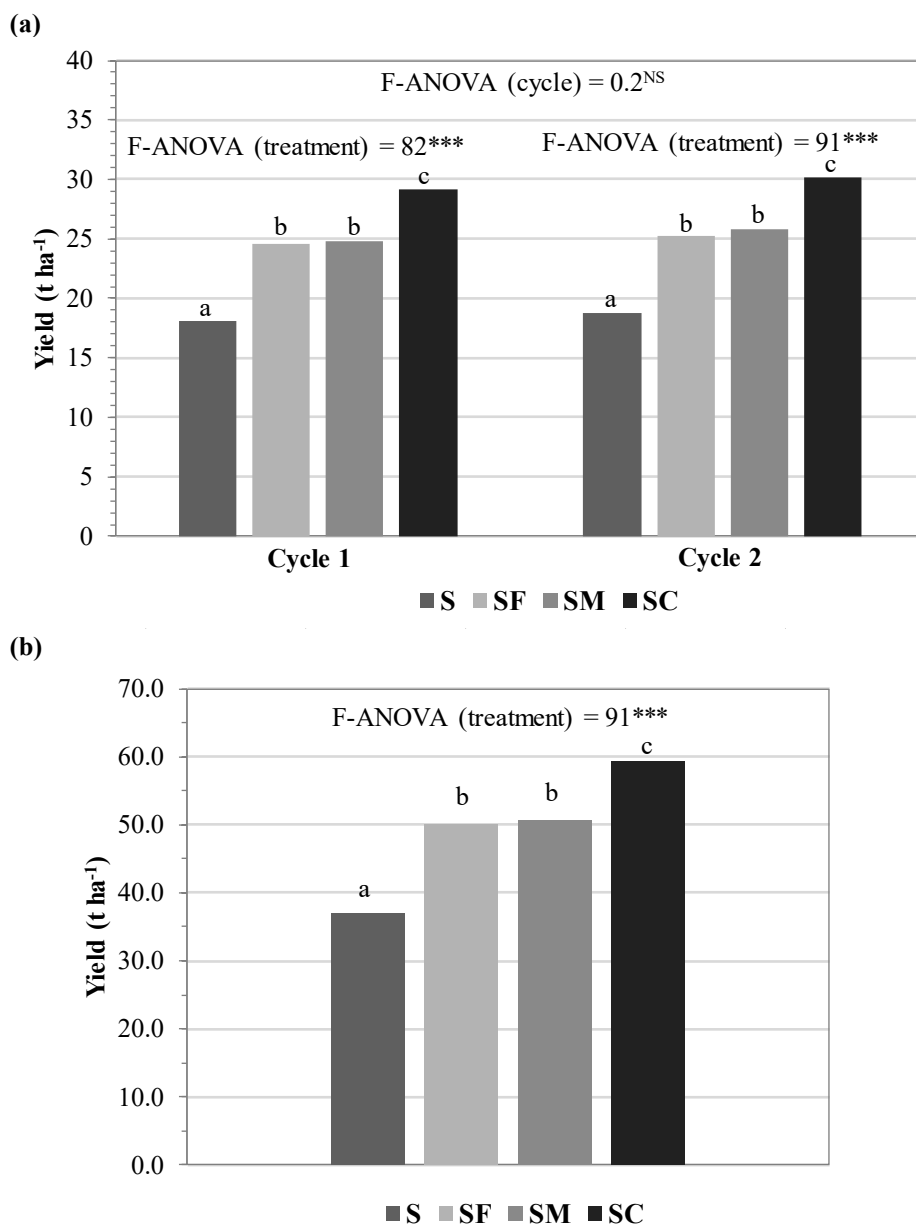


Fig. 2. Effect of treatment on mean yield of each alfalfa cycle (a) and the total (b). (S: unamended soil; SF: mineral fertilizer; SM: cow manure and SC: compost)

3.3. Economic value of the final compost and profitability of the alfalfa production

In Table 4, the economic value of each nutrient (N, P₂O₅ and K₂O) contained in the final compost and the total combined value of these nutrients are shown. The contribution of each nutrient to the total combined value of the compost was 29%, 43% and 28% for N, P₂O₅ and K₂O, respectively. Other authors have also observed a greater contribution of phosphorus to the total combined value of composts from plant residues and manure (Idrovo-Novillo et al., 2018; Valverde-Orozco et al., 2023). The economic value of the compost obtained in this study, considering its nutrient content, indicates that this material can supplement synthetic fertilisers and thus provide significant economic returns to farmers.

Table 4

Economic value of the final compost considering its nutrient content (N, P₂O₅ and K₂O).

Nutrient ^a	US dollar tonne ⁻¹
Nt	25.28 ± 0.24
P ₂ O ₅	37.27 ± 0.33
K ₂ O	24.52 ± 1.24
Total combined value	87.07 ± 1.34

^aThe economic value of the nutrients contained in the final compost was calculated considering its moisture content (18%).

Values reported as mean ± standard error.

Table 5 shows the costs of the two alfalfa production cycles in this study with chemical fertiliser, cow manure and compost. In fertilisation with compost, the cost of raw materials for composting and the cost of preparing and monitoring the waste pile during the composting process were considered. The cost of compost production was 95 USD tonne⁻¹, which is less than the cost of commercial compost in Ecuador (150 € tonne⁻¹ ≈ 164 USD tonne⁻¹; Jara-Samaniego et al., 2017). Moreover, on-farm composting of vegetable wastes and manure reduces the costs and environmental impact of transporting the compost to its final destination (Pergola et al., 2018). Therefore, it is necessary to develop a compost production network on farms. Among the costs associated with the two cycles of alfalfa production, labour costs were the highest, mainly because Ecuador's agricultural sector is poorly mechanised, and most agricultural operations are carried out manually. In 2022, only 25.4% of farmers used machinery in their planting and transplanting processes, agricultural work and harvesting (INEC, 2022 b). The costs of irrigation water were the lowest because the cost of using and exploiting water for agricultural productive irrigation in Ecuador is low (0.00007-0.00011 USD m⁻³, depending on the flow of water used; BIOFIN, 2020).

Table 5

Costs associated with the two cycles of alfalfa production

Costs associated	Value (USD ha ⁻¹)
Labour cost	11111
Irrigation water	1.08
Chemical fertilisers	806
Cow manure	550
Compost	2050

USD: dollars USA

To study the effects of the different treatments on the profitability of two cycles of alfalfa production obtained in this study, only the net income was considered, following the methodology used by Capa et al. (2015) and Idrovo-Novillo et al. (2019) to determine the impact of different fertilisation scenarios on the profitability of coffee plantations and rose cultivation, respectively (Table 6). The price of alfalfa is not regulated in the Ecuadorian market since its main destination is animal alimentation. However, there is a reference price in the markets of Chimborazo province, where the study was conducted, of 5 USD per 10 kg of alfalfa. This value was used to calculate the gross income.

Table 6

Effect of the treatments on gross income, cost, and net income of two cycles of alfalfa production.

Treatment	Gross income (USD ha ⁻¹)	Costs (USD ha ⁻¹)	Net income (USD ha ⁻¹)
S	18450	11112	7338
SF	25000	11918	13082
SM	25300	11662	13638
SC	29650	13162	16488

For the abbreviations see Tables 3 and 5.

The treatment with the lowest net income was S (7,338 USD ha⁻¹). With this treatment, the gross income was slightly higher than the costs. With the SF and SM treatments, the net incomes were very similar, probably because there were no significant differences in alfalfa production with these treatments (Figure 2). However, the treatment with compost (SC) obtained the highest net income (16,488 USD ha⁻¹), although the costs with this treatment increased by 13.8% compared to the average costs of the other treatments. These higher costs were mainly due to the higher production costs of the compost compared to the costs of cow manure and inorganic fertiliser. The highest gross income achieved, thanks to the high alfalfa production with SC, exceeded the production costs of the compost, indicating that using compost as an organic fertiliser had a positive effect on alfalfa production and, therefore, its profitability. Other authors have also observed that introducing compost in fertilisation scenarios improves the profitability of crops. Iqbal et al. (2017) found that the net income of corn production was higher when the combination compost + inorganic nitrogen fertiliser (urea) at 25:75 was used compared to the treatment with only urea. Idrovo-Novillo et al. (2019) found greater profitability in rose cultivation using compost + fertigation compared to conventional treatment (non-stabilised chopped rose waste + fertigation).

4. Conclusions

The results of this study show that heat recovery from the composting process of agricultural and livestock wastes by heating water through conducting heat exchangers in the waste pile can be a sustainable alternative to produce decentralised thermal energy for domestic use. Furthermore, the energy captured during composting did not negatively affect the quality of the final compost, which presented chemical characteristics (humification and stability of organic matter, notable nutrient content and low concentration of potentially toxic elements) and biological characteristics (absence of phytotoxicity) suitable for agricultural use. Using this compost as organic fertiliser in alfalfa cultivation had positive effects on soil fertility, such as increased organic matter and nutrient content (especially N and K), and on crop production. This study also indicated that increased alfalfa production with compost offset the costs of compost production, thus achieving the highest net income.

In conclusion, this work indicates that composting plant wastes containing alfalfa residue with cow manure is an appropriate method for managing agro-livestock wastes, obtaining quality compost and the decentralised production of domestic thermal energy. Furthermore, the agricultural use of this compost to produce alfalfa, which is used to feed cattle, is a way to close the agro-livestock production cycles, obtaining greater profitability and sustainable development within a circular economy framework. However, more studies are necessary on the composting of other agro-livestock wastes to gain sufficient knowledge to develop a compost production network on farms.

Acknowledgements

This work was supported by the Higher Polytechnic School of Chimborazo (Ecuador) in the framework of the project “Design, automation and validation of a heat energy recovery system in the composting process” (IDI-ESPOCH-2018) and by the grant EQC2018-004170-P funded by Ministerio de Ciencia e Innovación: MCIN/AEI/10.13039/501100011033 and by European Regional Development Fund: A way of making Europe.

References

- Abbott, L., Macdonald, L., Wong, M., Webb, M., Jenkins, S., Farrell, M., 2018. Potential roles of biological amendments for profitable grain production-A review. *Agric. Ecosyst. Environ.* 256, 34-50.
- Afonso, S., Arrobas, M., Pereira, E.L., Rodrigues, M.A., 2021. Recycling nutrient-rich hop leaves by composting with wheat straw and farmyard manure in suitable mixtures. *J. Environ. Manag.* 284, 112105.
- Ali, M., Kazmi, A.A., Ahmed, N. 2014. Study on effects of temperature, moisture and pH in degradation and degradation kinetics of aldrin, endosulfan, lindane pesticides during full-scale continuous rotary drum composting. *Chemosphere* 102, 68-75.
- Anwar, Z., Irshad, M., Mahmood, Q., Hafeez, F., Bilal, M., 2017. Nutrient uptake and growth of spinach as affected by cow manure co-composted with poplar leaf litter. *Int. J. Recycl. Org.* 6, 79-88.
- Ayilara, M., Olanrewaju, O., Babalola, O., Odeyemi, O., 2020. Waste management through composting: Challenges and potentials. *Sustainability.* 12, 4456.
- Bajko, J., Fišer, J., Jícha, M., 2019. Condenser-type heat exchanger for compost heat recovery systems. *Energies.* 12, 1583.
- Ben-Laouane, R., Baslam, M., Ait-El-Mokhtar, M., Anli, M., Boutasknit, A., Ait-Rahou, Y., Toubali, S., Mitsui, T., Oufdou, K., Wahbi, S., Meddich, A., 2020. Potential of native arbuscular mycorrhizal fungi, rhizobia, and/or green compost as alfalfa (*Medicago sativa*) enhancers under salinity. *Microorganisms.* 8, 1695.
- Bernal, M.P., Alburquerque, J.A., Moral, R., 2009. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment: a review. *Bioresour. Technol.* 100, 5444-5453.
- Bernal, M.P., Sommer, S.G., Chadwick, D., Qing, C., Guoxue, L., Michel, F.C., Jr., 2017. Current approaches and future trends in compost quality criteria for agronomic, environmental, and human health benefits. *Adv. Agron.* 144, 143-233.
- BIOFIN, 2020. Manual de operativización del marco legal vigente para la tarifa de agua cruda-Fase II. Ecuador. <https://www.biofin.org/knowledge-product/manual-de-operativizacion-del-marco-legal-vigente-para-la-tarifa-de-agua-cruda> (accessed 22 December 2023).
- Bustamante, M.A., Paredes, C., Marhuenda-Egea, F.C., Pérez-Espinosa, A., Bernal, M.P., Moral, R., 2008. Co-composting distillery wastes with animal manure: carbon and nitrogen transformations and evaluation of compost stability. *Chemosphere* 72, 551-557.
- Capa, D., Pérez-Esteban, J., Masaguer, A., 2015. Unsustainability of recommended fertilization rates for coffee monoculture due to high N₂O emissions. *Agron. Sustain. Dev.* 35, 1551-1559.
- Das, S., Jeong, S.T., Das, S., Kim, P.J., 2017. Composted cattle manure increases microbial activity and soil fertility more than composted swine manure in a submerged rice paddy. *Front. Microbiol.* 8, 1702.
- de Nijs, E.A., Maas, L.M.E., Bol, R., Tietema, A., 2023. Assessing the potential of co-composting rose waste as a sustainable waste management strategy: Nutrient availability and disease control. *J. Clean. Prod.* 399, 136685.
- FAOSTAT, 2021. Crops and livestock products. <https://www.fao.org/faostat/en/#data/QCL> (accessed 23 May 2023).

- Fan, S., Li, A., ter Heijne, A., Buisman, C.J.N., Chen W.S., 2021. Heat potential, generation, recovery and utilization from composting: A review. *Resour. Conserv. Recycl.* 175, 105850.
- Fereidoon, S., Vamadevan, V., Won Young, O., Han, P., 2019. Phenolic compounds in agri-food by-products, their bioavailability and health effects. *J. Food Bioact.* 5, 57-119.
- Gobierno Autónomo Descentralizado de la Parroquia de Quimiag, 2015. Plan de desarrollo y ordenamiento territorial. Diagnóstico. https://app.sni.gob.ec/sni-link/sni/PORTAL_SNI/data_sigad_plus/sigadplusdiagnostico/0660821990001_Diagnostico_24-06-2015_22-18-04.pdf (accessed 30 August 2023)
- Goldan, E., Nedeff, V., Barsan, N., Culea, M., Panainte-Lehadus, M., Mosnegutu, E., Tomozei, C., Chitimus, D., Irimia, O., 2023. Assessment of manure compost used as soil amendment—a review. *Processes* 11, 1167.
- Guo, L., Wu, G., Li, Y., Li, C., Liu, W., Meng, J., Liu, H., Yu, X., Jiang, G., 2016. Effects of cattle manure compost combined with chemical fertilizer on topsoil organic matter, bulk density and earthworm activity in a wheat-maize rotation system in Eastern China. *Soil Tillage Res.* 156, 140-147.
- Idrovo-Novillo, J., Gavilanes-Terán, I., Angeles Bustamante, M., Paredes, C., 2018. Composting as a method to recycle renewable plant resources back to the ornamental plant industry: Agronomic and economic assessment of composts. *Process Saf. Environ. Protect.* 116, 388–395.
- Idrovo-Novillo, J., Gavilanes-Terán, I., Veloz-Mayorga, N., Erazo-Arrieta, R., Paredes, C., 2019. Closing the cycle for the cut rose industry by the reuse of its organic wastes: A case study in Ecuador. *J. Clean. Prod.* 220, 910-918.
- INEC, 2021. Encuesta de Superficie y Producción Agropecuaria Continua-ESPAC. https://www.ecuadorencifras.gob.ec/documentos/web-inec/Estadisticas_agropecuarias/espac/espac-2021/Principales%20resultados-ESPAC_2021.pdf (accessed 23 May 2023).
- INEC, 2022 a. Censo Ecuador-Viviendas. <https://censoecuador.ecudatanalytics.com/> (accessed 23 May 2023).
- INEC, 2022 b. Módulo de Información Ambiental y Tecnificación Agropecuaria-ESPAC 2022. <https://www.ecuadorencifras.gob.ec/informacion-agroambiental/> (accessed 22 December 2023).
- Iqbal, S., Thierfelder, C., Khan, H.Z., Javeed, H.M.R., Arif, M., Shehzad, M., 2017. Maximizing maize quality, productivity and profitability through a combined use of compost and nitrogen fertilizer in a semi-arid environment in Pakistan. *Nutrient Cycl. Agroecosyst.* 107, 197-213.
- Jacob, G., Dienorowitz, F., Jaschke, N., 2022. Spatial mathematical modeling of static compost piles with heat recovery. *Detritus.* 20, 56-69.
- Jara-Samaniego, J., Pérez-Murcia, M.D., Bustamante, M.A., Pérez-Espinosa, A., Paredes, C., López, M., Moral, R., 2017. Composting as sustainable strategy for municipal solid waste management in the Chimborazo Region, Ecuador: suitability of the obtained composts for seedling production. *J. Clean. Prod.* 141, 1349-1358.
- Li, Q., Song, Y.T., Li, G.D., Yu, P.J., Wang, P., Zhou, D.W., 2015. Grass-legume mixtures impact soil N, species recruitment, and productivity in temperate steppe grassland. *Plant Soil.* 394, 271-285.
- Li, Q., Zhou, D., Denton, M.D., 2020. Plant Nitrogen and Phosphorus Resorption in Response to Varied Legume Proportions in a Restored Grassland. *Plants.* 9, 292.
- Malesani, R., Pivato, A., Bocchi, S., Lavagnolo, M.C., Muraro, S., Schievano, A., 2021. Compost Heat Recovery Systems: An alternative to produce renewable heat and promoting ecosystem services. *Environ. Chall.* 4, 100131.
- Malesani, R., Schievano, A., Di Maria, F., Sisani, F., Pivato, A., 2022. Compost heat recovery systems: Global warming potential impact estimation and comparison through a life cycle assessment approach. *Detritus.* 19, 37-48.
- McClelland, S.C., Cotrufo, M.F., Haddix, M.L., Paustian, K., Schipanski, M.E., 2022. Infrequent compost applications increased plant productivity and soil organic carbon in irrigated pasture but not degraded rangeland. *Agric., Ecosyst. Environ.* 333, 107969.

Optimización del compostaje de residuos agropecuarios para la recuperación de la energía calórica del proceso y empleo agrícola de los compost obtenidos

- Meyer, R.D., Marcum, D.B., Orloff, S.B., Schmierer, J.L., 2007. Alfalfa fertilization strategies. In: Summers, C.G., Putnam, D.H. (Eds.), *Irrigated alfalfa management in mediterranean and desert zones*. Chapter 6. University of California Agriculture and Natural Resources, Publication 8310.
- Ministerio de Agricultura y Ganadería, 2023. Sistema de información pública agropecuaria- Precios de agroquímicos. http://sinagap.mag.gob.ec/sina/PaginasCGSIN/Rep_Precios_Insumos_Agropecuarios.aspx (accessed 3 July 2023).
- Mwape, M.C., Muchilwa, I.E., Siagi, Z.O., Yamba, F.D., 2020. Waste to energy: heat recovery from the compost reactor as a source of renewable energy. *Int. J. Energy Eng.* 10, 10-15.
- Nwanze, K., Clark, O.G., 2019. Optimizing heat extraction from compost. *Compost Sci. Util.* 27, 217-226.
- Onwosi, C.O., Igbokwe, V.C., Odimba, J.N., Eke, I.E., Nwankwoala, M., Iroh, I.N., Ezeogu, L.I., 2017. Composting technology in waste stabilization: On the methods, challenges and future prospects. *J. Environ. Manag.* 190, 140-157.
- Orloff, S.B., 2007. Choosing appropriate sites for alfalfa production. In: Summers, C.G., Putnam, D.H. (Eds.), *Irrigated alfalfa management in mediterranean and desert zones*. Chapter 2. University of California Agriculture and Natural Resources, Publication 8310.
- Paredes, C., Medina, E., Bustamante, M.A., Moral, R., 2016. Effects of spent mushroom substrates and inorganic fertilizer on the characteristics of a calcareous clayey-loam soil and lettuce production. *Soil Use Manag.* 32, 487-494.
- Peng, G., Tuo, Z., Xing-yu, L., Xin-wei, C., Yao-xiong, L., Peng-fei, F., Shi-ping, L., Jing, H., Ju-sheng, G., Zhen-hua, Z., Hui-min, Z., 2023. Improvement of soil fertility and rice yield after long-term application of cow manure combined with inorganic fertilizers. *J. Integr. Agric.* 22, 2221-2232.
- Pergola, M., Piccolo, A., Palese, A.M., Ingraio, C., Di Meo, V., Celano, G., 2018. A combined assessment of the energy, economic and environmental issues associated with on farm manure composting processes: Two case studies in South of Italy. *J. Clean. Prod.* 172, 3969-3981.
- Sarkar, A., Saha, M., Saha, J.K., Vassanda Coumar, M., Mandal, A., Patra, A. K., 2022. Comparative assessment of P adsorption, release kinetics, enzymatic activities of weathered fly ash amended texturally different soils. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* 19, 2089-2106.
- Smith, M.M., Aber, J.D., Rynk, R., 2017. Heat recovery from composting: A comprehensive review of system design, recovery rate, and utilization. *Compost Sci. Util.* 25 (S1), S11–S22.
- Soil Survey Staff, 2014. *Keys to Soil Taxonomy*, 12th ed. USDA-Natural Resources Conservation Service, Washington.
- Sołowiej, P., Pochwatka, P., Wawrzyniak, A., Łapiński, K., Lewicki, A., Dach, J., 2021. The Effect of heat removal during thermophilic phase on energetic aspects of biowaste composting process. *Energies.* 14, 1183.
- Undersander, D., Cosgrove, D., Cullen, E., Grau, C., Rice, M.E., Renz, M., Sheaffer, C., Shewmaker, G., Sulc, M., 2021. *Alfalfa Management Guide*, John Wiley & Sons, Hoboken, Nueva Jersey.
- US Composting Council, 2001. *Field guide to compost use*. <http://www.mncompostingcouncil.org/uploads/1/5/6/0/15602762/fgcu.pdf> (accessed 3 July 2023).
- USEPA, 2003. United States Environment Protection Agency, Environmental regulations and technology control of pathogens and vector attraction in sewage sludge, EPA625-/R-92/-103, Cincinnati.
- Valverde-Orozco, V., Gavilanes-Terán, I., Idrovo-Novillo, J., Carrera-Beltrán, L., Basantes-Cascante, C., Bustamante, M.A., Paredes, C., 2023. Agronomic, economic and environmental comparative of different aeration systems for on-farm composting. *Agronomy* 13, 929.
- Valverde-Orozco, V., Gavilanes-Terán, I., Idrovo-Novillo, J., Carrera-Beltrán, L., Buri-Tanguila, S., Salazar-García, K., Paredes, C., 2022. Characterization of agro-livestock wastes for composting in rural zones in Ecuador: The case of the Parish of San Andrés. *Agronomy.* 12, 2538.

- Varma, V.S., Ramu, K., Kalamdhad, A.S., 2015. Carbon decomposition by inoculating *Phanerochaete chrysosporium* during drum composting of agricultural waste. Environ. Sci. Pollut. Res. 22, 7851-7858.
- Xu, C., Mou, B., 2016. Short-term effects of composted cattle manure or cotton burr on growth, physiology, and phytochemical of spinach. HortSci. 51, 1517-1523.
- Zucconi, F., Pera, A., Forte, M., de Bertoldi, M., 1981. Evaluating toxicity of immature compost. BioCycle 22, 54-57.

Appendix A. Supplementary data

Table A1

Characteristics of the initial materials: residues from the crops of quinoa (QR), lupine (LR), alfalfa (AR) and tomato (TR), sawdust (SR) and cow manure (CM) (dry weight basis).

	QR	LR	AR	TR	SR	CM
pH	5.9 ± 0.1	6.0 ± 0.1	5.9 ± 0.2	6.1 ± 0.1	4.2 ± 0.1	9.1 ± 0.1
EC (dS m ⁻¹)	0.97 ± 0.01	3.22 ± 0.01	6.06 ± 0.01	8.91 ± 0.01	0.33 ± 0.01	1.24 ± 0.01
OM (%)	96.2 ± 0.1	74.5 ± 0.3	88.7 ± 0.2	51.2 ± 0.7	99.2 ± 0.1	38.8 ± 0.1
Corg (%)	46.1 ± 0.1	45.4 ± 0.1	48.5 ± 0.1	35.3 ± 0.1	53.6 ± 0.1	37.4 ± 0.2
Nt (%)	0.44 ± 0.01	1.28 ± 0.01	7.90 ± 0.01	2.55 ± 0.01	0.15 ± 0.01	1.38 ± 0.01
P (g kg ⁻¹)	0.22 ± 0.01	1.32 ± 0.19	3.25 ± 0.03	5.02 ± 0.52	0.13 ± 0.01	3.43 ± 0.01
K (g kg ⁻¹)	7.5 ± 0.3	8.2 ± 1.1	22.6 ± 0.5	33.3 ± 1.4	0.6 ± 0.1	6.8 ± 0.4
Fe (mg kg ⁻¹)	95 ± 14	172 ± 18	191 ± 15	1125 ± 19	111 ± 13	8759 ± 19
Cu (mg kg ⁻¹)	5 ± 1	8 ± 1	7 ± 1	33 ± 4	5 ± 1	28 ± 2
Mn (mg kg ⁻¹)	11 ± 1	38 ± 1	15 ± 1	87 ± 5	13 ± 1	156 ± 6
Zn (mg kg ⁻¹)	37 ± 2	46 ± 7	18 ± 1	152 ± 9	6 ± 1	68 ± 5
Ni (mg kg ⁻¹)	0.03 ± 0.01	0.42 ± 0.01	0.35 ± 0.05	1.64 ± 0.12	0.06 ± 0.01	6.31 ± 1.06
Cr (mg kg ⁻¹)	2.7 ± 0.5	2.6 ± 0.3	3.0 ± 0.5	6.5 ± 1.2	2.5 ± 0.1	104.4 ± 1.6
Cd (mg kg ⁻¹)	0.20 ± 0.03	0.59 ± 0.12	0.05 ± 0.01	0.58 ± 0.03	0.09 ± 0.01	0.02 ± 0.01
Pb (mg kg ⁻¹)	0.73 ± 0.14	4.96 ± 0.46	0.16 ± 0.02	0.79 ± 0.13	1.13 ± 0.18	1.86 ± 0.01
Hg (mg kg ⁻¹)	0.08 ± 0.02	0.14 ± 0.02	< 0.05	< 0.05	< 0.05	0.10 ± 0.01
As (mg kg ⁻¹)	< 0.10	0.11 ± 0.01	< 0.10	0.26 ± 0.05	< 0.10	0.94 ± 0.04
Se (mg kg ⁻¹)	0.14 ± 0.03	0.54 ± 0.07	0.24 ± 0.03	0.25 ± 0.03	0.23 ± 0.05	0.35 ± 0.07

EC: electrical conductivity; OM: organic matter; Corg: total organic carbon; Nt: total nitrogen. Values reported as mean ± standard error.

Table A2

Initial characteristics of the soil (values on a dry matter basis).

	Value
Sand (%)	62.0 ± 0.2
Clay (%)	9.0 ± 0.2
Silt (%)	29.0 ± 0.1
Texture	sandy loam
pH	6.8 ± 0.1
EC (dS m ⁻¹)	0.10 ± 0.01
OM (%)	4.3 ± 0.1
Nt (g kg ⁻¹)	0.14 ± 0.01
Pav (mg kg ⁻¹)	114 ± 0.03
Kav (g kg ⁻¹)	1.21 ± 0.04

av: available. For other abbreviations see Table A1.

8. Agradecimientos

8. Agradecimientos

Deseo expresar mi más sincero agradecimiento a todos los miembros del Grupo de Investigación Aplicada en Agroquímica y Medio Ambiente (GIAAMA-UMH) por haberme proporcionado el apoyo necesario, las herramientas y el conocimiento adquirido. También, a todos los miembros del Grupo Asociado de Investigación en Biotecnología, Ambiente y Química (GAIBAQ- ESPOCH) por haber sido un apoyo en el desarrollo de los experimentos y un soporte a lo largo de toda mi tesis doctoral. Agradezco a todos los investigadores, doctorandos, técnicos de laboratorio, profesores, estudiantes y amigos que me brindaron su apoyo en diversas etapas de este trabajo, todos han desempeñado un papel crucial en mi trayectoria académica. Quiero hacer una mención especial a mi directora, Concepción Paredes Gil, y a mi codirectora Irene Gavilanes Terán, por permitirme formar parte de sus proyectos y equipos de trabajo. Su conocimiento, visión y compromiso con la enseñanza han sido una inspiración para mí. Adicionalmente, agradezco a la ciencia y la vida por la oportunidad que me han brindado de dedicarme a la investigación científica y al aprendizaje, que se ha convertido en un propósito de vida. Ha sido un verdadero placer trabajar con personas tan comprometidas con la investigación y la mejora del sector agropecuario de la provincia de Chimborazo y Ecuador.