



GIAAMA



Grupo de
Investigación
Aplicada en
Agroquímica y
Medio Ambiente

Universidad
Miguel
Hernández

Irene del Carmen Gavilanes Terán

TESIS DOCTORAL

2016



ESCUELA SUPERIOR POLITÉCNICA DE ORIHUELA

DPTO. AGROQUÍMICA Y MEDIO AMBIENTE



Sostenibilidad del sector agroindustrial de Ecuador mediante el compostaje de sus residuos y el uso agrícola de los materiales obtenidos

Irene del Carmen Gavilanes Terán
TESIS DOCTORAL
2016



UNIVERSIDAD MIGUEL HERNÁNDEZ DE ELCHE
ESCUELA POLITÉCNICA SUPERIOR DE ORIHUELA

**PROGRAMA DE DOCTORADO RECURSOS Y
TECNOLOGÍAS AGRARIAS, AGROAMBIENTALES Y
ALIMENTARIAS**

**Sostenibilidad del sector agroindustrial de Ecuador
mediante el compostaje de sus residuos y el uso agrícola
de los materiales obtenidos**

TESIS DOCTORAL

IRENE DEL CARMEN GAVILANES TERÁN

2016

Sostenibilidad del sector agroindustrial de Ecuador mediante el compostaje de sus residuos y el uso agrícola de los materiales obtenidos

Sustainability of agroindustrial sector in Ecuador by composting of its wastes and agricultural use of the materials obtained

Esta tesis se presenta como compendio de las siguientes publicaciones:

- J Irene Gavilanes-Terán, Concepción Paredes, Aurelia Pérez-Espinosa, M^a Angeles Bustamante, Luis Gálvez-Sola, Janneth Jara-Samaniego (2015). Opportunities and challenges of organic waste management from the agroindustrial sector in South America: Chimborazo province case study. *Commun. Soil Sci. Plan.* 46(S1): 137 - 156
- J Irene Gavilanes-Terán, Janneth Jara-Samaniego, Julio Idrovo-Novillo, M^a Ángeles Bustamante, Raúl Moral, Concepción Paredes (2016). Windrow composting as horticultural waste management strategy—A case study in Ecuador. *Waste Management* 48: 127 - 134.
- J Irene Gavilanes-Terán, Janneth Jara-Samaniego, Julio Idrovo-Novillo, M^a Angeles Bustamante, M^a Dolores Pérez-Murcia, Aurelia Pérez-Espinosa, Marga López, Concepción Paredes (2016). Agroindustrial compost as a peat alternative in horticulture industry of developing countries: A case study in Ecuador. *Resources, Conservation and Recycling* (en revisión).
- J Irene Gavilanes-Terán, Janneth Jara-Samaniego, M^a Angeles Bustamante, Aurelia Pérez-Espinosa, M^a Dolores Pérez-Murcia, Raúl Moral, Concepción Paredes (2015). Agronomic assessment of the fertilizing capacity of agroindustrial waste composts in Chimborazo province. *En: Rural-Urban Symbiosis. Proceedings of the 16th International RAMIRAN Conference, 8th-10th September 2015. Körner, I. (Ed.). Hamburg University of Technology, Germany; TUTech Verlag, Hamburg, Germany. pp. 745. (ISBN: 978-3-946 094- 02-9).*



Dr. D. Ángel Antonio Carbonell Barrachina, Catedrático de Universidad y Coordinador del Programa de Doctorado Recursos y Tecnologías Agrarias, Agroambientales y Alimentarias (ReTos-AAA) de la Universidad Miguel Hernández de Elche (UMH),

CERTIFICA:

Que la Tesis Doctoral titulada '**Sostenibilidad del sector agroindustrial de Ecuador mediante el compostaje de sus residuos y el uso agrícola de los materiales obtenidos**' de la que es autora **Dña. Irene del Carmen Gavilanes Terán**, Máster en Gestión, Tratamiento y Valorización de Residuos Orgánicos ha sido realizada bajo la dirección de la **Dra. Concepción Paredes Gil** y la **Dra. Aurelia Pérez Espinosa**, profesoras de la UMH, actuando como tutora la **Dra. M^a Dolores Pérez Murcia** (UMH). Considero que la tesis es conforme en cuanto a forma y contenido a los requerimientos del Programa de Doctorado ReTos-AAA y por tanto, es apta para su exposición y defensa pública.

Y para que conste a los efectos oportunos firmo el presente certificado en Orihuela a 16 de mayo de 2016

Dr. D. Ángel A. Carbonell Barrachina

Coordinador Programa Doctorado ReTos-AAA

Esta memoria ha sido presentada por **Dña. Irene del Carmen Gavilanes Terán**, Máster en Gestión, Tratamiento y Valorización de Residuos Orgánicos, para obtener el título de Doctor.

Fdo. Irene del Carmen Gavilanes Terán

Esta Tesis Doctoral ha sido dirigida por la **Dra. Concepción Paredes Gil**, profesora Titular de Universidad y por la **Dra. Aurelia Pérez Espinosa**, profesora Titular de Universidad, ambas pertenecientes al Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente de la Universidad Miguel Hernández de Elche.

Dra. Concepción Paredes Gil

Profesora Titular de
Edafología y Química Agrícola
de la Universidad Miguel
Hernández de Elche

Dra. Aurelia Pérez Espinosa

Profesora Titular de
Edafología y Química Agrícola
de la Universidad Miguel
Hernández de Elche

Orihuela, 16 de mayo de 2016

LA GRATITUD ES LA MEMORIA DEL CORAZÓN"

Cuando nos encontramos a un paso de alcanzar nuestros sueños, no podemos dejar de recordar a aquellas personas que nos guiaron y apoyaron a lo largo del camino. Expreso mi más profundo agradecimiento:

A Dios por inspirarme cada día, por ser mi ejemplo de vida, mi guía, mi instructor, y por darme la fortaleza necesaria para culminar con éxito esta nueva etapa de mi vida.

A mis tutores de tesis, Dra. Concepción Paredes Gil, por su excelente calidad humana y académica, su continuo apoyo a lo largo de mis estudios ha sido el pilar fundamental que me ha permitido aprender. En todo momento creyó en mí, me guió, y me encaminó en busca del conocimiento. A la Dra. Aurelia Pérez Espinosa por su asesoramiento académico, apoyo y amistad, a través de estos años.

A los profesores del Departamento de Agroquímica y Medio ambiente, la Dra. M^a Dolores Pérez Murcia y al Dr. Raúl Moral Herrero, por su amistad y su orientación científica a lo largo del trabajo de investigación. A la Dra. M^a de los Ángeles Bustamante, quién más que Catedrática, demostró ser una excelente amiga en especial en aquellos momentos en los que la distancia te hace recordar que en un país lejano siempre hay gente que Dios la pone en tu camino para apoyarte.

A la Secretaría Nacional de Educación Superior, Ciencia, Tecnología e Innovación del Ecuador "SENESCYT", por el aporte económico brindado durante el desarrollo de la investigación.

A la Escuela Superior Politécnica de Chimborazo, en especial a las Facultades de Salud Pública, Ciencias y Recursos Naturales. A sus autoridades, quienes me brindaron las facilidades necesarias en cuanto al uso de espacios abiertos y laboratorios para el desarrollo de parte de la investigación.

Al Ing. Fernando Romero, Catedrático de la Facultad de Recursos Naturales, por el apoyo científico brindado a lo largo del desarrollo del experimento de campo en la Estación experimental de Tunshi - ESPOCH

A las agroindustrias de la provincia de Chimborazo, quienes me abrieron sus puertas con miras a una gestión ambientalmente sostenible de los residuos generados.

A mí amado esposo, Dr. Julio Idrovo Novillo, por su apoyo científico, por su amor incondicional, por su confianza y entrega a mi familia durante mis estancias en España. Y a mis hijos, por su cariño, su compañía, su FE y su paciencia. **"No hubiese podido alcanzar este sueño sin ustedes"**.

A mis padres y hermanos por su continuo ¡**SIGUE ADELANTE!** y por su ejemplo de vida.



A mis padres, **MÍ AMADO ESPOSO JULIO**, mis adorados hijos Julio, Alessandro y Gabriel, por convertirse en todo momento en mi inspiración y en el motor que me ha permitido culminar este gran sueño.

ÍNDICE

RESUMEN	i
SUMMARY	v
1. INTRODUCCIÓN	1
1.1. RESIDUOS AGROINDUSTRIALES	3
1.1.1. Situación de la agroindustria en Ecuador	3
1.1.2. Residuos agroindustriales de origen vegetal	10
1.1.3. Residuos agroindustriales de origen animal	16
1.1.4. Gestión y aprovechamiento de los residuos agroindustriales	20
1.2. COMPOSTAJE	24
1.2.1. Definición y etapas del proceso	24
1.2.2. Condiciones del proceso de compostaje	26
1.2.3. Sistemas de compostaje	29
1.2.4. Evaluación de la calidad del compost	31
1.2.5. Compostaje de residuos orgánicos de origen agroindustrial	33
1.3. Valorización agrícola de los compost	35
1.3.1. Aspectos legislativos en el empleo agrícola de los compost	35
1.3.2. Uso de compost como sustrato de cultivo sin suelo	39
1.3.3. Empleo de compost como fertilizante orgánico	43
2. OBJETIVOS	47
3. PUBLICACIONES	51
3.1. Opportunities and challenges of organic waste management from the agroindustrial sector in South America: Chimborazo province case study	53
3.2. Windrow composting as horticultural waste management strategy - a case study in Ecuador	74
3.3. Agroindustrial compost as a peat alternative in horticulture industry of developing countries: A case study in Ecuador	83
3.4. Agronomic assessment of the fertilising capacity of agroindustrial waste composts in Chimborazo province (Ecuador)	116
4. RESUMEN DE MATERIALES, MÉTODOS, RESULTADOS, DISCUSIONES Y CONCLUSIONES	131
5. CONCLUSIÓN GENERAL Y PERSPECTIVAS DE FUTURO	155
6. BIBLIOGRAFÍA	159

RESUMEN

El desarrollo del sector agroindustrial en América del Sur da la oportunidad de aplicar las estrategias más eficaces para la eliminación y tratamiento de residuos orgánicos que se generan. Por lo tanto, es importante identificar la variabilidad en la composición de los residuos agroindustriales para llevar a cabo su gestión adecuada. La provincia ecuatoriana de Chimborazo se encuentra en la zona central del corredor interandino. Las principales agroindustrias en esta provincia están relacionadas con la producción de verduras, carne, plantas ornamentales, harina de distintos cereales y madera. La gestión de los residuos procedentes de estas agroindustrias no está optimizada con respecto a las consecuencias ambientales asociadas. Por lo tanto, el objetivo principal de esta tesis fue la gestión sostenible de los residuos agroindustriales generados en la provincia de Chimborazo mediante el compostaje y la evaluación del uso agrícola de los compost obtenidos.

Durante la primera etapa de la investigación, se evaluaron veintisiete muestras de diferentes tipos de residuos agroindustriales procedentes de las industrias de transformados vegetales, cárnica, procesado de la madera y de producción de plantas ornamentales. En estas muestras se determinaron pH, conductividad eléctrica (EC), aniones solubles en agua, materia orgánica (OM), carbono orgánico total (Corg), nitrógeno total (Nt), la relación C/N, carbono hidrosoluble (Cw), polifenoles solubles en agua, macro y micronutrientes, elementos potencialmente tóxicos y el índice de germinación (GI). Los resultados mostraron que, en general, los residuos agroindustriales se caracterizaron por tener un pH ácido, bajos valores de la EC y altos contenidos de materia orgánica. Las concentraciones de macro y micronutrientes y de metales pesados fueron mayores en los residuos agroindustriales de origen animal que en los de origen vegetal. La mayoría de los materiales mostraron valores altos de la relación C/N y bajos del GI, así como, altos contenidos de Cw, mostrando la baja estabilidad de su materia orgánica, debido al alto contenido de compuestos fácilmente degradables y fitotóxicos.

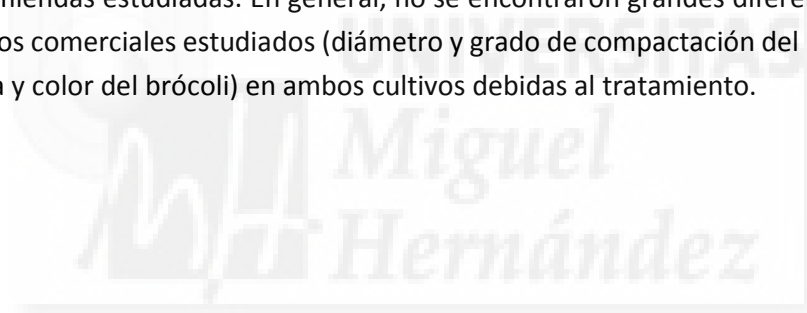
En la segunda etapa, se prepararon dos pilas diferentes, usando gallinaza y serrín mezclados con residuo de brócoli o de tomate, respectivamente, se compostaron mediante el sistema de pila móvil con la aireación mediante volteos. Durante todo el proceso de compostaje, se estudió la evolución de la temperatura, de diferentes propiedades físico-químicas y químicas, así como, del grado de madurez. En ambas pilas, la temperatura superó 55°C durante más de 2 semanas, lo que aseguró la máxima reducción de patógenos. Los compost finales mostraron un grado adecuado de estabilidad y madurez y ausencia de fitotoxinas, como pudo observarse de la evolución y de los valores finales de la relación C/N (Corg/Nt <20), Cw (Cw <1,7%), GI (GI > 50%) y la capacidad de intercambio catiónico (CEC > 67 meq (100 g OM)⁻¹). También, la

evolución de los diferentes índices de humificación durante el compostaje fue un buen indicador del proceso de humificación de la materia orgánica. El tipo de residuo vegetal usado tuvo efectos sobre la mineralización de la OM y el Nt y sobre las propiedades finales de los compost obtenidos, mostrando la mezcla con residuos de tomate una mayor capacidad de fertilización y una menor generación de problemas ambientales asociados al proceso de compostaje.

En la tercera etapa, el trabajo se llevó a cabo con el fin de investigar la posibilidad de utilizar diferentes compost agroindustriales en la producción de plántulas hortícolas, sustituyendo parte de la turba en el medio de cultivo. Tres especies vegetales con diferente tolerancia a la salinidad - Tomate (*Solanum lycopersicum* L. var. Malpica) (la menos tolerante), calabacín (*Cucurbita pepo* L. var. Mastil F1) (moderadamente sensible) y pimiento (*Capsicum annuum* L. var. Largo de Reus Pairal) (las más sensible) - fueron cultivadas en nueve medios de cultivo elaborados con tres compost obtenidos en la etapa anterior (preparados mediante el co-compostaje de residuos vegetales (residuos de flores, brócoli o tomate) con gallinaza y serrín) y turba en diferentes proporciones (25%, 50% y 75% (v / v)). Un sustrato de 100% turba se utilizó como control. El experimento se llevó a cabo en un invernadero mediante la disposición al azar de los diferentes tratamientos estudiados, con dos repeticiones por tratamiento. Antes de la siembra, se determinaron algunas propiedades físicas, físico-químicas y químicas de los medios de cultivo. También, se determinó la germinación de las semillas y los pesos frescos y secos de las partes aéreas y las raíces de las plántulas, así como la composición mineral de la parte aérea del material vegetal de los tres cultivos. En la mayoría de los casos, la adición de compost a los medios de cultivo produjo un aumento de los valores de pH y del contenido de sales y de macronutrientes, en comparación con la turba, mientras que las propiedades físicas de los sustratos a base de compost tuvieron valores muy cercanos a los establecidos para un sustrato ideal. Además, el análisis multivariante mostró que los medios de cultivo con compost de residuos de flores, en cualquier proporción, y el sustrato con la dosis baja del compost con residuos de tomate fueron los sustratos más adecuados para el desarrollo de las tres especies de plantas ensayadas.

Por último, en la cuarta etapa se determinaron los efectos de diferentes compost de residuos agroindustriales sobre las propiedades del suelo, el rendimiento de la planta y parámetros comerciales en dos cultivos sucesivos de plantas hortícolas. Seis tratamientos, en un diseño completamente al azar, con tres repeticiones por tratamiento, se establecieron en parcelas experimentales de 6 m² cada una, con 0,5 m de distancia entre parcelas. Los tratamientos fueron: control sin fertilización (C), fertilizante mineral (175, 60 y 200 kg ha⁻¹ de N, P₂O₅ y K₂O, respectivamente) (M), gallinaza (9,7 t ha⁻¹) (PM), enmienda tradicionalmente utilizada como referencia en este estudio; compost de residuos de flores (9,3 t ha⁻¹) (C1); compost de residuos de brócoli

(28 t ha⁻¹) (C2) y compost de residuos de tomate (16,7 t ha⁻¹) (C3). La tasa de aplicación de las enmiendas se ajustó para suministrar 175 kg ha⁻¹ de nitrógeno. Tras la incorporación de estos tratamientos, dos cultivos sucesivos de brócoli (*Brassica oleracea* cv. Avenger) y lechuga (*Lactuca sativa* L. cv. capitata) se llevaron a cabo. Al final del periodo experimental, no se encontraron grandes diferencias en los valores de pH del suelo debidas al tratamiento. Los resultados mostraron que, en general, el parámetro EC disminuyó en todos los suelos durante el experimento, posiblemente debido a la absorción de nutrientes por el cultivo, la lixiviación de iones y la inmovilización de nitrógeno inorgánico. Los suelos tratados con compost o gallinaza tuvieron mayores concentraciones de N total después de la adición de estas enmiendas orgánicas y después de la cosecha de brócoli. En general, la incorporación de las enmiendas orgánicas produjo un aumento significativo en las concentraciones de P y K disponible en comparación con los tratamientos M y C. En cuanto a los rendimientos de los cultivos, los rendimientos más altos de brócoli se obtuvieron con los tratamientos M y PM. Sin embargo, los rendimientos de lechuga fueron mayores con los fertilizantes orgánicos en comparación con los tratamientos C y M, lo que indicó la capacidad fertilizante residual de las enmiendas estudiadas. En general, no se encontraron grandes diferencias en los parámetros comerciales estudiados (diámetro y grado de compactación del brócoli y de la lechuga y color del brócoli) en ambos cultivos debidas al tratamiento.



SUMMARY

The increase of the agroindustrial sector in South America gives the opportunity to apply the most effective strategies for the disposal and treatment of organic wastes generated. Therefore, it is important to identify the variability in the composition of the agroindustrial wastes to carry out their adequate management. The Ecuadorian province of Chimborazo is located in the central area of the inter-Andean corridor. The main agroindustries in this province are related to the production of vegetables, meat, ornamental plants, flour from different cereals and wood. The management of the wastes from these agroindustries is not optimized with respect to the associated environmental consequences. Therefore, the main aim of this thesis was the sustainable management of agroindustrial wastes from Chimborazo Province by composting and the evaluation the agricultural use of composts obtained.

During the first stage of the research, twenty-seven samples of different types of agroindustrial wastes from the vegetable and animal food-processing industry, wood industry, and ornamental plant production were evaluated for pH, electrical conductivity (EC), water-soluble anions, organic matter (OM), total organic carbon (Corg), total nitrogen (Nt), C/N ratio, water-soluble carbon (Cw), water-soluble polyphenols, macro- and micronutrients, potentially toxic elements, and germination index (GI). The results showed that, in general, the agroindustrial residues were characterized by acidic pH, low EC values, and high organic-matter contents. The macro- and micronutrients and heavy-metal concentrations were greater in the animal agroindustrial wastes than in those from vegetable sources. Most of the materials showed high C/N ratio, low GI values, and high Cw contents, which indicated a lack of organic-matter stability, due to the high content of easily degradable and phytotoxic compounds.

In the second stage, two different piles were prepared, using laying hen manure and sawdust mixed with broccoli or tomato waste, respectively, and composted by the turned windrow composting system. Throughout the composting process, the temperature of the mixtures was monitored and physico-chemical and chemical properties and the degree of maturity were determined. In both piles, the temperature exceeded 55°C for more than 2 weeks, which ensured maximum pathogen reduction. The final composts showed a suitable degree of stability and maturity and an absence of phytotoxins, as observed in the evolution and final values C/N ratio ($C_{org}/N_t < 20$), Cw ($C_w < 1.7\%$), GI ($GI > 50\%$) and cation exchange capacity ($CEC > 67 \text{ meq } (100 \text{ g OM})^{-1}$). As well, the evolution of different humification indexes during composting was a good indicator of the OM humification process. The type of vegetable waste used influenced OM and Nt mineralisation and the final properties of the composts, showing the mixture with tomato waste a higher fertilising capacity and less environmental problems.

In the third stage, the work was conducted in order to investigate the possibility of using different agroindustrial composts in the production of horticultural seedlings, thereby replacing part of the peat in the growing media. Three vegetable species differing in salt sensitivity - tomato (*Solanum lycopersicum* L. var. Malpica) (the least sensitive), courgette (*Cucurbita pepo* L. var. Mastil F1) (moderately sensitive) and pepper (*Capsicum annuum* L. var. Largo de Reus Pairal) (the most sensitive) - were grown in nine media containing three composts, prepared by co-composting vegetable waste (flower, broccoli or tomato waste) with laying hen manure and sawdust, as well as peat in various ratios. The proportions of the three composts in the mixtures elaborated with peat were 25%, 50% and 75% (v/v). A substrate of 100% peat was used as control. The experiment was arranged in a completely-randomised design, with two replicates per treatment, under greenhouse conditions. Prior to sowing, some physical, physico-chemical and chemical properties of the growing media were determined and the seed germination and fresh and dry weights of the aerial parts and roots of the seedlings were also measured, as well as the mineral composition of the aerial parts of the plants. In most cases, the addition of compost to the growing media produced an increase in the pH, salt content and macronutrient concentrations, in comparison to peat, whereas the physical properties of the compost based-substrates had values very similar to those of an ideal substrate. Also, multivariate analysis showed that the media prepared with flower waste compost, at all concentrations, and the medium with tomato waste compost at 25% were the most suitable substrates for the three plant species tested.

Finally, the four stage consisted in determine the effects of different agroindustrial waste composts on the soil properties and on plant yield and some marketable parameters of two successive horticultural crops. Six treatments, in a completely randomised design with three replicates per treatment, were set up in experimental plots of 6 m² each, with 0.5 m distance between plots. The treatments were: control without amendment, mineral fertiliser (175, 60 and 200 kg ha⁻¹ of N, P₂O₅ and K₂O, respectively), poultry manure (9.7 t ha⁻¹), a traditional amendment used as a reference in this study; compost comprising flower waste (9.3 t ha⁻¹); compost comprising broccoli waste (28 t ha⁻¹), and compost comprising tomato waste (16.7 t ha⁻¹). The amendment application rate was adjusted to supply 175 kg ha⁻¹ of nitrogen. After the incorporation of these treatments, two successive crops of broccoli (*Brassica oleracea* cv. Avenger) and lettuce (*Lactuca sativa* L. cv. capitata) were carried out. At the end of the experimental period, great differences in the pH values were not found due to the treatment. The results showed that, in general, EC parameter diminished in all soils during the experimental period, possibly due to nutrient uptake by the crop, ion leaching and inorganic nitrogen immobilisation. The soils treated with compost or poultry manure had the highest concentration of total N after the addition of these organic amendments and after harvesting broccoli. In general, the incorporation of the

organic amendments produced a significant increase in the soil concentrations of available P and K in comparison to M and C treatments. Regarding the crop yields, the highest yields of broccoli were obtained with the M and PM treatments. However, the lettuce yields were higher with the organic fertilisers in comparison to C and M treatments, indicating the residual fertilising capacity of these amendments. In general, great differences in the marketable parameter studied in both crops (diameter and degree of compactness of broccoli and lettuce and colour of broccoli) were not found due to the treatment.



1. INTRODUCCIÓN



1 INTRODUCCIÓN

1.1 RESIDUOS AGROINDUSTRIALES

1.1.1 Situación de la agroindustria en el Ecuador

Ecuador tiene una extensión de 283.561 km² y cuenta con una población de 14.483.499 habitantes (50,44% de mujeres y 49,56% de hombres) (INEC, 2010). Se halla situada en la costa noroccidental de América del Sur, estando la parte continental ubicada entre los paralelos 01°30' N y 03°23.5' S y los meridianos 75°12' W y 81°00' W. Al territorio nacional le atraviesa la línea ecuatorial, situada a 22 km al N de la ciudad de Quito. Ecuador limita al norte con Colombia, por el Sur y el este con Perú y al oeste por el Océano Pacífico (INOCAR, 2012). La Figura 1 muestra la ubicación de Ecuador a nivel de Sur América.



Figura 1. Ubicación geográfica de Ecuador
Fuente: Google Maps (2015)

Geográficamente el país se divide en cuatro regiones naturales, cada una con múltiples pisos altitudinales, zonas de vida y barreras geográficas: las planicies occidentales o **Región Costa**; en el centro la zona alto andina o **Región Sierra**; la **Región Amazónica** al oriente; y el Archipiélago Galápagos o **Región Insular** a 1.000 km del continente en el océano Pacífico (MAE, 2012). El Ecuador está dividido en 24 provincias, que a su vez están divididas en 221 cantones: 11 localizadas en la Región Sierra; 6 en la Región Costa; 6 en Región Amazónica y 1 en Región Insular. Los cantones a su vez están subdivididos en parroquias, las que se clasifican entre urbanas y rurales (INEC, 2013b).

El Gobierno ecuatoriano incluyó dentro de su política gubernamental criterios como la descentralización y la desconcentración del Estado. La descentralización

permite entregar responsablemente recursos desde el Gobierno Central, hacia los gobiernos provinciales, municipales y parroquiales, denominados GAD “Gobiernos Autónomos Descentralizados”. Y la desconcentración significa trasladar los servicios que ofrece una entidad de nivel nacional “Ministerios Públicos” hacia el territorio cercano a los ciudadanos a través de las zonas, distritos o circuitos. Para llevar servicio eficiente a la ciudadanía, la Secretaría Nacional de Planificación y Desarrollo “SENPLADES” estableció los siguientes niveles de planificación: Zonas, Distritos y Circuitos (SENPLADES, 2012) (Figura 2).



Figura 2. Niveles administrativos de planificación
Fuente: SENPLADES, 2012

La condición geográfica de Ecuador, ubicada en el cinturón tropical del planeta, sobre la línea equinoccial, con territorios ubicados tanto en el hemisferio norte como en el hemisferio sur, permite la recepción de una alta insolación y luminosidad. De este modo, se tienen 12 horas de luz/día durante todo el año. Y se ha configurado como el escenario perfecto para la concentración de la vida expresándose en una altísima diversidad biológica conocida también como “MEGADIVERSIDAD”, siendo Ecuador uno de los países de la lista de los diecisiete países de mayor diversidad (Burneo, 2009).

La Cordillera de los Andes atraviesa este país, fraccionándolo en dos ramales, el Occidental y el Oriental. En la mitad de las dos cordilleras está el Callejón Interandino. Esto da lugar a que en Ecuador se tenga territorio desde los 0 hasta los casi 6.300 metros sobre el nivel del mar.

Debido a las características mencionadas, Ecuador es un país agropecuario, con gran desarrollo agroindustrial a nivel de América Latina.

La agroindustria en el Ecuador, parte de la base conceptual del sector agroindustrial en el Plan Nacional de Desarrollo Agroindustrial del MAGAP (2009), el mismo que reconoce 3 conceptos principales:

- **Agricultura ampliada:** “Los sectores Agropecuario y Agroindustrial deben entenderse como parte de un sistema en el que interactúan estrechamente con

otros sectores productivos y de servicios”, este concepto además reconoce la importancia de las actividades económico productivas que se desarrollan más allá de la producción primaria, así como el efecto que sobre ellas tiene el entorno político, ambiental y social.

- **Sistema Agroproductivo:** “Conjunto de actividades que concurren a la formación y a la distribución de los productos agroalimentarios, y en consecuencia, al cumplimiento de la función de alimentación humana en una sociedad determinada”.
- **Agroindustria:** “Actividad de manufactura, mediante la cual se conservan y transforman materias primas procedentes de la agricultura, lo pecuario, lo forestal y la pesca, esto incluye procesos muy variados que van desde la conservación tradicional, como el secado al sol, hasta operaciones relacionadas con pos cosecha, como la clasificación y el empaque, la producción, mediante métodos modernos y de gran inversión de capital y de artículos como fibras, textiles y papel, entre otros.

Las principales cadenas agroindustriales en el país son:

- Mercado nacional: Cárnicos, lácteos, maíz, caña de azúcar, arroz, patata, vegetales, leguminosas, trigo, soja, tabaco, bambú y harinas.
- Tradicionales de exportación: Plátano, cacao, café y flores.
- No tradicionales de exportación: Brócoli, aceites, fibras naturales vegetales, zumos y conservas de frutas tropicales, frutas andinas, té y hierbas aromáticas y medicinales.

Para codificar a las actividades agroindustriales se ha utilizado la Clasificación Internacional Industrial Uniforme (**CIU 4.0**) (INEC, 2011), que por ser una codificación homogénea a nivel mundial, abarca todas las actividades económicas y permite a los países generar información a través de categorías y subcategorías que puedan ser comparadas a nivel mundial. Para el caso ecuatoriano y a partir del último Censo Económico realizado en el 2010, se puede establecer la siguiente clasificación mostrada en la Tabla1.

Tabla 1. Clasificación del Sector Agroindustrial en Ecuador (INEC, 2011)

ACTIVIDAD PRINCIPAL A CUATRO DÍGITOS	Nacional	
	TOTAL DE INGRESOS ANUALES PERCIBIDOS POR VENTAS O PRÉSTAMOS DE SERVICIOS	TOTAL DE EMPRESAS
1010 ELABORACIÓN Y CONSERVACIÓN DE CARNES	7.003.427	39
1020 ELABORACIÓN Y CONSERVACIÓN DE PESCADOS, CRUSTÁCEOS Y MOLUSCOS	22.808.623	34
1030 ELABORACIÓN Y CONSERVACIÓN DE FRUTAS, LEGUMBRES Y HORTALIZAS	63.885.994	793
1040 ELABORACIÓN DE ACEITES Y GRASAS DE ORIGEN VEGETAL Y ANIMAL	11.402.126	17
1050 ELABORACIÓN DE PRODUCTOS LÁCTEOS	42.155.613	379
1061 ELABORACIÓN DE PRODUCTOS DE MOLINERAS	62.481.562	318
1062 ELABORACIÓN DE ALMIDONES Y PRODUCTOS DERIVADOS DEL ALMIDÓN	3.259.589	7
1071 ELABORACIÓN DE PRODUCTOS DE PANADERÍA	289.839.790	8.122
1072 ELABORACIÓN DE AZÚCAR	479.057	22
1073 ELABORACIÓN DE CACAO, CHOCOLATE Y PRODUCTOS DE CONFITERÍA	11.697.085	130
1074 ELABORACIÓN DE MACARRONES, FIDEOS, ALCUZCUZ Y PRODUCTOS FARINÁCEOS SIMILARES	15.679.019	21
1075 ELABORACIÓN DE COMIDAS Y PLATOS PREPARADOS	59.827.608	142
1079 ELABORACIÓN DE OTROS PRODUCTOS ALIMENTICIOS	71.157.843	119
1080 ELABORACIÓN DE ALIMENTOS PREPARADOS PARA ANIMALES	22.090.332	44
1101 DESTILACIÓN, RECTIFICACIÓN Y MEZCLAS DE BEBIDAS ALCOHÓLICAS	7.099.644	25
1102 ELABORACIÓN DE VINOS	7.240.387	11
1103 ELABORACIÓN DE BEBIDAS MALTEADAS Y DE MALTA	150.000	1
1104 ELABORACIÓN DE BEBIDAS NO ALCOHÓLICAS; PRODUCCIÓN DE AGUAS MINERALES Y OTRAS AGUAS EMBOTELLADAS	30.958.982	144
1104 ELABORACIÓN DE BEBIDAS NO ALCOHÓLICAS; PRODUCCIÓN DE AGUAS MINERALES Y OTRAS AGUAS EMBOTELLADAS	30.958.982	144

Fuente: Censo Económico 2010 (INEC, 2011).

Del cuadro anterior se deduce que para el año 2010, existían 4 actividades del sector Agroindustrial con aportes significativos al total de ingresos anuales con relación a las 18 actividades analizadas para el sector agroindustrial (1071, 1079, 1030 y 1061); correspondiendo a un 40% la actividad de la elaboración de productos de panadería.

Para el año 2013, el sector agroindustrial tuvo una representatividad en el PIB del 6,79% según reporte del Banco Central del Ecuador (BCE, 2013), siendo el que más aportó después de la Manufactura, Petróleo y Minas, Construcción, Comercio y Enseñanza de Servicios Sociales y de Salud; y se constituyó en una fuente de divisas a través de la exportación de productos tradicionales como: plátano, café y cacao; y de nuevos como el mango, espárragos, naranjilla, brócoli y flores (ESPAC, 2013).

Al describir los sectores agroindustriales más destacados en el país, mencionamos al sector platanero y el florícola, puesto que Ecuador es considerado como el primer exportador de plátano y el tercero en flores (BCE, 2013). A estos se suma el cacao -en grano y sus elaborados-, todos como productos de exportación emblemáticos en la agroindustria. Además, también están el café en grano e

industrializado, las frutas, los zumos, las conservas, los caramelos, los aceites, la abacá (planta de la que sale la fibra con la que se puede realizar trabajos textiles) y el tabaco. En los últimos años, los principales compradores de los productos nacionales son Estados Unidos, Colombia, Rusia, Venezuela y la Unión Europea (UE) (SINAGAP, 2014).

Para el año 2014, la industria alimenticia se constituyó en un aporte importante al sector manufacturero (54,50%) por ende al Producto interno bruto (PIB) (\$24,030 millones). Ecuador estuvo entre el grupo de países con mayor crecimiento del PIB de América Latina en el año 2013 (BCE, 2014) (Figura 3).

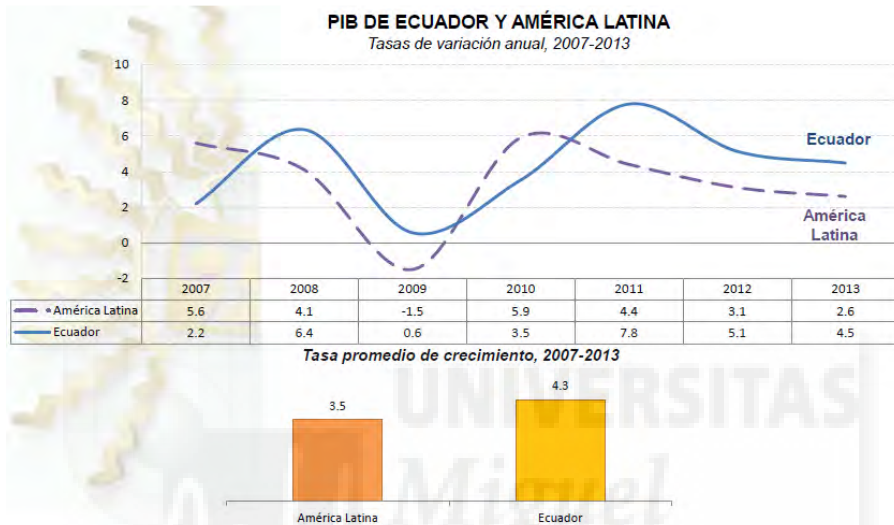


Figura 3. PIB de Ecuador y América Latina (BCE, 2014)
Fuente: CEPAL para el resto de países y BCE para Ecuador

Es importante destacar que la importancia relativa de ésta actividad económica dentro del consumo de los hogares ecuatorianos, es la más alta (25,10%), de acuerdo al peso que tiene respecto del Índice de Precios al Consumidor (IPC). Por otra parte, en cuanto a la comercialización de alimentos y bebidas, se tiene que el 70,20% de establecimientos económicos se dedican al expendio de productos de primera necesidad, como tiendas y víveres (BCE, 2013). De este modo, la industria de Alimentos y Bebidas tiene mucha importancia dentro de la producción y desempeño de la economía nacional.

Debido al incremento en la demanda mundial, se han incrementado las exportaciones de productos agrícolas de Ecuador fenómeno que ha causado que en 2012 el país registre un crecimiento del 41,88%, a partir del año 2000, en materia de exportaciones de productos hortícolas, registrando una tasa de crecimiento promedio anual de 12,20%, siendo sus principales mercados internacionales Estados Unidos, Japón y Alemania (SINAGAP, 2013). El cultivo de hortalizas en la zona, expandió su mercado con exportaciones hacia Europa principalmente del brócoli (*Brassica oleracea*) a partir del año 2010, gracias a una certificación de calidad obtenida anteriormente. A raíz de este fenómeno la provincia de Chimborazo se convierte en la zona agrícola con

mayor producción de brócoli en el país, con un 68% de la producción nacional (SINAGAP, 2014).

Dentro de los principales productos no petroleros de exportación, según cuentas en el acumulado a octubre de 2014, el sector de acuicultura se constituye en el principal sector de exportación con un 21,27% de participación, le sigue banana y plátano con una participación del 21,02%, y en tercer y cuarto lugar se ubican pesca y flores con el 13,70% y 6,70%, respectivamente. Sumando estos 4 grupos de productos se tiene el 62,69% de las exportaciones no petroleras, la agroindustria representa el 3,72% de las exportaciones no petroleras dentro de los principales grupos de productos elaborados en Ecuador (BCE, 2015)(Figura 4).

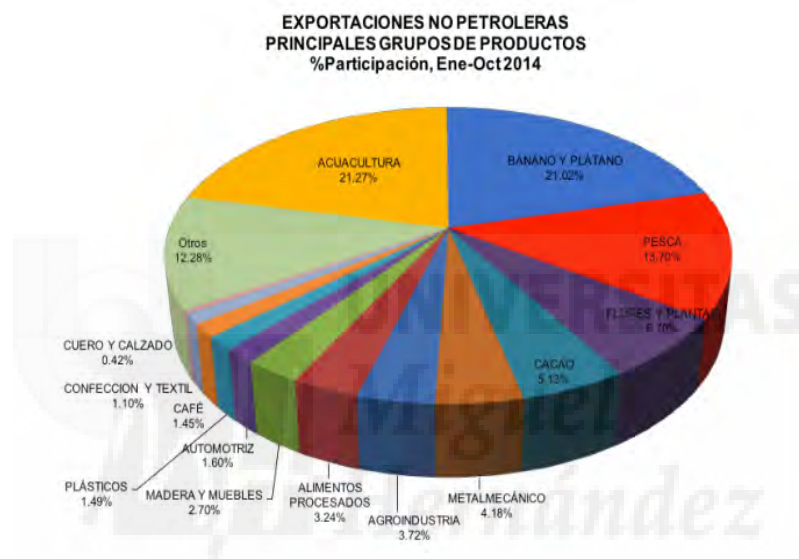


Figura 4. Exportaciones no petroleras, principales grupos de productos (BCE, 2015)

Fuente: Banco Central del Ecuador (BCE, 2015)

Respecto a las exportaciones de productos individuales destacan productos como: bananas frescas, demás camarones y langostinos congelados, atunes en conserva, rosas frescas, camarones y langostinos de agua fría y cacao en grano crudo (Tabla 2) (PROECUADOR 2015).

Tabla 2. Exportaciones No Petroleras del Ecuador (PROECUADOR, 2015)

EXPORTACIONES NO PETROLERAS DEL ECUADOR			
Miles USD FOB			
Enero-Octubre 2014			
#	Producto	2014	% Participación 2014
1	BANANAS FRESCAS TIPO «CAVENDISH VALERY» LOS DEMÁS CAMARONES. LANGOSTINOS Y DEMÁS DECAPODOS CONGELADOS	2.066.120	20,02
2	NO CONTEMPLADOS EN OTRA PARTE	1.137.309	11,02
3	ATUNES EN CONSERVA	863.308	8,37
4	ROSAS FRESCAS CORTADAS CAMARONES. LANGOSTINOS Y DEMÁS DECAPODOS DE AGUA FRÍA	512.56	4,97
5	CONGELADOS	509.872	4,94
6	CACAO EN GRANO CRUDO, LOS DEMÁS EXCEPTO PARA SIEMBRA	422.33	4,09
7	LAS DEMÁS FORMAS DE ORO EN BRUTO PARA USO NO MONETARIO LOS DEMÁS LANGOSTINOS (GÉNERO DE LAS FAMILIAS PENAEIDAE)	404.215	3,92
8	CONGELADOS	340.593	3,30
9	LAS DEMÁS FORMAS SEMILABRADAS DE ORO PARA USO NO MONETARIO	282.368	2,74
10	MINERALES DE ORO Y SUS CONCENTRADOS	197.918	1,92
11	ACEITE DE PALMA EN BRUTO	148.236	1,44
12	EXTRACTOS, ESENCIAS Y CONCENTRADOS DE CAFÉ	129.314	1,25
13	LAS DEMÁS PREPARACIONES Y CONSERVAS DE PESCADO MADERAS DE ASERRADERO O DESBASTADAS LONGITUDINALMENTE DE	111.934	1,08
14	TROPICALES VIOLA, IMBUIA Y Balsa	87.93	0,85
15	LAS DEMÁS FLORES Y CAPULLOS FRESCOS, CORTADOS	83.247	0,81
16	JUGO DE MARACUYÁ	78.687	0,76
17	HARINA DE PESCADO CON CONTENIDO DE GRASA SUPERIOR A 2% EN PESO	77.568	0,75
18	BANANAS FRESCAS TIPO «PLANTAIN» PARA COCCIÓN	70.713	0,69
19	LAS DEMÁS COCINAS DE COMBUSTIBLES GASEOSOS	69.551	0,67
20	PALMITO EN CONSERVA	68.676	0,67
21	LOS DEMAS PRODUCTOS	2.655.456	25,74
TOTAL		10.317.907	100

Fuente: Banco Central del Ecuador (BCE). Dirección de Inteligencia Comercial e inversiones PROECUADOR, 2015.

La agroindustria en el país presenta fortalezas como la alta participación en la economía ecuatoriana, la calidad de la producción en el país que se encuentra ligada a características geográficas, y altos volúmenes de producción alimenticia.

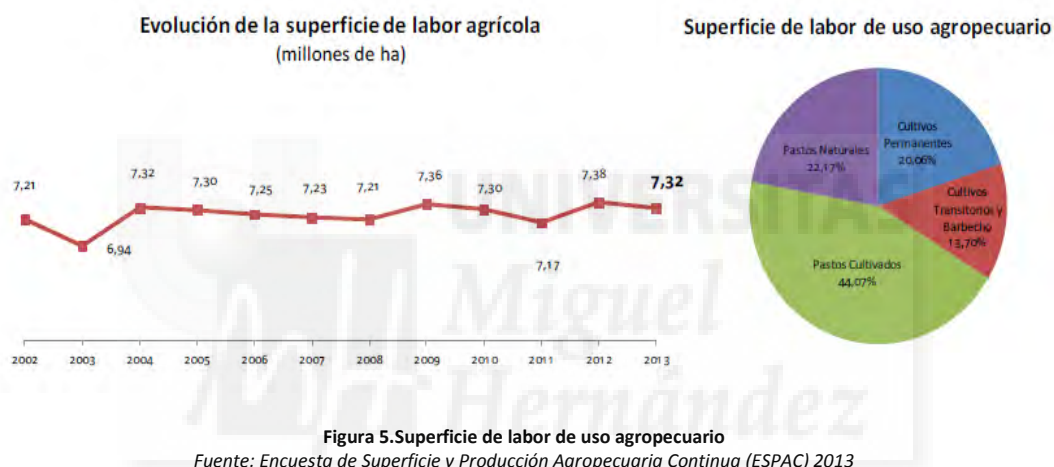
Por otra parte, se evidencia como debilidades del sector la poca aportación de valor añadido salvo productos amparados en marca, déficit en la incorporación de conceptos nuevos, niveles bajos de inversión y tecnificación. Entre las amenazas se encuentra el crecimiento de zonas urbanas con alto potencial agrícola, alto nivel de competencia internacional; y, la escasez de agua, factor que por la falta de conocimiento sobre su uso adecuado y problemas ambientales limitará la ampliación de la superficie agrícola.

Entre las soluciones para mitigar estos factores está el tomar conciencia sobre el manejo de los recursos y residuos, ampliación de la red de emprendimiento de calidad, aumento de la accesibilidad a nuevos mercados y garantizar las condiciones para los

existentes, diversificación del posicionamiento de las empresas dentro de todo el territorio nacional, incorporación de departamentos de innovación y desarrollo dentro de las organizaciones, organización de investigaciones en conjunto con la academia para generar nuevos conocimientos, llevando a la par, el desarrollo de tecnologías limpias para un desarrollo sostenible y sustentable de los recursos naturales.

1.1.2 Residuos agroindustriales de origen vegetal

En el año 2013, la superficie de labor agropecuaria en Ecuador (cultivos permanentes, transitorios y barbecho, pastos naturales y cultivados) fue de 7,32 millones de hectáreas (figura 5). Los cultivos permanentes (caña de azúcar, banano, palma africana) representan el 20,06% de la superficie de labor agropecuaria, mientras los transitorios (arroz, maíz duro seco, papa y otros) representan el 13,70% (ESPAC, 2013).



Existen varias agroindustrias que se han destacado en el país, debido a sus ingresos importantes de exportación a través de los últimos años. Así podemos mencionar algunas de ellas:

1) **INDUSTRIA DE PRODUCCIÓN HORTÍCOLA**

Sur América produce 24.326.678 toneladas de vegetales anualmente, siendo Ecuador el séptimo país con mayor producción. Durante los últimos años, la producción de hortalizas de Ecuador ha sido de aproximadamente 460.000 toneladas / año (FAO, 2015). Ecuador lidera la producción de productos agrícolas de valor agregado, lo que ha provocado un aumento en las exportaciones agroindustriales. Dentro de la industria de producción hortícola destaca:

La industria de producción de brócoli. El brócoli es exportado fresco, refrigerado o congelado, y se cultivan en forma convencional o ecológica. El Brócoli ecuatoriano tiene un tono muy verde y un Orete compacto, por lo que es muy apreciado en Europa y Japón. Los principales mercados son los EE.UU., Japón y Alemania (68% de las

exportaciones). La producción nacional del año 2014 aumentó de forma considerable en 59,59% respecto al año 2013 (SINAGAP, 2014). Este incremento en la producción nacional influyó en el aumento de las exportaciones de brócoli. Para enero del 2015, la producción de brócoli representó 7,197 miles de dólares de los productos de la canasta agropecuaria en relación a los USD FOB 1,593 millones de productos agropecuarios de exportación (SINAGAP, 2015). El brócoli se produce principalmente en las provincias de Cotopaxi, Pichincha, Imbabura y Chimborazo, convirtiéndose en el mejor producto de exportación no tradicional por su aumento en producción en los últimos años (PROEcuador, 2015).

Industria de producción de plantas de invernadero. El tomate es el cultivo predominante más común de las variedades de hortalizas que es cultivado en invernadero (Fernández-Gómez y col., 2013). Ecuador cuenta con más de 1.300 hectáreas de tomate, con una producción anual de 13.000 toneladas. Las principales provincias productoras son Imbabura (27%), Cotopaxi (16%), Loja (14%) y Chimborazo (9%) (INEC, 2013A).

La industria de estos productos hortícolas genera residuos tales como tallos, hojas, inflorescencias, y frutos, resultado de las operaciones de poda, corte, clasificación y renovación de cultivos durante toda la cosecha y post-cosecha. Los residuos de brócoli representa alrededor del 60% de la producción de los cultivos, y la producción de tomate genera alrededor de 49 toneladas de residuos vegetales por hectárea y año (Manzano-Agugliaro, 2007). Estos residuos presentan un contenido hídrico muy variable, un elevado contenido de materia orgánica, fracción mineral variable, y relación C/N generalmente alta, aunque con notables diferencias según la naturaleza y composición del residuo (INFOAGRO, 2013, Gavilanes-Terán y col., 2015). Además se caracterizaron por un pH ácido, valores bajos de conductividad eléctrica, bajos niveles de metales pesados (Gavilanes-Terán y col., 2015). La biodegradabilidad de estos materiales, depende directamente del contenido de biomoléculas de fácil degradación (celulosas, hemicelulosas, etc.) y de componentes de degradación lenta (ceras, ligninas y otros polifenoles).

2) INDUSTRIA DE LA FLORICULTURA

La diversidad de suelos del país, aunado a sus distintos climas y relieves, ha dado como resultado una gran biodiversidad, siendo el Ecuador uno de los países más biodiversos del mundo. Una muestra de ello está en su riqueza florística, que en los últimos 13 años ha reportado 2433 especies nuevas, de las cuales 1663 son también nuevas para la ciencia (MAE, 2014).

Por lo que, la industria florícola resulta ser de gran interés para la agroindustria ecuatoriana, sus exportaciones representan aproximadamente el 1,1% del PIB anual (Banco Mundial, 2014; Banco Central del Ecuador, 2014). Su producción en el período

2010-2014 aumentó en treinta mil toneladas, lo que equivale a un aumento de \$ 267 millones. En el 2012, los principales mercados para las flores ecuatorianas fueron Estados Unidos (40%), Rusia (25%), los Países Bajos (9%), Italia (4%), Canadá y Ucrania (3%) y España (2%) (PROECUADOR, 2014). Pichincha y Cotopaxi son las provincias con mayor área de producción de flores, seguido de Azuay, Cañar, Carchi, Imbabura, Tungurahua y Chimborazo (INEC, 2013a). La especie florícola líder en producción y comercialización es la rosa, teniendo el país más de 300 variedades de rosas rojas y de color, de los cuales exporta 60 variedades. Las rosas ecuatorianas son consideradas las mejores del mundo por sus características de calidad y belleza inigualables y únicas: tallo grueso y muy largo, botones grandes y colores brillantes. La superficie plantada de rosas es la mayor del país seguida por la de gypsophila y clavel (figura 6). Tanto la superficie plantada como la cosechada de rosas, así como su producción se han visto, en general, incrementadas desde el 2011 al 2013. La producción de rosas en el año 2013, fue de 2,4 miles de millones de tallos cortados, frente a los 2,5 miles de millones del 2012, y la superficie sembrada de rosas en el año 2013 fue de más de 5 mil hectáreas (figura 7).

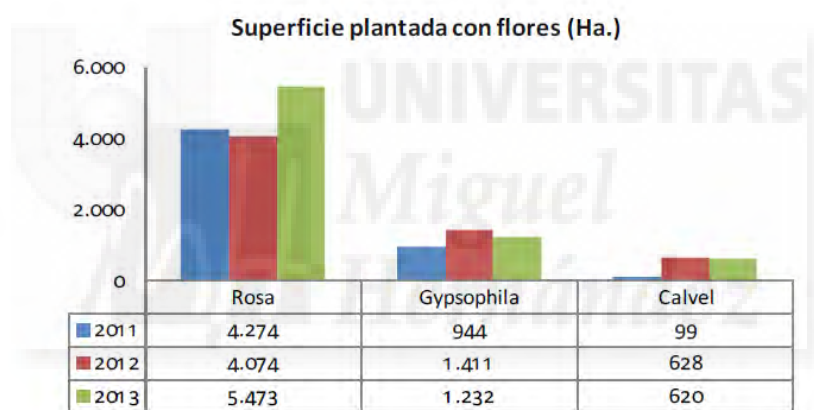


Figura 6. Superficie plantada de flores

Fuente: Encuesta de Superficie y Producción Agropecuaria Continua (ESPAC) 2013

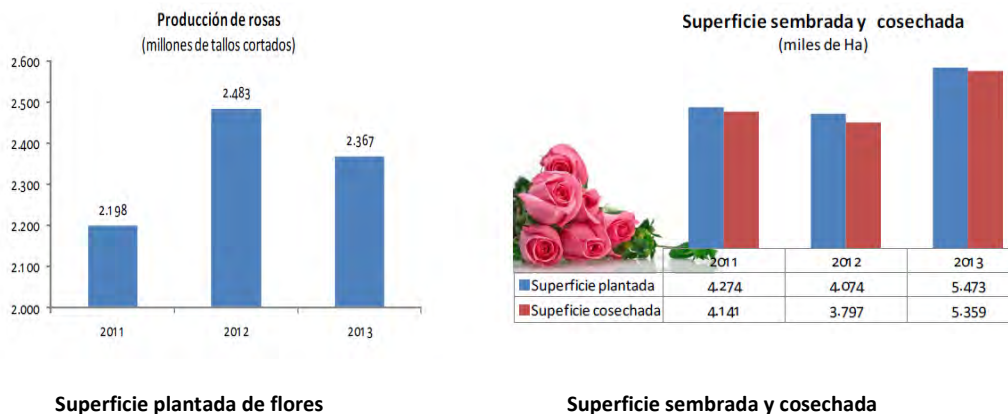


Figura 7. Producción de rosas ecuatorianas

Fuente: Encuesta de Superficie y Producción Agropecuaria Continua (ESPAC) 2013

Los cultivos de rosas producen 40 kg/mes/ha de residuos (CENSAT, 2005), tales como tallos, hojas y flores marchitas, que son el resultado de las actividades de desbotone, y defoliación y durante las actividades de poda, cosecha, pos cosecha y renovación de nuevos cultivos, lo que equivale a 6,02% del total de residuos por año (1.920 toneladas). Las principales características de estos residuos son: pH ácido, valores de CE bajo, relación C/N elevada, elevada contenido de materia orgánica, y humedad (Gavilanes-Terán y col., 2015).

3) **INDUSTRIAS MOLINERAS**

La producción de cereales es importante en Ecuador, en especial en la provincia de Chimborazo, sobre todo para aquellos productos destinados al mercado interno: maíz suave, cebada, trigo y quinua. La mayor parte de estos cereales se destinan para la producción de harinas. En el año 2011, la industria de elaboración de productos de panadería significó un 40% del total de actividades de la agroindustria ecuatoriana, con un total de ingresos anuales para el país de USD 289.839.790 y 8.122 empresas (INEC, 2010)

El arroz y el maíz duro seco son unos de los cultivos transitorios más representativos a nivel nacional. En los Ríos se concentra la mayor producción de maíz duro seco con el 50,7% del total nacional (figura 8). Otros cereales como el trigo tienen su producción centrada principalmente en la provincia de Chimborazo, con 3.700 ha, mientras que en Cotopaxi y Tungurahua existen 1.000 y 200 ha, respectivamente. (INEC, 2011). En el caso de cebada, se cultiva principalmente en Chimborazo, con 17.600 ha, seguido de Cotopaxi con 9.500 ha y Tungurahua 2.000 ha. (ESPAC, 2013)

AÑO 2013				
Año	Superficie (Ha)		Producción (Tm)	Ventas (Tm)
	Plantada	Cosechada		
2011	301.988	262.913	830.150	758.808
2012	361.347	330.058	1.215.193	1.126.476
2013	338.129	322.590	1.042.011	991.245

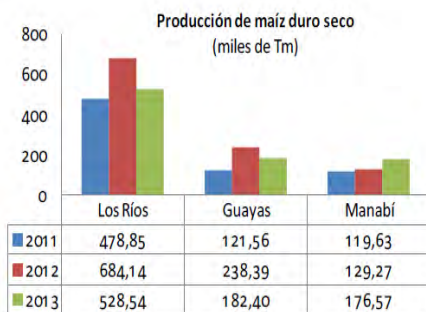


Figura 8. Producción de maíz duro en Ecuador

Fuente: Encuesta de superficie y Producción Agropecuaria Continua (ESPAC, 2013), INEC

La producción de quinua también es notable en Ecuador con una producción de 746 toneladas. Los principales países productores de quinua en la región Andina y en el

mundo son Perú y Bolivia. Detrás de ellos están Estados Unidos, Ecuador y Canadá con alrededor del 10% de los volúmenes globales de producción (IBCE, 2009).

En Ecuador la quinua es un producto direccionado al mercado interno y externo, es un producto característico de los mercados diferenciados (producción ecológica), que ha tenido un desarrollo promisorio en Chimborazo. Esta provincia es la principal productora en el país con 447 hectáreas de cultivo y luego Cotopaxi con 112 ha. Esto implica un 90% de la producción nacional. Sus rendimientos son más altos que el promedio nacional (0,40 Tm/ha frente a 0.36 Tm/Ha) (ESPAC, 2013). El procesamiento de la quinua genera un residuo llamado saponina que oscila entre el 0,1-5% (FAO, 211). El pericarpio del grano de quinua contiene saponina, lo que le da un sabor amargo y debe ser eliminada para que el grano pueda ser consumido. Las saponinas se caracterizan, además de su sabor amargo, por la formación de espuma en soluciones acuosas. Forman espumas estables en concentraciones muy bajas, 0,1 %, y por eso tienen aplicaciones en bebidas, shampoo, jabones etc. Las saponinas son sustancias orgánicas de origen mixto, ya que provienen tanto de glucósidos triterpenoides (de reacción ligeramente ácida), como de esteroides derivados de perhidro 1,2 ciclopentano fenantreno. Estas moléculas se hallan concentradas en la cáscara de los granos y representan el principal factor anti-nutricional en el grano.

La cadena productiva de la molinería comprende varios procesos donde se llevan a cabo el procesamiento de los cereales. La cadena del procesamiento de los cereales comienza con la producción agrícola del cereal, seguida por la producción de productos intermedios y materias primas derivados del proceso de molturación del cereal (harina y subproductos). Los pasos fundamentales de la molienda son la trituration (para fragmentar el grano), la tamización (para separar las partículas según el tamaño) y la purificación (para separar las partículas provenientes del salvado o pericarpio). De esta manera, un proceso de trituration convierte el cereal en harina, que se transforma a su vez en la materia prima para la elaboración de productos de panadería y pastelería a partir de la harina, y la elaboración de pastas alimenticias a base de la sémola o de mezclas de ésta con harina en diferentes proporciones (DNP, 2014) (figura 9).

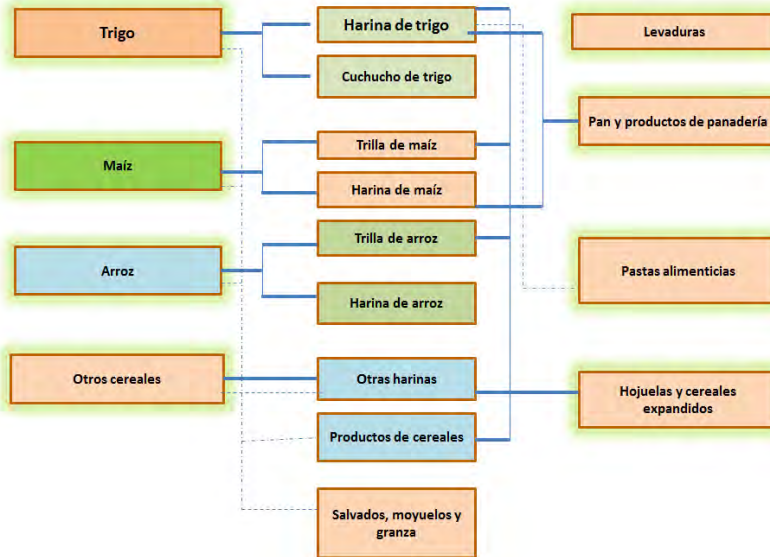


Figura 9. Esquema de producción de harinas de diferentes cereales (DNP, 2014)

En la gráfica de la figura 10 se observa que la mayor cantidad de residuos a nivel de Sudamérica provienen del maíz (7%) y del arroz (12%). En el caso de Ecuador, los mayores porcentajes de residuos son generados en la agroindustria productora de maíz (55%) y arroz (44%). La cantidad de residuos generados por cada tipo de cereal ha sido calculada en base a los valores de RPR (residue-product-ratio) estimados para los distintos residuos de cada cultivo (Koopmans y Koppejan, 1998). La cantidad de residuo generada para cada cultivo se obtuvo multiplicando su producción anual por esta relación (Bernal y Gondar, 2008; FAOSTAT, 2013).

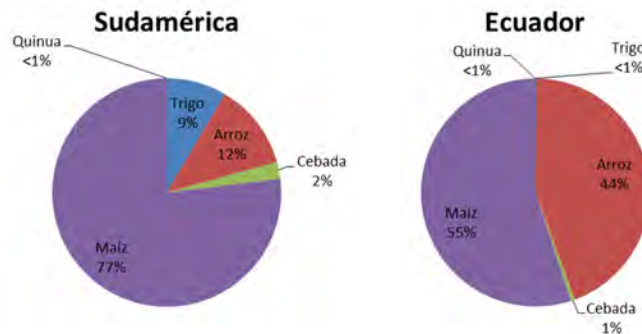


Figura 10. Distribución de la producción de residuos de cereales a nivel de Sudamérica y Ecuador (Bernal y Gondar, 2008; FAOSTAT, 2013).

4) INDUSTRIA FORESTAL

Ecuador registra un stock de 1.518 millones de toneladas de carbono, lo que es igual a 1,52 Gt de este elemento en las más de 11 millones de hectáreas de bosque nativo que posee el territorio continental. El promedio a nivel nacional es de 133,67 toneladas por hectárea (MAE, 2014).

La industria de la madera y muebles es un sector importante para el país, ya que representa el 2,70% de las exportaciones no petroleras, dentro de los principales grupos de productos elaborados en Ecuador (BCE, 2015). La mayoría de los residuos forestales provenientes de la agroindustria forestal en su mayor parte se componen de material lignocelulósico. El aserrín, es el principal residuo generado en la agroindustria forestal, producto del procesamiento industrial de la madera, es de fácil obtención en nuestro medio y su costo es casi nulo, esto se convierte en una ventaja a la hora de disminuir costos, para darle un valor agregado como materia prima para la elaboración de otro producto. El aprovechamiento de los residuos de la madera generados en los aserríos viene a ser un importante aporte en el manejo de los recursos forestales bajo proyectos sostenibles, donde los desechos de una producción, constituyen insumos para otras líneas de flujo. Las plantaciones forestales son principalmente de las especies de eucalipto, pino y ciprés. Estas plantaciones se concentran en las provincias de Cañar, Azuay y Loja (MAE, 2014).

Las características físicas, químicas y biológicas de los restos y subproductos forestales varían mucho con las especies, condiciones de crecimiento, tipo y forma de aprovechamiento, maquinaria empleada y del proceso industrial al que se someten los árboles y sus componentes (González-González y González-Doncel, 1999).

El follaje es un residuo muy abundante de poda o de corte. Se le da valor comercial de muy escaso o nulo, pero es el de mayor valor alimenticio. La humedad del follaje recién cortado oscila, por lo general, entre 50 y 70%. La cortezas, suelen contener entre 40-50% de agua con una densidad del orden de 250-350 kg/m³. En el serrín las partículas oscilan entre 5-10 mm de longitud. La humedad es muy variable ya sea serrín fresco o aireado, y suele estar entre 40 y 50%, son materiales generalmente de alta calidad calórica, densos y con bajo contenido de humedad. Las virutas, que tienen forma plana y curvada, tienen entre 20-50 mm de longitud con ancho variable, proceden en general de materia seca y la proporción de agua oscila entre el 7-15%, su densidad es muy baja cuando no se compactan 100 kg/m³ y 250 kg/m³ si se comprimen. Las pastas, lodos y líquidos residuales que proceden de las industrias del papel y cartón y tienen características muy variables, según el tipo de proceso industrial que las origina.

1.1.3 Residuos agroindustriales de origen animal

En el año 2013, el número de cabezas de ganado de diferentes especies fue estimado en 4,60 millones de vacunos; 1,93 millones de porcino; 674 miles de ovino, 86 miles de asnal, 282 miles de caballo, 99 miles de mular y 22 miles de caprino. En este año, Chimborazo fue la cuarta provincia con mayor existencia de cabezas de ganado a nivel nacional, registrándose 5,2 millones de vacunos; 1,2 millones de porcino; 711.000 de ovino, 121.000 de asnal, 338.000 de caballo, 120.000 de mular y 109.000 de caprino (ESPAC, 2014). Por lo tanto, en esta provincia predomina la ganadería bovina, con una

alta proporción de ganado criollo, genéticamente adaptado a las condiciones agroecológicas de la provincia. Dada la gran dispersión de los productores, se da una mayor concentración de la actividad ganadera en pequeños productores, tanto en número de productores como en número de cabezas de ganado. Siendo los productores de agricultura familiar de subsistencia y transición los que tienen el mayor número de ganado.

En relación al ganado vacuno, éste fue muy importante en la provincia de Manabí, con unas 912.000 cabezas, seguida por Azuay con unas 394.000 cabezas de este ganado, en el año 2013 (figura 11) (ESPAC, 2013).

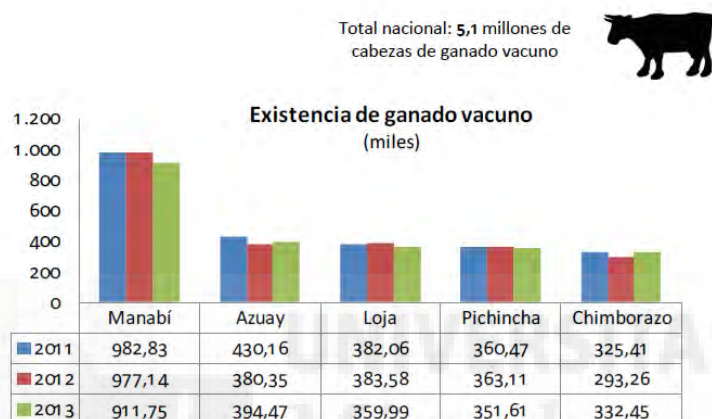


Figura 11. Número de cabezas de ganado
Fuente: ESPAC, 2013

Respecto a la industria porcina, Ecuador se encuentra dentro de los países de mayor consumo de carne de cerdo en la subregión Andina con 10,4 kg por persona al año, en comparación con otros países vecinos como Colombia con 6 kg y Perú con 3,6 kg. El sector porcino en Ecuador tiene un ritmo de crecimiento dinámico, los pequeños criadores de cerdo y los industriales están incrementando su producción mediante la aplicación de técnicas genéticas, cubriéndose de esta manera la demanda nacional. De acuerdo a los datos proporcionados por la Asociación de Porcicultores de Ecuador (ASPE), el crecimiento dinámico de la crianza de cerdos se viene dando desde el 2007, año en el que la producción tecnificada y semi-tecnificada se encontraba en 43.500 Tm/año y en 2013 este mismo indicador llegó a 74.908 Tm/año. La porcicultura aporta con el 2% del PIB agro-pecuario, y genera alrededor de 75.000 puestos de trabajo (ASPE, 2013).

En lo que se refiere a la industria de la avicultura, en el año 2013, se registraron 11,13 millones de gallinas criadas en planteles avícolas; mientras que, en campo se registraron 4,7 millones (figura 12).

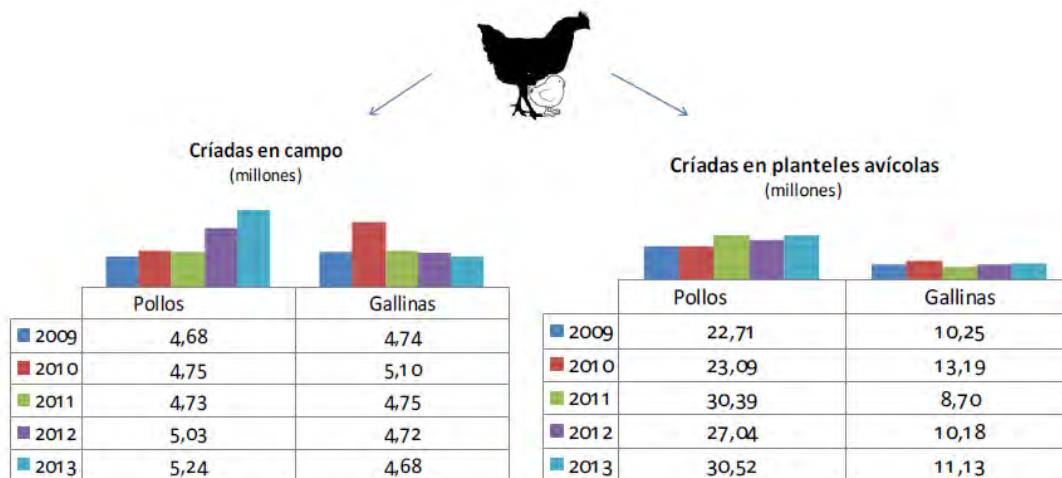


Figura 12. Producción avícola

Fuente: Encuesta de Superficie y Producción Agropecuaria Continua (ESPAC) 2013

Las granjas avícolas en el año 2013 registraron una producción semanal de unos 34 millones de huevos de gallina; mientras que, la producción de huevos de gallinas criadas en campo fue de aproximadamente 8 millones de huevos (figura 13).

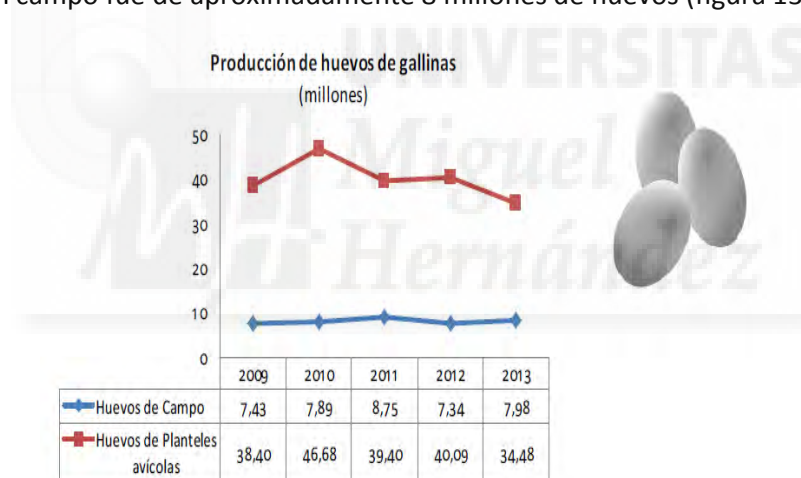


Figura 13. Producción de huevos de gallinas en Ecuador

Fuente: Encuesta de Superficie y Producción Agropecuaria Continua (ESPAC) 2013

Por otra parte, en Ecuador, la cría de codornices es una actividad relativamente nueva, pues se inició hace unos 25 años, y ha crecido en los últimos años, por considerarse más rentable que la cría de gallinas. De este modo, en los últimos 10 años, la cría de codornices ha tomado un gran auge como una actividad comercial de muy buen rendimiento. En la actualidad existen aproximadamente unas 500.000 codornices en producción en el Ecuador. Los criaderos más grandes tienen unas 300 aves, pero la mayor producción se encuentra en manos de criadores con 1.000 a 5.000 aves que están diseminados por todo el país (ESPAC, 2010).

La zona de Santo Domingo de los Tsáchilas reúne muchas características aptas para la cría de codornices, por esta razón se ha concentrado aquí, la mayor cantidad de centros de cría y reproducción del país. Allí encontramos empresas como Incucampos o Granja María Elena que son las empresas líderes en la venta de aves para producción de huevos a nivel nacional (Uzcàtegui, 2015).

Uno de los problemas más importantes que ha producido el desarrollo industrial pecuario en los últimos tiempos es la elevada cantidad de residuos generados. La agricultura y ganadería no han escapado a este desarrollo, debido a los importantes avances en la ciencia agrícolas e ingeniería técnica. El alto costo de los fertilizantes químicos ha inducido a que se utilicen los efluentes ganaderos como fertilizantes, que es quizá la solución más usada, al requerir inversiones de bajo coste y proporcionar los mayores beneficios económicos, considerando los precios crecientes de los fertilizantes minerales. La producción de residuos animales (estiércoles y purines) a nivel mundial no está contabilizada con exactitud. Existe información sobre la producción de deyecciones diarias por tipo y tamaño de animal, variando en bovino entre 80-315 l/semana para terneros de menos de un año y vacas lecheras respectivamente, en porcino entre 15-100 l/semana para lechones <20 Kg y para verracos, respectivamente, en aviar los valores son de 0,2 y 1,1 l/semana de carne y gallinas ponedoras (European Commission-Directorate General for Environment, 2001)

Desde el punto de vista físico, el estiércol líquido o purín es un material heterogéneo de color oscuro, producto de un proceso continuo de fermentación de una mezcla de deyecciones (sólidas y líquidas) del ganado, algunos restos de alimentos y agua, en proporciones variables. El proceso de fermentación tiene lugar en fosas abiertas o cerradas, a las que son arrastrados los excrementos junto con el agua de lavados de los establos (fosas cerradas) o con el agua de lavado de lluvia (fosas abiertas). La transformación biológica más importante de estos residuos es la fermentación anaerobia, dando lugar a la generación de CO₂ y CH₄. Desde el punto de vista químico, el estiércol licuado es muy complejo. Todos estos estiércoles tienen una composición cualitativa muy similar: agua, elevados contenidos en materia orgánica, macronutrientes (N, P, K), elementos secundarios (Ca, Mg, Na) y oligoelementos (Cu, Zn, Fe, principalmente). Su composición cualitativa es muy variable, entre los factores de variación la tasa de dilución es uno de los más importantes, y también depende del tipo de animal (Mata y col., 2011).

Los estiércoles de vacuno y porcino contienen un 6% de materia seca, en promedio, y el de ponedoras oscila alrededor del 15%. En el estiércol de pollos de engorde o gallinaza sólida, el contenido de materia seca es mucho más elevado (cerca del 60%) debido a la fracción vegetal que contiene, empleada como cama. El porcentaje de cenizas es alrededor del 24 y 28% s.m.s, en promedio, para los purines de vacuno y

porcino, respectivamente, 35% para el de las ponedoras y sólo alrededor del 19% para las gallinazas sólidas. El contenido de C orgánico de los purines y gallinazas oscila alrededor del 40% s.m.s. El primer elemento en importancia en el purín de vacuno y en las gallinazas es el N. En el purín de vacuno la cantidad de N total oscila entre 1,5 y 13,0%, con un promedio del 5% s.m.s; siendo muy constante el contenido de N orgánico, y muy variable el N inorgánico, aunque siempre representa más del 50% del N total. El purín de ponedoras tiene un elevado contenido en N total, aproximadamente un 9,0% s.m.s, estando el 65% en forma amoniacal. En cuanto a la gallinaza sólida, el contenido de N es sólo el 4,6% de la materia seca y únicamente alrededor del 20% está en forma amoniacal. El N orgánico representa el 3% en el purín de ponedoras y el 3,7% de la gallinaza sólida. La gallinaza líquida es más rica en elementos minerales que la gallinaza sólida, mientras que ésta última tiene mayor contenido en materia seca y en materia orgánica y son mayores sus contenidos de N orgánico (Mata y col., 2011).

1.1.4 Gestión y aprovechamiento de los residuos agroindustriales

La gestión de los residuos de la agroindustria ecuatoriana no está optimizada. Los residuos generados por las actividades agroindustriales suelen ser depositados directamente sobre los suelos o depositados en zonas vacías, lo que conlleva a su quema no controlada, bloqueo de cauces y un deterioro visual del paisaje. No existen datos en el país, que indiquen la cantidad de residuos generados, ni tampoco las características de estos residuos, lo que dificulta su gestión, tratamiento y valorización. Estos residuos pueden llegar a ser altamente problemáticos, especialmente en los residuos vegetales de cultivos intensivos, donde se han aplicado materias activas de lenta degradación y alta permanencia en el suelo.

La Gestión Ambiental está a cargo del Ministerio del Ambiente “MAE” y ha tenido un desarrollo muy rápido durante la década de los noventa, tanto en la generación de políticas y regulaciones jurídicas, como en la incorporación de la "preocupación" ambiental en las actividades de múltiples actores sociales. Las Leyes a las que se somete la gestión Ambiental está basada en: Ley de Prevención y Control de la Contaminación, Ley Forestal, Plan Nacional Ambiental, Ley de Gestión Ambiental, a través de estrategias importantes como Estrategia Nacional Ambiental para el Desarrollo Sustentable, la Estrategia Forestal, la Estrategia de Biodiversidad y la Estrategia de Galápagos.

La base primordial legislativa que rige al país es La Constitución de la República del Ecuador, quien regula las actividades humanas en todo ámbito e incluye temas relacionados con la protección del ambiente reconociendo, por primera vez, los derechos de la naturaleza orientada a garantizar la sostenibilidad y el “buen vivir” de la población.

La Norma técnica Jurídica que contiene las Normas Técnicas dictadas bajo el amparo de la Ley de Gestión Ambiental y del Reglamento a la Ley de Gestión Ambiental

para la Prevención y Control de la Contaminación Ambiental vigente en el Ecuador se llama TULSMA **“Texto Unificado de Legislación Secundaria del Medio Ambiente”** y es de aplicación obligatoria y rige en todo el territorio nacional.

Este texto presenta nueve libros en los que se trata las políticas Básicas Ambientales del Ecuador. Los Libros contienen Títulos, Capítulos y Anexos para una mejor comprensión. El Libro VI DE LA CALIDAD AMBIENTAL, está vigente desde el 31 de marzo del 2003 y la última modificación se realizó el 1 de febrero de 2012. Consta de siete Títulos y siete Anexos. En su Anexo VI, se describe la Norma de Calidad Ambiental para el Manejo y Disposición final de los desechos Sólidos no peligrosos. Esta norma tiene como objeto la Prevención y Control de la Contaminación Ambiental, en lo relativo al recurso aire, agua y suelo para salvaguardar, conservar y preservar la integridad de las personas, de los ecosistemas y sus interrelaciones y del ambiente en general.

Según la Norma de calidad ambiental del Recurso suelo y criterios de remediación para suelos contaminados de la Presidencia de la República Ecuatoriana, dictada bajo el amparo de la Ley de Gestión Ambiental y del Reglamento a la Ley de Gestión Ambiental para la Prevención y Control de la Contaminación Ambiental se establece:

- La prevención de la contaminación al recurso suelo se fundamenta en las buenas prácticas de manejo e ingeniería aplicada a cada uno de los procesos productivos. Se evitará trasladar el problema de contaminación de los recursos agua y aire al recurso suelo.
- Toda actividad productiva que genere desechos sólidos no peligrosos, deberá implementar una política de reciclaje o reuso de los desechos, y si el reciclaje o reuso no es viable, los desechos deberán ser dispuestos de manera ambientalmente aceptable.
- Las industrias y proveedores de servicios deben llevar un registro de los desechos generados, indicando volumen y sitio de disposición de los mismos, además que por ningún motivo se permite la disposición de desechos en áreas no aprobadas para el efecto por parte de la entidad ambiental de control.
- Los desechos pecuarios provenientes de granjas productoras, con atención especial a las granjas porcinas, avícolas, y aquellas instalaciones adicionales que la entidad ambiental de control considere, deberán recibir tratamiento técnico adecuado, a fin de evitar la disposición directa sobre el suelo y evitar de esta forma la contaminación por microorganismos y cambio en sus características naturales.
- Las organizaciones públicas y privadas que utilicen o aprovechen aguas salinas o salobres deberán adoptar las medidas técnicas necesarias a fin de evitar la

salinización y cualquier tipo de contaminación o degradación total o parcial de las características o cualidades físicas, químicas o biológicas de las tierras con actitud agrícola, ganadera forestal o de reserva natural.

Sin embargo, estas normas son inaplicables en la mayoría de los casos debido a que no existe un control ambiental riguroso por parte de las autoridades. Esta falta de gestión ambiental fue publicada en un informe del Instituto Nacional de Estadísticas y Censos del Ecuador, lo que indica que el 80% de las industrias no invirtió en la protección del medio ambiente y el 80% de las empresas no tenían un estudio de impacto ambiental. Sólo el 2% de las industrias tenía sistemas de gestión ambiental dentro de sus organizaciones, que recibieron certificaciones internacionales (INEC 2013b).

En relación a la **agroindustria forestal**, existe un marco legal bastante claro vinculado al manejo de los recursos forestales. La deforestación en el Ecuador debido a la agroindustria forestal es un fenómeno complejo de analizar debido a la multiplicidad de factores que la producen. Entre ellos se pueden citar los asentamientos agrícolas y pecuarios (este factor contribuye anualmente al 60% de la superficie talada de bosque), en segundo lugar por la demanda de madera para uso generalizado de la población y en procesos industriales y en tercer lugar por la falta de planificación en la ejecución de obras de infraestructura (petróleo, electricidad, caminos, etc.).

La gestión adecuada de los residuos de origen agroindustrial puede ser llevada a cabo a través de una gran variedad de tratamientos biológicos que permiten la correcta gestión de los residuos agroindustriales. Sin embargo, es importante señalar que para buscar una oportunidad de aprovechamiento de los residuos, se hace necesario conocer su composición y la cantidad que se genera, de forma que se pueda definir la tecnología más apropiada para su aprovechamiento y utilización.

En función de este criterio, se han investigado una serie de tratamientos para el aprovechamiento de los residuos sólidos orgánicos provenientes de la agroindustria. Los residuos agroindustriales de origen vegetal se pueden utilizar para la alimentación de animales (Ajila y col., 2012), elaboración de compost (Jolanun y col., 2008) y producción de biogás (Arvanitoyannis y Varzakas, 2008) y de biocombustible (Lin y col., 2013), así como pueden ser incinerados para la recuperación de energía (Ukita y col., 2008). También, los subproductos de las industrias de molienda de cereales se han utilizado como fuente rica de antioxidantes fenólicos dietéticos, con aplicación potencial como nutracéuticos y como ingredientes en alimentos funcionales (Liyana-Pathirana y Shahidi, 2006).

Por otro lado, los residuos sólidos agroindustriales de origen animal (contenido de estómago e intestinos, estiércol, el material de las camas de los corrales de espera, el material del agua residual de las cribas y rejillas sobre los sumideros superficiales, los fangos de sedimentación o de flotación de las grasas y el pelo) pueden ser tratados

mediante métodos, tales como la digestión anaerobia (Zhang y Banks, 2012; Luste y col., 2012) y el compostaje (Sonmez, 2012; Stanford y col., 2009).

Respecto a los subproductos generados en las industrias cárnicas, se encuentra la piel, la cual se emplea en la industria del cuero y de la piel. También a partir de la piel se puede obtener la gelatina A, de la cual más del 55% es utilizada como alimento. Por otra parte, está la obtención de la gelatina B que se obtiene a partir de huesos, pieles y cueros. Y a partir de huesos y pellejos también se pueden obtener adhesivos de origen animal (Elias, 2009). Finalmente está la sangre, cuyo destino final suele ser

Actualmente se está dando mucho énfasis a la reutilización de los subproductos de origen animal para la alimentación animal, como fuente de proteína, en sustitución de piensos proteicos (Zhao y col., 2012). Sin embargo, el uso de residuos de origen animal para la alimentación de animales llevó en la década de los 80 a la aparición de la Encefalopatía Espongiforme Bovina (EEB) y a la presencia de microorganismos patógenos (Arvanitoyannis y Varzakas, 2008). Otra alternativa de utilización de residuos agroindustriales de origen animal ha sido la biorremediación de suelos contaminados por plomo (Pb), mediante la aplicación de harinas de hueso (Chrysochoou y col., 2007).



1.2 COMPOSTAJE

1.2.1 Definición y etapas del proceso

El compostaje es un proceso dinámico, biológico y aerobio, con el desarrollo de una etapa termófila (Saña y Soliva, 1987). Para llevarse a cabo este proceso se necesita: materia orgánica, población microbiana inicial y las condiciones óptimas para que ésta se desarrolle con multiplicidad de funciones y actividades sinérgicas; para ello y para que la población microbiana sea lo más variada posible debe mantener una serie de equilibrios: aire/agua y nutrientes que permitan ajustar la nutrición de los microorganismos y dar las condiciones físicas y fisicoquímicas necesarias a la matriz compostable (Soliva y col., 2011).

La pila de compostaje constituye un ecosistema en el que diversas poblaciones microbianas constituidas por bacterias, hongos y actinomicetos, degradan secuencialmente la materia orgánica en presencia de oxígeno generando un producto estable humificado junto con gases, agua y calor como residuos del metabolismo microbiano (figura 14). El tipo predominante de microorganismos depende de las condiciones nutricionales y ambientales, en cuyas variaciones intervienen sus propias actividades. El compostaje es, por tanto, una compleja interacción entre los residuos orgánicos, los microorganismos, la aireación y la producción de calor.

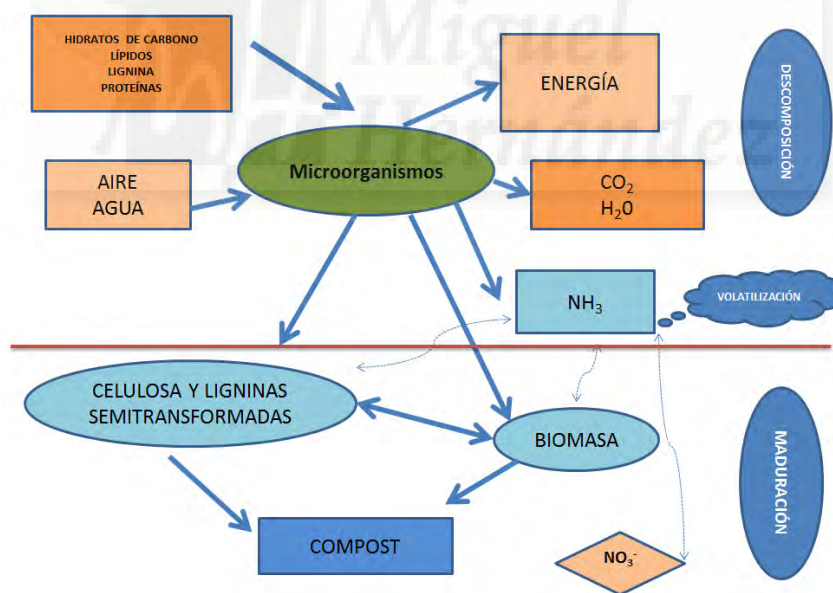


Figura 14. Esquema del proceso de compostaje
Fuente: Soliva y col., 2011

De acuerdo con las variaciones térmicas desarrolladas en el proceso de compostaje y las reacciones metabólicas predominantes, se reconocen tradicionalmente cuatro fases:

- Fase mesófila

- Fase termófila
- Fase de enfriamiento
- Fase de maduración

Alternativamente el proceso se puede dividir en dos fases globales que se diferencian en los niveles de actividad microbiana y sustratos disponibles (figura 14).

- Fase biooxidativa o de descomposición, donde existe el crecimiento activo de los microorganismos, en la que existe una elevada disponibilidad de nutrientes. En esta fase se incluyen las tres primeras fases anteriores (mesófila, termófila y de enfriamiento), considerándose finalizada la fase biooxidativa cuando se alcanza de nuevo la temperatura inicial.
- Fase de maduración en la que la actividad microbiana es menor protagonista y los nutrientes están limitados.

Estas fases se describen a continuación (Moreno y Mormeneo, 2011):

1) Fase mesófila inicial

Es la parte más dinámica del compostaje en la que se incrementa rápidamente la temperatura (10 a 40°C), el pH experimenta amplias variaciones y se degradan los compuestos orgánicos más simples. Inicialmente los sustratos están a temperatura ambiente y comienzan a actuar bacterias y hongos mesófilos y termotolerantes que utilizan rápidamente sustancias carbonadas solubles y de fácil degradación (azúcares y aminoácidos), causando una disminución del pH, debido a la producción de ácidos grasos. Las bacterias con metabolismo oxidativo y fermentativo, son las que alcanzan los mayores niveles en esta fase, en especial las bacterias Gram negativas y productoras de ácido láctico (Ryckeboer y col., 2003), que crecen rápido a expensas de compuestos fácilmente degradables. La actividad metabólica de los microorganismos en esta fase da lugar a un aumento rápido de la temperatura, lo que ocasiona la transición de microbiota mesófila a termófila cuando se alcanzan 40°C, iniciándose la fase termófila.

2) Fase termófila

En esta fase proliferan exclusivamente microorganismos termotolerantes y termofílicos tales como actinomicetos (*Thermoactinomyces sp.*), diversos *Bacillus* spp, termofílicos y bacterias gram negativas como *Thermus* e *Hydrogenobacter*. En las primeras etapas de esta fase, la microbiota mesófila es inhibida por la temperatura, mientras que las poblaciones de termofílicos no se desarrollan en forma adecuada, porque aún no se ha alcanzado su rango óptimo de temperatura. Por ello, hay una ralentización en el incremento de la temperatura respecto al incremento de este parámetro en la etapa anterior. Una vez que aumenta el número de microorganismos termofílicos, el incremento de temperatura se recupera. Con este aumento de

temperatura se observa un descenso de la biodiversidad. Al inicio de la fase termofílica, predominan los actinomicetos en particular estreptomicetos, que junto con algunos *Bacillus*, inician a metabolizar proteínas, incrementando la liberación de amoníaco con la consiguiente alcalinización. Junto con sustancias de fácil degradación también se metabolizan biomoléculas de lignocelulosa, y como consecuencia de la degradación de polímeros se liberan nuevas sustancias monoméricas simples que son utilizadas por otros microorganismos. La temperatura sigue aumentando hasta superar los 60°C, así como, la tasa de degradación. Entre las temperaturas de 50 a 60°C predominan las bacterias esporuladas como *Bacillus* spp, y los actinomicetos termotolerantes y termófilos. A temperaturas mayores de 60°C, la degradación es realizada exclusivamente por bacterias termofílicas. Por encima de los 60°C, el calor inhibe a muchos microorganismos, pero también limita el suministro de oxígeno. Esto disminuye la actividad microbiana y, como consecuencia, una caída de temperatura. Así, la tercera fase o fase de enfriamiento, se inicia cuando la temperatura es elevada y la fuente de carbono, directamente disponible, comienza a ser un factor limitante.

3) Fase de enfriamiento y maduración:

Estas etapas están caracterizadas por el crecimiento de una nueva comunidad mesófila diferente a la fase mesófila inicial. En esta comunidad predominan hongos y actinomicetos capaces de degradar compuestos complejos. Estos microorganismos recolonizan el material desde el entorno circundante, los bordes de la pila, o bien proceden de la germinación de las esporas que resistieron la fase termófila. Aunque las bacterias mesófilas se encuentran en bajo número en estas fases, su diversidad es mayor que en las fases anteriores y presentan nuevas actividades importantes para la fase de maduración del compost. Estas bacterias no sólo están implicadas en la oxidación de la materia orgánica, sino que también participan en la oxidación de hidrógeno, amonio, nitrito y sulfuros, en la fijación de nitrógeno, reducción de sulfatos, producción de exopolisacáridos y producción de nitritos a partir de amonio bajo condiciones heterotróficas (Díaz-Raviña y col., 1989; Beffa y col., 1996).

Conforme avanza la etapa de maduración la comunidad se hace más estable y compleja, y con una composición que se asemeja bastante a la de los ambientes oligotróficos como los suelos, apareciendo microorganismos típicos en este hábitat como *Arthrobacter*. A la actividad de hongos y bacterias durante la maduración se suma la de otros organismos como los protozoos, nematodos y miriápodos que contribuyen a la degradación y estabilización de la materia orgánica, produciéndose en esta fase un producto final altamente humificado.

1.2.2 Condiciones del proceso de compostaje

El compostaje se basa en la acción de diversos microorganismos aerobios, como se ha comentado anteriormente. Por lo tanto, es importante controlar diferentes

factores que aseguren una correcta acción de estos microorganismos y una adecuada mineralización de materia orgánica. Las variables más importantes que afectan a los sistemas de compostaje y que condicionan su proceso, se pueden clasificar en dos tipos (Márquez y col., 2011):

- Parámetros de seguimiento, vinculados al control del proceso, cuyos valores deben de encontrarse en los intervalos correctos para cada fase. Dentro de este grupo se considera: temperatura, humedad, pH, aireación y espacio de aire libre.
- Parámetros relativos a la naturaleza del sustrato. Dentro de este grupo tenemos: tamaño de la partícula, relación C/N y C/P y conductividad eléctrica.

Los valores óptimos están influenciados por las condiciones ambientales, el tipo de residuo a tratar y el sistema de compostaje elegido. A continuación se describen algunas características de estas variables

Parámetros de seguimiento del proceso de compostaje:

1) La temperatura

La temperatura ha sido considerada tradicionalmente como una variable fundamental en el proceso de compostaje, ya que es un buen indicador de la evolución del proceso. Se ha comprobado que pequeñas variaciones de temperatura afectan más a la actividad microbiana que pequeños cambios de la humedad, pH o C/N. Este parámetro permite juzgar la eficiencia y el grado de estabilización del proceso, ya que hay una relación directa entre la temperatura y la magnitud de la degradación de la materia orgánica; así como también de la relación directa entre la degradación y el tiempo durante el cual ha sido alta. Cada microorganismo tiene un intervalo de temperatura óptimo en el que su actividad es mayor y más efectiva: 15-40°C para los microorganismos mesófilos y 40-70°C para termófilos. Los microorganismos que resultan beneficiados a una determinada temperatura son los que principalmente descomponen la materia orgánica del residuo produciendo desprendimiento de calor, lo que provocará variación de temperatura en la pila dependiendo de intervalos óptimos de tamaño, condiciones ambientales, o del tipo de adición de aire a la misma.

2) La humedad

La humedad es muy importante pues es el medio biológico en el que se descompone la materia orgánica, como medio de transporte de las sustancias solubles que sirven de alimento a las células y de los productos de desecho de las reacciones que tienen lugar durante dicho proceso. La humedad de la masa de compostaje debe ser tal que el agua no llegue a ocupar totalmente los poros de dicha masa, para que permita la circulación tanto de oxígeno, como de otros gases producidos en la reacción. La humedad óptima debe estar entre 50-70%, valores inferiores al 30% frenan la actividad y valores superiores al 60-70% provocan que la tasa de difusión del oxígeno sea

insuficiente para reponer el oxígeno consumido. El control de la humedad está estrechamente relacionado con la porosidad y el contenido en aire en los poros, por lo que debe cuidarse que los materiales a compostar tengan una porosidad adecuada (>20% v/v) y que exista un buen equilibrio agua/aire para favorecer la actividad y el intercambio de gases.

3) El pH

El pH tiene una influencia directa sobre el compostaje debido a su acción sobre la dinámica de los procesos microbianos. El pH inicial de la mezcla no tiene que ser un impedimento del compostaje, pero un valor extremo, aparte de indicar algún problema en el origen del residuo, puede limitar el tipo de actividad biológica y por tanto influir en el desarrollo del proceso (velocidad tipo de reacción). Así pH iniciales inferiores a 5 son tóxicos para ciertos microorganismos en particular a los termófilos, y los pH extremos en la zona básica, además de afectar al tipo de microorganismo, afecta a los equilibrios ácido-base, que influyen en la conservación del nitrógeno.

4) La aireación

La aireación asegura la presencia de oxígeno, pues los organismos que participan en el proceso son aerobios. Una aireación insuficiente provoca sustitución de los microorganismos aerobios por anaerobios, con retardo de la descomposición, la aparición de sulfuro de hidrógeno y la producción de malos olores. Un exceso de ventilación podría provocar el enfriamiento de la masa y una alta desecación con la consiguiente reducción de la actividad metabólica de los organismos. Para un compostaje correcto se considera aceptable una concentración del 10-14%. En ningún caso debe ser inferior al 5%, ya que se estaría promoviendo la aparición de olores desagradables asociados a baja concentración de oxígeno.

1) El espacio de aire libre (FAS)

Este parámetro relaciona los contenidos de humedad, la densidad aparente (D_a), la densidad real (D_r), y la porosidad, es decir toma en cuenta la estructura física de los residuos. El valor óptimo del FAS ideal calculado por Jeris y Regan (1973) es de 30-50%, independientemente de la naturaleza del residuo.

Parámetros relativos a la naturaleza del sustrato

1) El tamaño de la partícula

El tamaño de la partícula inicial que compone la masa a compostar es muy importante para optimizar el proceso, puesto que mientras mayor sea la superficie expuesta frente al ataque microbiano por unidad de masa, más rápida y completa será la reacción. Las dimensiones consideradas óptimas son distintas según los criterios de distintos autores, variando entre 1 a 5 cm (Haung, 1993), entre 2 y 5cm (Kiehl, 1985) y entre 2,5 y 2,7 cm (Tchobanogolus y col., 1994).

2) Las relaciones C/N y C/P

Estas relaciones son importantes en el proceso de compostaje para que se puedan aprovechar y retener la mayor cantidad de C y N, por lo que la relación C/N debe ser la adecuada. Los microorganismos utilizan generalmente 30 parte de C por cada una de N, por esta razón se considera que el intervalo de C/N teóricamente óptimo para el compostaje de un producto es de 25-35 (Jhorar y col., 1991). Esta relación influye en la velocidad del proceso y en la pérdida de amonio durante el compostaje; si la relación C/N es mayor que 40 la actividad biológica disminuye y los microorganismos deben oxidar el exceso de carbono con la consiguiente ralentización del proceso, debido a la deficiente disponibilidad de N para la síntesis proteica de microorganismos. Al morir estos microorganismos el nitrógeno contenido en su biomasa se recicla y la relación C/N tiende a disminuir. Si el residuo tiene una alta relación C/N, pero la materia orgánica es poco biodegradable, la relación C/N disponible realmente para los microorganismos es menor y el proceso evolucionará rápidamente, pero afectará solo a una proporción de la masa total. Si la relación C/N es muy baja el compostaje es más rápido pero el exceso de nitrógeno se desprende en forma amoniacal produciéndose una autorregulación de la relación C/N del proceso. El fósforo es el nutriente más importante, después del C y el N, por lo que debe estar presente en cantidades mínimas para que el proceso se lleve a cabo correctamente. Una adecuada relación de macronutrientes provoca una adecuada proliferación microbiana. La relación C/P óptima para el compostaje es entre 75 y 150, mientras que la relación N/P debe ser entre 5 y 20.

3) La conductividad eléctrica (CE)

La CE de un compost está determinada por la naturaleza y composición del material de partida, fundamentalmente por su concentración de sales y en menor grado por la presencia de iones amonio o nitrato formados durante el proceso (Sánchez-Monedero, 2001). Esta conductividad tiende a aumentar durante el proceso de compostaje debido a la mineralización de la materia orgánica, hecho que produce un aumento de la concentración de nutrientes, o puede disminuir a causa de lixiviaciones en la masa, provocados por una humectación excesiva de la misma.

1.2.3 Sistemas de compostaje

Existen distintas clasificaciones de las tecnologías de compostaje. Según la movilidad que se conceda al material a compostar, subdividiéndose en: sistemas dinámicos y estáticos. Según la forma física en la que se dispone el material se tendría: pilas, trincheras, mesetas, zanjas, etc. La clasificación más común se realiza en función del aislamiento del material a compostar respecto al exterior, de esta forma se clasificarían en: sistemas abiertos, semi-cerrados y cerrados, en ellos la variable que incide es el suministro de oxígeno mediante diferentes métodos de aireación (Chica y García, 2011).

- Los *sistemas abiertos*, suelen ser de bajo costo y tecnología sencilla, aplicable principalmente a pequeñas o medianas comunidades de zonas en las que se dispone de terreno. La forma de amontonamiento del material es variado (pilas, mesetas, zanjas, etc.). Lo más usual es la utilización de sistemas dinámicos, como volteadoras o palas mecánicas.
- En los *sistemas semicerrados* todas las operaciones que se realizan para el proceso de compostaje se encuentran en una gran nave cubierta y cerrada que posee un sistema de extracción a la atmósfera a través de tuberías colocadas a lo largo del techo. Los gases provenientes de la masa fermentativa son tratados por medio de un biofiltro. El sistema más conocido es el de trincheras o calles en las que el material se coloca entre muretes longitudinales y es volteada por distintos procedimientos.
- En los *sistemas cerrados*, el material a compostar no está nunca en contacto directo con el exterior, sino a través de un sistema de conductos y turbinas. En este tipo de sistema es posible registrar distintas variables del proceso como: pH, temperatura, cantidad de gas, tiempo de retención, etc. pudiendo controlar y optimizar el proceso. En general son dispositivos estancos de muy diversos y variados tipos como los procesos de túneles, contenedores o en tambor.

A continuación en la tabla 3 se presentan los principales Sistemas de Compostaje utilizados a escala comercial:

Tabla 3. Sistemas de compostaje y su descripción

SISTEMAS DE COMPOSTAJE Y BREVE DESCRIPCIÓN DE LOS MISMOS
SISTEMAS ABIERTOS
<i>Hileras con volteo</i> : Sistema de hileras largas y estrechas que son regularmente volteadas y que se airean pasivamente.
<i>Pilas estáticas aireadas pasivamente</i> : Pilas que no se voltean o lo hacen infrecuentemente y son aireadas pasivamente, suelen contar con ayudas pasivas a la aireación como tuberías perforadas o cámaras de aire.
<i>Pilas estáticas aireadas</i> : Pilas dispuestas a voluntad en hileras o mesetas, o simples contenedores abiertos con aireación forzada, sin volteo.
SISTEMAS SEMICERRADOS
Sistemas con combinación de la aireación forzada y el volteo. Trincheras o canales abiertos con sistema de aireación forzada donde los materiales se voltean con una cierta regularidad
SISTEMAS CERRADOS O EN REACTORES
<i>Lechos horizontales o agitados</i> : Los materiales se compostan en lechos estrechos y largos con volteo regular, aireación forzada y movimiento continuo (Túneles dinámicos)
<i>Contenedor aireado</i> : Diversas configuraciones de contenedores con aireación forzada y funcionamiento en discontinuo (Túneles estáticos).
Contenedores aireados-agitados: Contenedores en aireación forzada, agitación y movimiento continuo.
<i>Reactores-torre o silos</i> : Sistemas con aireación forzada y verticalmente orientados con movimiento continuo de materiales generalmente en la parte inferior
Tambores rotatorios: Tambores/cilindros horizontales que rotan lentamente y que ya sea de forma constante o intermitente voltean los materiales y los mueven a través del sistema.

Fuente: (Chica y García, 2011)

1.2.4 Evaluación de la calidad del compost

La evaluación de la madurez de los productos compostados es compleja. De forma general, se recomienda realizar un seguimiento completo del desarrollo del proceso de compostaje, ya que de esta forma se puede obtener una idea más clara y segura de la madurez del producto, de la eficacia del proceso de compostaje y por tanto de su aplicabilidad. Otro factor a tener en cuenta es la gran diversidad de materiales que son utilizados en procesos de compostaje. Por ello hay que considerar que muchos de los parámetros que determinan el grado de madurez son válidos en función de las características de los materiales utilizados, pero no extrapolables a otros tipos de residuos. En general, los métodos de evaluación del grado de madurez se pueden clasificar en:

a) Métodos físicos (indicadores sensoriales de la madurez)

- Olor: la presencia de ácidos grasos de bajo peso molecular: butírico, acético, etc., puede ser indicativo de falta de madurez (Iglesias-Jiménez y col.,2011)
- Temperatura durante el compostaje (test de autocalentamiento): indicativa del desarrollo del proceso, ya que en la fase final la temperatura debe igualar a la ambiente (Brinton y col, 1995). Actualmente el más utilizado es el test Dewar.
- Color (grado de luminosidad, valor Y): la descomposición de los materiales frescos implica un cambio en el color y la estructura de compuestos, provocando un oscurecimiento a medida que transcurre el proceso, debido a la formación de grupos cromóforos, pudiendo ser la evaluación colorimétrica utilizada como criterio de madurez para determinados materiales (Paradelo, 2010).

b) Métodos basados en el estudio de la evolución de parámetros de la biomasa microbiana (se basan en la relación existente entre la madurez de la masa y la estabilidad biológica de los materiales):

- Cuantificación de la microbiota y biomarcadores de la diversidad microbiana: se han realizado estudios sobre la evolución de los distintos grupos de microorganismos en el proceso de compostaje y se han propuesto distintos test específicos (Iglesias-Jiménez, 1992a). Los más utilizados son las técnicas PLFA (perfil de ácidos grasos de fosfolípidos) y QP (perfil de quinonas).
- Métodos respirométricos, que estudian la absorción de oxígeno o el desprendimiento de anhídrido carbónico del compost (Iglesias-Jiménez, 1992b). El más utilizado por su sencillez y operatividad es el test comercial Solvita^R
- Parámetros bioquímicos de la actividad microbiana: se evalúa la madurez del compost con la concentración de ATP y la actividad de enzimas hidrolíticos (Mondini, 2004), la fosfatasa alcalina (Dick y Tabatabai, 1984), la ureasa

(Castaldi, 2008), la proteasa (Goyal, 2005) o en otras determinaciones como la determinación de ATP o la identificación de la microflora específica de cada fase del compostaje. Se llega a proponer la determinación exclusiva de la actividad deshidrogenasa como índice de madurez universal (Tiquia, 2005).

- Análisis de sustancias orgánicas fácilmente biodegradables, indican que el parámetro que caracteriza en mayor medida el estado de maduración del compost es la relación existente entre el carbono orgánico total (Cot), que representa todos los compuestos orgánicos del compost, y el porcentaje de carbohidratos solubles en agua caliente (PHs) (Defrieri, 2005).

c) Parámetros basados en el estudio de la materia orgánica humificada del compost basados en una evaluación cualitativa o cuantitativa de las sustancias que durante el proceso de compostaje experimentan una fermentación o humificación:

- Carbono extraíble (Cex): se ha determinado la riqueza total en C húmico (tasa de extracción total en medio alcalino, ácidos húmicos (AH)+ácidos fúlvicos (AF), o la relación de humificación: Cex/Cot) como índice de madurez. Estos índices se incrementan durante el proceso de compostaje en el caso de residuos agrícolas y estiércoles, no observándose esta tendencia en estudios realizados sobre el proceso de compostaje de RSU, lodos de depuradora y otros residuos agroindustriales (Roig y col, 1988; Paredes y col, 2000).
- Relación AH/AF: considerado como índice de humificación, ya que los ácidos húmicos se forman por procesos de transformación, reestructuración y condensación a partir de los ácidos fúlvicos (Iglesias-Jiménez, 1992a).

d) Métodos químicos (indicadores químicos de la madurez):

- Relación C/N en fase sólida (Cot/Not), es el índice de madurez utilizado tradicionalmente, siendo necesario un valor de 30 en el producto inicial y un valor menor de 15 en el producto final, o lo más aproximado posible a 10, valor de los suelos con un contenido en materia orgánica altamente humificada (Roig y col., 1988).
- Contenido de carbono hidrosoluble (Cw), se ha propuesto debido a que se observa un descenso paulatino hasta su estabilización. Así se propone como un valor máximo de 5 g kg⁻¹(Jiménez y García, 1992b).
- Relación C/N en el extracto acuoso (Cw/nitrógeno hidrosoluble (Nw) y Cw/nitrógeno orgánico total), se puede establecer que un compost es lo suficientemente maduro cuando Cw/Nw es menor a 6 (Chang y col., 2006).

- Relación amonio/nitratos, cuando en el proceso de compostaje aparecen cantidades apreciables de nitratos se puede considerar que el compost está suficientemente maduro. Bernal y col. (1998) establecieron un valor de esta relación <0.16 para compost altamente maduro.
- Capacidad de intercambio catiónico (CIC), (Iglesias-Jiménez y Pérez García, 1992b), ya que aumenta progresivamente a medida que avanza el proceso de humificación, alcanzando diferentes valores según la procedencia del sustrato.
- Presencia de compuestos reductores, como amoníaco y sulfhídrico. Puede emplearse el test Solvita^R para detectar la presencia de amoníaco.

e) Métodos biológicos (ensayos sobre la inhibición del crecimiento vegetal por la presencia de compost): ponen de manifiesto la presencia de productos fitotóxicos por diferentes métodos analíticos. Entre estos métodos, los más utilizados son:

- Test de germinación (Zucconi y col., 1985), que calcula un índice de germinación de semillas de berro en laboratorio, que combina el porcentaje de germinación y la longitud media de las raíces.
- Siembra directa, se basa en la germinación de semillas depositadas sobre el compost (Cendón y col., 2005).
- Test de crecimiento, en un cultivo de plantas en macetas, (Cendón y col., 2005), que evalúa el efecto del compost sobre distintos vegetales.

1.2.5 Compostaje de residuos orgánicos de origen agroindustrial

La mayoría de los residuos orgánicos agroindustriales pueden ser tratados conjuntamente con las deyecciones ganaderas y lodos de depuración, a fin de posibilitar estrategias de tratamiento más económicas (Campos y col., 2004), el co-compostaje, presenta las siguientes ventajas (WDS, 2000):

- Aprovechar la complementariedad de composiciones
- Compartir instalaciones
- Unificar metodologías de gestión.
- Amortiguar variaciones temporales en composición y producción de cada residuo.
- Reducir costes de inversión y explotación.

La mayor cantidad de residuos provenientes de la agroindustria corresponden a residuos de origen vegetal. Estos residuos vegetales tienen una alta carga orgánica y una cantidad importante de nutrientes para las plantas: N, P, K, Ca, Mg y Fe, (Gavilanes-

Terán y col, 2015). Por lo tanto, el tratamiento mediante co-compostaje para obtener abonos orgánicos es muy apropiado. Estos fertilizantes orgánicos pueden ser reinvertidos directamente en el ciclo productivo agrícola para lograr una ganancia neta en términos de ahorro de energía. Los residuos vegetales de diversos cultivos tienen características en común, tales como la alta humedad, baja C/N y una alta proporción de fibras de lignina, que protegen estos residuos de ataques microbianos, y que dificultan los procesos de compostaje (Fernández-Gómez y col., 2013).

Se han realizado varios estudios vinculados al co-compostaje de residuos de origen agroindustriales, los que han sido concluyentes al indicar que es imprescindible su caracterización para una correcta eficiencia en el proceso. Alkoaik y Ghaly (2006), Kalamdhad y col. (2009) y Ali y col. (2014) determinaron la necesidad de una fuente de carbono fácilmente disponible para iniciar el proceso de compostaje de residuos vegetales y para mantener la temperatura termófila necesaria para higienizar la mezcla en el proceso. Estos autores utilizaron el estiércol de vacuno, como fuente de carbono y microorganismos, para el co-compostaje de residuos vegetales y serrín, para ajustar la relación inicial de C: N a los valores adecuados. Vargas García y col. (2006) estudiaron el efecto de la inoculación con microorganismos y el material utilizado en el co-compostaje de residuos vegetales sobre la evolución de las sustancias húmicas. Vargas-García y col. (2010) estudiaron la evolución de diferentes actividades enzimáticas y las principales comunidades de microorganismos durante el compostaje de residuos hortícolas mezclados con cáscara de almendra y lodos de depuradora. Jurado y col. (2014) estudiaron la evolución de diferentes actividades enzimáticas durante el compostaje de residuos vegetales con corteza de pino, para evaluar su relación con otros parámetros químicos de uso general como los índices de calidad y madurez de compost. Bustamante y col. (2008) estudiaron la viabilidad del reciclaje de los residuos sólidos generados por la industria de destilación vínica, a través de su co-compostaje con gallinaza o con estiércol vacuno, y evaluaron la calidad de los compost obtenidos. Madejón y col. (2001) estudiaron la influencia de la naturaleza de la materia orgánica de los agentes estructurantes durante el compostaje de la vinaza de remolacha con orujo de uva o de residuos de algodón. Leconte y col. (2009) estudiaron el co-compostaje de residuos de la industria de arroz con serrín y con gallinaza. Petric y col. (2009) estudiaron la influencia de la adición de paja de trigo en el compostaje de gallinaza como agente estructurante, con el fin de mejorar los procesos de aireación en la pila de compostaje. Salma y col. (2009) estudiaron el compostaje del lodo de alpechín con gallinaza.

En resumen se puede indicar que todos estos investigadores demostraron que los diferentes estiércoles de animales y lodos de depuradoras eran una fuente importante de nitrógeno y que un adecuado control de las variables físico-químicas, químicas y biológicas, tanto de los materiales iniciales como del proceso de compostaje, garantizan la obtención de un compost altamente estable y con un elevado grado de

humidificación, con un relativamente alto contenido de materia orgánica, y nutrientes, así como una relación C/N adecuada para un compost maduro.

Por lo tanto, se puede deducir claramente que el co-compostaje de residuos agroindustriales, es una opción de manejo ambiental respetuosa con el medio ambiente, y se constituye como el tratamiento seleccionado para el manejo de los residuos sólidos orgánicos generados por la agroindustria en el Ecuador.

1.3 VALORIZACIÓN AGRÍCOLA DE LOS COMPOST

1.3.1 Aspectos legislativos en el empleo agrícola de los compost

Ecuador es un país en vías de desarrollo con una legislación muy reciente sobre la gestión ambiental, como ha sido comentado anteriormente (Ley de Gestión Ambiental 1999). Sin embargo no existe legislación vigente referente al empleo agrícola del compost.

En este trabajo de investigación se han tomado como directrices legislativas aquellas de la Comisión Europea (2014), EPA (2001) y los Criterios ecológicos para enmiendas del suelo (2006).

a) CONSEJO DE COMPOSTAJE DE EE.UU. (US COMPOSTING COUNCIL, 2001)

En este documento se indican instrucciones de usos de compost, incluyendo valores límite de determinados parámetros dependiendo del empleo que se quiera dar al compost. En la tabla 4 se indican el intervalo de valores adecuado de diferentes parámetros para diversas aplicaciones de compost municipales y condiciones medias de campo.

Tabla 4. Requisitos para diversas aplicaciones de compost municipales y condiciones medias de campo, según el Consejo de Compostaje de EE.UU.

Parámetro	Requisitos
Mat. Orgánica (% sobre m.s.)	50-60
Nitrógeno total (g/kg m.s.)	≥10
Fósforo (g/kg m.s.)	≥10
Metales pesados (mg/kg m.s.):	
Cadmio	<39
Cromo (total)	<1200
Cobre	<1500
Mercurio	<17
Níquel	<420
Plomo	<300
Zinc	<2800
Selenio	<100
Arsénico	<41

Fuente: (US Composting Council, 2001).

b) COMISIÓN EUROPEA (EUROPEAN COMMISSION, 2014)

En este documento se establecen los requerimientos de calidad establecidos para compost, los cuales se muestran en la tabla 5. Respecto a los materiales que se

pueden emplear en la elaboración de compost, **los lodos de depuración de aguas residuales** urbanas **están excluidos** de la lista de residuos que pueden ser empleados para la producción de compost o digestatos. Se indica en el Informe Final que este tipo de materiales podrá ser objeto de legislación para su gestión a nivel solo nacional. De este modo, los materiales que se pueden emplear para la producción de compost son:

- Residuos de parques, jardines, cementerios y de otros espacios verdes.
- Residuos alimenticios y de cocinas procedentes de hogares
- Residuos alimenticios y de cocinas procedentes de caterings y restaurantes
- Bio-residuos procedentes de mercados
- Residuos sólidos, aguas residuales y lodos procedentes de la industria agroalimentaria
- Residuos vegetales de origen hortícola, forestal y agrícola
- Residuos procedente del sector de la pesca y acuicultura

Subproductos de origen animal categorías 2 y 3 (en este caso se deberán de aplicar todas las normas establecidas en el Reglamento (CE) 1069/2009 sobre normas sanitarias aplicables a los subproductos animales y los productos derivados no destinados al consumo humano)

La no presencia de **lodos** o de residuos sólidos municipales o de estiércoles en la composición del compost se deberá de indicar claramente.

Finalmente, se establecen también una serie de requerimientos para el proceso de compostaje basados en el mantenimiento de una serie de temperaturas durante un periodo de tiempo determinado a lo largo del proceso (estos requerimientos de proceso son establecidos para compost que no contengan subproductos de origen animal):

- $T \geq 65^{\circ}\text{C}$, 5 días
- $T \geq 60^{\circ}\text{C}$, 7 días
- $T \geq 55^{\circ}\text{C}$, 14 días

Tabla 5. Requisitos mínimos exigidos para considerar a un producto como compost, según el Informe Final sobre Criterios Europeos para Compost y Digestatos.

Parámetro	Informe Final sobre Criterios Europeos para Compost y Digestatos
Mat. Orgánica mínima (% sobre m.s.)	15
Estabilidad mínima:	
Índice respirométrico	<25 mmol O ₂ /kg materia orgánica/h
Test de autocalentamiento:	Temperatura < 30°C por encima de la temperatura ambiente
Metales pesados (mg/kg m.s.):	
Cadmio	<1,5
Cromo (total)	<100
Cobre	<200
Mercurio	<1
Níquel	<50
Plomo	<120
Zinc	<600
Contaminantes orgánicos:	
PAHs (mg/kg m.s.)	<6
Microorganismos:	
<i>Salmonella spp</i>	Ausentes en 25 g de compost
<i>E. coli</i>	<1000 UFC/g
Semillas de malas hierbas	<2 semillas/L
Impurezas (%)	<0,5 (>2 mm)

UFC: unidades formadoras de colonias.

Fuente: (European Commission, 2014).

c) DECISIÓN 2015/2099/UE DE LA COMISIÓN DE LAS COMUNIDADES EUROPEAS

En la Decisión 2015/2099/UE de la Comisión de las Comunidades Europeas se establecen los criterios ecológicos para la concesión de la etiqueta ecológica de la UE a sustratos de cultivo, enmiendas del suelo y cubiertas del suelo. Con esta normativa se pretende ofrecer una imagen más clara del estado del mercado de estas categorías de productos y tener en cuenta la innovación de los últimos años. Los criterios revisados, así como los requisitos de evaluación y comprobación correspondientes, deben ser válidos durante un período de cuatro años a partir de la fecha de adopción de la presente Decisión, teniendo en cuenta el ciclo de innovación de esta categoría de productos. El objetivo de esos criterios es promover el reciclado de materiales y el uso de materiales renovables y reciclados, reduciendo así la degradación del medio ambiente y la contaminación del agua y el suelo mediante el establecimiento de límites estrictos sobre las concentraciones de contaminantes en el producto final.

En esta normativa se define “enmienda orgánica del suelo” como la enmienda del suelo que contenga materias carbonosas cuya función principal es aumentar el contenido de materia orgánica del suelo y se diferencia a esta enmienda de la “enmienda del suelo” en general. Por otra parte, se define como “sustrato de cultivo”, el material utilizado como sustrato para el desarrollo de la raíz, en el que se cultivan plantas, diferenciándose del “sustrato de cultivo mineral”. Los criterios establecidos

para la concesión de etiqueta ecológica a la enmienda orgánica del suelo y al sustrato de cultivo son:

En relación a los **componentes orgánicos** que pueden contener las enmiendas de suelo o los sustratos de cultivo, se indica que:

- El producto final **no podrá contener** turba, la fracción orgánica de los residuos domésticos urbanos mixtos, lodos de aguas residuales urbanas y subproductos animales de la categoría 1 (Reglamento (CE) 1069/2009).
- El producto final **podrá contener** materias derivadas de subproductos animales de las categorías 2 y 3 (Reglamento (CE) 1069/2009 y Reglamento (UE) 142/2011).
- El producto final también **podrá contener** materias derivadas de biorresiduos procedentes de la recogida separada, estiércoles, residuos agrícolas y silvícolas (no peligrosos), otros subproductos de la biomasa y materias derivadas del reciclado y valorización de otros residuos de biomasa, tal y como se definen en la Directiva 2008/98/CE y los lodos procedentes de diferentes actividades agroindustriales relacionadas con la elaboración de productos de origen vegetal y lácteos.

Por otra parte, también se indica que el caso específico de los sustratos de cultivo tendrán que contener un mínimo del 30% de componentes orgánicos.

- También se establece limitación de sustancias peligrosas, de contaminantes físicos, de semillas y propágulos de malas hierbas viables, de materia orgánica y de salinidad, así como se establece una estabilidad mínima la material y una respuesta positiva de la planta. La tabla 6 describe los parámetros relacionados con estos criterios.

Tabla 6. Criterios ecológicos para enmiendas orgánicas del suelo y para sustratos de cultivo (Decisión 2015/2099/UE)

Parámetro	Enmienda orgánica del suelo	Sustrato de cultivo
Mat. Orgánica (% m.s.)	≥15	-
Mat. Seca (% sobre m.f.)	≥25	-
Estabilidad mínima:		
Índice respirométrico	<15 mmol O ₂ /kg materia orgánica/h (aplicaciones no profesionales) <25 mmol O ₂ /kg materia orgánica/h (aplicaciones profesionales)	<15 mmol O ₂ /kg materia orgánica/h
Test de autocalentamiento:	Temperatura <20°C por encima de la temperatura ambiente (aplicaciones no profesionales) Temperatura <30°C por encima de la temperatura ambiente (aplicaciones profesionales)	Temperatura <20°C por encima de la temperatura ambiente
Metales pesados (mg/kg m.s.):		
Cadmio	<1	<3
Cromo (total)	<100	<150
Cobre	<100	<100
Mercurio	<1	<1
Níquel	<50	<90
Plomo	<100	<150
Zinc	<300	<300
Contaminantes orgánicos:		
PAHs (mg/kg m.s.)	<6	<6
Microorganismos:		
<i>Salmonella spp</i>	Ausentes en 25 g peso fresco	Ausentes en 25 g peso fresco
<i>E. coli</i>	<1000 UFC/g	<1000 UFC/g
Semillas de malas hierbas	<2 semillas/L	<2 semillas/L
Impurezas (%)	<0,5 (>2 mm)	<0,5 (>2 mm)
Respuesta de la planta	No efectos adversos sobre germinación o crecimiento-planta	No efectos adversos sobre germinación o crecimiento-planta
Conductividad eléctrica (mS/m)	-	<100
pH	-	4-7
Sodio (mg/L)*	-	<150
Cloruro (mg/L)*	-	<500

UFC = unidades formadoras de colonias

*(extracto acuoso 1:5, v/v)

1.3.2 Uso de compost como sustrato de cultivo sin suelo

En los últimos años ha surgido un campo muy importante para utilizar al compost como sustratos o componentes de sustratos para cultivo sin suelo. Esta técnica se ha desarrollado con éxito como alternativa al cultivo convencional de flores y plantas hortícolas sobre suelos naturales, degradados o contaminados por cultivos repetitivos y el empleo masivo de fertilizantes químicos y plaguicidas. El uso de compost como un componente de sustratos para las semillas, es una manera óptima de reutilizarlos, reduciendo así el uso de turba. La turba es un producto caro en países sin recursos locales, como Ecuador, y su extracción implica la destrucción de zonas de alto valor ambiental, que también actúan como sumideros de carbono (Abad y col., 2001). La superficie de invernaderos en Ecuador es muy grande, este país tiene aproximadamente

16.000 invernaderos, de los cuales el 47% tiene una superficie de 5-50 ha y el 13% tiene un área ≥ 200 ha (INEC, 2000). Por lo tanto, el país debe importar grandes cantidades de turba anualmente. En el 2013, la cantidad de turba importada fue de 3.109 toneladas, con un precio unitario de 470.000 \$/tonelada. Los principales importadores de turba fueron: Canadá (57%); 23,6% Lituania, Letonia (7,9%) y Finlandia (6,5%) (International Trade Centre, 2013).

La turba es el material más utilizado como sustrato hortícola, gracias a sus características químicas, físicas y biológicas, muy similares a las de un sustrato ideal. Sus principales propiedades se muestran en la Tabla 7. Principalmente se usa la turba *Sphagnum*, enriquecida con nutrientes minerales como abonado de base (Carmona y Abad, 2011).

Tabla 7. Propiedades de las turbas

Propiedades de las turbas	Turbas rubias	Turbas negras
Densidad aparente (g/cm ³)	0,06-0,1	0,3-0,5
Densidad real (g/cm ³)	1,35	1,65-1,85
Espacio poroso (%)	≥ 94	80-84
Capacidad de absorción de agua (g/100 g materia seca)	1049	287
Aire (% volumen)	29	7,6
Agua fácilmente disponible (% volumen)	33,5	24
Agua de reserva (% volumen)	6,5	4,7
Agua difícilmente disponible (% volumen)	25,3	47,7
Capacidad de cambio catiónico (meq/100g materia orgánica)	110-130	≥ 250

Fuente: Fernández y col. (2001).

Cuando el compost va a ser usado como sustrato para el cultivo en contenedor es posible que se emplee puro o en mezclas al 25-50% (en volumen) con otros materiales, esto obliga a un mayor nivel de exigencia en cuanto a la calidad de los productos ya que inadecuadas características físico-químicas, químicas o biológicas podrían hacerlo inútil como sustrato. Entre algunas tenemos la ausencia de fitotoxicidad y patógenos, alta porosidad total (superior al 75-85% en volumen), y granulometría gruesa (entre 30 y 300mm).

Los valores de los parámetros físicos correspondientes a lo que se consideraría un sustrato de cultivo «ideal» se presentan en la tabla 8.

Tabla 8. Intervalos óptimos para las propiedades físicas de los sustratos de cultivo recogidos por Abad y col. (2001).

Propiedad	Unidad	Intervalo óptimo
Tamaño de la partícula	mm	0,25-2,5
Densidad aparente	g/cm ³	≤ 0,4
Densidad de la partícula	g/cm ³	1,45-2,65
Espacio poroso total	% (v:v)	>85
Retención de agua a potencial:		
-1 kPa	% (v:v)	55-70
-5 kPa	% (v:v)	31-40
-10 kPa	% (v:v)	25-31
Capacidad de aireación ¹	% (v:v)	20-30
Agua fácilmente disponible ²	% (v:v)	20-30
Agua de reserva ³	% (v:v)	4-10
Agua total disponible ⁴	% (v:v)	24-40
Contracción ⁵	% (v:v)	< 30

¹Contenido aire a potencial de -1kPa; ²Contenido de humedad entre potenciales de -1 y -5kPa; ³Contenido de humedad entre potenciales de -5 y -10 kPa; ⁴Contenido de humedad entre -1 y -10 kPa; ⁵Pérdida de volumen respecto al volumen aparente inicial al secarse a 105°C

Cuando en un material el valor de alguna de las propiedades físicas se aleja del considerado como óptimo se puede aprovechar aún como sustrato, mezclándolo con otro, de características complementarias. En caso de compost de granulometría fina, donde los valores de capacidad de aireación pueden resultar limitantes para su empleo. La mezcla de éstos con los denominados acondicionadores físicos, o con otros compost de granulometría gruesa, permitirá una correcta aireación de la mezcla resultante.

En la tabla 9, se presentan las principales características físico-químicas y químicas aceptables u óptimas para las propiedades de los sustratos de cultivo.

Tabla 9. Intervalos óptimos para las propiedades físico-químicas y químicas de los sustratos de cultivo recogidas por Abad y col. (1992 y 2001).

Propiedad	Unidad	Intervalo óptimo
pH (extracto acuoso 1:5, v/v)		5,3-6,5
CE ¹ (extracto acuoso 1:5, v/v)	dS/m	≤0,5
Capacidad de intercambio catiónico	meq/100g	>20
Cenizas	%	<20
Materia orgánica total	%	>80
Relación C/N	%	20-40
Nutrientes asimilables (extracto acuoso 1:5, v/v)		
Nitrógeno nítrico	mg/L de extracto	100-199
Cloruro	mg/L de extracto	<180
Sulfato	mg/L de extracto	<960
Fósforo	mg/L de extracto	6-10
Potasio	mg/L de extracto	150-249
Sodio	mg/L de extracto	<115

¹Conductividad eléctrica

Lo problemas más frecuentes relacionados a estas propiedades son el pH inadecuado, que puede resolverse añadiendo dolomita o caliza al sustrato cuando éste es muy ácido, o azufre elemental en caso de pH fuertemente alcalino. También puede presentarse elevadas concentraciones de sales, lo que es típico en compost proveniente

de lodos de depuradoras, por haber sido sometidos a estabilizaciones con cloruro férrico y cal. El lavado de compost con agua de buena calidad permite reducir la salinidad hasta valores aceptables. También es posible que el contenido de macronutrientes como N, P o Mg, no sean suficientes, o no estén equilibrados, para lo cual se pueda recurrir a una fertilización complementaria. Cuando los compost proceden de lodos de depuradoras u otros procesos industriales es necesaria la determinación de metales pesados (Ni, Pb, Hg, Cd, etc.), sobre los que la legislación indica los límites máximos permisibles (Carmona y Abad, 2011).

En relación a las propiedades biológicas, es importante que el compost tenga una alta *estabilidad biológica*, existen varios ensayos que pueden ser utilizados para evaluarla (Carmona y Abad, 2011):

- Medida del Índice de Inmovilización del N o NDI (Handreck, 1992). Cuando tras 4 días de incubación del compost a 25°C se recupera más del 80% del nitrato que se incorporó inicialmente como KNO_3 ($\text{NDI} > 0,8$), se entiende que el sustrato no inmoviliza N de forma significativa, y si este índice es $< 0,6$ no estará suficientemente maduro.
- Determinación del Índice de Germinación (IG) para la detección de fitotoxinas (Ortega y col., 1996). Éste se calcula mediante el producto del porcentaje de germinación de las semillas por la longitud de la radícula de especies muy sensibles a las fitotoxinas (lechuga, berro, etc.), expresando ambos parámetros respecto a los conseguidos en agua destilada o en sustratos no fitotóxicos (vermiculita, por ejemplo). Si bien un compost con un $\text{IG} > 50\%$ del control podría ser considerado apto para ser usado como abono orgánico o enmienda del suelo, serían recomendables valores del 80% o superiores para asegurar ausencia de fitotoxicidad y poder utilizarlos como sustrato.

La ausencia de patógenos vegetales en el estará garantizada si el proceso de compostaje ha alcanzado altas temperaturas durante la fase termófila para completar el proceso de higienización del material. Si esta higienización por altas temperaturas no se ha conseguido, se pueden utilizar microorganismos antagónicos para la inactivación de patógenos. Uno de los materiales más utilizados por su carácter supresor de enfermedades es el compost de cortezas frondosas. Algunos agentes de biocontrol utilizados son los hongos del género *Trichoderma* y *Gliocladium*, así como especies de rizobacterias. En compost a base de orujos de vid o de residuos de la industria del corcho han demostrado también carácter supresor (Borrero y col., 2004). Como último parámetro a considerar es la homogeneidad del material, que puede ser un serio inconveniente para los viveristas y horticultores de plantas ornamentales que se plantean sustituir el compost por la turba, por lo que un control de los materiales

iniciales así como también del proceso de compostaje contribuirá a una mejor calidad del producto y a su aceptación en los mercados.

Se han realizado múltiples investigación utilizando diferentes tipos de compost de residuos de la agroindustria, controlando varios de los parámetros mencionados con el fin de obtener una mezcla compost-turba óptima, para ser utilizada como sustrato de cultivo. Han sido utilizados compost provenientes de residuos de cocina con residuos verdes y papel (Farrel y col., 2010), sustratos agotados del cultivo de hongos comestibles (Medina y col., 2009; Sendi y col., 2013), compost de lodos de tratamiento de la industria de producción de azúcar (Jayasinghe, 2010), compost de estiércol de cerdo (Naddaf y col., 2011), compost de diferentes residuos (desechos de poda, lodos de depuradoras de origen urbano, raspones y residuos de las industrias de aceite de oliva y de productos lácteos) (Rinaldi y col., 2014), compost procedente de residuos de fibra de coco y serrín (Qing-Chao y col., 2014), diversos tipos de compost de residuos agroindustriales de origen vegetal (Garcia-Gomez y col., 2002; López-Mondejar y col., 2010; Moral y col., 2013), compost de orujo de uva desalcoholizado y raspón (Carmona y col., 2012), compost de residuos de la industria de extracción de aceite de oliva (Altieri y col, 2014) y compost de residuos de destilería vinícola (Bustamante y col., 2008) con el fin de estudiar, las propiedades físicas-químicas, químicas y biológicas del sustrato así como también el rendimiento y calidad del cultivo. Estos estudios han encontrado resultados diversos en relación a las diferentes proporciones de mezcla compost-turba para su uso como sustrato y criterios vinculados a la falta de madurez del compost, concentración de sales, homogeneidad, como limitantes para su uso en semilleros. Además, se han obtenido diferentes porcentajes finales y velocidad de la germinación de las semillas de diferentes especies respecto a los obtenidos con turba.

1.3.3 Empleo de compost como fertilizante orgánico

En Ecuador, los fertilizantes inorgánicos representan alrededor del 50% de las importaciones totales que realiza el país. De este modo, en el 2013, se importaron 580.000 toneladas de urea, cloruro de potasio e hidrógeno fosfato di-amónico, lo que supuso un gasto equivalente a 247.300.000 \$. Los mayores proveedores de fertilizantes son Ucrania, Estados Unidos, China y Canadá (SINAGAP, 2013; MAGAP, 2014).

En general, la población ecuatoriana dedicada a la agricultura es la más desfavorecida, con pocos recursos económicos. Por lo tanto, poner en práctica opciones más baratas para la fertilización del suelo es muy importante para la agricultura ecuatoriana.

Por otra parte, el cultivo intensivo y la falta de aplicación de las prácticas efectivas de conservación del suelo han llevado a su degradación y la disminución de la productividad debido a la excesiva erosión del suelo, la escorrentía de nutrientes y la disminución de la materia orgánica del suelo. El uso eficiente y eficaz de los residuos

orgánicos como acondicionadores y fertilizantes del suelo constituye uno de los mejores medios para mantener y restaurar la productividad del suelo (Passarini y col., 2014; Kumar y col., 2014).

El compost maduro aplicado al suelo sufre un proceso de mineralización que podrá ser más o menos rápido en función del clima de la zona. En zonas templadas este proceso tiene lugar de forma muy lenta, por lo que los beneficios de dicha aplicación podrían observarse varios años después de la misma. En este caso, una fracción importante de materia orgánica se estabilizaría finalmente y pasaría a formar parte del humus del suelo. Por otro lado, en zonas más cálidas y húmedas, aunque no excesivamente lluviosas, la tasa de mineralización se incrementa de forma notable, llegando incluso a desaparecer el compost como tal y permaneciendo solo los nutrientes minerales. Como resultado de esto, en algunos climas tropicales podría ser necesario realizar varias aplicaciones de compost al año hasta obtener beneficios reales sobre los cultivos (Moral y Muro, 2011).

Varios autores han comprobado que la adición de compost a los suelos de cultivo produce una mejora en las propiedades físico-químicas y biológicas de los suelos, así como, a nivel de producción vegetal. Mylavarapu y col. (2009) observaron que la adición de compost como abono orgánico mejoró el rendimiento del cultivo de plantas aromáticas como el perejil. También, el compost proveniente de residuos sólidos urbanos, con alto contenido de materia orgánica y bajas concentraciones de contaminantes inorgánicos y orgánicos permite una mejora de las características físico-química y bioquímicas del suelo recuperando sus propiedades biológicas (Lakhdar y col., 2009). Por otra parte, la aplicación a corto plazo del compost derivado de arbustos y jardines estimula enormemente la biomasa microbiana del suelo y la absorción de los macronutrientes (C, N, P) por parte de la planta, produciendo un mayor rendimiento en el cultivo de maíz (Jannoura y col., 2013.). Además, el compost obtenido a partir de residuos agroindustriales mejora las propiedades físico-químicas, químicas y biológicas del suelo (Pinitpaitoon y col., 2011; Killi, 2013). Fernández-Hernández y col. (2014) estudiaron el efecto de la aplicación de diferentes compost preparados con alperujo mezclado con diversos residuos (poda, estiércol de oveja y estiércol de caballo) sobre suelos con cultivo de olivos. Estos autores encontraron que los efectos más importantes producidos sobre las características del suelo fueron un aumento significativo en la disponibilidad de N, P, K y un aumento del contenido de materia orgánica del suelo. Además, la aplicación de estos compost produjo un aumento significativo en el contenido de aceite en el fruto de la oliva. Willekens y col. (2014) utilizaron compost obtenido a partir de residuos agrícolas y demostraron que la aplicación de compost contrarrestar la degradación del suelo. Siddiqui y col. (2011), estudiaron el uso conjunto de fertilizantes inorgánicos con compost de residuos de planta de té para evaluar el crecimiento y rendimiento de terpenoides en el cultivo de la planta medicinal, *Centella*

asiática. Ellos encontraron que la aplicación integrada de fertilizantes orgánicos e inorgánicos no sólo aumenta la disponibilidad de nutrientes, sino también mejora la fertilidad del suelo y en consecuencia se produce una mayor producción de esta planta. Altieri y col. (2010) estudiaron el efecto del uso del compost de residuos de almazara como fertilizantes orgánicos en cultivos de *Lactuca sativa* y *Lycopersicon esculentum* en comparación con una fertilización mineral estándar. Ambos cultivos mostraron rendimientos comparables a los fertilizantes inorgánicos, lo que sugiere que la mayoría de los nutrientes contenidos en los residuos de almazara contribuyen a un adecuado crecimiento de las plantas, incluso en los cultivos a corto plazo.

En base a los resultados mencionados se puede indicar que el compostaje de residuos orgánicos es una alternativa económica interesante para la agricultura ecuatoriana con el fin de producir compost como fertilizante orgánico.



2. OBJETIVOS



UNIVERSITAS
*Miguel
Hernández*

GIAAMA



Grupo de
Investigación
Aplicada en
Agroquímica y
Medio Ambiente

Universidad
Miguel
Hernández

2 OBJETIVOS

La gestión, tratamiento y valorización de los residuos orgánicos generados en la agroindustria, en un país en vías de desarrollo como Ecuador, requiere de políticas gubernamentales sostenibles que permitan fusionar el aspecto cultural, ambiental, social y económico para su desarrollo. Los residuos orgánicos más representativos a nivel de la agroindustria en la provincia de Chimborazo, como los residuos de la industria hortícola, florícola, molinera, maderera y ganadera (porcina y aves de corral), han sido el objetivo de este trabajo de investigación, considerando el proceso de compostaje como técnica de tratamiento y la valorización agrícola de los compost obtenidos. Por lo tanto, el objetivo general de la presente tesis doctoral fue **la gestión sostenible de los residuos del sector agroindustrial de Chimborazo mediante compostaje y el uso agrícola de los materiales obtenidos.**

Para ello, se plantearon los siguientes objetivos específicos, recogidos en las cuatro publicaciones que se utilizarán para la Defensa de la Tesis Doctoral:

- Evaluar el potencial uso agrícola de los principales residuos agroindustriales tanto de origen vegetal como de origen animal generados en la provincia de Chimborazo (Ecuador), determinando para ello la estabilidad de su materia orgánica, su valor fertilizante y los compuestos potencialmente tóxicos de estos residuos.
- Estudiar la viabilidad del reciclaje de los residuos sólidos de la industria hortícola mediante su co-compostaje con gallinaza y serrín y evaluar la calidad de los compost obtenidos en base a criterios de madurez y contenidos de nutrientes y de elementos potencialmente tóxicos.
- Optimizar la mezcla compost-turba como medio de cultivo para la germinación y desarrollo de plántulas con diferente tolerancia a la salinidad a través de ensayos en semilleros.
- Determinar si la aplicación controlada y correcta de los compost agroindustriales elaborados puede contribuir a la mejora de la fertilidad del suelo y de la producción y calidad de la planta.

3. PUBLICACIONES



GIAAMA



Grupo de
Investigación
Aplicada en
Agroquímica y
Medio Ambiente

Universidad
Miguel
Hernández

Publicación 3.1

**OPPORTUNITIES AND CHALLENGES OF ORGANIC WASTE MANAGEMENT FROM THE
AGROINDUSTRIAL SECTOR IN SOUTH AMERICA: CHIMBORAZO PROVINCE CASE
STUDY.**

*OPORTUNIDADES Y DESAFÍOS DE LA GESTIÓN DE RESIDUOS ORGÁNICOS PROCEDENTES DEL
SECTOR AGROINDUSTRIAL EN SUDAMÉRICA: PROVINCIA DE CHIMBORAZO CASO DE ESTUDIO*

***Irene Gavilanes-Terán, Concepción Paredes, Aurelia Pérez- Espinosa, M. Ángeles
Bustamante, Luís Gálvez Sola & Janneth Jara-Samaniego***

Communications in Soil Science and Plant Analysis. (2015) 46: 137-156

Communications in Soil Science and Plant Analysis, 46(S1):137–156, 2015
Copyright © Taylor & Francis Group, LLC.
ISSN: 0010-3624 print / 1532-2416 online
DOI: 10.1080/00103624.2014.988584



Opportunities and Challenges of Organic Waste Management from the Agroindustrial Sector in South America: Chimborazo Province Case Study

IRENE GAVILANES-TERÁN,¹ CONCEPCIÓN PAREDES,²
AURELIA PÉREZ-ESPINOSA,² M. ÁNGELES
BUSTAMANTE,² LUÍS GÁLVEZ-SOLA,² AND JANNETH
JARA-SAMANIEGO³

¹Faculty of Public Health, Polytechnic School of Chimborazo, Riobamba, Ecuador

²Department of Agrochemistry and Environment, Miguel Hernandez University, Orihuela, Spain

³Faculty of Science, Polytechnic School of Chimborazo, Riobamba, Ecuador

The increase of the agroindustrial sector in South America gives the opportunity to apply the most effective strategies for the disposal and treatment of generated organic wastes. Therefore, it is important to identify the variability in the composition of the agroindustrial wastes to carry out their adequate management. The Ecuadorian province of Chimborazo is located in the central area of the inter-Andean corridor. The main agroindustries in this province are related to the production of vegetables, meat, ornamental plants, flour from different cereals and wood. The management of the wastes from these agroindustries is not optimized with respect to the associated environmental consequences. Therefore, the aim of this work was to carry out a characterization of the different organic wastes from agroindustry to evaluate their potential use as soil amendments. Twenty-seven samples of different types of agroindustrial wastes from the vegetable and animal food-processing industry, wood industry, and ornamental plant production were evaluated for pH, electrical conductivity, water-soluble anions, organic matter, total organic carbon (Corg), total nitrogen (Nt), C/N ratio, water-soluble carbon (Cw), water-soluble polyphenols, macro- and micronutrients, potentially toxic elements, and germination index (GI). The results showed that, in general, the agroindustrial residues were characterized by acidic pH, low EC values, and high organic-matter contents. The macro- and micronutrients and heavy-metal concentrations were greater in the animal agroindustrial wastes than in those from vegetable sources. Most of the materials showed high C/N ratio, low GI values, and high Cw contents, which indicated a lack of organic-matter stability, due to the high content of easily degradable and phytotoxic compounds.

Keywords Agroindustrial wastes, heavy metals, plant nutrients, polyphenols

Address correspondence to Concepción Paredes, Department of Agrochemistry and Environment, Miguel Hernandez University, EPS-Orihuela, Ctra Beniel Km 3.2, 03312, Orihuela (Alicante), Ecuador. E-mail: c.paredes@umh.es

Introduction

The population in Latin America and the Caribbean is growing significantly, with an annual population growth rate of approximately 1.04 percent (Economic Commission for Latin America and Caribbean 2012). This important increase of population also implies a needed increase in food production. In 2011, the manufacturing activity of Latin America and Caribbean contributed to the gross domestic product (GDP) with \$729,323 million (Economic Commission for Latin America and Caribbean 2012). According to the Annual National Accounts of the Ecuadorian Central Bank, in 2008, manufacturing industries, excluding the production of petroleum refining, chemical, metallic, and nonmetallic products, had an added value of 8.7 percent of GDP with food production industries presenting the greatest contribution (3.9 percent of GDP) (Banco Central del Ecuador 2013).

Chimborazo Province is located in the central area of the inter-Andean corridor. It has a population of 458,581 inhabitants and is the ninth most populous province of Ecuador. The main agroindustries in the province of Chimborazo are based on the production of vegetables, meat, ornamental plants, flour of different cereals and wood processing.

Despite the rural benefits and the creation of jobs and wealth in the border regions, the agroindustry faces a growing problem of increasing waste production. The National Institute of Statistics and Census of Ecuador presented a report in 2010, which indicated that 80 percent of the companies did not invest in environmental protection and 80 percent of the companies did not have an environmental impact study. Only 2 percent of companies had included environmental management systems within their organizations by international certifications (INEC 2013).

Solid wastes of the vegetable-processing industry consist of various by-products with an acidic pH and a moisture content of 80–90 percent. The chemical composition of these wastes varies and depends on the type of vegetable processed. In general, the wastes consist of hydrocarbons and relatively small amounts of proteins and fat. The hydrocarbons are mainly sugars, nitrogen, and cellulose fibers (Thassitou and Arvanitoyannis 2001). These wastes can be used for feedstuff (Ajila et al. 2012), compost (Jolanun, Towprayoon, and Chiemchaisri 2008), biogas (Arvanitoyannis and Varzakas 2008), and fuel (Lin et al. 2013) production and they can be incinerated for energy recovery (Ukita, Imai, and Hung 2008). By-products from cereal milling industries, such as the bran and germ fractions of milled wheat, could serve as a rich source of dietary phenolic antioxidants with potential application as nutraceuticals and functional food ingredients (Liyana-Pathirana and Shahidi 2006).

On the other hand, the agroindustrial solid wastes of animal origin are composed of materials such as feathers, hair, tail, horns, bones, and manures that have to be thoroughly and effectively treated prior to their disposal (Arvanitoyannis and Varzakas 2008). Methods such as anaerobic digestion (Zhang and Banks 2012; Luste, Heinonen-Tanski, and Luostarinen 2012) and composting (Sonmez 2012; Stanford et al. 2009) are currently widely used for the management of animal agroindustrial wastes. Current emphasis is on the reuse of the animal wastes for animal nutrition, as a protein source, replacing proteinaceous feeds (Zhao et al. 2012). However, the use of livestock industry wastes as animal feed has led to an increase in small bowel enteroclysis (SBE) and occurrence and presence of pathogenic microorganisms (Arvanitoyannis and Varzakas 2008). Other alternative use of animal waste has been the bioremediation of lead (Pb)–contaminated soils by the application of bone meal (Chrysochoou, Dermatas, and Grubb 2007).

From these comments, it is deduced that these agroindustrial wastes are very heterogeneous. So, it is imperative that systematic analysis of their composition must be carried out to assess their appropriate management. The aim of this study was to evaluate the suitability of agroindustrial wastes generated in the province of Chimborazo for potential use as soil amendments. This was done by measuring properties related to stability of organic matter [carbon (C) / nitrogen (N) ratio, water-soluble carbon (C_w) content, and germination index (GI)], plant nutrient content, and the concentration of phytotoxic and hazardous compounds.

Materials and Methods

Sampling of the Agroindustrial Wastes

Twenty-seven samples of solid wastes were collected from thirteen different industries throughout Chambo, Penipe, Colta, Riobamba, and Guano cantons in the province of Chimborazo, during 2012 (Table 1). In all waste, a subsample of a large simple sample was collected. This subsample was dried at 60 °C and ground to 0.5 mm before carrying out analyses, which were done in triplicate.

Analytical and Statistical Methods

The electrical conductivity (EC) and pH of the residues were determined in a 1:10 (w/v) water extract; the total organic matter content (OM) was determined by loss on ignition at 430 °C for 24 h (Navarro et al. 1993). Dry matter of the samples was determined after 12 h at 105 °C to express all data on a dry-weight basis. Total nitrogen (N_T) and organic carbon (C_{org}) were determined by automatic microanalysis (Navarro et al. 1991), as were water-soluble organic C (C_w) (Sanchez-Monedero et al. 1996). Water-soluble polyphenols were determined by the modified Folin-Ciocalteu method in 1:20 (w/v) water extract (Beltrán, García-Araya, and Álvarez 1999). Nitrate (NO₃⁻), chloride (Cl⁻), and sulfate (SO₄²⁻) were determined by ion chromatography in a 1:20 (w/v) water extract. After nitric acid (HNO₃) / perchloric acid (HClO₄) digestion, the phosphorus (P) content was measured colorimetrically (Kitson and Mellon 1944), and sodium (Na), macro- and micronutrients, and heavy metals were determined by inductively coupled plasma mass spectrophotometry. The germination index (GI) was determined using seeds of *Lepidium sativum* L. (Zucconi et al. 1981).

The mean values of each parameter were tested for statistically significant differences using one-way analysis of variance (ANOVA), considering the type of residue. Comparison of the means of each parameter was performed by the Tukey-b test at $P < 0.05$. Normality and homogeneity of the variances were checked using the Shapiro-Wilk and Levene tests, respectively, before ANOVA. In addition, to identify groups of interrelated variables, a principal component analysis (PCA) was applied to the different parameters studied in all the wastes. The new calculated variables are called "principal components" (PCs), and are mutually orthogonal and not correlated (Gil et al. 2008). The PCA was applied to the mean values of three replicates from each parameter. The principal component loadings of the data were analyzed after the application of Varimax normalized rotation of the PCs coordinate system. All these analyses were carried out using the SPSS v. 18.0 statistical software package (SPSS Inc., Chicago, IL).

Table 1
Origin and general characteristics of the agroindustrial wastes

Residue	Agroindustry type	Region	Waste characteristics
Agroindustrial waste of vegetable origin			
AR-1	Vegetable—horticultural processing industry	Chambo Canton	Vegetable waste from postharvest
AR-2	Vegetable—flower processing industry	Penipe Canton	Vegetable waste from postharvest
AR-3	Vegetable—tomato processing industry	Chambo Canton	Vegetable waste from postharvest
AR-4	Vegetable—broccoli processing industry	Colta Canton	Vegetable waste from postharvest
AR-5	Vegetable—wheat milling industry	Colta Canton	Vegetable waste from the milling process (wheat bran)
AR-6	Vegetable—wheat milling industry	Colta Canton	Vegetable waste from milling process (wheat shorts)
AR-7	Vegetable—wheat milling industry	Colta Canton	Vegetable waste from cleaning process (wheat spelt)
AR-8	Vegetable—wheat milling industry	Colta Canton	Vegetable waste from cleaning process (wheat fine dust)
AR-9	Vegetable—wheat milling industry	Colta Canton	Vegetable waste from cleaning process (hard wheat)
AR-10	Vegetable—wheat milling industry	Colta Canton	Vegetable waste from cleaning process (wheat semolina)
AR-11	Vegetable—quinoa milling industry	Riobamba Canton	Vegetable waste from external layer removing process (husk)
AR-12	Vegetable—wood processing industry	Riobamba Canton	Vegetable waste from cutting and planning process (sawdust)
AR-13	Vegetable—wheat milling industry	Riobamba Canton	Vegetable waste from cleaning process (wheat spelt)
AR-14	Vegetable—wheat milling industry	Riobamba Canton	Vegetable waste from cleaning process (wheat fine dust and soil)

AR-15	Vegetable—wheat milling industry	Riobamba Canton	Vegetable waste from cleaning process (wheat straw)
AR-16	Vegetable—wheat milling industry	Riobamba Canton	Vegetable waste from cleaning process (wheat semolina)
AR-17	Vegetable—wheat milling industry	Riobamba Canton	Vegetable waste from the milling process (middlings, wheat fiber, and wheat bran)
AR-18	Vegetable—wheat milling industry	Riobamba Canton	Vegetable waste from planning and ground process (wheat semolina)
AR-19	Vegetable—wheat milling industry	Riobamba Canton	Vegetable waste from cleaning process (wheat paste)
AR-20	Vegetable—wheat milling industry	Riobamba Canton	Vegetable waste from the milling process (middlings)
AR-21	Vegetable—wheat milling industry	Riobamba Canton	Vegetable waste from cleaning process (hard wheat)
Agroindustrial waste of animal origin			
AR-22	Animal—poultry processing industry	Riobamba Canton	Animal waste from slaughtering process (stomach and viscera)
AR-23	Animal—poultry processing industry	Riobamba Canton	Animal waste from chicken plucked (feathers)
AR-24	Animal—pig processing industry	Riobamba Canton	Animal waste from pig slaughtering process (hairs)
AR-25	Animal—poultry processing industry	Guano Canton	Animal waste from broiler chicken manure
AR-26	Animal—laying hen industry	Guano Canton	Animal waste from Leghorn laying hen manure
AR-27	Animal—laying quail industry	Riobamba Canton	Animal waste from laying quail manure

Results and Discussion

Characteristics of the Agroindustrial Wastes

Table 2 shows the physicochemical and chemical characteristics of the agroindustrial residues of vegetable and animal origin. The pH average values were similar in both types of the agroindustrial wastes (5.97 and 6.60 for vegetable and animal agroindustrial residues, respectively), AR-12 and AR-22 being the most acidic wastes. The low pH value of sawdust has been also reported by Troy et al. (2012) in an experiment using this waste for composting with separated raw and anaerobically digested pig manure. However, the wastes with the greatest pH values were the fowl manures (AR-25, AR-26 and AR-27). Nicholson, Groves, and Chambers (2005) also found that the fowl manures were the manures with the greatest pH values, together with dairy cattle and pig manures. Also, the EC average values were similar in both agroindustrial wastes with vegetable and animal origin. The salt contents were significantly greater in the horticultural wastes ($P < 0.05$) than in the rest of the agroindustrial wastes of vegetable origin studied (11.67, 13.43, and 12.12 dS/m for AR-1, AR-3, and AR-4, respectively). In the case of animal agroindustrial wastes, AR-26 was the most saline waste (EC = 8.90 dS/m). The high contents of mineral salts of these wastes could limit their direct use as soil amendments for the cultivation of salt-sensitive plants and their application to land in sensitive areas.

Average concentrations of OM and Corg were similar in both types of wastes (Table 2). In general, wastes from grain milling and wood processing industries (from AR-5 to AR-21) and animal by-products (from AR-22 to AR-24) had the greatest values of these parameters (OM > 85.0 percent and Corg > 45.0 percent). In all the wastes studied, the OM concentrations were greater than the limits established for stabilized biowastes and composts by the European and USA guidelines [OM > 30 percent (European Commission 2001); OM = 50–60 percent (US Composting Council 2001)]. In general, the C/N ratios were greater in the agroindustrial wastes of vegetable origin than in those with an animal origin, possibly due to the greater Nt contents of the latter ones (Table 3). In most of the wastes studied, the C/N ratio was greater than the limit established to indicate a good degree of stability of the organic matter (Corg/Nt < 12; Bernal et al. 1998).

Average Cw contents were greater in the vegetable agroindustrial wastes than in the animal agroindustrial wastes (Table 2). This fact could be due to the high hydrocarbon content of the vegetable agroindustrial wastes including constituents such as sugars, nitrogen, and cellulose fibers (Thassitou and Arvanitoyannis 2001). The horticultural and quinoa milling wastes had the greatest Cw concentrations. Most wastes studied had values of this parameter greater than the threshold values of Cw < 1.7 percent, the limit set for materials with a good degree of stability of the organic matter (Bernal et al. 1998). The water-soluble polyphenol average concentration was similar in both types of wastes, although their value ranges were quite large (1.99–25.75 and 0.46–10.00 g water-soluble polyphenol/kg for vegetable and animal agroindustrial residues, respectively). The horticultural (AR-1, AR-3, and AR-4), ornamental flower (AR-2), and wood processing (AR-12) wastes and fowl manures (AR-25, AR-26, and AR-27) had the greatest contents of these compounds. The direct application of these wastes into the soil could damage plants because of polyphenol-induced inhibition of germination (Mekki, Dhouib, and Sayadi 2007) and nitrogen immobilization in soil (Bustamante et al. 2007).

The water-soluble anion concentrations were in the ranges 0.60–25.86 g/kg, 0.41–46.65 g/kg, and 41–28,902 mg/kg for Cl^- , SO_4^{2-} , and NO_3^- , respectively, for vegetable agroindustrial wastes and 1.06–10.14 g/kg, 0.47–20.49 g/kg, and 53–28,592 mg/kg

Table 2
Physicochemical and chemical characteristics of agroindustrial wastes with vegetable and animal origin

Residue	pH	EC (dS/m)	OM (%)	Corg (%)	C/N	Cw (%)	Polyphenols (g/kg)	GI (%)	Cl ⁻ (g/kg)	SO ₄ ²⁻ (g/kg)	NO ₃ ⁻ (mg/kg)
Agroindustrial waste of vegetable origin											
AR-1	6.19 cdef	11.67 l	75.1 b	39.8 b	12.8 a	13.54 l	14.80 f	0 a	8.95 d	6.79 b	5002 b
AR-2	6.10 cdef	3.31 i	80.8 c	44.8 de	14.8 ab	5.60 f	25.75 g	5 a	1.79 b	1.32 a	747 a
AR-3	6.07 cdef	13.43 n	71.0 a	35.2 a	12.6 a	10.79 k	9.66 e	0 a	12.94 e	38.90 c	28902 d
AR-4	5.37 b	12.12 m	81.5 c	44.6 de	12.2 a	18.18 m	25.39 g	0 a	25.86 f	46.65 d	17294 c
AR-5	6.30 efg	2.40 fgh	94.2 fgh	49.4 ghi	16.5 ab	8.76 i	3.58 b	55 ef	0.85 ab	1.79 a	105 a
AR-6	6.22 def	2.27 efg	96.0 fghi	50.4 i	16.4 ab	10.24 j	3.55 b	52 e	1.01 ab	1.62 a	99 a
AR-7	5.88 c	1.88 bcd	96.4 fghi	49.8 ghi	21.3 abc	5.18 e	5.03 c	62 fg	1.43 ab	2.20 a	182 a
AR-8	6.15 cdef	1.83 bcd	98.0 ghi	49.6 ghi	22.4 bc	3.22 b	3.47 b	125 l	1.33 ab	2.00 a	58 a
AR-9	5.91 cd	1.80 bcd	98.0 ghi	50.3 hi	19.2 ab	5.04 e	2.98 ab	96 ij	1.18 ab	2.19 a	180 a
AR-10	6.06 cdef	1.61 ab	98.5 hi	50.2 hi	19.0 ab	3.87 c	1.99 a	93 hij	1.23 ab	0.41 a	110 a
AR-11	6.63 h	4.87 j	85.9 d	46.8 ef	29.4 cd	13.39 l	7.68 d	57 ef	5.52 c	1.74 a	1143 a
AR-12	3.95 a	7.73 k	99.6 i	53.9 j	246.5 e	2.73 a	9.40 e	99 jk	0.69 ab	0.88 a	83 a
AR-13	5.91 cd	1.77 bc	97.0 fghi	47.8 fgh	19.0 ab	4.01 cd	3.26 ab	86 h	0.89 ab	1.30 a	71 a
AR-14	5.91 cd	2.13 cdef	96.7 fghi	47.7 fg	14.8 ab	7.40 h	3.52 b	68 g	0.83 ab	1.41 a	41 a
AR-15	6.55 gh	1.30 a	89.6 de	42.7 cd	32.9 d	3.30 b	3.96 bc	87 h	1.12 ab	0.95 a	201 a
AR-16	6.11 cdef	1.94 bcde	93.0 ef	42.2 c	17.1 ab	4.29 d	2.99 ab	91 hi	0.77 ab	1.08 a	172 a
AR-17	6.27 ef	2.58 gh	94.6 fgh	48.6 fghi	16.6 ab	7.56 h	3.20 ab	43 d	0.76 ab	1.29 a	78 a
AR-18	5.89 c	1.87 bcd	96.8 fghi	48.6 fghi	13.8 ab	7.69 h	3.78 b	104 k	0.97 ab	1.51 a	110 a
AR-19	6.00 cde	2.16 def	96.8 fghi	49.2 fghi	16.4 ab	7.55 h	3.51 b	65 g	0.87 ab	1.13 a	86 a
AR-20	6.37 fgh	2.71 h	93.5 efg	42.8 cd	16.6 ab	6.66 g	3.77 b	16 b	0.60 ab	1.03 a	81 a
AR-21	5.49 b	1.72 b	97.8 ghi	48.2 fghi	22.5 bc	4.29 d	2.18 a	25 c	0.52 a	0.56 a	108 a
Mean	5.97	3.96	92.0	46.8	29.2	7.30	6.83	59	3.34	5.56	2612
Range	3.95–6.63	1.30–13.43	71.0–99.6	35.2–53.9	12.2–246.5	3.22–18.18	1.99–25.75	0–104	0.60–25.86	0.41–46.65	41–28902

(Continued)

Table 2
(Continued)

Residue	pH	EC (dS/m)	OM (%)	Corg (%)	C/N	Cw (%)	Polyphenols (g/kg)	GI (%)	Cl ⁻ (g/kg)	SO ₄ ²⁻ (g/kg)	NO ₃ ⁻ (mg/kg)
Agroindustrial waste of animal origin											
AR-22	4.85 a	2.57 b	96.5 d	61.2 e	16.8 e	5.18 e	8.71 c	34 b	4.84 c	0.98 a	53 a
AR-23	6.05 b	1.45 a	99.2 d	53.0 d	3.7 a	0.83 a	0.46 a	86 e	1.33 a	1.05 a	118 a
AR-24	6.20 b	1.76 a	98.4 d	53.4 d	3.7 a	2.00 b	1.71 b	69 d	1.06 a	0.47 a	85 a
AR-25	7.56 d	4.52 c	79.2 c	42.2 c	15.5 d	6.29 f	9.95 d	8 a	3.66 b	4.62 b	82 a
AR-26	7.26 c	8.90 d	48.3 a	26.6 a	6.7 b	4.32 c	10.00 d	8 a	10.14 d	17.43 c	28592 b
AR-27	7.65 d	1.79 a	63.0 b	32.9 b	9.1 c	4.88 d	9.99 d	43 c	5.03 c	20.49 d	115 a
Mean	6.60	3.50	80.8	44.9	9.3	3.92	6.80	41	4.34	7.51	4841
Range	4.85–7.65	1.45–8.90	48.3–99.2	26.6–61.2	3.7–16.8	0.83–6.29	0.46–10.00	8–86	1.06–10.14	0.47–20.49	53–28592

Notes. EC, electrical conductivity; OM, organic matter; Corg, total organic carbon; Cw, water-soluble carbon; GI, germination index. All measured values are significantly different at $P < 0.001$. Mean values in columns followed by the same letter do not differ significantly at $P < 0.05$ (Tukey-b test).

for Cl^- , SO_4^{2-} , and NO_3^- , respectively, for animal agroindustrial wastes (Table 2). The horticultural wastes (AR-1, AR-3, and AR-4) and Leghorn laying hen manure (AR-26) were the residues with the greatest water-soluble anion contents.

Phytotoxicity is one of the most important criteria for evaluating the suitability of organic materials for agricultural purposes. The limit established by Zucconi et al. (1981) to indicate absence of phytotoxins is $\text{GI} > 50$ percent. In general, wastes from milling and wood processing industries and animal slaughtering process had GI values greater than the established limit, and horticultural and ornamental flower wastes and poultry manures had the lowest values of this parameter ($\text{GI} = 0\text{--}8$ percent). This fact could be associated with the greater concentrations of water-soluble polyphenols, water-soluble anions, sodium, and heavy metals observed in these wastes (Tables 3 and 4).

The contents in macronutrients, micronutrients, and sodium of the residues studied are presented in Table 3. In the vegetable agroindustrial samples, the macronutrient average concentration decreased in the following order: $\text{K} > \text{Ca} > \text{P} > \text{Mg} > \text{N}$ and in the case of animal agroindustrial residues the decrease order was $\text{Ca} > \text{K} > \text{P} > \text{N} > \text{Mg}$. The wastes from broccoli postharvest (AR-4) and planning and ground process (wheat semolina) (AR-18) had significantly greater Nt contents ($P < 0.05$) than the rest of the studied agroindustrial wastes with a vegetable origin. In the case of animal agroindustrial wastes, wastes from chicken (AR-23) and pig slaughtering processes (AR-24) presented the greatest Nt concentrations. The high Nt content of these animal by-products has been reported in studies about their agricultural use as organic fertilizer, especially in the case of feathers (Tronina and Bubel 2008). Waste from the milling process (middlings) (AR-20) and the laying fowl manures (AR-26 and AR-27) had the greatest P contents. The high P concentration of the laying fowl manures could be associated with the use of this element as dietary component (Kebreab et al. 2009). The K average contents were similar in both types of the agroindustrial wastes (12.30 and 15.87 g/kg for vegetable and animal agroindustrial residues, respectively), AR-1, AR-11, AR-26, and AR-27 being the wastes with the greatest concentration of this macronutrient. In most cases, potassium was the predominant macronutrient in the agroindustrial residues of vegetable origin. This fact has been also found by other authors in studies characterizing different agroindustrial wastes, such as olive mill wastewater (Paredes et al. 1999), two-phase olive-mill cake (Albuquerque et al. 2004), and residues from the winery industry (Bustamante et al. 2008). In general, calcium was the most important macronutrient in the agroindustrial residues of animal origin, especially in the case of the laying fowl manures (AR-26 and AR-27). This fact could be due to the use of calcium salts in the diet of laying fowl for eggshell formation (Kebreab et al. 2009). It is important to emphasize that the agroindustrial wastes of animal origin had greater average concentrations of macronutrients compared with those of the wastes with vegetable origin, with sawdust (AR-12) being the waste with lower macronutrient contents due to its the lignin-cellulosic character.

In the vegetable agroindustrial samples, the micronutrient average concentration decreased in the following order: iron (Fe) > manganese (Mn) > zinc (Zn) > copper (Cu). In the case of animal agroindustrial residues the decreasing order was $\text{Fe} > \text{Mn} \approx \text{Zn} > \text{Cu}$ (Table 3). The average levels of micronutrients were greater in the animal agroindustrial wastes than in the vegetable agroindustrial wastes. In general, the wastes from fowl manure (from AR-25 to AR-27) had the greatest micronutrient concentrations.

The agroindustrial wastes of animal origin had greater average heavy-metal contents in comparison to the agroindustrial wastes with a vegetable origin (Table 4). In general, the fowl manures were the residues with the greatest concentrations of potential pollutants especially in the case of cadmium (Cd), arsenic (As), and selenium (Se). The presence of

Table 3
Macro- and micronutrient and sodium contents of agroindustrial waste of vegetable and animal origin

Residue	Nt (%)	P (g/kg)	K (g/kg)	Ca (g/kg)	Mg (g/kg)	Fe (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Mn (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Na (mg/kg)
Agroindustrial waste of vegetable origin										
AR-1	3.13 kl	6.47 h	35.13 i	14.17 b	9.27 j	2246 d	15 fg	91 de	64 ef	12732 e
AR-2	3.05 jk	2.43 d	18.47 g	16.00 b	3.73 f	2918 d	16 fg	108 fg	69 f	347 b
AR-3	2.83 i	8.13 i	27.37 h	79.13 d	14.80 k	960 bc	51 h	72 c	94 gh	964 c
AR-4	3.69 m	6.27 h	25.87 h	56.20 c	5.87 hi	851 abc	9 de	34 b	56 de	1405 d
AR-5	3.03 jk	13.43 l	13.67 f	1.13 a	5.77 h	157 ab	14 f	211 j	142 k	60 a
AR-6	3.11 jkl	8.83 j	9.70 de	1.03 a	3.43 f	133 ab	16 fg	207 j	154 l	56 a
AR-7	2.36 ef	3.83 ef	6.20 bc	1.33 a	1.70 de	261 ab	9 de	104 ef	57 de	75 a
AR-8	2.24 de	4.13 f	6.43 bc	1.03 a	1.63 cde	135 ab	7 bcd	118 fgh	60 ef	55 a
AR-9	2.64 gh	3.50 e	5.77 bc	1.10 a	1.27 bcd	167 ab	7 bcd	33 b	35 b	26 a
AR-10	2.68 h	4.23 f	4.83 bc	0.70 a	1.50 cde	76 ab	7 bcd	66 c	47 cd	32 a
AR-11	1.61 c	1.63 c	36.87 i	5.10 a	5.87 hi	303 ab	6 bc	76 cd	31 b	91 ab
AR-12	0.22 a	<0.50 a	0.30 a	1.07 a	0.20 a	12 a	2 a	4 a	7 a	174 ab
AR-13	2.55 gh	3.70 ef	3.90 b	0.97 a	1.07 bc	124 ab	5 b	79 cd	45 c	46 a
AR-14	3.26 l	6.20 h	7.70 cd	1.13 a	2.00 e	253 ab	8 cde	182 i	101 hi	49 a
AR-15	1.31 b	0.87 b	7.20 cd	2.13 a	0.77 b	382 ab	5 b	121 gh	34 b	88 ab
AR-16	2.49 fg	3.70 ef	5.70 bc	2.70 a	1.83 de	1294 c	8 cde	108 fg	60 ef	64 a
AR-17	2.95 ij	12.17 k	10.80 e	1.03 a	4.63 g	143 ab	16 fg	190 i	118 j	39 a
AR-18	3.55 m	6.37 h	6.03 bc	1.03 a	2.00 e	5576 e	9 de	131 h	91 gh	40 a
AR-19	3.02 jk	5.40 g	7.70 cd	1.23 a	1.73 de	229 ab	8 cde	175 i	89 g	42 a
AR-20	2.61 gh	15.87 m	13.80 f	1.13 a	6.40 i	131 ab	17 g	175 i	108 ij	42 a
AR-21	2.17 d	2.77 d	4.83 bc	0.80 a	1.03 bc	267 ab	5 b	22 b	30 b	26 a
Mean	2.59	5.71	12.30	9.06	3.64	792	11	110	71	783
Range	0.22-3.69	<0.50-15.87	0.30-36.87	0.70-79.13	0.20-14.80	12-5576	2-51	4-211	7-154	26-12732

Agroindustrial waste of animal origin											
AR-22	3.68 b	2.07 b	1.90 a	6.83 a	0.40 a	726 a	15 b	20 a	38 a	1852 b	
AR-23	14.50 c	1.60 ab	1.27 a	1.80 a	0.40 a	308 a	6 a	13 a	124 b	1175 a	
AR-24	14.54 c	0.90 a	1.17 a	1.20 a	0.40 a	233 a	12 b	8 a	140 b	884 a	
AR-25	2.75 a	13.03 c	21.87 b	39.83 b	6.60 b	2279 b	22 c	312 b	231 c	1029 a	
AR-26	4.00 b	24.93 d	32.93 c	162.80 d	9.70 d	2804 c	42 d	415 c	353 d	4483 c	
AR-27	3.66 b	24.60 d	36.07 d	106.30 c	8.37 c	2121 b	45 e	533 d	490 e	1746 b	
Mean	7.19	11.19	15.87	53.13	4.31	1412	24	217	229	1861	
Range	2.75–14.54	0.90–24.93	1.17–36.07	1.20–162.80	0.40–9.70	210–2980	6–45	8–533	38–490	884–4483	

Notes. Nt, total nitrogen. All measured values are significantly different at $P < 0.001$. Mean values in columns followed by the same letter do not differ significantly at $P < 0.05$ (Tukey-b test).

Table 4
Contents of potentially toxic elements in the agroindustrial wastes of vegetable and animal origin

Residue	Ni (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Cd (mg/kg)	Pb (mg/kg)	As (mg/kg)	Se (mg/kg)	Hg (mg/kg)
Agroindustrial waste of vegetable origin							
AR-1	12.8 h	26.3 f	0.14 gh	1.07 e	0.33 d	0.16 bc	<0.05
AR-2	18.1 i	37.3 h	0.04 b	0.74 d	0.52 e	0.23 cde	<0.05
AR-3	4.4 f	7.6 e	0.41 i	0.67 d	0.26 c	0.22 cde	<0.05
AR-4	3.6 ef	7.3 e	0.09 d	0.63 d	0.12 b	0.08 ab	<0.05
AR-5	1.1 ab	0.4 a	0.09 d	0.14 ab	<0.10 a	0.51 hi	<0.05
AR-6	1.3 abc	0.5 a	0.12 ef	0.13 a	<0.10 a	0.57 i	<0.05
AR-7	10.3 g	7.4 e	0.06 c	1.96 f	0.11 b	0.47 ghi	<0.05
AR-8	1.3 abc	1.1 ab	0.06 c	0.24 abc	<0.10 a	0.49 ghi	<0.05
AR-9	13.2 h	8.0 e	0.06 c	0.20 abc	<0.10 a	0.29 def	<0.05
AR-10	10.6 g	1.8 abc	0.05 bc	0.31 abc	<0.10 a	0.44 gh	<0.05
AR-11	2.8 de	4.2 d	0.02 a	0.44 c	<0.10 a	0.13 bc	<0.05
AR-12	0.4 a	0.5 a	0.01 a	0.22 abc	<0.10 a	0.03 a	<0.05
AR-13	1.3 abc	1.1 ab	0.04 b	0.38 bc	<0.10 a	0.27 de	<0.05
AR-14	1.6 abcd	0.8 a	0.13 fgh	0.32 abc	<0.10 a	0.52 hi	<0.05
AR-15	3.4 ef	3.0 bcd	0.11 e	0.32 abc	0.13 b	0.19 cd	<0.05
AR-16	2.7 cde	1.9 abc	0.11 e	3.51 g	0.35 d	0.48 ghi	<0.05
AR-17	2.2 bcde	0.6 a	0.14 gh	0.12 a	<0.10 a	0.51 hi	<0.05
AR-18	2.6 cde	3.5 cd	0.09 d	0.31 abc	<0.10 a	0.67 j	<0.05
AR-19	2.5 bcde	0.9 a	0.15 h	0.24 abc	<0.10 a	0.38 fg	<0.05
AR-20	2.7 cde	0.6 a	0.13 fgh	0.11 a	<0.10 a	0.47 ghi	<0.05
AR-21	40.5 j	32.3 g	0.04 b	0.16 ab	<0.10 a	0.30 ef	<0.05
Mean	6.6	7.0	0.10	0.58	0.09	0.35	<0.05
Range	0.4-40.5	0.4-37.3	0.01-0.41	0.11-3.51	<0.10-0.52	0.03-0.67	<0.05

Agroindustrial waste of animal origin						
AR-22	35.1 d	41.5 c	0.17 b	0.47 a	0.43 b	0.93 a
AR-23	25.5 c	5.9 a	0.03 a	0.36 a	0.40 b	1.96 b
AR-24	15.2 a	8.4 a	0.01 a	1.35 d	0.13 a	0.82 a
AR-25	19.8 b	16.7 b	0.82 e	0.76 b	2.60 e	3.47 c
AR-26	18.6 ab	39.2 c	0.58 d	1.21 d	2.40 d	2.07 b
AR-27	19.2 ab	14.7 b	0.51 c	0.98 c	1.60 c	4.22 d
Mean	22.2	21.1	0.35	0.85	1.26	2.24
Range	15.2–35.1	5.9–41.5	0.01–0.82	0.36–1.35	0.13–2.60	0.82–4.22

Note. All measured values are significantly different at $P < 0.001$. Mean values in columns followed by the same letter do not differ significantly at $P < 0.05$ (Tukey-b test).

As in the fowl manures could be due to the use of organoarsenic compounds in the feed of these animals to control coccidiosis, speed weight gain, and improve meat color (Chapman and Johnson 2002). However, all the wastes analyzed showed heavy-metal contents lower than the limit allowed in biosolids and composts by the European and USA guidelines (US EPA 1993; European Commission 2001).

Multivariate Analysis

Principle component analysis was carried out for all the parameters analyzed ($n = 28$) in agroindustrial wastes with vegetable and animal origin; PCA is used in the reduction of an original set of variables into a smaller set of noncorrelated components which represent most of the information found in the original variables (Gil et al. 2008). Usually, only the first few PCs in a descending order explain the maximum of the total variance of all original variables (Zbytowski and Buszewski 2005), and PCA allows the whole data set to be represented in a way that is easy to interpret. In the models proposed using this statistical analysis, the values obtained for the Kaiser-Meyer-Olkin measure of sampling adequacy (KMO) were greater than 0.5 and the P values were 0.000 in the Bartlett's test of sphericity. In addition, none of these variables showed an extraction value <0.5 . According to these criteria, it can be concluded that the models established were suitable.

Using four PCs for the vegetable agroindustrial wastes, the model was able to explain 75.7 percent of the variability, with the following contribution of each PC: PC1, 38.9 percent; PC2, 19.2 percent; PC3, 10.9 percent; and PC4, 6.7 percent (Table 5). The different variables grouped in each component are represented in bold type in relation to their greatest absolute value (Table 5). This value is directly proportional to the capacity of each PC to explain the variability observed in that specific variable, with each principal component containing those variables that have similar behaviors. In PC1, the variables Ca, NO_3^- , EC, SO_4^{2-} , Cl^- , Mg, OM, Cw, K, Cu, GI, Cd, Corg, and water-soluble polyphenols were grouped. This component is mainly constituted by parameters related to waste phytotoxicity. The GI was directly correlated to OM and Corg contents. However, GI was negatively correlated with the rest of variables, implying that an increase in the parameters correlated with phytotoxicity, such as EC, water-soluble anions, elements with soluble nature (K, Ca, and Mg), which increase the salinity content of these wastes, Cd, and water-soluble polyphenols will produce a decrease in the seed germination. PC2 was associated with Zn, Mn, P, C/N ratio, Nt, Se, and pH, with C/N ratio being negatively correlated with other variables. The variables Cr, Ni, Na, and Fe were grouped in PC3, and Pb and As were associated with PC4. These last PCs group the variables associated with hazardous or potential pollutants, such as Ni, Cr, Pb, As, and Na.

Regarding the animal agroindustrial wastes, using two principal components, the model was able to explain 80.3 percent of the variability, with the following contribution of each principal component: PC1, 63.8 percent, and PC2, 16.5 percent (Table 5). In PC1, the variables Corg, Zn, P, K, pH, Mg, Mn, OM, SO_4^{2-} , Ca, Cu, Fe, Ni, As, Se, Pb, Cd, NO_3^- , and Na were grouped, with Corg, OM, and Ni being negatively correlated with the rest of variables. PC2 was associated with Nt, water-soluble polyphenols, Cw, GI, Cr, C/N, Cl^- , and EC, with Nt and GI being negatively correlated with the other variables. In this component were grouped the main parameters related to the waste phytotoxicity, such as salinity level (EC and Cl^-), water-soluble polyphenols, Cr, and organic-matter stability (C/N ratio and Cw).

Also, PCA revealed a clear differentiation among groups of residues (Figures 1a and 1b). In the case of agroindustrial wastes with vegetable origin, PC1 discriminated the

Table 5
PCA component loadings for the vegetable and animal agroindustrial waste parameters studied

	PC1	PC2	PC3	PC4
Agroindustrial waste of vegetable origin				
<i>Explained variance (%)</i>	38.9	19.2	10.9	6.7
<i>Cumulative variance (%)</i>	38.9	58.1	69.0	75.7
Ca	0.934	-0.063	0.003	0.201
NO ₃ ⁻	0.932	-0.049	-0.091	0.219
EC	0.923	-0.240	0.124	-0.006
SO ₄ ²⁻	0.913	-0.087	-0.045	-0.016
Cl ⁻	0.876	-0.127	0.166	-0.189
Mg	0.851	0.329	0.067	0.194
OM	-0.818	-0.083	-0.418	-0.298
Cw	0.758	0.272	0.237	-0.376
K	0.729	0.162	0.416	-0.056
Cu	0.697	0.366	-0.127	0.432
GI	-0.674	-0.246	-0.474	0.036
Cd	0.657	0.364	-0.282	0.481
Corg	-0.640	-0.204	-0.244	-0.590
Water-soluble polyphenols	0.591	-0.217	0.567	-0.128
Zn	0.123	0.888	-0.215	-0.091
Mn	-0.199	0.854	-0.225	-0.039
P	0.235	0.784	-0.233	-0.176
C/N ratio	-0.068	-0.741	-0.307	-0.154
Nt	0.254	0.737	0.269	-0.127
Se	-0.473	0.729	-0.257	0.074
pH	-0.050	0.729	0.149	0.256
Cr	0.089	-0.142	0.886	0.130
Ni	-0.158	-0.202	0.648	0.062
Na	0.354	0.041	0.540	0.011
Fe	0.054	0.175	0.470	0.172
Pb	-0.032	-0.080	0.198	0.633
As	0.310	-0.038	0.597	0.610
<hr/>				
	PC1	PC2		
Agroindustrial waste of animal origin				
<i>Explained variance (%)</i>	63.8	16.5		
<i>Cumulative variance (%)</i>	63.8	80.3		
Corg	-0.974	-0.194		
Zn	0.944	0.066		
P	0.912	0.374		
K	0.909	0.375		
pH	0.907	0.004		
Mg	0.903	0.419		
Mn	0.893	0.354		

(Continued)

Table 5
(Continued)

	PC1	PC2
OM	-0.892	-0.414
SO ₄ ²⁻	0.890	0.250
Ca	0.874	0.369
Cu	0.863	0.382
Fe	0.791	0.589
Ni	-0.732	0.475
As	0.708	0.553
Se	0.668	0.159
Pb	0.622	-0.197
Cd	0.618	0.610
NO ₃ ⁻	0.561	0.317
Na	0.519	0.468
Nt	-0.323	-0.909
Water-soluble polyphenols	0.438	0.862
Cw	0.217	0.862
GI	-0.399	-0.854
Cr	-0.049	0.849
C/N ratio	-0.298	0.848
Cl ⁻	0.561	0.679
EC	0.522	0.540

Notes. EC, electrical conductivity; OM, organic matter; Corg, total organic carbon; Cw, water-soluble carbon; GI, germination index; Nt, total nitrogen.

wastes, showing positive loadings on this axis for the residues from flower processing and wheat milling industry and negative loadings for the wastes from horticultural processing industries (Figure 1a). Only the wastes from quinoa milling (AR-11), one residue from wheat milling (AR-20), and wood processing industries were not grouped in this PC. For the agroindustrial wastes of animal origin, in general, PC1 separated all the wastes into two groups, the fowl manures (AR-25, AR-26, and AR-27) remaining on the positive side of this axis and the animal subproducts (AR-23 and AR-24) on the negative side (Figure 1b).

Conclusions

According to the results obtained, it can be concluded that, in general, the agroindustrial residues that were tested were characterized by low pH and EC values and high organic-matter contents. Macro- and micronutrient and heavy-metal concentrations were greater in the agroindustrial wastes of animal origin than those of vegetable origin. Also, all the wastes studied presented levels of potentially toxic elements below the limits established for organic amendment in the USA or EU guidelines. However, the OM stabilization process would start after the incorporation into soils, because most of the studied wastes did not have values of C/N ratio, Cw, and GI within the established limits for mature organic materials. This fact makes necessary the use of conditioning treatments, such as composting, prior to the utilization of these residues for agricultural purposes. By multivariate

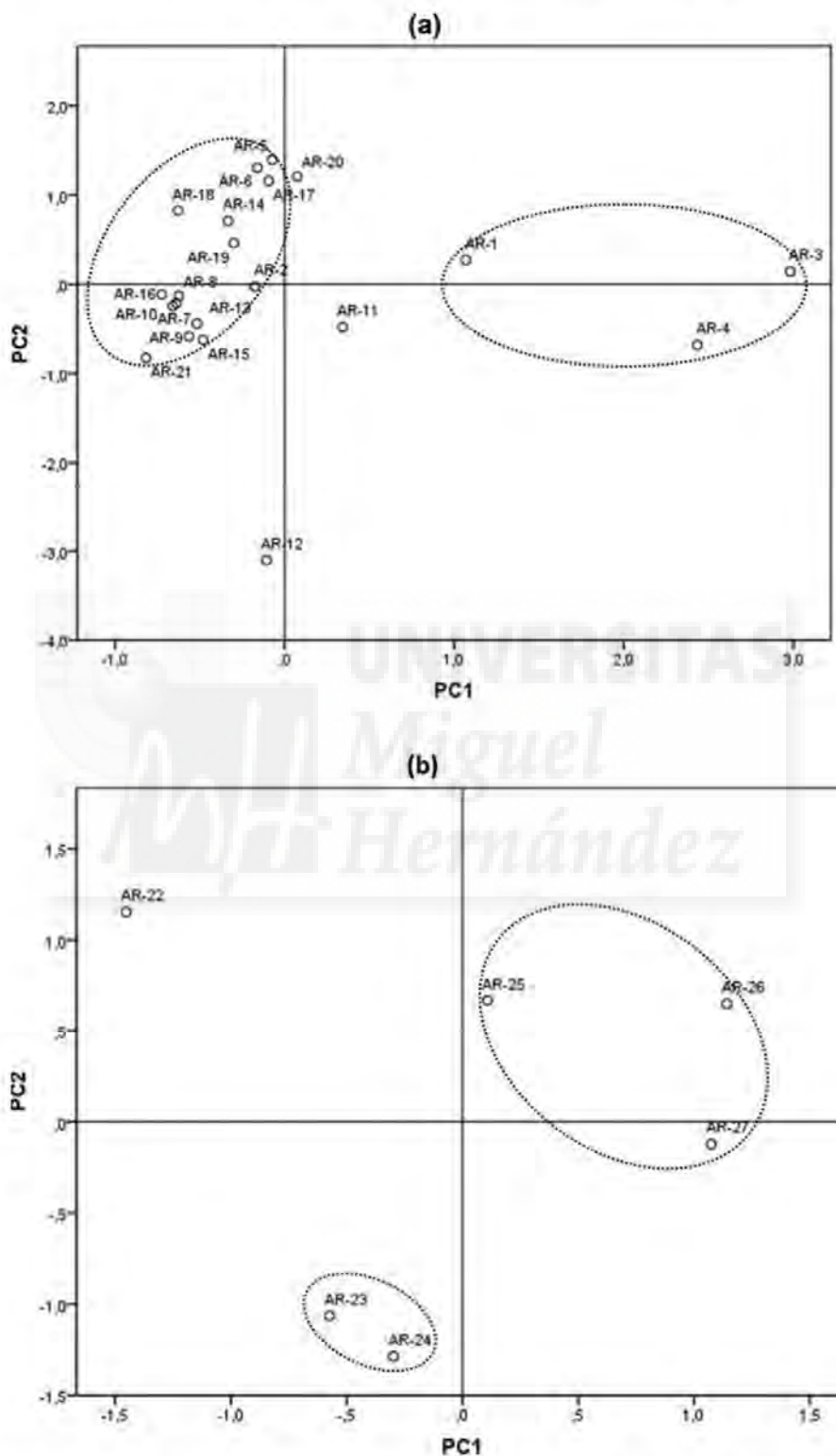


Figure 1. PCA score data based on the parameters studied in agroindustrial waste of vegetable origin (a) and animal origin (b). Ellipses are not drawn based on statistical tests, but merely demonstrate wastes separated along principal components.

analysis, the wastes studied could be grouped according to their characteristics. However, the great variation in the properties of these wastes and the heterogeneity in their composition imply that these wastes must be fully characterized prior to their potential agricultural use.

Acknowledgments

The authors thank the different agroindustries of Chimborazo Province, the Polytechnic School of Chimborazo (Ecuador), and the Applied Research in Agrochemistry and Environment group (GIAAMA) of the Miguel Hernandez University (Spain) for their invaluable technical and scientific contributions.

Funding

This work has been funded by the National Secretary of Higher Education, Science, Technology, and Innovation SENESCYT of Ecuador and is part of the doctoral research project on the issue of agroindustrial waste in the province of Chimborazo-Ecuador.

References

- Ajila, C. M., S. K. Brar, M. Verma, R. D. Tyagi, S. Godbout, and J. R. Valero. 2012. Bio-processing of agro-byproducts to animal feed. *Critical Reviews in Biotechnology* 32: 382–400. doi:10.3109/07388551.2012.659172
- Albuquerque, J. A., J. Gonzalez, D. Garcia, and J. Cegarra. 2004. Agrochemical characterisation of "alperujo," a solid by-product of the two-phase centrifugation method for olive oil extraction. *Bioresource Technology* 91: 195–200. doi:10.1016/S0960-8524(03)00177-9
- Arvanitoyannis, I. S., and T. H. Varzakas. 2008. Vegetable waste treatment: Comparison and critical presentation of methodologies. *Critical Reviews in Food Science and Nutrition* 48: 205–47. doi:10.1080/10408390701279798
- Banco Central de Ecuador. 2013. Estadísticas. <http://www.bce.fin.ec/> (accessed 22 March 2013).
- Beltrán, F. J., J. F. García-Araya, and P. M. Álvarez. 1999. Wine distillery wastewater degradation, 1: Oxidative treatment using ozone and its effect on the wastewater biodegradability. *Journal of Agricultural Food Chemistry* 47: 3911–18. doi:10.1021/jf981262b
- Bernal, M. P., C. Paredes, M. A. Sánchez-Monedero, and J. Cegarra. 1998. Maturity and stability parameters of composts prepared with a wide range of organic wastes. *Bioresource Technology* 63: 91–99. doi:10.1016/S0960-8524(97)00084-9
- Bustamante, M. A., R. Moral, C. Paredes, A. Perez-Espinosa, J. Moreno-Caselles, and M. D. Perez-Murcia. 2008. Agrochemical characterisation of the solid by-products and residues from the winery and distillery industry. *Waste Management* 28: 372–80. doi:10.1016/j.wasman.2007.01.013
- Bustamante, M. A., M. D. Perez-Murcia, C. Paredes, R. Moral, A. Perez-Espinosa, and J. Moreno-Caselles. 2007. Short-term carbon and nitrogen mineralisation in soil amended with winery and distillery organic wastes. *Bioresource Technology* 98: 3269–77. doi:10.1016/j.biortech.2006.07.013
- Chapman, H. D., and Z. B. Johnson. 2002. Use of antibiotics and roxarsone in broiler chickens in the USA: Analysis for the years 1995 to 2000. *Poultry Science* 81: 356–64. doi:10.1093/ps/81.3.356
- Chrysochoou, M., D. Dermatas, and D. G. Grubb. 2007. Phosphate application to firing range soils for Pb immobilization: The unclear role of phosphate. *Journal of Hazardous Materials* 144: 1–14. doi:10.1016/j.jhazmat.2007.02.008

- Economic Commission for Latin America and Caribbean. 2012. Statistical yearbook for Latin America and the Caribbean. <http://www.cepal.org> (accessed 21 March 2013).
- European Commission. 2001. Working document on biological treatment of biowaste. http://www.compost.it/www/pubblicazioni_on_line/biod.pdf (accessed 8 March 2013).
- Gil, M. V., L. F. Calvo, D. Blanco, and M. E. Sánchez. 2008. Assessing the agronomic and environmental effects of the application of cattle manure compost on soil by multivariate methods. *Bioresource Technology* 99: 5763–72. doi:10.1016/j.biortech.2007.10.014
- INEC. 2013. Estadísticas ambientales. <http://www.inec.gob.ec> (accessed 22 March 2013).
- Jolanun, B., S. Towprayoon, and C. Chiemchaisri. 2008. Aeration improvement in fed batch composting of vegetable and fruit wastes. *Environmental Progress* 27: 250–56. doi:10.1002/ep.10259
- Kebreab, E., J. France, R. P. Kwakkel, S. Leeson, H. D. Kuhl, and J. Dijkstra. 2009. Development and evaluation of a dynamic model of calcium and phosphorus flows in layers. *Poultry Science* 88: 680–89. doi:10.3382/ps.2008-00157
- Kitson, R. E., and M. G. Mellon. 1944. Colorimetric determination of phosphorus as molybdivanado phosphoric acid. *Industrial and Engineering Chemistry Analytical Edition* 16: 379–83. doi:10.1021/i560130a017
- Lin, C. S. K., L. A. Pfaltzgraff, L. Herrero-Davila, E. B. Mubofu, S. Abderrahim, J. H. Clark, A. A. Koutinas, N. Kopsahelis, K. Stamatelatos, F. Dickson, S. Thankappan, Z. Mohamed, R. Brocklesby, and R. Luque. 2013. Food waste as a valuable resource for the production of chemicals, materials, and fuels: Current situation and global perspective. *Energy and Environmental Science* 6: 426–64. doi:10.1039/c2ee23440h
- Liyana-Pathirana, C. M., and F. Shahidi. 2006. Antioxidant properties of commercial soft and hard winter wheats (*Triticum aestivum* L.) and their milling fractions. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 86: 477–85. doi:10.1002/jsfa.2374
- Luste, S., H. Heinonen-Tanski, and S. Luostarinen. 2012. Co-digestion of dairy cattle slurry and industrial meat-processing by-products—Effect of ultrasound and hygienization pre-treatments. *Bioresource Technology* 104: 195–201. doi:10.1016/j.biortech.2011.11.003
- Mekki, A., A. Dhoub, and S. Sayadi. 2007. Polyphenols dynamics and phytotoxicity in a soil amended by olive mill wastewaters. *Journal of Environmental Management* 84: 134–40. doi:10.1016/j.jenvman.2006.05.015
- Navarro, A. F., J. Cegarra, A. Roig, and M. P. Bernal. 1991. An automatic microanalysis method for the determination of organic carbon in wastes. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 22: 2137–44. doi:10.1080/00103629109368563
- Navarro, A. F., J. Cegarra, A. Roig, and D. García. 1993. Relationships between organic matter and carbon contents of organic wastes. *Bioresource Technology* 44: 203–07. doi:10.1016/0960-8524(93)90153-3
- Nicholson, F. A., S. J. Groves, and B. J. Chambers. 2005. Pathogen survival during livestock manure storage and following land application. *Bioresource Technology* 96: 135–43. doi:10.1016/j.biortech.2004.02.030
- Paredes, C., J. Cegarra, A. Roig, M. A. Sánchez-Monedero, and M. P. Bernal. 1999. Characterization of olive mill wastewater (alpechin) and its sludge for agricultural purposes. *Bioresource Technology* 67: 111–15. doi:10.1016/S0960-8524(98)00106-0
- Sanchez-Monedero, M. A., A. Roig, C. Martínez-Pardo, J. Cegarra, and C. Paredes. 1996. A microanalysis method for determining total organic carbon in extracts of humic substances: Relationships between total organic carbon and oxidable carbon. *Bioresource Technology* 57: 291–95. doi:10.1016/S0960-8524(96)00078-8
- Sonmez, I. 2012. Determination of the optimum mixture ratio and nutrient contents of broccoli wastes, wheat straw, and manure for composting. *Journal of Food Agriculture and Environment* 10: 972–76.
- Stanford, K., X. Hao, S. Xu, T. A. McAllister, F. Larney, and J. J. Leonard. 2009. Effects of age of cattle, turning technology, and compost environment on disappearance of bone from mortality compost. *Bioresource Technology* 100: 4417–22. doi:10.1016/j.biortech.2008.11.061

- Thassitou, P. K., and I. S. Arvanitoyannis. 2001. Bioremediation: A novel approach to food waste management. *Trends in Food Science and Technology* 12: 185–96. doi:10.1016/S0924-2244(01)00081-4
- Tronina, P., and F. Bubel. 2008. Production of organic fertilizer from poultry feather wastes excluding the composting process. *Polish Journal of Chemical Technology* 10: 33–36. doi:10.2478/v10026-008-0025-3
- Troy, S. M., T. Nolan, W. Kwapinski, J. J. Leahy, M. G. Healy, and P. G. Lawlor. 2012. Effect of sawdust addition on composting of separated raw and anaerobically digested pig manure. *Journal of Environmental Management* 111: 70–77. doi:10.1016/j.jenvman.2012.06.035
- Ukita, M., T. Imai, and Y. T. Hung. 2008. Food waste treatment. In *Treatment of wastes from food processing industry*, ed. L. K. Wang, Y. T. Hung, H. H. Lo, and C. Yapijakis, 355–90. Zaragoza: Editorial Acricbia, S.A.
- US Composting Council. 2001. Field guide to compost use. http://compostingcouncil.org/admin/wp-content/plugins/wp-pdfupload/pdf/1330/Field_Guide_to_Compost_Use.pdf (accessed 8 March 2013).
- US EPA. 1993. *Federal register, 40 CFR part 503: Standards for the use or disposal of sewage sludge: Final rules*. Washington, DC: US Government Printing Office.
- Zbytyniewski, R., and B. Buszewski. 2005. Characterization of natural organic matter (NOM) derived from sewage sludge compost, part 1: Chemical and spectroscopic properties. *Bioresource Technology* 96: 471–78. doi:10.1016/j.biortech.2004.05.018
- Zhang, Y., and C. J. Banks. 2012. Co-digestion of the mechanically recovered organic fraction of municipal solid waste with slaughterhouse wastes. *Biochemical Engineering Journal* 68: 129–37. doi:10.1016/j.bej.2012.07.017
- Zhao, H., S. Mitsuiki, M. Takasugi, M. Sakai, M. Goto, H. Kanouchi, and T. Oka. 2012. Decomposition of insoluble and hard-to-degrade animal proteins by enzyme E77 and its potential applications. *Applied Biochemistry and Biotechnology* 166: 1758–68. doi:10.1007/s12010-012-9581-3
- Zucconi, F., A. Pera, M. Forte, and M. de Bertoldi. 1981. Evaluating toxicity of immature compost. *BioCycle* 22: 54–57.

Publicación 3.2

**WINDROW COMPOSTING AS HORTICULTURAL WASTE MANAGEMENT STRATEGY- A
CASE STUDY IN ECUADOR.**

*COMPOSTAJE EN PILA MÓVIL COMO UNA ESTRATEGIA DE GESTIÓN DE RESIDUOS
HORTICOLAS- UN ESTUDIO DE CASO EN ECUADOR*

***Irene Gavilanes-Terán, Janneth Jara-Samaniego, Julio Idrovo-Novillo, M^a Angeles
Bustamante, Raúl Moral, Concepción Paredes.***

Waste Management. (2016) 48: 127-134

Waste Management 48 (2016) 127–134



Contents lists available at ScienceDirect

Waste Management

journal homepage: www.elsevier.com/locate/wasman



Windrow composting as horticultural waste management strategy – A case study in Ecuador



Irene Gavilanes-Terán^a, Janneth Jara-Samaniego^a, Julio Idrovo-Novillo^a, M^a Angeles Bustamante^b, Raúl Moral^b, Concepción Paredes^{b,*}

^a Faculty of Science, Polytechnic School of Chimborazo, EC060155-Riobamba (Chimborazo), Ecuador

^b Department of Agrochemistry and Environment, Miguel Hernandez University, EPS-Orihuela, Ctra Beniel km. 3.2, 03312-Orihuela (Alicante), Spain

ARTICLE INFO

Article history:

Received 11 August 2015

Revised 4 November 2015

Accepted 12 November 2015

Available online 29 November 2015

Keywords:

Broccoli waste

Tomato waste

Composting

Organic matter degradation

Compost maturity

Plant nutrient

ABSTRACT

In Ecuador, enormous quantities of vegetable wastes are produced annually from the horticultural industries. Composting can be a feasible treatment to stabilise horticultural wastes and, thus, to improve their properties for use as organic fertilisers. In this study, two different piles were prepared, using laying hen manure and sawdust mixed with broccoli or tomato waste, respectively, and composted by the turned windrow composting system. Throughout the composting process, the temperature of the mixtures was monitored and physico-chemical and chemical properties and the degree of maturity were determined. Also, principal component analysis was used to interpret the data set of compost characteristics. In both piles, the temperature exceeded 55 °C for more than 2 weeks, which ensured maximum pathogen reduction. Organic matter (OM) losses followed a first-order kinetic equation in both piles. The final composts showed a suitable degree of stability and maturity and an absence of phytotoxins, as observed in the evolution and final values of the total organic carbon/total nitrogen ratio ($C_{org}/N_T < 20$), water-soluble organic carbon ($C_w < 1.7\%$), germination index ($GI > 50\%$) and cation exchange capacity ($CEC > 67 \text{ meq } (100 \text{ g OM})^{-1}$). As well, the evolution of different humification indexes during composting was a good indicator of the OM humification process. The type of vegetable waste used influenced OM and N_T mineralisation and the final properties of the composts, showing the mixture with tomato waste a higher fertilising capacity and less environmental problems.

© 2015 Elsevier Ltd. All rights reserved.

1. Introduction

The rapid population growth in Latin America and the Caribbean, with an annual growth rate of 1.6%, has led to an increase in food production and therefore in waste generation (CEPAL, 2013). South America produces 24,326,678 tons of vegetables annually, Ecuador being the seventh greatest producer. During recent years, the vegetable production of Ecuador has been approximately 460,000 tons/year (FAO, 2015). Ecuador is encouraging the production of value-added agricultural products, which has caused an increase in agribusiness exports. Broccoli is exported fresh, chilled or frozen, the main markets being the U.S.A., Japan and Germany (68% of exports). Broccoli is produced mainly in the provinces of Cotopaxi, Pichincha, Imbabura and Chimborazo (PROEQUADOR, 2015). Also, Ecuador has more than 1300 hectares of tomato, with an annual production of 13,000 tons. The main

producing provinces are Imbabura (27%), Cotopaxi (16%), Loja (14%) and Chimborazo (9%) (INEC, 2013a).

These horticultural industries generate waste such as stems, leaves and non-marketable vegetables. Broccoli wastes represent about 60% of the production and tomato crops produce around 49 tons of vegetable wastes per hectare and year (Manzano-Agugliaro, 2007). These vegetable wastes are often eliminated by dumping them in dry ravines or empty areas, leading to uncontrolled burning, blocking of riverbeds and a visual blight on the landscape. Ecuador is a developing country with very recent legislation on environmental management (Environmental Management Law, 1999). However, this legislation is not very rigorous and it is inapplicable in most cases. This lack of environmental management was publicised in a report from the National Institute of Statistics and Census of Ecuador, which indicated that 80% of the industries did not invest in environmental protection and 80% of the companies did not have an environmental impact study. Only 2% of industries had environmental management systems within their organizations that received international certifications (INEC, 2013b).

* Corresponding author.

E-mail address: c.paredes@umh.es (C. Paredes).

Broccoli and tomato wastes have a high organic load and a substantial quantity of plant nutrients (N, P, K, Ca, Mg and Fe) (Gavilanes-Terán et al., 2015); so, treatment by composting to obtain organic fertilisers is, in principle, very appropriate. These organic fertilisers can be directly reinvested into the farming productive cycle, to achieve a net gain in terms of energy saving. However, vegetable wastes from diverse crops have features in common, such as high moisture, low C/N and a high proportion of lignin fibres, which protect these wastes from microbial attack, hindering composting processes (Fernández-Cómez et al., 2013). So, Alkoak and Ghaly (2006), Kalamdhad et al. (2009) and Ali et al. (2014) reported that a readily available carbon source is always needed to start the composting process for vegetable waste and to maintain the thermophilic temperature and duration required to sanitise the composted mixture. These authors used cattle manure as a source of carbon and microorganisms for the co-composting of vegetable waste and sawdust, to adjust the initial C:N ratio to values adequate for composting. The composting of vegetable waste has been studied also by other authors. Vargas-García et al. (2006) studied the effect of the inoculation with microorganisms and the material used in the co-composting of vegetable waste on the evolution of humic substances. The evolution of different enzyme activities and the main communities of microorganisms during composting of horticultural wastes mixed with almond shells and sewage sludge was studied by Vargas-García et al. (2010). Jurado et al. (2014) studied the evolution of different enzyme activities during composting of vegetable waste with pine bark, to evaluate its relationship with other chemical parameters commonly used as indexes of compost maturity and quality. The evaluation of composition and performance of composts derived from guacamole production residues was carried out by González-Fernández et al. (2015).

The aim of this work was to study the viability of recycling the vegetable wastes generated by the horticultural industry, by means of co-composting with hen manure and sawdust, as well as to evaluate the quality of the composts obtained.

2. Materials and methods

2.1. Experimental procedure

The composting assay was performed at the Research Station of the Polytechnic School of Chimborazo (Riobamba, Ecuador). Wastes from the horticulture industry were used in two composting processes: broccoli waste, consisting of leaves and non-marketable broccoli (BROC), and tomato waste, made up of stems, leaves and non-marketable tomatoes (TOM). Piles (1.5 m tall with a base of 2 × 3 m) were made by combining these wastes with laying hen manure (LHM) and sawdust (SAW) to obtain a suitable C:N ratio (around 30). The LHM came from an egg farm (60,000 Leghorn laying hens giving 15,000 eggs/week) and the SAW consisted of pine, chanul and eucalyptus wood waste from cutting and planing. Table 1 shows the main properties of the starting materials. The mixtures were made as follows, on a fresh weight basis:

Pile 1 : 50% BROC + 15% LHM + 35% SAW

Pile 2 : 50% TOM + 15% LHM + 35% SAW

The mixtures (about 1000 kg each) were composted in trapezoidal piles using the turned windrow composting system. Piles 1 and 2 were turned four and three times, respectively, using a tractor equipped with a shovel. Fig. 1 shows the days of the turnings. The active phase was assumed to be finished when the temperature of the piles was similar to the ambient temperature and there was no re-heating (69 days). The mechanical turning was then ceased so that – over a period of around two months – the

Table 1

Analysis of the starting materials: broccoli waste (BROC), tomato waste (TOM), sawdust (SAW) and laying hen manure (LHM) (dry weight basis).

	BROC	TOM	SAW	LHM
Dry matter (%)	23.9	26.9	63.6	43.8
pH	5.3	6.1	5.7	8.2
EC (dS m ⁻¹)	9.15	10.42	0.89	8.08
OM (%)	82.5	79.4	98.8	38.0
C _{org} (%)	43.2	31.0	51.4	23.7
N _t (%)	3.73	2.35	0.18	2.33
C _{org} /N _t	11.6	13.2	285.7	10.2
C _w (%)	19.74	4.55	1.09	4.75
Polyphenols (mg kg ⁻¹)	20,549	2063	684	3920
P (g kg ⁻¹)	6.38	6.20	0.51	14.56
Na (g kg ⁻¹)	4.76	5.39	0.20	10.56
K (g kg ⁻¹)	43.1	29.4	0.7	38.4
Fe (mg kg ⁻¹)	1127	1829	296	3817
Mn (mg kg ⁻¹)	46	362	22	539
Cu (mg kg ⁻¹)	10	251	3	41
Zn (mg kg ⁻¹)	27	74	6	313
Cr (mg kg ⁻¹)	55	56	27	210
Ni (mg kg ⁻¹)	49	62	20	147
Cd (mg kg ⁻¹)	0.11	0.23	0.09	0.75
Hg (mg kg ⁻¹)	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
Pb (mg kg ⁻¹)	0.07	0.11	0.06	0.04
As (mg kg ⁻¹)	0.14	0.52	<0.10	2.49
Se (mg kg ⁻¹)	0.06	0.12	0.04	3.46

EC: electrical conductivity; OM: organic matter; C_{org}: total organic carbon; N_t: total nitrogen; C_w: water-soluble organic carbon.

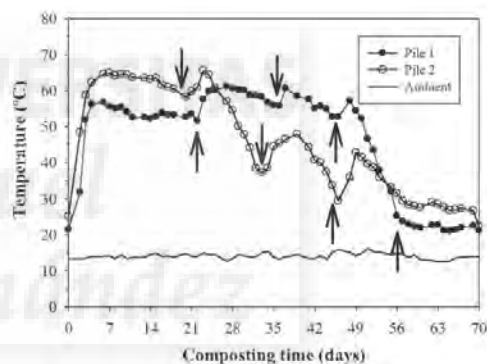


Fig. 1. Temperature profiles of piles 1 [broccoli waste + laying hen manure + sawdust] and 2 [tomato waste + laying hen manure + sawdust] throughout the composting process. The arrows indicate the days of the turnings.

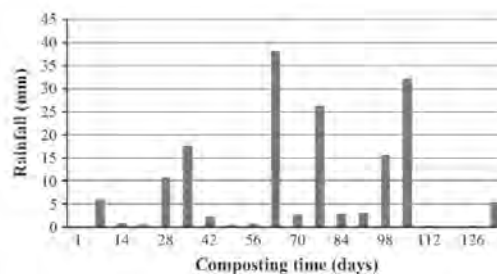


Fig. 2. Mean weekly rainfall of the experimental site during the experimental period (February–June 2013) (Meteorological Station of the Polytechnic School of Chimborazo, Riobamba-Ecuador, 2013).

composts could mature. The piles were exposed to rainfall regime developed during the experimental period (Fig. 2). Moreover, the moisture content of the piles was regulated weekly, by the addition of water to give a moisture content of $\geq 40\%$. A sprinkler system was used to apply the water, thereby distributing it evenly throughout the pile. The leachates were not collected and reincorporated into the piles. Sampling of the piles took place five times during the bio-oxidative phase and at the end of maturation, by mixing sub-samples from each of seven sites encompassing the whole profile of the pile (from the top to the bottom). The initial sample (total volume of around 80 L) was homogenised before taking a final sample of 5 L. All the samples were air-dried and ground to 0.5 mm prior to analysis.

2.2. Analytical and statistical methods

Water-soluble extracts, 1:10 (w/v), of the starting materials and the compost samples were analysed for electrical conductivity (EC) and pH. The dry matter content of the samples was determined after drying for 12 h at 105 °C. Measurement of the OM was performed through determination of the loss-on ignition at 430 °C for 24 h (Navarro et al., 1993). Automatic microanalysis (Navarro et al., 1991) was used to measure the total nitrogen (N_T) and organic carbon (C_{org}), as well as the 0.1 M NaOH-extractable organic carbon (C_{ex}), water-soluble carbon (C_w) and fulvic acid-like carbon (C_{fa}), the latter after precipitating at pH 2.0 the humic acid-like carbon (C_{ha}) of the NaOH extract (Sánchez-Monedero et al., 1996). The C_{ha} was calculated by subtracting the C_{fa} from the C_{ex} . The BaCl₂-triethanolamine procedure (Lax et al., 1986) was used to determine the cation exchange capacity (CEC). Water-soluble polyphenols in 1:20 (w/v) water extracts (Beltrán et al., 1999) were measured by the modified Folin-Ciocalteu method. The germination index (GI) of Zucconi et al. (1981) was employed to assess the phytotoxicity; this combines measurements of cress (*Lepidium sativum* L.) seed germination and root elongation. The GI measurements were performed using aqueous extracts of samples (4 g of dry material), which were initially moistened to 60% water content. After 30 min, 54 mL more of deionised water were added to each sample – before stirring for 30 min and, finally, filtering through Whatman filter papers (0.45 µm). Eight cress seeds were distributed evenly in a Petri dish (10 cm in diameter) lined with filter paper – which was then moistened with 1 mL of the extract. A control, utilising 1 mL of deionised water instead of extract, was also set up. Ten replicates per sample and of the control were incubated at 27 °C for 48 h, in dark conditions; subsequently, the number of germinated seeds and the seedling root length were measured. The germination and root elongation results were expressed as percentages of the control values. After HNO₃/HClO₄ digestion, P was determined colorimetrically as molybdovanadate phosphoric acid, while inductively coupled plasma mass spectrophotometry was employed to measure macro and micronutrients, Na and heavy metals.

The following equations (Roletto et al., 1985; Ciavatta et al., 1988) were used to calculate the humification indexes:

$$\text{Humification ratio (HR)} = (C_{ex}/C_{org}) \times 100$$

$$\text{Humification index (HI)} = (C_{ha}/C_{org}) \times 100$$

$$\text{Percentage of humic acids (Pha)} = (C_{ha}/C_{ex}) \times 100$$

$$\text{Polymerisation rate} = C_{ha}/C_{fa}$$

The equations of Viel et al. (1987) were utilised to calculate the losses of OM and N_T from the initial (X_1) and final (X_2) ash contents:

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

$$N_T\text{-loss (\%)} = 100 - 100[(X_1N_2)/(X_2N_1)]$$

where N_1 and N_2 are the initial and final N_T concentrations, respectively.

The OM losses during composting were fitted to a kinetic function by a Marquardt-Levenberg algorithm, to minimise the sum of the squared differences between the observed and predicted values of the dependent variable, using the Sigmaplot 10.0 computer programme (Systat Software Inc. San Jose, California, USA). A first-order kinetic model was used for the OM degradation during composting (Haugh, 1993). This model was chosen as the best fit because it gave a randomised distribution of the residuals together with the lowest residual mean square (RMS) value and a highly-significant F -value (data not shown). The equation used was:

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

where A is the maximum degradation of OM (%), k the rate constant (d^{-1}) and t the composting time (d). The RMS and F -values were calculated to compare the fittings of different functions and the statistical significance of curve fitting.

All analyses were made in triplicate, with the exception of GI – for which 10 replicates per sample were used. Significant differences among the values of each parameter studied for each pile during composting were calculated by the least significant difference (LSD) test at $P < 0.05$, utilising the data of the analytical replicates for each sample. In addition, to reduce an original set of variables to a smaller set of non-correlated components, a principal component analysis (PCA) was applied to the parameters. The new, calculated variables – called “principal components” (PCs) – represent most of the information found in the original variables (Bustamante et al., 2009, 2010). The PCA was applied to the mean values of three replicates for each parameter. The PC loadings of the data were analysed after the application of a Varimax normalised rotation to the PCs coordinate system. The SPSS v. 22.0 statistical software package (IBM Software, Armonk, New York, USA) was used for data analysis.

3. Results and discussion

3.1. Temperature evolution of the composting piles

A rapid increase in the temperature was recorded in both piles during the first days of composting due to the microbial proliferation, achieving temperatures higher than 40 °C and maintaining the thermophilic phase for approximately 50 days (Fig. 1). This rapid increase in temperature has also been observed by other authors during composting of vegetable wastes (Vargas-García et al., 2006, 2010; Kalamdhad et al., 2009; Ali et al., 2014; Jurado et al., 2014). Pile 1 had a longer period at high temperatures. This can be attributed to the higher content of easily degradable organic compounds provided by BROc. After the whirrs, an increase of temperature was observed in both piles, due to improvement of the oxygenation and homogenisation of the mixture. The reactivation of the composting process with turnings was also observed by Vargas-García et al. (2006) and Jurado et al. (2014), during the composting of horticultural waste. After seven weeks of composting, the temperatures progressively fell to reach the mesophilic phase and the piles continued to cool down until the end of maturation. In both piles, the temperature exceeded 55 °C for more than two weeks, which ensured the maximum pathogen reduction according to the European requirements on compost sanitation (European Commission, 2014).

3.2. Organic matter degradation

The initial OM concentration of pile 1 was higher than that of pile 2 (Table 2), due to the greater OM content of the BROc in

Table 2
Evolution of the principal parameters during composting (dry weight basis).

Composting time (days)	pH	EC (dS m ⁻¹)	OM (%)	C _{org} /N _T	N _T	C _w (%)	Polyphenols (mg kg ⁻¹)
<i>Pile 1: broccoli waste + laying hen manure + sawdust</i>							
0	7.1	4.10	69.5	29.8	1.23	4.38	2,475
20	8.7	3.78	48.0	23.0	1.11	2.12	1,276
34	8.4	3.22	43.5	21.6	0.92	1.35	616
54	8.4	2.78	28.2	19.5	0.96	1.35	286
69	8.5	2.35	32.8	18.1	0.96	1.20	176
Mature	8.4	2.50	24.1	18.1	0.92	1.12	77
LSD	0.2	0.11	2.6	1.7	0.11	0.11	89
<i>Pile 2: tomato waste + laying hen manure + sawdust</i>							
0	8.0	6.48	64.5	28.1	1.29	3.59	1,994
20	8.0	6.30	59.6	27.5	1.23	2.20	1,841
31	8.7	4.78	48.4	23.5	1.23	2.34	1,162
44	8.9	3.55	47.6	23.4	1.15	2.01	632
69	8.9	3.38	46.0	20.5	1.25	1.89	377
Mature	8.9	3.52	31.9	18.2	1.60	1.57	341
LSD	0.2	0.24	1.4	2.4	0.09	0.12	66

LSD: least significant difference at $P < 0.05$; for other abbreviations see Table 1.

comparison to TOM (Table 1). The values of this parameter decreased during the process, from 69.5% and 64.5% to 24.1% and 31.9% for piles 1 and 2, respectively, showing the OM mineralisation. So, the OM losses were substantial during the bio-oxidative phase in both piles (Fig. 3), corresponding to the highest temperature values and the maximum microbial activity. The lowest OM mineralisation was observed during the maturation phase, which indicates the relative stability reached by the products after the bio-oxidative stage. Paredes et al. (2000) and Bustamante et al. (2008) also observed lower OM degradation during the maturation period of the composting of vegetable waste, such as agricultural and distillery waste, respectively. The OM degradation profile during composting, determined by the OM loss, followed a first-order kinetic equation in both piles, $OM\ loss = A(1 - e^{-kt})$. Curve fitting of the experimental data gave the following parameter values (standard deviation in brackets):

Pile 1:	$A = 83.8$ (2.9)	$k = 0.0554$ (0.0076)	RMS = 0.9848	$F = 325.43^{***}$	SEE = 3.95
Pile 2:	$A = 76.6$ (11.1)	$k = 0.0222$ (0.0070)	RMS = 0.9164	$F = 55.81^{**}$	SEE = 7.72

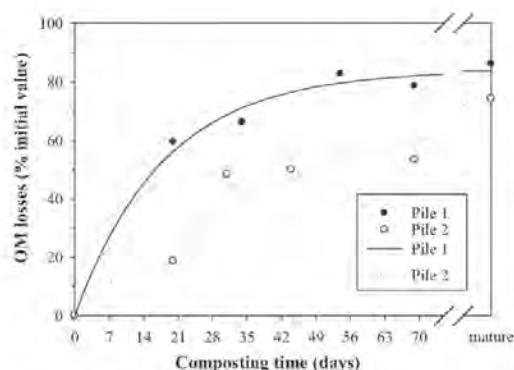


Fig. 3. Organic matter (OM) losses during composting of piles 1 [broccoli waste + laying hen manure + sawdust] and 2 [tomato waste + laying hen manure + sawdust] (lines represent curve-fitting).

where RMS and SEE are the adjusted residual mean square and the standard error of estimate, respectively.

Both equations had high significance ($P < 0.001$ and $P < 0.01$), although the results of pile 1 fitted this equation better than the results obtained for pile 2, as shown by the lower values of F and RMS and the higher SEE value for pile 2. The A values obtained were higher than those found by different authors in other experiments of vegetable waste composting (Paredes et al., 2000; Bustamante et al., 2008). However, the k values of the piles of this experiment were within the range of values found by the above-mentioned authors. The use of TOM (pile 2) instead of BROCC (pile 1) substantially reduced the A and OM degradation rate values, which highlights the more lignocellulosic nature of the tomato wastes.

The initial pH values in piles 1 and 2 were 7.1 and 8.0, respectively (Table 2). Both piles showed a significant increase of pH during the process, mainly due to the degradation of acid-type compounds, such as carboxylic and phenolic groups, and the mineralisation of proteins, amino acids and peptides to ammonia (Paredes et al., 2000). This behaviour is commonly observed in vegetable waste composting (Bustamante et al., 2008; Kalamdhad et al., 2009; Ali et al., 2014), with pH values higher than 8.0 in the end materials obtained. At the end of the composting process, both composts showed final pH values above the range (6.0–7.5) suggested as suitable for the agricultural use of compost, according to US Composting Council (2001).

The EC value reflects the degree of salinity of the compost, indicating its possible phytotoxic effects. During OM degradation, an increase in the EC is produced, due to the release of mineral salts and ammonium ions and the increasing relative concentration of ions due to the mass loss of the pile (Paredes et al., 2000). However, in this work, the EC values significantly decreased during the composting process in both piles (Table 2), which can be attributed to leaching of salts by watering and rain. The leaching of salts due to the rain was also observed by González-Fernández et al. (2015) in a study of guacamole production residue co-composting with garden pruning waste. This contributed to the fact that the composts obtained had salt contents below the value reported in other com-

posts from agroindustrial wastes of vegetable origin and manures (Bustamante et al., 2010).

The C_{org}/N_T ratio decreased, especially at the beginning of the composting process when the OM degradation was greatest, and then stabilised, reaching values of 18.1 and 18.2 in piles 1 and 2, respectively (Table 2). The final values of the C_{org}/N_T ratio suggest that both composts had reached an acceptable degree of maturation, since they were < 20 (Bernal et al., 2009).

The concentrations of C_w decreased in both piles during the composting process (Table 2) due to the degradation of these water-soluble, simple organic compounds. The C_w end-values were similar in the two composts and were below 1.7%, considered the upper limit for the evaluation of a compost as mature (Bernal et al., 2009).

The polyphenols, a specific class of antioxidant phytochemicals naturally present in essentially all plant materials, are comprised basically of phenolic acids, including benzoate and hydroxycinnamate derivatives, and flavonoids (Kabir et al., 2015). High levels of water-soluble phenolic compounds in composts may have an adverse environmental impact, mainly because of inhibition of seed germination induced by polyphenols (Albuquerque et al.,

2006) and nitrogen immobilisation in soil (Bustamante et al., 2007). The water-soluble polyphenol concentration significantly decreased throughout the composting process in both piles (Table 2). This could be due to the removal of phenols by their oxidation to low-molecular-weight phenolic compounds, which polymerise to produce less soluble substances, and by their microbial degradation. Both processes lead to detoxification of the composting substrates (Alburquerque et al., 2006).

Regarding the nitrogen transformations, the N_T concentration of pile 1 decreased during the composting process (Table 2). However in pile 2, a significant increment of the N_T content, from 1.29% to 1.60%, was observed throughout the composting process. This result is in agreement with the data of Kalamdhad et al. (2009) for drum composting of green vegetable waste with tree leaves, cattle manure and sawdust, during which the N_T concentration increased from 1.4–1.8% to 1.7–2.6%. The concentration of N_T usually increases during composting as a consequence of a concentration effect, due to the net loss of dry mass as CO_2 as well as the water loss by evaporation due to heat evolution during oxidation of OM. The N_T losses in pile 1 were higher than in pile 2 (69.9% and 36.1% of the initial N_T , respectively) (Fig. 4). Also, the N_T lost in pile 1 was above the value usually observed during composting (N mass fraction loss of 50%). This could explain the N_T concentration decrease during the composting process observed in pile 1. However, the N_T losses in pile 2 were similar to those found by Paredes et al. (2000) and Bustamante et al. (2008) during vegetable waste composting. The N losses may be attributable to NH_3 -volatilisation, due to the alkaline pH and the high temperature observed in the mixtures during the initial stage of the process. In both piles, the greatest N_T losses were observed during the bio-oxidative phase, being practically non-existent during the maturation phase. The use of TOM instead of BROCC reduced significantly the N losses. Minimisation of N losses during composting is desirable because it increases the N concentration in the final product (and thus the agronomic and economic value) and decreases odour generation and environmental problems (Pardo et al., 2015).

3.3. Organic matter humification and germination index

The values of the parameters HI, Pha and C_{ha}/C_{fa} increased during composting in both piles (Table 3), showing the OM humification. Increases in these humification indexes during the

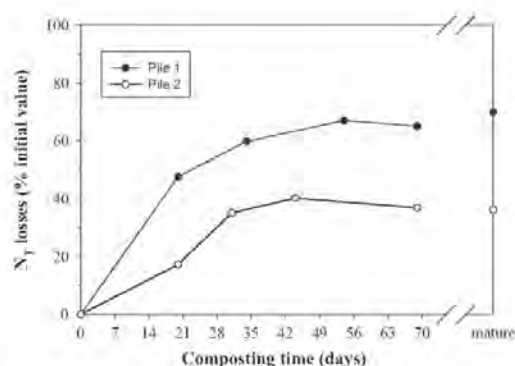


Fig. 4. Total nitrogen (N_T) losses during composting of piles 1 [broccoli waste + laying hen manure + sawdust] and 2 [tomato waste + laying hen manure + sawdust]. ($LSD_{pile\ 1} = 9.1$ and $LSD_{pile\ 2} = 6.8$). $LSD_{0.05}$, least significant difference at $P = 0.05$.

Table 3
Evolution of the humification indexes, cation exchange capacity (CEC) and germination index (GI) during composting (dry weight basis).

Composting time (days)	HI (%)	HR (%)	Pha (%)	C_{ha}/C_{fa}	CEC (meq (100 g OM) ⁻¹)	CEC/ C_{org} (meq g ⁻¹)	GI (%)
Pile 1: broccoli waste + laying hen manure + sawdust							
0	1.9	22.6	8.4	0.10	25	0.44	2.6
20	3.3	15.3	16.3	0.20	48	0.90	20.5
34	5.6	15.3	36.6	0.58	42	0.92	52.5
54	5.7	15.3	37.3	0.60	50	0.75	63.2
69	5.3	14.6	36.4	0.57	45	0.85	75.5
mature	6.8	14.5	47.0	0.89	88	1.29	86.6
LSD	0.5	1.8	3.1	0.07	5	0.07	11.2
Pile 2: tomato waste + laying hen manure + sawdust							
0	4.4	17.9	24.8	0.33	42	0.82	0.1
20	4.3	13.0	30.5	0.48	74	1.30	17.0
31	4.9	12.4	39.6	0.66	77	1.29	9.5
44	5.8	13.1	44.4	0.80	83	1.48	15.1
69	6.3	13.4	46.7	0.88	118	2.12	70.8
mature	7.9	13.8	57.4	1.35	100	1.11	70.3
LSD	1.1	1.2	5.8	0.14	5	0.09	1.7

HI: Humification index, HR: Humification ratio, Pha: Percentage of humic acid-like C, C_{ha}/C_{fa} : Ratio of humic acid-like C/fulvic acid-like C; for other abbreviations, see Tables 1 and 2.

composting of horticultural waste have been reported also by Vargas-García et al. (2006). However, in the present work, the HR should not be considered as a good index of the maturation degree, because it did not show the classical trend of increasing throughout the composting process.

Other parameters widely used as indicators of the humification process, such as the CEC and the ratio CEC/C_{org} , increased in value throughout the composting process (Table 3), showing the humification due to the formation of carboxyl and/or hydroxyphenolic functional groups (Iglesias Jiménez and Pérez García, 1991). At the end of the maturation phase, the CEC values indicated a good degree of maturity in the composts obtained, since they were higher than those established by Iglesias Jiménez and Pérez García (1992) ($CEC > 67$ meq (100 g OM)⁻¹). However, the final values of the CEC/C_{org} ratio in both piles (1.29 and 1.11 meq g⁻¹ for piles 1 and 2, respectively) were lower than the minimum reference value ($CEC/C_{org} > 1.9$ meq g⁻¹; Iglesias Jiménez and Pérez García, 1992), although their evolution during composting was a good indicator of the OM humification process.

The GI increased throughout the composting process: from 2.6% and 0.1% to 86.6% and 70.3% (Table 3) in piles 1 and 2, respectively. The initial values of this parameter in both piles were very low – possibly due to the high salinity and concentration of soluble polyphenols of the initial mixtures. However, both final composts showed a total absence of phytotoxins, since the final GI values were higher than 50%, the minimum value established by Zucconi et al. (1981) for a mature compost. Therefore, these composts can be used safely in agriculture without phytotoxic effects.

3.4. Plant nutrient and heavy metal contents

The main characteristics related to the nutritional aspects and heavy metal contents of composts 1 and 2 are shown in Table 4. Compost 2 had a higher OM content than compost 1. Also, both composts had OM percentages that were higher than the limit values established by the European guidelines and Ecological criteria to soil improvers and lower than the value recommended by the American guidelines: $OM > 15\%$ (European Commission, 2014) and $OM > 20\%$ (Ecological criteria to soil improvers, 2006) for com-

Table 4

Nutrient and heavy metal concentrations of the mature composts (Compost 1: broccoli waste + laying hen manure + sawdust and Compost 2: tomato waste + laying hen manure + sawdust) (dry weight basis).

	Compost 1	Compost 2	US guidelines ^a	European guidelines ^b	Ecological criteria to soil improvers ^c
OM (%)	24.1	31.9	50–60	>15	>20
<i>Macroelements (g kg⁻¹)</i>					
N _T	9.24	15.96	≥10	–	<30
P	4.82	6.01	≥10	–	–
Na	3.94	4.14	–	–	–
K	12.8	19.7	–	–	–
<i>Microelements (mg kg⁻¹)</i>					
Fe	7360	5144	–	–	–
Mn	181	207	–	–	–
Cu	22	98	1500	200	100
Zn	83	89	2800	600	300
<i>Heavy metals (mg kg⁻¹)</i>					
Cr	14	13	1200	100	100
Cd	0.15	0.21	39	1.5	1
Pb	0.14	0.10	300	120	100
Ni	16	14	420	50	50
Se	0.97	0.72	100	–	1.5
Hg	<0.05	<0.05	17	1	1
As	1.15	0.85	41	–	10

For the abbreviations see Table 1.

^a According to US Composting Council (2001).

^b According to European Commission (2014).

^c According to Ecological criteria to soil improvers (2006).

posts of different origin and OM = 50–60% for municipal feedstock-based compost (US Composting Council, 2001).

The concentrations of the macronutrients, such as N_T, P and K, and of sodium were also greater in compost 2 than in compost 1 (Table 4). Only the compost elaborated using TOM had a N_T content within the range of values reported in other materials frequently used as organic amendments, such as composts from agroindustrial wastes of vegetable origin and manures (Bustamante et al., 2010). In both composts, the concentrations of other macronutrients, such as P and K, were similar to or higher than those found in the above-mentioned composts made from agroindustrial wastes and manures. Moreover, both composts had N_T contents below the maximum value established by the Ecological criteria to soil improvers (N_T < 30 g kg⁻¹) and only compost 2 had N_T concentration above the preferred range of values for various compost applications, according to the US Composting Council (2001).

Regarding the micronutrient content, both composts had Fe concentrations higher than those in the materials frequently used as organic amendments (Bustamante et al., 2010), whereas the contents of Cu, Mn and Zn were within the range reported for these materials (Table 4). Also, the heavy metal contents of both composts were below the limit allowed in composts by the American and European guidelines and Ecological criteria (US Composting Council, 2001; European Commission, 2014; Ecological criteria to soil improvers, 2006).

3.5. Multivariate analysis

Principal component analysis (PCA) was carried out for all the parameters analysed ($n = 17$). PCA breaks down the matrix of initial data, X , to express them as a least-square model (Geladi et al., 2003): $X = A \times F + U$, where X is the original data matrix, A is the matrix of loadings of the original variables in the new reduced space, F is the matrix of scores of objects or samples and U is the matrix of residuals. In the model proposed using this statistical analysis, the value obtained for the Kaiser–Meyer–Olkin measure of sampling adequacy (KMO) was higher than 0.5 and the P -value was 0.000 in Bartlett's test of sphericity. In addition,

Table 5

Factorial loadings for the variables analysed. The different variables grouped in each principal component (PC) are represented in bold type in relation to their highest absolute value.

	PC1	PC2
<i>Explained variance (%)</i>		
N _T losses	-0.969	0.129
OM losses	-0.924	0.331
OM	0.896	-0.375
EC	0.880	-0.043
C _{org} /N _T	0.863	-0.466
Polyphenols	0.844	-0.519
C _w	0.827	-0.448
GI	-0.807	0.377
N _T	0.666	0.486
CEC	-0.022	0.949
C _{hal} /C _u	-0.323	0.883
Pha	-0.405	0.873
CEC/C _{org}	0.046	0.816
HI	-0.489	0.806
HR	0.288	-0.754
pH	-0.409	0.744
Temperature	0.157	-0.267

For the abbreviations see Tables 1 and 3.

none of these variables showed an extraction value <0.5. According to these criteria, it can be concluded that the model established was suitable.

Establishing two PCs, the model was able to explain 80.4% of the variability, with the following contribution of each PC: PC1: 61.5% and PC2: 18.9% (Table 5). The different variables grouped in each component are represented in bold type in relation to their highest absolute value (Table 5). This value is directly proportional to the capacity of each PC to explain the variability observed in that specific variable, with each PC containing those variables that have similar behaviour. In PC1, the variables N_T and OM losses, OM, EC, C_{org}/N_T, Polyphenols, C_w, GI and N_T were grouped. This factor seemed to group the compost quality characteristics related to the OM mineralisation and phytotoxicity. The N_T and OM losses were negatively correlated with the other variables, implying that an increase in the OM and N_T mineralisation will produce a decrease

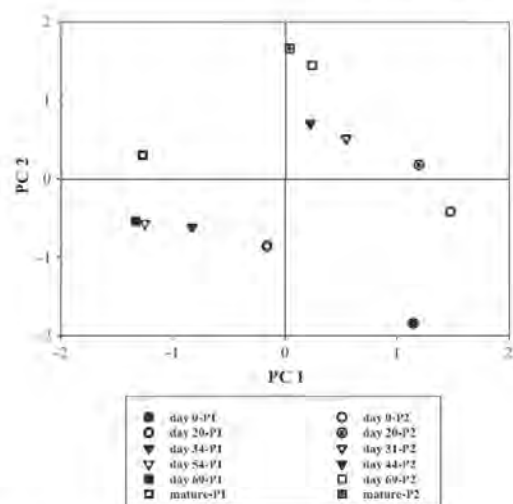


Fig. 5. Plot of the first and second principal component (PC) extracted from principal component analysis of the parameters studied during composting in piles P1 [broccoli waste + laying hen manure + sawdust] and P2 [tomato waste + laying hen manure + sawdust].

in the related parameters. Also, GI was negatively correlated with the other variables, indicating that high values of the other parameters, especially EC and Polyphenols, will increase the phytotoxic effects of the composts. PC2 was associated with CEC, C_{ha}/C_{ta} , Pha, CEC/ C_{org} , HI, HR, pH and Temperature – properties associated with compost humification. Temperature and HR were negatively correlated with the other variables. The temperature decline throughout the composting process increased the values of the humification variables, showing the predominance of the humification process over the mineralisation process at low temperatures. However, in this experiment the factorial loading of temperature was low, indicating that this variable was associated to a lesser extent with PC2.

Fig. 5 shows the plot of the PC obtained in the PC analysis corresponding to the different days of the composting process, for both composts. A clear differentiation of groups of objects was observed, depending on the composting phase and the mixture. PC1 separates the type of compost depending on the horticultural waste used, showing positive loadings on this axis for all samples of the pile elaborated using TOM. However, at the end of composting (maturity stage), only the mature sample of P1 was clearly differentiated from the rest of the samples of this pile and also from the other compost, showing the potential effect of the use of BROCC in reducing the parameters related to composts humification associated with PC2 (Table 5).

4. Conclusions

From the data obtained, it can be concluded that the window composting of horticulture wastes with hen manure and sawdust constituted an efficient method in developing countries such as Ecuador, not only of recycling these wastes but also of obtaining composts with a good agricultural quality for their use into the farming productive cycle. Also, the waste mixtures were adequate with regard to achieving the increase in temperature necessary to ensure the hygiene of the compost obtained. Moreover, the composts showed salinity levels compatible with plant growth and final values of C_{org}/N_T (<20) and the germination index (>50%) that

indicated, respectively, the stabilisation and humification of OM and the reduction of phytotoxicity during composting. In addition, the humification indexes (HI, Pha, C_{ha}/C_{ta} , CEC and CEC/ C_{org}) indicate that the humification in this type of compost can be described adequately using these analytical techniques, since they were specific and predicted the degree of maturity reached by the composts. However, the final characteristics of the composts obtained with respect to their use as fertilisers were influenced by the horticultural waste used; in general, the OM and macro and micronutrient contents were higher when TOM was used. Moreover, the use of this waste reduced the environmental problems associated with the composting process. The lower OM and N_T losses from pile 2 probably reduced the gases emission, principally CO_2 and NO_2 , and odor emission from NH_3 volatilisation during the composting process.

Acknowledgements

This work was funded by the National Secretary of Higher Education, Science, Technology and Innovation SENESCYT of Ecuador and is part of the doctoral research project on the issue of agroindustrial waste management in the province of Chimborazo-Ecuador. The authors thank the different agroindustries of the Chimborazo province, for providing samples of raw materials, and the Polytechnic School of Chimborazo (Ecuador) and the Applied Research in Agrochemistry and Environment group (GIAAMA) of the Miguel Hernandez University (Spain), for their invaluable technical and scientific contribution. Also, the authors thank Dr. D. Walker for the English revision.

Appendix A. Supplementary material

Supplementary data associated with this article can be found, in the online version, at <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2015.11.026>.

References

- Alburquerque, J.A., González, J., García, D., Cegarra, J., 2006. Measuring detoxification and maturity in compost made from "alperujo": the solid by-product of extracting olive oil by the two-phase centrifugation system. *Chemosphere* 64, 470–477.
- Ali, M., Kazmi, A.A., Ahmed, N., 2014. Study on effects of temperature, moisture and pH in degradation and degradation kinetics of aldrin, endosulfan, and lindane pesticides during full-scale continuous rotary drum composting. *Chemosphere* 102, 68–75.
- Alkoak, F., Ghaly, A.E., 2006. Influence of dairy manure addition on the biological and thermal kinetics of composting of greenhouse tomato plant residues. *Waste Manage.* 26, 902–913.
- Beltrán, F.J., García-Araya, J.F., Álvarez, P.M., 1999. Wine distillery wastewater degradation. I. Oxidative treatment using ozone and its effect on the wastewater biodegradability. *J. Agr. Food Chem.* 47, 3911–3918.
- 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.
- Bustamante, M.A., Paredes, C., Marhuenda-Egea, F.C., Pérez-Espinoza, 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.
- Bustamante, M.A., Paredes, C., Morales, J., Mayor, A.M., Moral, R., 2009. Study of the composting process of winery and distillery wastes using multivariate techniques. *Bioresour. Technol.* 100, 4766–4772.
- Bustamante, M.A., Pérez-Murcia, M.D., Paredes, C., Moral, R., Pérez-Espinoza, A., Moreno-Caselles, J., 2007. Short-term carbon and nitrogen mineralisation in soil amended with winery and distillery organic wastes. *Bioresour. Technol.* 98, 3269–3277.
- Bustamante, M.A., Suárez-Estrella, F., Torrecillas, C., Paredes, C., Moral, R., Moreno, J., 2010. Use of chemometrics in the chemical and microbiological characterization of composts from agroindustrial wastes. *Bioresour. Technol.* 101, 4068–4074.
- CEPAL, 2013. Statistical Yearbook for Latin America and the Caribbean. Santiago de Chile: United Nations.

- Clavatta, C., Vittori-Antisari, V., Sequi, P., 1988. A first approach to the characterization of the presence of humified materials in organic fertilizers. *Agrochimica* 32, 510–517.
- Ecological criteria to soil improvers. Commission Decision 2006/799/EC, 2006. Establishing Revised Ecological Criteria and the Related Assessment and Verification Requirements for the Award of the Community eco-Label to Soil Improvers. Official Journal of the European Union, L 325, 28–34.
- Environmental Management Law, 1999. Ley de Gestión Ambiental. Ley No. 37. RO/245 de 30 de Julio de 1999.
- Fernández-Gómez, M.J., Díaz-Raviña, M., Romero, E., Nogales, R., 2013. Recycling of environmentally problematic plant waste generated from greenhouse tomato crops through vermicomposting. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* 10, 697–708.
- Gavilanes-Terán, I., Paredes, C., Pérez-Espinoza, 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. Plan* 46 (51), 137–156.
- Geladi, P., Manley, M., Lestander, T., 2003. Scatter plotting in multivariate data analysis. *J. Chemometr.* 17, 503–511.
- González-Fernández, J.J., Galea, Z., Alvarez, J.M., Hormaza, J.I., López, R., 2015. Evaluation of composition and performance of composts derived from guacamole production residues. *J. Environ. Manage.* 147, 132–139.
- Haugh, R.T., 1993. *The Practical Handbook of Compost Engineering*. Taylor and Francis Inc., London.
- Iglesias Jiménez, E., Pérez García, V., 1991. Composting of domestic refuse and sewage sludge. I. Evolution of temperature, pH, C/N ratio and cation-exchange capacity. *Resour. Conserv. Recycl.* 6, 45–60.
- Iglesias Jiménez, E., Pérez García, V., 1992. Determination of maturity indexes for city refuse composts. *Agr. Ecosyst. Environ.* 38, 331–343.
- Jurado, M.M., Suárez-Estrella, F., Vargas-García, M.C., López, M.J., López-González, J. A., Moreno, J., 2014. Evolution of enzymatic activities and carbon fractions throughout composting of plant waste. *J. Environ. Manage.* 133, 355–364.
- Kabir, F., Tow, W.W., Hamauzu, Y., Katayama, S., Tanaka, S., Nakamura, S., 2015. Antioxidant and cytoprotective activities of extracts prepared from fruit and vegetable wastes and by-products. *Food Chem.* 167, 358–362.
- Kalamdhad, A.S., Singh, Y.K., Ali, M., Khwairakpam, M., Kazmi, A.A., 2009. Rotary drum composting of vegetable waste and tree leaves. *Bioresour. Technol.* 100, 6442–6450.
- Lax, A., Roig, A., Costa, F., 1986. A method for determining the cation-exchange capacity of organic materials. *Plant Soil* 94, 349–355.
- Manzano-Agugliaro, F., 2007. Gasificación de residuos de invernadero para la obtención de energía eléctrica en el sur de España: ubicación mediante SIG. *Interciencia* 32 (2), 131–136.
- Navarro, A.F., Cegarra, J., Roig, A., Bernal, M.P., 1991. An automatic microanalysis method for the determination of organic carbon in wastes. *Commun. Soil Sci. Plan* 22, 2137–2144.
- Navarro, A.F., Cegarra, J., Roig, A., García, D., 1993. Relationships between organic matter and carbon contents of organic wastes. *Bioresour. Technol.* 44, 203–207.
- Pardo, G., Moral, R., Aguilera, E., del Prado, A., 2015. Gaseous emissions from management of solid waste: a systematic review. *Glob. Change Biol.* 21, 1313–1327.
- Paredes, C., Roig, A., Bernal, M.P., Sánchez-Monedero, M.A., Cegarra, J., 2000. Evolution of organic matter and nitrogen during co-composting of olive mill wastewater with solid organic wastes. *Biol. Fert. Soils* 32, 222–227.
- Roletto, E., Barberis, R., Consiglio, M., Jodice, R., 1985. Chemical parameters for evaluating compost maturity. *BioCycle* 26, 46–47.
- Sánchez-Monedero, M.A., Roig, A., Martínez-Pardo, C., Cegarra, J., Paredes, C., 1996. A microanalysis methods for determining total organic carbon in extracts of humic substances. Relationships between total organic carbon and oxidizable carbon. *Bioresour. Technol.* 57, 291–295.
- Vargas-García, M.C., Suárez-Estrella, F., López, M.J., Moreno, J., 2006. Influence of microbial inoculation and co-composting material on the evolution of humic-like substances during composting of horticultural wastes. *Process Biochem.* 41, 1438–1443.
- Vargas-García, M.C., Suárez-Estrella, F., López, M.J., Moreno, J., 2010. Microbial population dynamics and enzyme activities in composting processes with different starting materials. *Waste Manage.* 30, 771–778.
- Viel, M., Sayag, D., Peyre, A., André, L., 1987. Optimization of in-vessel co-composting through heat recovery. *Biol. Wastes* 20, 167–185.
- Zucconi, F., Pera, A., Forte, M., de Bertoldi, M., 1981. Evaluating toxicity of immature compost. *BioCycle* 22, 54–57.
- Web references**
- European Commission (last access 10/04/2015). End-of-waste Criteria for Biodegradable Waste Subjected to Biological Treatment (Compost & Digestate): Technical Proposals, 2014 <<http://ipts.jrc.ec.europa.eu/publications/pub.cfm?id=6869>>.
- FAO (last access 10/03/2015). FAOSTAT, 2015 <<http://faostat3.fao.org/home/E>>.
- INEC (last access 10/03/2015). Survey Area and Agricultural Production, 2013a <<http://www.ecuadorencifras.gob.ec/estadisticas-agropecuarias-2/>>.
- INEC (last access 10/03/2015). Economic Environmental Information in Companies, 2013b <<http://www.ecuadorencifras.gob.ec/encuesta-de-informacion-ambiental-economica-en-empresas/>>.
- PROECUADOR (last access 10/03/2015). Institute for the Promotion of Exports and Investments, 2015 <<http://www.proecuador.gob.ec/compradores/oferta-exportable/agroindustria/>>.
- US Composting Council (last access 10/04/2015). Field guide to compost use, 2001 <http://compostingcouncil.org/admin/wp-content/plugins/wp-pdfupload/pdf/1330/Field_Guide_to_Compost_Use.pdf>.



Publicación 3.3

**AGROINDUSTRIAL COMPOST AS A PEAT ALTERNATIVE IN HORTICULTURE INDUSTRY
OF DEVELOPING COUNTRIES: A CASE STUDY IN ECUADOR**

*COMPOST AGROINDUSTRIAL COMO UNA ALTERNATIVA A LA TURBA EN LA INDUSTRIA
HORTÍCOLA DE PAÍSES EN DESARROLLO: UN CASO DE ESTUDIO EN ECUADOR*

***Irene Gavilanes-Terán, Janneth Jara-Samaniego, Julio Idrovo-Novillo, M^a Angeles
Bustamante, M^a Dolores Pérez-Murcia, Aurelia Pérez-Espinoza, Marga López,
Concepción Paredes.***

Resources, Conservation and Recycling.(2016) (en revisión)

Elsevier Editorial System(tm) for Resources,
Conservation & Recycling

Manuscript Draft

Manuscript Number:

Title: Agroindustrial compost as a peat alternative in horticulture industry of developing countries: A case study in Ecuador

Article Type: Full Length Article

Corresponding Author: Dr. Concepción Paredes, Ph.D.

Corresponding Author's Institution: Miguel Hernandez University

First Author: Irene Gavilanes-Terán

Order of Authors: Irene Gavilanes-Terán; Janneth Jara-Samaniego; Julio Idrovo-Novillo; M^a Angeles Bustamante; M^a Dolores Pérez-Murcia; Aurelia Pérez-Espinosa; Marga López; Concepción Paredes, Ph.D.

Abstract: This work was conducted in order to investigate the possibility of using different agroindustrial composts in the production of horticultural seedlings, thereby replacing part of the peat in the growing media. Three vegetable species differing in salt sensitivity - tomato (*Solanum lycopersicum* L. var. Malpica) (the least sensitive), courgette (*Cucurbita pepo* L. var. Mastil F1) (moderately sensitive) and pepper (*Capsicum annuum* L. var. Largo de Reus Pairal) (the most sensitive) - were grown in 9 media containing three composts, prepared by co-composting vegetable waste (flower, broccoli or tomato waste) with laying hen manure and sawdust, as well as peat in various ratios. The proportions of the three composts in the mixtures elaborated with peat were 25%, 50% and 75% (v/v). A substrate of 100% peat was used as control. The experiment was arranged in a completely-randomised design, with two replicates per treatment, under greenhouse conditions. Prior to sowing, some physical, physico-chemical and chemical properties of the growing media were determined and the seed germination and fresh and dry weights of the aerial parts and roots of the seedlings were also measured, as well as the mineral composition of the aerial parts of the plants.

In most cases, the addition of compost to the growing media produced an increase in the pH, salt content and macronutrient concentrations, in comparison to peat, whereas the physical properties of the compost based-substrates had values very similar to those of an ideal substrate. Also, multivariate analysis showed that the media prepared with flower waste compost, at all concentrations, and the medium with tomato waste compost at 25% were the most suitable substrates for the three plant species tested.

Suggested Reviewers: Carlo Mininni
Institute of Sciences of Food Production ISPA. Italian National Research Council . Rome, Italy
carlo.mininni@gmail.com

Eusebio Carmona
University of Seville. Seville, Spain

eusebio@us.es

Dimitrios Komilis
Democritus University of Thrace. Xanthi, Greece
dkomilis@env.duth.gr



Cover Letter



Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente
División de Edafología y Química Agrícola

6 April 2016

Dear Editor,

Please find enclosed the original of the manuscript entitled **Agroindustrial compost as a peat alternative in horticulture industry of developing countries: A case study in Ecuador**, for possible publication in the journal Resources, Conservation and Recycling.

The novelty of this work is the use of agroindustrial composts as substrate in developing countries, such as Ecuador. In the last years, the waste generation has rapidly increased in Ecuador, this country facing with a serious issue of solid waste management. The use of agroindustrial composts in professional horticulture contributes to waste disposal in an environmentally-friendly way and to an improvement in yield on a sustainable basis with less use of costly, non-renewable and depleted natural resources, such as peat.

The manuscript subject is of scientific and practical value and it is within the areas of this journal: Transformation of the industrial and societal system towards more sustainable production and Substitution of primary resources by renewable or regenerative alternatives.

The article has been checked by a native tongue speaker with expertise in the field, Dr. David Walker (djwalker@regmurcia.com)

The research highlights of the manuscript are:

- The use of agroindustrial composts is a promising alternative to the peat
- A case study for the province of Chimborazo in Ecuador is presented
- These composts increased the pH and salinity and nutrient contents of the media
- The media with a 75% of the broccoli and tomato waste composts reduced pepper yield
- Flower waste compost was the most-suitable substrate component for seedling growth

Looking forward to hearing from you.

Yours faithfully,

Dr. C. Paredes

Highlights (for review)

Highlights

- The use of agroindustrial composts is a promising alternative to the peat
- A case study for the province of Chimborazo in Ecuador is presented
- These composts increased the pH and salinity and nutrient contents of the media
- The media with a 75% of the broccoli and tomato waste composts reduced pepper yield
- Flower waste compost was the most-suitable substrate component for seedling growth



1 **Agroindustrial compost as a peat alternative in horticulture industry of developing countries: A case**
2 **study in Ecuador**

3

4 Irene Gavilanes-Terán^a, Janneth Jara-Samaniego^a, Julio Idrovo-Novillo^a, M^a Angeles Bustamante^b, M^a
5 Dolores Pérez-Murcia^b, Aurelia Pérez-Espinosa^b, Marga López^c, Concepción Paredes^{b,*}

6 ^aFaculty of Science, Polytechnic School of Chimborazo, EC060155-Riobamba (Chimborazo), Ecuador

7 ^bDepartment of Agrochemistry and Environment, Miguel Hernandez University, EPS-Orihuela, Ctra Beniel
8 km. 3.2, 03312-Orihuela (Alicante), Spain.

9 ^cDepartment of Agri-Food Engineering and Biotechnology, Polytechnic University of Catalonia, C/ Jordi
10 Girona, 31, 08034-Barcelona, Spain

11

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

13

14



15 **Abstract**

16 This work was conducted in order to investigate the possibility of using different agroindustrial composts in
17 the production of horticultural seedlings, thereby replacing part of the peat in the growing media. Three
18 vegetable species differing in salt sensitivity - tomato (*Solanum lycopersicum* L. var. Malpica) (the least
19 sensitive), courgette (*Cucurbita pepo* L. var. Mastil F1) (moderately sensitive) and pepper (*Capsicum*
20 *annuum* L. var. Largo de Reus Pairal) (the most sensitive) - were grown in 9 media containing three
21 composts, prepared by co-composting vegetable waste (flower, broccoli or tomato waste) with laying hen
22 manure and sawdust, as well as peat in various ratios. The proportions of the three composts in the mixtures
23 elaborated with peat were 25%, 50% and 75% (v/v). A substrate of 100% peat was used as control. The
24 experiment was arranged in a completely-randomised design, with two replicates per treatment, under
25 greenhouse conditions. Prior to sowing, some physical, physico-chemical and chemical properties of the
26 growing media were determined and the seed germination and fresh and dry weights of the aerial parts and
27 roots of the seedlings were also measured, as well as the mineral composition of the aerial parts of the plants.
28 In most cases, the addition of compost to the growing media produced an increase in the pH, salt content
29 and macronutrient concentrations, in comparison to peat, whereas the physical properties of the compost
30 based-substrates had values very similar to those of an ideal substrate. Also, multivariate analysis showed
31 that the media prepared with flower waste compost, at all concentrations, and the medium with tomato
32 waste compost at 25% were the most suitable substrates for the three plant species tested.

33

34 **Keywords:** Agroindustrial compost; Growing media; Peat substitutes; Seedling production, Salt-sensitive
35 plants

36

37

38 **1. Introduction**

39 Peat is one of the growing media used most commonly for the production of greenhouse crops. However,
40 this substrate is an expensive product in countries without local resources, such as Ecuador. The area
41 occupied by greenhouses in Ecuador is very large; this country has approximately 16,000 greenhouses, of
42 which 47% have an individual area ranging from 5 to 50 ha and 13% have an area ≥ 200 ha (INEC, 2000).
43 Therefore, this country must import large quantities of peat annually. In 2013, the amount of peat imported

44 was 3,109 tonnes with a unit price of 470,000 \$ tonne⁻¹. The main exporters of peat to Ecuador were:
45 Canada (57%), Lithuania (23.6%), Latvia (7.9%) and Finland (6.5%) (International Trade Centre, 2013).
46 Moreover, the extraction of peat is producing a rapid depletion of peatlands, causing environmental
47 concerns that have led these countries to limit the extent of peat mining. In addition, environmental
48 constraints and the recycling requirements of organic wastes have suggested possible uses for wastes of
49 organic origin; for example, as substrates or substrate components instead of peat (Abad et al., 2001).
50 The agroindustry has a great economic and social importance in Ecuador, representing approximately 3.9%
51 of the annual Gross Domestic Product (GDP) in 2008 (Banco Central del Ecuador, 2013). However, the
52 agroindustry also faces a growing problem of increasing waste production. Agroindustrial wastes are often
53 eliminated by dumping them in empty areas, leading to uncontrolled burning and a visual blight on the
54 landscape. Ecuador is a developing country with very recent legislation on environmental management
55 (Environmental Management Law, 1999). However, 80% of the industries do not invest in environmental
56 protection, as well as 80% of the companies do not have an environmental impact study due to this
57 legislation is not very rigorous and it is inapplicable in most cases (INEC, 2013).
58 Compost production and its agricultural application is an attractive method to recycle organic wastes and
59 reduce the volume of non-recycled wastes destined to landfill. Vegetable wastes and animal manure are
60 suitable for compost production (Alkokaik and Ghaly, 2006; Vargas-Garcia et al., 2006 and 2010;
61 Kalamdhad et al., 2009; Jurado et al., 2014; González-Fernández et al., 2015; Gavilanes-Terán et al., 2016).
62 In general, composted organic wastes have high nutrient contents and exhibit high ion exchange, which can
63 reduce the need for mineral fertiliser use through increased fertigation efficiency (Altieri et al., 2014).
64 Moreover, composts enhance the growth of plants as a consequence of the production of plant growth
65 regulators (Atiyeh et al., 2002) and can suppress plant diseases (Raviv, 2008; Bernal-Vicente et al., 2012;
66 Vestberg et al., 2014).
67 However, the response of plants to different substrates is strictly related to the species tested. Not all
68 materials are ideal substrates for plant growth in nurseries since certain factors can limit their use.
69 Avramidou et al. (2013) found that the presence of heavy metals, especially Pb, Ni and Cd, in municipal
70 solid waste compost used as a growth medium affected negatively the growth of rapeseed. Also, most
71 composts cannot be used directly as substrates or substrate components instead of peat because they present
72 high salt or nutrient levels (Cai et al., 2010; Fornes et al., 2010). Similarly, poor physical properties of some

73 composts were neglected in different studies. A negative correlation was found between bulk density and
74 total pore space, as well as between total water holding capacity and air capacity, when pig manure compost
75 (Naddaf et al., 2011), rice straw compost (Belal and Mahrouk, 2010) and sewage sludge compost (Cai et al.,
76 2010) were used as growing media. Moreover, many compost products have an inappropriate pH and they
77 may require organic amendments to improve their ability to support ornamental plant production (Zhang et
78 al., 2014).

79 Therefore, the objective of this work was to evaluate the physical and physico-chemical quality of the
80 substrates produced from agroindustrial compost/peat mixtures and their possible use as media for the
81 production of seedlings of three horticultural species with differing salt tolerance: tomato (*Solanum*
82 *lycopersicum* L.), courgette (*Cucurbita pepo* L.) and pepper (*Capsicum annuum* L.).

83

84 **2. Material and methods**

85 2.2 Materials

86 In this experiment, three agroindustrial composts (C1, C2 and C3) were used. Three mixtures of vegetable
87 and animal wastes from different agroindustries sited in Chimborazo province (Ecuador) were composted in
88 trapezoidal piles (1.5 m high with a 2 x 3 m base), using the turned windrow composting system. Composts
89 C1, C2 and C3 were prepared using laying hen manure and sawdust mixed with flower, broccoli or tomato
90 waste, respectively. The proportions of raw materials were 50% vegetable waste + 15% laying hen manure
91 + 35% sawdust (on a fresh weight basis). Piles 1, 2 and 3 were turned seven, four and three times,
92 respectively, using a tractor equipped with a shovel. The active phase was assumed to be finished when the
93 temperature of the piles was similar to the ambient temperature and there was no re-heating (150 days for
94 pile 1 and 69 days for piles 2 and 3). The mixtures were watered periodically in order to maintain a
95 moisture content $\geq 40\%$. The composting process was carried out at the Research Station of the Polytechnic
96 School of Chimborazo (Riobamba, Ecuador). All the composts showed pH and electrical conductivity (EC)
97 values that should not be high enough to limit plant growth (pH = 8.2, 8.4 and 8.9 for C1, C2 and C3,
98 respectively; EC = 2.99, 2.50 and 3.52 dS m⁻¹ for C1, C2 and C3, respectively). They also had appropriate
99 maturity, according to criteria established by several authors, such as a total organic carbon/total nitrogen
100 ratio (C_{org}/N_T) <20 (11.4, 18.1 and 18.2 for C1, C2 and C3, respectively), a cation exchange capacity (CEC)
101 > 67 meq 100 g⁻¹ organic matter (OM) (97, 88 and 100 meq 100 g⁻¹ OM for C1, C2 and C3, respectively)

102 and a germination index (GI) > 50% (86.1, 86.6 and 70.3% for C1, C2 and C3, respectively) (Bernal et al.,
103 2009). To prepare the substrates, the composts were sieved at 2.0 cm.

104 For the seedling production assays, nine growth substrates were prepared by mixing these composts with
105 different proportions of commercial *Sphagnum* peat limed to pH 6.0 and fertilised (0.8 kg m⁻³ of fertilising
106 complex; 12.5 N–15 P₂O₅–14 K₂O).

107

108 2.2 Experimental design

109 The agroindustrial composts were mixed in different proportions with peat (25%, 50% and 75% v/v). Peat
110 at 100% was considered as the control. The experiment was conducted in a greenhouse from December
111 2013 to February 2014 and three vegetable species with differing salinity tolerance were grown: tomato
112 (*Solanum lycopersicum* L. var. Malpica), the least sensitive to salinity, courgette (*Cucurbita pepo* L. var.
113 Mastil F1), with moderate salinity tolerance, and pepper (*Capsicum annum* L. var. Largo de Reus Pairal),
114 which is sensitive to salinity. The seeds of these plants were sown on the different growing media, with a
115 cover of vermiculite, in 46 x 70 cm foamed polystyrene plug trays with 294 inverted pyramid cells, one
116 seed per cell. The treatments (growing media) of this experiment were established in a completely-
117 randomised design with two replicates per treatment (one tray per replicate). Germination took place in an
118 air-conditioned chamber at 27±1°C and 90-95% relative humidity. The percentage germination was
119 determined by counting the number of germinated seeds 48 hours after sowing. Then, the trays were placed
120 on rails in a polyethylene-covered greenhouse with natural daylight conditions. The plants were irrigated
121 daily, by means of a mobile sprinkler system, and fertirrigated twice weekly with an irrigation solution
122 containing (mM) 136 N (NO₃⁻ + NH₄⁺), 49.4 P₂O₅, 23.4 K₂O, 22.8 CaO, 6.25 Fe, 0.24 Cu, 3.18 Mn, 0.54 Zn
123 and 0.16 Mo. When the seedlings reached the commercial transplanting size, on day 44, 70 and 86 for
124 courgette, tomato and pepper, respectively, 20 seedlings of each crop were taken at random, avoiding those
125 that at the edges of the trays, to evaluate the root quality, using the following criteria: i) visible root density
126 at the surface of the substrates (1-low, 5-high); ii) type of root (1-thin and weak, 5-thick and strong) and iii)
127 colour of the roots (1-dark, 5-white). The seedling height was also measured. Then, for the aerial parts and
128 roots, the fresh and dry (after drying the plant material at 60 °C for 72 h) weights were determined. Finally,
129 the aerial parts of the plants were ground to 0.5 mm for analysis.

130

131 2.3 Analytical methods

132 In the compost samples, water-soluble extracts, 1:10 (w/v), were analysed for EC and pH. Automatic
133 microanalysis (Navarro et al., 1991) was used to measure the N_T and C_{org} . The GI of Zucconi et al. (1981)
134 was employed to assess the phytotoxicity; this combines measurements of cress (*Lepidium sativum* L.) seed
135 germination and root elongation. The $BaCl_2$ -triethanolamine procedure (Lax et al., 1986) was used to
136 determine the CEC.

137 The physical, physico-chemical and chemical characteristics of the growing media elaborated were
138 determined prior to the addition of the vermiculite cover and sowing. The physical properties (TPS: total
139 pore space; TWHC: total water holding capacity; AIRC: air capacity; BD: bulk density and shrinkage) were
140 measured according to the methods of De Boedt et al. (1975). The EC and pH were analysed in a water-
141 soluble extract or suspension (1:5, v/v), respectively, (European Standard 13038, 1999; European Standard
142 13037, 1999) from compacted bulk density (European Standard 13040, 1999). Also, in this water-soluble
143 extract (1:5, v/v), P was determined by the colorimetric method of Kitson and Mellon (1944), Na and K
144 were analysed by flame photometry and Cl^- , SO_4^{2-} and NO_3^- -N were measured by ion chromatography.
145 Total nitrogen (TKN) was analysed in the substrates according to the Kjeldahl method. Dry matter was
146 determined by drying at 105 °C for 12 h, and OM by loss on ignition at 430 °C for 24 h (Navarro et al.,
147 1993).

148 Also, the mineral composition of the aerial part of the plants was determined in the HNO_3 - $HClO_4$ digestion
149 extract: P by the colorimetric method of Kitson and Mellon (1944) and Na and K by flame photometry.
150 Nitrogen in the plant tissue samples was determined by automatic microanalysis. All analyses were done in
151 triplicate.

152

153 2.4 Statistical methods

154 The statistical analysis was based on the one-way analysis of variance (ANOVA) of the mean values of
155 each parameter for each vegetable species and each treatment (substrate), in order to test for statistically-
156 significant differences. The normality and homogeneity of the variances were checked using the Shapiro-
157 Wilk and Levene test, respectively, before ANOVA. To compare the differences between specific
158 treatments, the Tukey-b test at $P < 0.05$ was used.

159 All variables (substrate and seedling properties = 48 variables) measured in each treatment (10 treatments)
160 were considered in the multivariate analysis. The variables were selected with the aim of representing the
161 complexity of the plant physiological response to the different substrates. All variables were standardised to
162 reduce deviation from normality. An exploratory data analysis based on a multivariate strategy, including
163 principal components analysis (PCA), hierarchical cluster analysis (CA) and non-hierarchical CA (k-means
164 clustering), was developed in the present study according to Rinaldi et al. (2014). The PCA was applied to
165 the different parameters measured in all the growing media to identify groups of inter-related variables,
166 using the mean values of three replicates for each parameter. The new, calculated variables are called
167 “principal components” (PCs), and are mutually orthogonal and not correlated. The PC loadings of the
168 data were analysed after the application of varimax normalised rotation of the PCs coordinate system. The
169 PCA was run on the full data matrix to explore latent patterns and relationships among variables and
170 treatments. Due to the high number of input variables, PCA components with eigenvalues higher than 4
171 were selected. The PCA outputs include variable loadings to each selected component and treatment
172 component scores. Loadings > |0.6| indicate significant correlations between the original variables and the
173 extracted components. Based on the results of the PCA, a hierarchical CA (using square Euclidean distance
174 and Ward’s agglomeration rule) was run on the data matrix formed by 26 variables (5 substrate physical
175 properties, 2 substrate physico-chemical properties, 8 substrate chemical properties and 11 plant variables)
176 in order to identify similarities among treatments. A dendrogram classifying the treatments was the output
177 of this analysis. Finally, a non-hierarchical CA, using a k-means algorithm, was run to identify (i)
178 homogeneous treatments and (ii) the most-relevant variables associated with each treatment. The optimal
179 number of clusters was selected using the cubic clustering criterion. A test for multiple comparisons was
180 carried out separately on each input variable to assess their power of discrimination among treatments,
181 using ANOVA (when its assumptions were satisfied) or non-parametric Kruskal–Wallis analysis of
182 variance testing at $P < 0.05$. All analyses were carried out using the SPSS v. 22.0 statistical software
183 package (IBM Software, Armonk, New York, USA).

184

185 **3. Results and Discussion**

186 3.1 Characteristics of the growing media

187 The BD increased, in general, with the proportion of compost in the mixture, as reported in other studies
188 (García-Gómez et al., 2002; Bustamante et al., 2008; Mendoza-Hernández et al., 2014) (Table 1). In all
189 cases, the BD values of the compost+peat substrates were significantly higher than for 100% peat.
190 However, most of the substrates showed values of this parameter within the range for an ideal substrate
191 (Abad et al., 2001).

192 Regarding TPS, great differences due to the type of compost and the dose were not found in the values of
193 this parameter among the substrates (Table 1). All the compost-based substrates showed values of TPS
194 below the suggested reference level (> 85%) (Abad et al., 2001), except the substrates elaborated with low
195 doses of C2 and C3.

196 In most cases, the increase in the proportion of compost in the mixture significantly reduced the AIRC
197 (Table 1). This was also observed by García-Gómez et al. (2002) in an experiment using compost made
198 from olive mill wastes as a growing medium for ornamental seedlings. Moreover, only the substrates C2-
199 50%, C2-75%, C1-50% and all the substrates with C3 showed AIRC values within the range suggested by
200 Abad et al. (2001) for an ideal substrate (20-30% (v/v)).

201 Regarding TWHC, the growing media with C2 and C3 showed, in general, values of this parameter above
202 that of the peat control (Table 1). However, none of the media used in this study (including 100% peat) had
203 a TWHC value within the interval considered appropriate for an ideal substrate (Abad et al., 2001).
204 Moreover, the treatments C1-25% and 75% had the lowest TWHC values.

205 The shrinkage was statistically similar in most of the substrates studied and all the compost-based substrates
206 had values of this parameter lower than that of the control (100% peat) (Table 1). In addition, all substrates
207 showed shrinkage values lower than the maximum limit for an ideal substrate (Abad et al., 2001). This was
208 also found by other authors for growing media elaborated with peat and different composts, such as
209 composts from distillery wastes and animal manures (Bustamante et al., 2008) and compost of horticultural
210 waste and almond shell (Mendoza-Hernández et al., 2014).

211 Except for 100% peat, the pH and EC of the substrates exceeded, in general, the acceptable limit for an
212 ideal growing medium (Abad et al., 2001) (Table 2). The pH and EC increased with the proportion of
213 compost in the growing medium, in accordance with other experiments on the use of composts as partial

214 substitutes for peat (Garcia-Gomez et al., 2002, Sánchez-Monedero et al., 2004, Bustamante et al., 2008;
215 Mininni et al., 2013; Mendoza-Hernández et al., 2014). The C1-25% substrate and the control showed the
216 lowest EC values, whereas the C2-75% and C3-75% substrates had the highest values. This characteristic is
217 very important for a material used as a growing medium, because salinity represents the main factor
218 limiting seed germination and seedling growth (Garcia-Gomez et al., 2002; Bustamante et al., 2008;
219 Mininni et al., 2013). The high EC values found in the media with the highest dose of C2 or C3 were
220 possibly due to their high concentrations of ions (Cl⁻, P, K and Na) in the water-soluble extract. Most of the
221 substrates made with compost had soluble ions contents higher than the range suggested by Abad et al.
222 (1992 and 2001) for an ideal substrate (Table 2).
223 Regarding other chemical characteristics, the OM content was lower than the level suggested by Abad et al.
224 (2001) for an 'ideal' substrate (>80%) in all media, except for 100% peat (Table 2). In general, an
225 increasing proportion of compost in the substrates enhanced the macronutrient and sodium contents (Table
226 2). In the case of the C2-based substrates, their nitrogen concentrations did not show statistical differences
227 from that of peat. All the media prepared with composts had macronutrient and sodium concentrations that
228 were similar to or higher than those of peat, showing that these agroindustrial composts could be a good
229 source of mineral nutrients for plants, as was observed by other authors when compost/peat mixtures were
230 used as growing media (Altieri et al., 2014; Mendoza-Hernández et al., 2014).

231

232 3.2 Seed germination and rooting and growth of seedlings

233 In general, the percentages of germination of the courgette seeds in all the substrates made with compost
234 were similar to those obtained with peat (Table 3). In the case of tomato and pepper, their seedling
235 emergence was reduced in most of the growing media having a residue dose above 50%, probably because
236 of the high salinity of these substrates (Table 2), as reported by Sánchez-Monedero et al. (2004),
237 Bustamante et al. (2008) and Mininni et al. (2013). This poorer seedling emergence of tomato was probably
238 arose because seedlings are generally more sensitive to salt than more-mature plants, because of their more-
239 limited water uptake capacity - which can lead to osmotic stress in plants grown on saline media (Schwarz,
240 1995).

241 In general, the fresh and dry weights of the aerial parts of the tomato seedlings grown on compost-based
242 media (C1 and C2) were higher than those obtained with peat (Table 3). Increased biomass production

243 when using compost as a substrate component has been found by other authors (Garcia-Gomez et al., 2002;
244 Pérez-Murcia et al., 2006; Bustamante et al., 2008; Mininni et al., 2013). This could be attributable to a
245 greater contribution of nutrients by the compost (Table 2). However, in most of the C3 growing media, the
246 growth of tomato seedlings was similar to that of seedlings grown on 100% peat. This behaviour was also
247 observed in the courgette and pepper seedlings grown on most of the compost-based substrates.

248 In all the crops, the fresh and dry weights of roots were not affected by the type of growing medium (Table
249 3). In general, the quality of the courgette roots in the C1 and C2-based substrates was lower than in the C3
250 media and in 100% peat. However, the root density, type and colour for the tomato and pepper seedlings
251 were similar to or better than those obtained with peat. Seedlings with well-developed root systems recover
252 more quickly from the shock of transplanting, since they can explore a greater volume of soil to obtain
253 nutrients and water. Hence, root development represents a critical aspect of seedling quality (Mininni et al.,
254 2013). In general, great differences in the root quality due to the different proportions of C1, C2 and C3 in
255 the mixtures were not found.

256 Regarding the height of the seedlings grown in the compost-peat substrates, the values obtained were, in
257 general, similar to or higher than those of the control plants (Table 3). This was also found by Bustamante
258 et al. (2008) in an experiment using composts from distillery wastes as growing media for coriander and
259 chard seedlings. Also, in most cases, the type of compost and dose did not affect significantly the seedling
260 height.

261

262 3.3 Nutritional status of transplants

263 In general, compost addition influenced significantly the nutritional status of the aerial parts (shoots) of the
264 tomato, courgette and pepper plants (Table 4). Great differences were not found in the N concentrations of
265 the transplants among the different proportions of C1, C2 and C3 in the mixtures. Moreover, the N
266 concentrations of the seedlings raised in the compost-based substrates were similar to or higher than those
267 of the plants grown in pure peat, except in the case of the tomato seedlings. Only the tomato transplants of
268 the C1-25% and 75% and C3-25% treatments had N levels similar to those of the control seedlings.

269 In the tomato and pepper transplants, the P and K concentrations were positively and significantly affected
270 by the presence of agroindustrial compost in the medium (Table 4). However, this was observed only for

271 the K concentrations of the courgette seedlings. In most cases, the P levels of the courgette seedlings grown
272 on the substrates with compost were similar to that in the plants grown on peat.
273 Except for the tomato transplants of the C3-75% substrate, the Na concentrations of the seedlings grown on
274 the compost-containing substrates were similar to or higher than the control plant values (Table 4).
275 In general, the macronutrient and Na availability improved with the addition of compost to the media,
276 which can be attributed to the higher concentrations of these elements in the agroindustrial composts
277 studied, in comparison to the peat (Table 2). Mendoza-Hernández et al. (2014) and Altieri et al. (2014)
278 observed that plants grown on media containing horticultural waste compost or olive mill waste compost
279 had higher macronutrient concentrations than those grown on the control substrate (100% peat). These
280 authors concluded that the use of these composts could be an effective and cheap alternative to peat, as well
281 as reducing the nutrient requirements in fertigation.

282

283 3.4 Multivariate analysis

284 PCA was carried out for all the parameters analysed in the substrates and seedlings (n=48). In the model
285 proposed using this statistical analysis, the value obtained for the Kaiser–Meyer–Olkin measure of sampling
286 adequacy (KMO) was higher than 0.5 and the P-value was 0.000 in Bartlett's test of sphericity. In addition,
287 none of these variables showed an extraction value < 0.5. According to these criteria, it can be concluded
288 that the model established was suitable. By establishing four PCs, the model was able to explain 78.6% of
289 the variability, with the following contributions of each PC: PC1: 31.0%, PC2: 17.2%, PC3: 16.2% and
290 PC4: 14.2% (Table 5). The different variables grouped in each component are represented in Table 5. This
291 value is directly proportional to the capacity of each PC to explain the variability observed in that specific
292 variable, with each PC containing those variables that have similar behavior. PC1 was mainly constituted by
293 parameters related to the physical, physico-chemical and chemical properties of the growing media. The
294 tomato germination (G) was directly correlated with TPS, AIRC, shrinkage and OM; however it was
295 negatively correlated with the rest of the variables, implying that an increase in the values of the parameters
296 related to phytotoxicity, such as EC and water-soluble anions, will produce a decrease in tomato seed
297 germination. Also, the concentrations of P in tomato seedlings, K and Na in courgette seedlings and P and
298 Na in pepper seedlings were positively correlated with the nutrient contents of the substrates, indicating the
299 capacity of the substrates studied to supply these plant nutrients. PC2 was principally associated with the

300 morphological parameters of the tomato and courgette seedlings. According to PC2, in courgette, the root
301 quality (RQ) was negatively correlated with the fresh and dry weights of the aerial parts (APFW and
302 APDW, respectively) and with seedling height (H). This could be due to the low nutrient requirements of
303 courgette seedlings (Medina et al., 2009), which enable them to produce large stems with only limited root
304 development. PC3 was constituted mainly by the TKN and $N-NO_3^-$ of the substrates and by the chemical
305 composition of the seedlings. PC4 was related principally to the morphological parameters of the pepper
306 seedlings, all of which were directly correlated with each other.

307 In PC1 and PC3 were grouped most substrate variables and the nutrient composition of the seedlings;
308 therefore, these PCs were chosen to determine the differentiation among substrates by their representation
309 in a plot (Fig. 1). The C3 treatments, irrespective of the amount of compost, and C1 and C2 at the highest
310 compost concentration (75%) were associated with the positive side of PC1 and stimulated the same
311 nutrient availability in the seedling studied. The control (peat) and the remaining compost-based substrates
312 were associated with the negative side of PC1 and produced the same tomato germination response. PC3
313 discriminated the substrates: there were positive loadings on this axis for the compost from flower wastes
314 (C1) and negative loadings for the composts from horticultural wastes (C2 and C3) - therefore, the
315 parameters related with the nitrogen content in the substrates and with the chemical composition of the
316 seedlings caused this separation.

317 The similarity among treatments based on the parameters studied in the horticultural seedlings was also
318 evaluated using a hierarchical CA (Fig. 2). Using a cut-off of 15 in the normalised linkage distance, three
319 clusters have been identified: (i) a group formed by three treatments (C3-50%, C3-75%, C2-75%); the
320 membership of this cluster corroborates, in part, the PCA results associated with a high concentration of
321 compost; (ii) a group formed by six treatments (C1-25%, C1-50%, C1-75%, C2-25%, C2-50%, C3-25%)
322 (iii) a group formed by peat. In general, these outcomes classified the treatments based on C1, C3 and pure
323 peat, corroborating the PCA results.

324 The exploratory data analysis framework adopted here produced summary information on a complex
325 substrate-plant system, based on a large set of treatments and several measured variables. The results
326 suggest that a combination of indicators is needed to evaluate the physiological response of horticultural
327 seedlings to the different treatments explored in the present study and to classify treatments into
328 homogeneous groups based on this response. To identify the variables which best characterise the observed

329 clusters, a non-hierarchical k-means CA was carried out on the same data matrix. According to the cubic
330 clustering criterion, the best partition of the samples was obtained by using three groups, confirming the
331 exploratory results from hierarchical clustering (Table 6). Group 1 includes two treatments (C2-25% and
332 peat). Group 2 includes four treatments (C2 and C3 compost at high concentrations). Group 3 includes four
333 treatments (C1 compost at all concentrations and C3 compost at low concentration). Table 7 shows
334 descriptive statistics for the variables observed in the three groups. Ten variables - describing the
335 physiological response of pepper seedlings, the Na concentration in tomato seedlings and selected physical,
336 physico-chemical and chemical characteristics of the substrates in each treatment - were found to differ
337 significantly among the three groups. Variables describing substrate properties (BD, pH, EC and K, Na and
338 Cl⁻ concentration) had higher values in groups 2 and 3 than in group 1. Substrate AIRC and seedling
339 characteristics (Na tomato, APFW pepper, APDW pepper) had lower values in group 2 than in the other
340 groups. The high values of EC and BD and the high concentrations of soluble ions (K, Na and Cl⁻), as well
341 as the low percentage of AIRC, could be factors limiting pepper plant growth in the group 2 substrates. The
342 treatments stimulating the highest response in terms of pepper productivity are grouped in cluster 3, as seen
343 for variables APFW and APDW. Therefore, the most-suitable substrates for pepper growth included in
344 group 3 are C1 compost, at all concentrations, and C3 compost, at 25%, these substrates being suitable also
345 for growing tomato and courgette. According to the data obtained by multivariate analysis, tomato and
346 courgette growth was not affected by the type of compost tested or its proportion in the media.

347

348 **4. Conclusions**

349 From the results, it can be concluded that the media containing the agroindustrial composts studied had, in
350 general, values of the physical properties tested which were close to or within the optimal range for an ideal
351 substrate. The pH and electrical conductivity values and plant nutrient contents in these substrates were
352 above the suggested reference levels. However, this did not adversely affect the growth of tomato and
353 courgette seedlings; the multivariate strategy used here proved that the type and rate of the studied
354 composts in the media only affected the physiological response of pepper seedlings. This multivariate
355 analysis evaluated the influence of the different composts on the substrate properties and the complexity of
356 the plant response, indicating that the media with the flower waste compost mixed with peat, irrespective of
357 the amount of compost, and the substrate with tomato waste compost plus peat, at the lowest compost

358 concentration (25%), were the most-suitable substrates for the growth of all the horticultural seedlings
359 studied.

360 Therefore, all these conclusions suggest that in developing countries, such as Ecuador, the use of
361 agroindustrial composts in professional horticulture contributes to waste disposal in an environmentally-
362 friendly way and to an improvement in yield on a sustainable basis with less use of costly, non-renewable
363 and depleted natural resources, such as peat.

364

365 **Acknowledgements**

366 This work was funded by the National Secretary of Higher Education, Science, Technology and Innovation
367 SENESCYT of Ecuador and is part of the doctoral research project on the issue of agroindustrial waste
368 management in the province of Chimborazo-Ecuador. The authors thank the different agroindustries of the
369 Chimborazo province, for providing raw materials for composting, and the Polytechnic School of
370 Chimborazo (Ecuador), Dr. N. Pérez and the Applied Research in Agrochemistry and Environment group
371 (GIAAMA) of the Miguel Hernandez University (Spain), for their invaluable technical and scientific
372 contribution. Also, the authors thank Dr. D. Walker for the English revision.

373

374 **References**

375 Abad, M., Martínez, P.F., Martínez, M.D., Martínez, J., 1992. Evaluación agronómica de los sustratos de
376 cultivo. *Actas de Horticultura* 11, 141-154.

377

378 Abad, M., Noguera, P., Bures, S., 2001. National inventory of organic wastes for use as growing media for
379 ornamental potted plant production: case study in Spain. *Bioresour. Technol.* 77, 197-200.

380

381 Alkoaik, F., Ghaly, A.E., 2006. Influence of dairy manure addition on the biological and thermal kinetics of
382 composting of greenhouse tomato plant residues. *Waste Manage* 26, 902-913.

383

384 Altieri, R., Esposito, A., Baruzzi, G., Nair, T., 2014. Corroboration for the successful application of
385 humified olive mill waste compost in soilless cultivation of strawberry. *Int. Biodeterior. Biodegrad.* 88,
386 118-124.

- 387
- 388 Atiyeh, R.M., Arancon, N.Q., Edwards, C.A., Metzger, J.D., 2002. The influence of earthworm-processed
389 pig manure on the growth and productivity of marigolds. *Bioresour Technol.* 81, 103-108.
- 390
- 391 Avramidou, P., Evangelou, A., Komilis, D., 2013. Use of municipal solid waste compost as a growth media
392 for an energy plant (rapeseed). *J. Environ. Manage.* 121, 152-159.
- 393
- 394 Belal, B.E., El-Mahrouk, M.E. 2010. Solid-state fermentation of rice straw residues of its use as growing
395 medium in ornamental nurseries. *Acta Astronautica.* 67, 1081-1089.
- 396
- 397 Bernal, M.P., Albuquerque, J.A., Moral, R., 2009. Composting of animal manures and chemical criteria for
398 compost maturity assessment. A review. *Bioresour. Technol.* 100, 5444-5453
- 399
- 400 Bernal-Vicente, A., Ros, M., Pascual, J.A., 2012. Inoculation of *Trichoderma harzianum* during maturation
401 of vineyard waste compost to control muskmelon *Fusarium* wilt. *BioResources* 7, 1948-1960.
- 402
- 403 Bustamante, M.A., Paredes, C., Moral, R., Agulló, E., Pérez-Murcia, M.D., Abad, M., 2008. Composts
404 from distillery wastes as peat substitutes for transplant production. *Resour. Conserv. Recy.* 52, 792-799.
- 405
- 406 Cai, H., Chen, T., Liu, H., Gao, D., Zheng, G., Zhang, J., 2010. The effect of salinity and porosity of
407 sewage sludge compost on the growth of vegetable seedlings. *Scientia Horticulturae* 124, 381-386.
- 408
- 409 De Boodt, H., 1975. Caractères physiques et disponibilité en eau des substrats. *Ann. Gembloux* 81, 59-72.
- 410
- 411 Environmental Management Law, 1999. Ley de Gestión Ambiental. Ley N°. 37. RO/ 245 de 30 de Julio de
412 1999.
- 413
- 414 European Standard 13037, 1999. Determination of pH, in: Soil improvers and growing media. European
415 Committee for Standardization, Brussels.

- 416
- 417 European Standard 13038, 1999. Determination of electrical conductivity, in: Soil improvers and growing
418 media. European Committee for Standardization, Brussels.
- 419
- 420 European Standard 13040, 1999. Sample preparation for chemical and physical tests, determination of dry
421 matter content, moisture content and laboratory compacted bulk density, in: Soil improvers and growing
422 media. European Committee for Standardization, Brussels.
- 423
- 424 Fornes, F., Carrión, C., García-de-la-Fuente, R., Puchades, R., Abad, M., 2010. Leaching composted
425 lignocellulosic wastes to prepare container media: Feasibility and environmental concerns. *J. Environ.*
426 *Manage.* 91, 1747-1755.
- 427
- 428 Garcia-Gomez, A., Bernal, M.P., Roig, A., 2002. Growth of ornamental plants in two composts prepared
429 from agroindustrial wastes. *Bioresour. Technol.* 83, 81-87.
- 430
- 431 Gavilanes-Terán, I., Jara-Samaniego, J., Idrovo-Novillo, J., Bustamante, M.A., Moral, R., Paredes, C.,
432 2016. Windrow composting as horticultural waste management strategy - a case study in Ecuador. *Waste*
433 *Management* 48, 127-134.
- 434
- 435 González-Fernández, J.J., Galea, Z., Alvarez, J.M., Hormaza, J.I., López, R., 2015. Evaluation of
436 composition and performance of composts derived from guacamole production residues. *J. Environ.*
437 *Manage.* 147, 132-139.
- 438
- 439 Jurado, M.M., Suárez-Estrella, F., Vargas-García, M.C., López, M.J., López-González, J.A., Moreno, J.,
440 2014. Evolution of enzymatic activities and carbon fractions throughout composting of plant waste. *J.*
441 *Environ. Manage.* 133, 355-364.
- 442
- 443 Kalamdhad, A.S., Singh, Y.K., Ali, M., Khwairakpam, M., Kazmi, A.A., 2009. Rotary drum composting of
444 vegetable waste and tree leaves. *Bioresour. Technol.* 100, 6442-6450.

- 445
- 446 Kitson, R.E., Mellon, M.G., 1944. Colorimetric determination of P as molybdovanado phosphoric acid.
- 447 Eng. Chem. Anal. Ed. 16, 379-383.
- 448
- 449 Lax, A., Roig, A., Costa, F., 1986. A method for determining the cation-exchange capacity of organic
- 450 materials. Plant Soil 94, 349-355.
- 451
- 452 Medina, E., Paredes, C., Pérez-Murcia, M.D., Bustamante, M.A., Moral, R., 2009. Spent mushroom
- 453 substrates as component of growing media for germination and growth of horticultural plants. Bioresour.
- 454 Technol. 100, 4227-4232.
- 455
- 456 Mendoza-Hernández, D., Fomes, F., Belda, R.M., 2014. Compost and vermicompost of horticultural waste
- 457 as substrates for cutting rooting and growth of rosemary. Scientia Horticulturae 178, 192-202.
- 458
- 459 Mininni, C., Bustamante, M.A., Medina, E., Montesano, F., Paredes, C., Pérez-Espinosa, A., Moral, R.,
- 460 Santamaría, P., 2013. Evaluation of posidonia seaweed-based compost as a substrate for melon and tomato
- 461 seedling production. J. Hortic. Sci. Biotech. 88, 345-351.
- 462
- 463 Naddaf, O., Livieratos, L., Stamatakis, A., Tsirogiannis, L., Gizas, G., Savvas, D., 2011. Hydraulic
- 464 characteristics of composted pig manure, perlite, and mixtures of them, and their impact on cucumber
- 465 grown on bags. Scientia Horticulturae 129, 135-141.
- 466
- 467 Navarro, A.F., Cegarra, J., Roig, A., Bernal, M.P., 1991. An automatic microanalysis method for the
- 468 determination of organic carbon in wastes. Commun. Soil Sci. Plan. 22, 2137-2144.
- 469
- 470 Navarro, A.F., Cegarra, J., Roig, A., García, D., 1993. Relationships between organic matter and carbon
- 471 contents of organic wastes. Bioresour. Technol. 44, 203-207.
- 472

- 473 Perez-Murcia, M.D., Moral, R., Moreno-Caselles, J., Perez-Espinosa, A., Paredes, C., 2006. Use of
474 composted sewage sludge in growth media for broccoli. *Bioresour. Technol.* 97, 123-130.
475
- 476 Raviv, M., 2008. The use of compost in growing media as suppressive agent against soil-borne diseases.
477 *Acta Horticulturae* 779, 39-49.
478
- 479 Rinaldi, S., De Lucia, B., Salvati, L., Rea, E., 2014. Understanding complexity in the response of
480 ornamental rosemary to different substrates: A multivariate analysis. *Scientia Horticulturae* 176, 218-224.
481
- 482 Sánchez-Monedero, M.A., Roig, A., Cegarra, J., Bernal M.P., Noguera, P., Abad, M., 2004. Composts as
483 media constituents for vegetable transplant production. *Compost Sci. Util.* 12,161-168.
484
- 485 Schwarz, M., 1995. Soilless culture management. *Advanced Series in Agricultural Sciences* 24, 96-104.
486
- 487 Vargas-García, M.C., Suárez-Estrella, F., López, M.J., Moreno, J., 2006. Influence of microbial inoculation
488 and co-composting material on the evolution of humic-like substances during composting of horticultural
489 wastes. *Process Biochem.* 41, 1438-1443.
490
- 491 Vargas-García, M.C., Suárez-Estrella, F., López, M.J., Moreno, J., 2010. Microbial population dynamics
492 and enzyme activities in composting processes with different starting materials. *Waste Manage* 30, 771-
493 778.
494
- 495 Vestberg, M., Kukkonen, S., Parikka, P., Yu, D., Romantschuk, M., 2014. Reproducibility of suppression of
496 *Pythium* wilt of cucumber by compost. *Agric. Food Sci.* 23: 236-245.
497
- 498 Zhang, L., Sun, X., Tian, Y., Gong, X., 2014. Biochar and humic acid amendments improve the quality of
499 composted green waste as a growth medium for the ornamental plant *Calathea insignis*. *Scientia*
500 *Horticulturae* 176, 70-78.
501

- 502 *Web references*
- 503 INEC (last access 02/12/2015). National Agricultural Census, 2000.
- 504 <http://www.ecuadorencifras.gob.ec/censo-nacional-agropecuario/>
- 505 INEC (last access 10/12/2015). Economic Environmental Information in Companies, 2013.
- 506 <http://www.ecuadorencifras.gob.ec/encuesta-de-informacion-ambiental-economica-en-empresas/>
- 507 International Trade Centre (last access 01/12/2015). Trade statistics 2001-2014, 2013.
- 508 <http://www.intracen.org/itc/market-info-tools/trade-statistics/>
- 509 Banco Central de Ecuador (last access 02/12/2015). Estadísticas, 2013. <http://www.bce.fin.ec/>
- 510
- 511



Table(s)

Table 1
Physical properties of the growing media used.

Substrate	Treatment	BD (g cm ⁻³)	TPS (% (v/v))	AIRC (% (v/v))	TWHC (mL L ⁻¹)	Shrinkage (% (v/v))
IS ^a		≤0.4	>85	20-30	600-1000	<30
C1	25%	0.32 c	80 a	36 c	439 a	6 a
C1	50%	0.34 c	80 a	29 b	511 bcd	11 abc
C1	75%	0.39 d	83 ab	35 c	475 ab	11 abc
C2	25%	0.26 b	87 d	31 b	561 e	12 bc
C2	50%	0.35 c	83 abc	25 a	579 e	11 abc
C2	75%	0.42 d	80 a	26 a	550 cde	13 c
C3	25%	0.27 b	86 bcd	30 b	556 de	11 abc
C3	50%	0.41 d	79 a	29 b	506 bc	7 ab
C3	75%	0.40 d	80 a	26 a	536 cde	6 a
Peat	100%	0.22 a	87 cd	36 c	502 bc	21 d
F-ANOVA		62 ***	13 ***	39 ***	16 ***	15 ***

C1: compost of flower waste + laying hen manure + sawdust; C2: compost of broccoli waste + laying hen manure + sawdust; C3: compost of tomato waste + laying hen manure + sawdust; IS: ideal substrate; BD: bulk density; TPS: total pore space; TWHC: total water holding capacity; AIRC: air capacity.

^a: Range of acceptable values for an optimal substrate according to Abad et al. (2001).

***: Significant at P<0.001.

Mean values in columns followed by the same letter do not differ significantly between the groups of compost according to the Tukey-b test (P<0.05).

Table 2
Physico-chemical and chemical properties of the growing media used.

Media Treatment	pH	EC (dS m ⁻¹)	OM (%)	TKN (%)	P (mg L ⁻¹)	K (mg L ⁻¹)	Na (mg L ⁻¹)	Cl ⁻ (mg L ⁻¹)	NO ₃ -N (mg L ⁻¹)	SO ₄ ²⁻ (mg L ⁻¹)
IS^a	5.3-6.5	≤ 0.5	>80		6-10	150-249	<115	<180	100-199	<960
C1	7.9 cd	0.46 b	71 f	1.86 c	105 c	623 b	121 b	122 b	216 bc	100 a
C1	8.5 e	0.73 d	62 e	2.23 d	150 d	982 d	199 e	247 c	384 e	112 a
C1	8.9 f	1.12 g	50 c	2.73 e	233 f	1611 fg	297 h	383 e	612 f	106 a
C2	7.5 b	0.64 c	49 c	1.10 a	82 b	736 c	186 d	294 d	186 b	300 b
C2	7.9 d	0.95 f	43 b	1.11 a	140 d	1133 e	274 g	459 f	248 c	432 c
C2	8.5 e	1.25 i	35 a	1.08 a	177 e	1586 f	340 i	632 h	309 d	523 d
C3	7.6 bc	0.78 e	56 d	1.12 a	101 bc	988 d	166 c	378 e	26 a	529 d
C3	8.3 e	1.21 h	47 bc	1.11 a	143 d	1648 g	257 f	536 g	32 a	670 e
C3	8.9 f	1.66 j	47 bc	1.33 b	226 f	2227 h	340 i	896 i	52 a	1103 f
Peat	6.0 a	0.13 a	92 g	1.06 a	33 a	76 a	16 a	14 a	45 a	103 a
F-ANOVA	187 ***	3519 ***	302 ***	296 ***	138 ***	4081 ***	2584 ***	458 ***	383 ***	971 ***

C1: compost of flower waste + laying hen manure + sawdust; C2: compost of broccoli waste + laying hen manure + sawdust; C3: compost of tomato waste + laying hen manure + sawdust; IS: ideal substrate; EC: electrical conductivity; OM: organic matter; TKN: total Kjeldahl nitrogen
^a: Range of acceptable values for an optimal substrate according to Abad et al. (1992 and 2001).
 ***: Significant at P<0.001.

Mean values in columns followed by the same letter do not differ significantly between the groups of compost according to the Tukey-b test (P<0.05).

Table 3

Effect of substrates on seed germination and morphological parameters of tomato, courgette and pepper seedlings.

Substrates	Treatment	G (%)	APFW (g plant ⁻¹)	APDW (g plant ⁻¹)	RFW (g plant ⁻¹)	RDW (g plant ⁻¹)	RQ	H (cm)
Tomato								
C1	25%	57 b	3.55 cd	0.27 bcde	1.10 a	0.11 a	4.42 bc	3.63 a
C1	50%	57 b	4.08 d	0.31 de	0.96 a	0.08 a	4.96 e	4.13 abc
C1	75%	48 a	3.66 cd	0.26 bcde	1.13 a	0.09 a	4.50 bcd	4.01 ab
C2	25%	59 b	3.66 cd	0.30 cde	0.96 a	0.08 a	4.67 cde	4.17 abc
C2	50%	55 b	3.97 cd	0.32 e	1.15 a	0.09 a	4.92 e	4.58 c
C2	75%	49 a	2.55 ab	0.22 bc	0.96 a	0.07 a	4.38 bc	4.20 bc
C3	25%	56 b	3.81 cd	0.28 bcde	1.05 a	0.08 a	4.58 cde	3.72 ab
C3	50%	58 b	2.97 bc	0.23 bcd	0.83 a	0.06 a	4.63 cde	3.60 a
C3	75%	46 a	3.08 bc	0.23 bcd	1.30 a	0.09 a	4.88de	3.62 a
Peat	100%	59 b	2.48 ab	0.20 ab	0.99a	0.07 a	4.17 ab	3.65 ab
	F-ANOVA	25***	12***	9***	2 ^{NS}	2 ^{NS}	14***	7***
Courgette								
C1	25%	81 b	3.28 ab	0.22 ab	0.76 a	0.05 a	2.58 ab	2.61 b
C1	50%	72 a	4.02 b	0.28 b	1.07 a	0.06 a	2.50 ab	2.78 b
C1	75%	87 b	3.07 ab	0.22 ab	0.75 a	0.04 a	2.17 a	2.67 b
C2	25%	87 b	3.70 ab	0.25 ab	1.06 a	0.07 a	2.67 ab	3.44 c
C2	50%	86 b	3.72 ab	0.25 ab	0.84 a	0.05 a	2.79 bc	3.06 bc
C2	75%	81 b	3.64 ab	0.25 ab	0.87 a	0.05 a	2.33 ab	2.57 b
C3	25%	87 b	2.90 ab	0.21 ab	0.81 a	0.06 a	3.67 d	2.75 b
C3	50%	83 b	2.87 a	0.19 a	0.95 a	0.05 a	5.00 e	2.08 a
C3	75%	81 b	3.15 ab	0.20 a	1.01 a	0.05 a	4.96 e	2.05 a
Peat	100%	88 b	2.63 a	0.19 a	0.66 a	0.05 a	3.25 cd	2.70 b
	F-ANOVA	8***	4**	4**	2 ^{NS}	2 ^{NS}	67***	11***
Pepper								
C1	25%	53 bc	1.41 bc	0.10 ab	0.55 a	0.04 a	3.33 a	2.78 b
C1	50%	55 bc	1.75 c	0.15 c	0.57 a	0.04 a	3.25 a	2.73 b
C1	75%	52 b	1.39 bc	0.12 bc	0.50 a	0.04 a	3.38 a	2.78 b
C2	25%	55 bc	1.21 ab	0.09 ab	0.48 a	0.04 a	3.42 a	2.68 b
C2	50%	58 c	1.26 ab	0.10 ab	0.52 a	0.04 a	3.17 a	2.81 b
C2	75%	44 a	0.86 a	0.06 a	0.46 a	0.03 a	3.38 a	2.62 b
C3	25%	54 bc	1.65 c	0.12 bc	0.65 a	0.05 a	4.46 b	2.75 b
C3	50%	57 bc	1.01 ab	0.08 ab	0.47 a	0.04 a	3.08 a	2.59 b
C3	75%	44 a	0.91 a	0.07 a	0.40 a	0.03 a	3.13 a	2.59 b
Peat	100%	56 bc	1.16 ab	0.09 ab	0.57 a	0.04 a	3.25 a	2.37 a
	F-ANOVA	24***	10***	6***	1 ^{NS}	1 ^{NS}	15***	6***

C1: compost of flower waste + laying hen manure + sawdust; C2: compost of broccoli waste + laying hen manure + sawdust; C3: compost of tomato waste + laying hen manure + sawdust; G: germination; APFW: aerial parts fresh weight; APDW: aerial parts dry weight; RFW: root fresh weight; RDW: root dry weight; RQ: root quality; H: height. ***, ** and ^{NS}: Significant at P<0.001, P<0.01 and not significant (P>0.05).

Mean values in columns followed by the same letter do not differ significantly between the groups of compost according to the Tukey-b test (P<0.05).

Table 4
Effect of substrates on the macronutrient and sodium concentrations of tomato, courgette and pepper seedlings.

Media	Treatment	Tomato					Courgette					Pepper				
		N (g kg ⁻¹)	P (g kg ⁻¹)	K (g kg ⁻¹)	Na (g kg ⁻¹)		N (g kg ⁻¹)	P (g kg ⁻¹)	K (g kg ⁻¹)	Na (g kg ⁻¹)		N (g kg ⁻¹)	P (g kg ⁻¹)	K (g kg ⁻¹)	Na (g kg ⁻¹)	
C1	25%	34.5 cdef	3.27 c	46.3 a	13.6 cde		33.2 ab	8.11 c	60.0 c	7.0 bc		51.1 cd	4.05 cd	65.9 b	10.5 a	
C1	50%	31.0 abc	4.42 ef	55.2 b	14.1 de		28.4 a	7.18 ab	73.5 f	6.3 b		51.5 cd	3.99 c	82.6 ef	13.1 bc	
C1	75%	35.7 ef	4.36 e	62.8 c	15.8 f		37.2 b	8.12 c	69.5 e	7.6 c		53.8 d	4.12 cde	81.4 de	12.0 b	
C2	25%	31.4 abcd	2.79 b	54.7 b	12.8 abc		28.5 a	7.09 a	55.0 b	6.4 b		47.4 ab	3.92 c	90.0 fg	12.6 b	
C2	50%	27.9 a	3.21 c	55.7 b	12.5 abc		31.0 a	6.81 a	65.6 d	6.8 bc		49.9 bc	3.59 b	86.7 efg	13.3 bc	
C2	75%	29.0 ab	4.58 ef	52.8 b	13.2 bcd		31.8 ab	7.33 ab	70.6 ef	7.2 bc		45.8 a	4.33 def	92.6 g	14.2 c	
C3	25%	35.1 def	4.82 f	64.3 c	14.3 e		32.0 ab	7.88 bc	61.4 c	6.4 b		49.2 bc	4.34 def	73.5 bcd	12.5 b	
C3	50%	32.3 bcde	4.59 ef	57.6 b	13.6 cde		29.0 a	6.84 a	67.0 de	7.0 bc		50.9 cd	4.66 f	74.5 cd	13.0 bc	
C3	75%	31.7 abcd	3.97 d	52.6 b	12.0 a		29.9 a	7.90 bc	70.9 ef	6.8 bc		49.8 bc	4.41 ef	72.4 bc	12.6 b	
Peat	100%	36.5 f	1.92 a	46.6 a	13.1 bc		30.4 a	6.73 a	27.4 a	5.5 a		49.4 bc	2.57 a	57.7 a	9.4 a	
F-ANOVA		11 ***	115 ***	25 ***	27 ***		4 **	12 ***	243 ***	9 ***		9 ***	63 ***	36 ***	18 ***	

C1: compost of flower waste + laying hen manure + sawdust; C2: compost of broccoli waste + laying hen manure + sawdust; C3: compost of tomato waste + laying hen manure + sawdust.

*** and **: Significant at P<0.001 and P<0.01

Mean values in columns followed by the same letter do not differ significantly between the groups of compost according to the Tukey-b test (P<0.05).

Table 5

The loading of the variables to the components extracted by principal component analysis (only significant loadings $>|0.6|$ are reported).

Variable	PC 1	PC 2	PC 3	PC 4
BD (g cm ⁻³)	0.855			
TPS (%)	-0.647			
TWHC (mL L ⁻¹)			-0.743	
AIRC (%)	-0.650			
Shrinkage (% vol)	-0.739			
OM (%)	-0.808			
pH	0.895			
EC (dS m ⁻¹)	0.951			
TKN (%)			0.874	
P (mg L ⁻¹)	0.848			
K (mg L ⁻¹)	0.960			
Na (mg L ⁻¹)	0.894			
Cl ⁻ (mg L ⁻¹)	0.891			
NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)			0.734	
SO ₄ ²⁻ (mg L ⁻¹)	0.721			
G tomato (%)	-0.673			
N tomato (g kg ⁻¹)		-0.698		
P tomato (g kg ⁻¹)	0.809			
Na tomato (g kg ⁻¹)			0.692	
K tomato (g kg ⁻¹)				0.659
N courgette (g kg ⁻¹)			0.842	
P courgette (g kg ⁻¹)			0.647	
Na courgette (g kg ⁻¹)	0.719			
K courgette (g kg ⁻¹)	0.876			
N pepper (g kg ⁻¹)			0.698	
P pepper (g kg ⁻¹)	0.884			
Na pepper (g kg ⁻¹)	0.716			
K pepper (g kg ⁻¹)		0.792		
APFW tomato				0.719
APDW tomato		0.733		
H tomato		0.902		
APFW courgette		0.953		
APDW courgette		0.962		
RDW courgette			-0.623	
RQ courgette		-0.666		
H courgette		0.664		
APFW pepper				0.796
APDW pepper				0.799
RFW pepper				0.712
RDW pepper				0.907
RQ pepper				0.727
Variance (%)	31.0	17.2	16.2	14.2
Cumulative variance (%)	31.0	48.2	64.4	78.6

PC: principal component. For other abbreviations see Tables 1, 2 and 3.

Table 6

Results of *k-means* clustering analysis applied to the 10 treatments, according to the substrate properties and plant variables.

Group 1	Distance	Group 2	Distance	Group 3	Distance
Peat	4.834	C2-50%	5.058	C1-25%	4.137
C2-25%	4.834	C2-75%	3.861	C1-50%	4.316
		C3-50%	3.910	C1-75%	5.278
		C3-75%	4.260	C3-25%	5.172

C1: compost of flower waste + laying hen manure + sawdust; C2: compost of broccoli waste + laying hen manure + sawdust; C3: compost of tomato waste + laying hen manure + sawdust.



Table 7

Average value and standard deviation of the variables, according to the *k-means* groups.

	Group 1		Group 2		Group 3		ANOVA ^a	K-W test ^b
	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD		
BD (g cm ⁻³)	0.24	0.03	0.39	0.03	0.33	0.05	**	
TPS (%)	87	0	81	2	82	3		NS
TWHC (mL L ⁻¹)	532	42	543	30	495	50	NS	
AIRC (%)	34	4	26	2	32	3	*	
Shrinkage (% vol)	16	6	9	3	10	2		NS
OM (%)	70	31	43	6	60	9	NS	
pH	6.8	1.0	8.4	0.4	8.2	0.6	*	
EC (dS m ⁻¹)	0.39	0.36	1.27	0.29	0.77	0.27	*	
TKN (%)	1.08	0.03	1.16	0.12	1.99	0.68		NS
P (mg L ⁻¹)	58	34	172	40	147	61	NS	
K (mg L ⁻¹)	406	467	1649	449	1051	410	*	
Na (mg L ⁻¹)	101	120	303	43	196	75	*	
Cl ⁻ (mg L ⁻¹)	154	198	631	190	283	124	*	
NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	116	99	161	139	310	249		NS
SO ₄ ²⁻ (mg L ⁻¹)	202	140	682	297	212	211	NS	
GI tomato (%)	59	0	52	6	55	5		NS
N tomato (g kg ⁻¹)	33.9	3.6	30.2	2.1	34.1	2.1	NS	
P tomato (g kg ⁻¹)	2.35	0.62	4.09	0.65	4.22	0.66		NS
Na tomato (g kg ⁻¹)	13.0	0.2	12.8	0.7	14.5	0.9	*	
K tomato (g kg ⁻¹)	50.6	5.7	54.7	2.4	57.2	8.3		NS
N courgette (g kg ⁻¹)	29.5	1.3	30.4	1.2	32.7	3.6	NS	
P courgette (g kg ⁻¹)	6.91	0.25	7.22	0.51	7.82	0.45	NS	
Na courgette (g kg ⁻¹)	6.0	0.7	7.0	0.2	6.8	0.6		NS
K courgette (g kg ⁻¹)	41.2	19.5	68.5	2.6	66.1	6.5	NS	
N pepper (g kg ⁻¹)	48.4	1.4	49.1	2.3	51.4	1.9		NS
P pepper (g kg ⁻¹)	3.25	0.95	4.25	0.46	4.13	0.15	NS	
Na pepper (g kg ⁻¹)	11.0	2.3	13.3	0.7	12.0	1.1	NS	
K pepper (g kg ⁻¹)	73.8	22.9	81.6	9.7	75.9	7.8	NS	
APFW tomato	3.07	0.83	3.14	0.60	3.78	0.23	NS	
APDW tomato	0.25	0.07	0.25	0.05	0.28	0.02	NS	
H tomato	3.91	0.37	4.00	0.48	3.87	0.24	NS	
APFW courgette	3.17	0.76	3.35	0.40	3.32	0.49	NS	
APDW courgette	0.22	0.04	0.22	0.03	0.23	0.03		NS
RDW courgette	0.06	0.01	0.05	0.00	0.05	0.01		NS
RQ courgette	2.96	0.41	3.77	1.41	2.73	0.65	NS	
H courgette	3.07	0.52	2.44	0.48	2.70	0.08	NS	
APFW pepper	1.19	0.04	1.01	0.18	1.55	0.18	**	
APDW pepper	0.09	0.00	0.08	0.02	0.11	0.01	*	
RFW pepper	0.53	0.06	0.46	0.05	0.57	0.06	NS	
RDW pepper	0.04	0.00	0.04	0.01	0.04	0.01		NS
RQ pepper	3.34	0.12	3.19	0.13	3.61	0.57		NS

For the abbreviations see Tables 1, 2 and 3

^a: ANOVA statistics testing for multiple comparisons. **, * and NS: Significant at P<0.01, P<0.05 and not significant (P>0.05).

^b: Kruskal-Wallis statistics testing for significance at P<0.05 for multiple comparisons. NS: Not significant.

Figure(s)

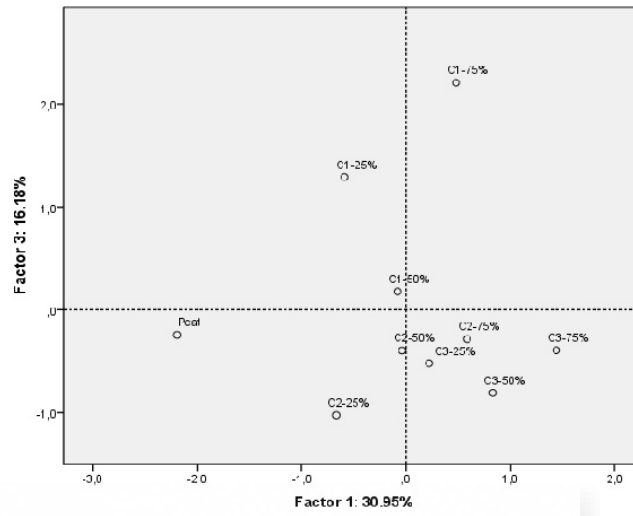


Fig. 1



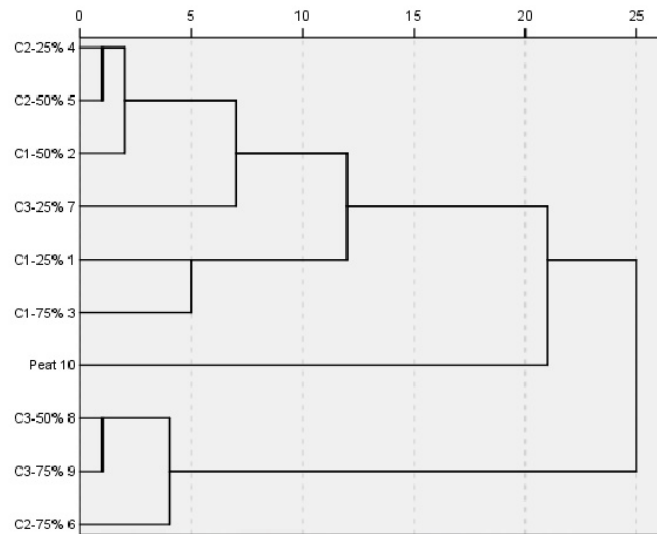


Fig. 2



Publicación 3.4

**AGRONOMIC ASSESSMENT OF THE FERTILISING CAPACITY OF AGROINDUSTRIAL WASTE
COMPOST IN CHIMBORAZO PROVINCE (ECUADOR)**

*EVALUACIÓN AGRONÓMICA DE LA CAPACIDAD FERTILIZANTE DE COMPOST DE RESIDUOS
AGROINDUSTRIALES EN LA PROVINCIA DE CHIMBORAZO (ECUADOR)*

***Irene Gavilanes-Terán, Janneth Jara-Samaniego, M^a Angeles Bustamante, Aurelia
Pérez-Espinoza, M^a Dolores Pérez-Murcia, Raúl Moral, Concepción Paredes.***

**Rural-Urban Symbiosis. Proceedings of the 16th International RAMIRAN Conference,
8th-10th September 2015, Hamburg University of Technology, Germany; Körner, I.
(Ed.): TUTech Verlag, Hamburg, Germany, ISBN: 978-3-946 094- 02-9, 745 pages.**

14/4/2016

RAMIRAN 2015 | notification of acceptance - Irene Del Carmen Gavilanes Teran

RAMIRAN 2015 | notification of acceptance

Gerlinde Loebkens - TuTech Innovation GmbH <loebkens@tutech.de>

vie 27/02/2015 11:20

Para: Paredes Gil, Concepcion <c.paredes@umh.es>;

Dear Author,

On behalf of the Organizing Committee of the 16th International Conference Rural-Urban Symbiosis (RAMIRAN 2015, 8-10 September), we are pleased to inform you that your paper has been reviewed and accepted for a poster presentation at the conference.

Your paper details are:

AbstractID: TA-P_Gavilanes-Teran

Thematic areas:

- TA Quality fertilizers from residues
- TB Sustainable soils
- TC Advances in emission prevention
- TD The bioresource challenge
- TE Sustainable regions

Title: Agronomic assessment of the fertilising capacity of agroindustrial waste composts in Chimborazo province (Ecuador)

For more details visit <http://ramiran2015.de/preliminary-timetable/>

A draft programme will be available end of next week. To optimise your 4-page article we will send you the reviews of your abstract during the next two weeks.

WHAT TO DO NOW ?

Please confirm by online registration before 18 March 2015

Register now at <http://ramiran2015.de/registration/>

Accommodation

September is high season in Hamburg. Therefore, to ensure availability, reservations should be made as soon as possible. Please note that hotel reservations should be handled individually by each participant.

For more information, please visit <http://ramiran2015.de/accomodation/>

N-neutrality

<https://outlook.office.com/owa/?viewmodel=ReadMessageItem&ItemID=AAMkADg2MjI0MjFjLTYyMmM0NDZjMS1hNDk2LTgxN2YzZGU3NTFjNwBGAAAAA...> 1/2

14/4/2016

RAMIRAN 2015 | notification of acceptance - Irene Del Carmen Gavilanes Teran

A large event like RAMIRAN 2015 causes a considerable N-footprint. By participating in the C programme RAMIRAN 2015 want to show possibilities for progression towards N-neutrality. We kindly ask you to contribute to the programme. Your contributions will be used to support an urban farming project in Indonesia.

Read more at <http://ramiran2015.de/n-neutrality/>

If you need further assistance, do not hesitate to contact the conference office at loebkens@tutech.de

We are looking forward to meeting you in Hamburg.

Sincerely,

Ina Körner
RAMIRAN2015 Conference chair
Hamburg University of Technology (TUHH), Germany

Send on behalf of the Organizing Committee by TuTech

TuTech Innovation GmbH
Gerlinde Loebkens
Diplom-Volkswirtin
Leitung Messen-Kongresse-Weiterbildung
Harburger Schlossstrasse 6-12
21079 Hamburg, Germany
Tel: +49 40 76629-6551, Fax: +49 40 76629-6559
<mailto:loebkens@tutech.de>
Web: <http://www.tutech.de>
Public Key (PGP): <http://keys.tutech.net/glo>

Geschaeftsfuehrer: Martin Mahn
Handelsregister: HRB 51682 Hamburg
USt.-ID-Nr.: DE 811 481 083

<https://outlook.office.com/owa/?viewmodel=ReadMessageItem&ItemID=AAMkADg2MjI0MjFjLTEyMmMtNDZjMS1hNDk2LTgxN2YzZGU3NTFjNwBGAAAAA...> 2/2

14/4/2016

Your 4-Page Paper submission for the RAM... - Irene Del Carmen Gavilanes Teran

Your 4-Page Paper submission for the RAMIRAN Conference 2015 in Hamburg

Ramiran Tagung 2015 (PD Dr.-Ing. habil. Ina Körner) <ramiran2015@tuhh.de>

lun 08/06/2015 5:58

Para: Paredes Gil, Concepcion <c.paredes@umh.es>;

Dear Author,

you have successfully submitted your 4-page paper for the RAMIRAN
Conference 2015 for the following contribution:

ID: TA-P_Gavilanes-Teran

Thank you very much!

We are looking forward to meeting you in Hamburg.

Best regards
RAMIRAN Conference 2015 management team

e-mail: Ramiran2015@tuhh.de



<https://outlook.office.com/owa/?viewmodel=ReadMessageItem&ItemID=AAMkADg2MjI0MjFjLTYyMmM0NDZjMS1hNDk2LTgxN2YzZGU3NTFjNwBGAAAAA...> 1/1

14/4/2016

RV: RAMIRAN 2015 - Irene Del Carmen Gavilanes Teran

RV: RAMIRAN 2015

Paredes Gil, Concepcion <c.paredes@umh.es>

Para: Irene Del Carmen Gavilanes Teran <irene.gavilanes@esPOCH.edu.ec>;

Cc: Moral Herrero, Raul <raul.moral@umh.es>; Perez Murcia, Maria Dolores <perez.murcia@umh.es>;

Hola a todos:

Os reenvío la respuesta de la organizadora del Congreso RAMIRAN. Todavía no tienen acabado el e-book del congreso, para indicar las páginas del capítulo de libro del experimento de campo de Ecuador. Sin embargo, se puede ir haciendo el resumen del documento que os envié, porque este era el definitivo con los cambios que sugirieron los revisores.

Un saludo.

Conchi

Concepción Paredes Gil

Grupo de Investigación Aplicada en Agroquímica y Medio Ambiente (GIAAMA)
Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente
Escuela Politécnica Superior de Orihuela (EPSO)
Universidad Miguel Hernández de Elche
Ctra Beniel, km 3.2
E-03312 Orihuela (Alicante)
España

c.paredes@umh.es
www.umh.es
Phone: +34 966749651
Fax: +34 966749711

-----Mensaje original-----

De: Ina Koerner [<mailto:koerner@tuhh.de>]

Enviado el: 15 March 2016 13:11

Para: Paredes Gil, Concepcion

CC: peters@tutech.de; Steffen Walk

Asunto: Re: RAMIRAN 2015

Dear Concepcion, we are still doing some corrections in the book.
Therefore we did not upload yet, but are almost finished.

Ina

<https://outlook.office.com/owa/?viewmodel=ReadMessageItem&ItemID=AAMkADg2MjI0MjFjLTEyMmMtNDZjMS1hNDk2LTgxN2YzZGU3NTFjNwBGAAAAA...> 1/6

14/4/2016

RV: RAMIRAN 2015 - Irene Del Carmen Gavilanes Teran

Zitat von "Paredes Gil, Concepcion" <c.paredes@umh.es>:

> Dear Dr Ilona Peters,
>
> I am writing because I need the link of e-book to download it.
>
> RAMIRAN 2015 – Rural-Urban Symbiosis., 8th-10th September 2015,
> Hamburg University of Technology, Germany; Körner, I. (Ed.): TUTech
> Verlag, Hamburg, Germany, ISBN: 978-3-946 094- 02-9, DOI:
> urn:nbn:de:gbv:830-88213742, 745 pages.
>
> In the web of RAMIRAN Congress 2015, it is indicated that the e-book
> is available under: www.ramiran.net . However, I have not found in
> this web this e-book. I only have found the link of Proceedings.
> Please, could you send me the link of e-book?. I participated in this
> congress with two manuscripts entitled "Evaluation of distillery
> organic waste compost efficiency on vineyard soil properties and grape
> quality" and " Agronomic assessment of the fertilizing capacity of
> agroindustrial waste composts in Chimborazo province (Ecuador)". I
> send you the copy of the transfer receipt for my congress
> registration.
>
> Kind regards,
>
> Concepción Paredes Gil
>
> Directora del Master Gestión, Tratamiento y Valorización de Residuos
> Orgánicos
>
> Grupo de Investigación Aplicada en Agroquímica y Medio Ambiente
> (GIAAMA) Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente Escuela
> Politécnica Superior de Orihuela (EPSO) Universidad Miguel Hernández
> de Elche Ctra Beniel, km 3.2
> E-03312 Orihuela (Alicante)
> España
>
> c.paredes@umh.es
> www.umh.es
> Phone: +34 966749651
> Fax: +34.966749711
>
>
>
>
> -----Mensaje original-----
> De: Peters@tutech.de [<mailto:Peters@tutech.de>] Enviado el: 22 December
> 2015 15:30
> Para: Paredes Gil, Concepcion
> Asunto: RAMIRAN 2015
>
>
> Dear RAMIRAN participants, dear members of the Scientific committee,
>

<https://outlook.office.com/owa/?viewmodel=ReadMessageItem&ItemID=AAMkADg2MjI0MjFjLTYyMmM0NDZjMS1hNDk2LTgxN2YzZGU3NTFjNwBGAAAA...> 2/6

14/4/2016

RV: RAMIRAN 2015 - Irene Del Carmen Gavilanes Teran

- > the year 2015 comes to an end and we would like to update you on the
- > post-RAMIRAN activities.
- >
- > (1) Abstract book and proceedings
- >
- > The abstract book is now available on the Ramiran-webpage
- > (www.ramiran.net). The proceedings-book is presently being compiled
- > and presumably available on the webpage at the end of January 2016.
- > Here is the citation information:
- >
- > RAMIRAN 2015 - Rural-Urban Symbiosis. Abstract book of the 16th
- > International RAMIRAN Conference, 8th-10th September 2015, Hamburg
- > University of Technology, Germany; Körner, I. (Ed.): TUTech Verlag,
- > Hamburg, Germany, ISBN: 978-3-941 492 - 95 - 0, 201 pages; e-book
- > available at: www.ramiran.net
- >
- > RAMIRAN 2015 - Rural-Urban Symbiosis. Proceedings of the 16th
- > International RAMIRAN Conference, 8th-10th September 2015, Hamburg
- > University of Technology, Germany; Körner, I. (Ed.): TUTech Verlag,
- > Hamburg, Germany, ISBN: 978-3-946 094- 02-9, 745 pages; e-book
- > available
- > at: www.ramiran.net (available presumably at the end January 2016)
- >
- > For better distribution both books will get a DOI (Digital Object
- > Identifier). This procedure is in progress.
- >
- > For compliance reasons we will not upload the ppt-presentations of the
- > participants. If you are interested in them, please contact the
- > authors directly.
- >
- >
- > (2) Special issue
- >
- > We are planning to compile a special issue with the journal „Energy,
- > Environment & Sustainability“. The first round of selection is
- > finished based on the Scientific committees' opinions. We will send a
- > list to the editor at the beginning of next year. He will decide on
- > which topics fit into the journal.
- >
- > (3) Evaluation
- >
- > We would like to thank you for the positive feedback. Attached we
- > send you the evaluation sheet, which was filled out by many
- > participants.
- > Regarding this evaluation the RAMIRAN top topics were TA
- > (fertilizers) and TD (The bioresource challenge), closely followed
- > by the other topics.
- >
- > (4) Nitrogen contribution and Nitrogen evaluations
- >
- > Many of you have already paid the Nitrogen contribution and many of
- > you stated in the evaluation sheet, that they still intend to do so.
- > The money collected so far was sent to the chosen urban gardening

<https://outlook.office.com/owa/?viewmodel=ReadMessageItem&ItemID=AAMkADg2MjI0MjFjLTYyMmM0NDZjMS1hNDk2LTgxN2YzZGU3NTFjNwBGAAAAA...> 3/6

14/4/2016

RV: RAMIRAN 2015 - Irene Del Carmen Gavilanes Teran

- > project in Indonesia.
- > If you want to contribute to this project, please contact Mr. Kilian
- > (kilian@tu.tech.de) in order to receive a bill. The standard
- > contribution was 30 €, but of course you can feel free to contribute
- > less (or more). Ova Candra Dewi, the project leader in Indonesia,
- > says THANK YOU.
- >
- > In addition to the calculation of N footprints of the food we have n
- > ow evaluated the pathways of N of the residues. We hope to be able
- > to present you a complete picture in one of the upcoming conferences.
- >
- >
- > (5) Pictures of the conference
- >
- > We have compiled the pictures. Unfortunately we haven't received any
- > of the city walk and of the biogas tour. In case you have taken any
- > nice snapshots of one of these two activities please sent them to us
- > until the end of January. And in case you have especially nice
- > pictures, which we shall include, then please send them as well.
- > They will be presented in the picture gallery in the RAMIRAN
- > webpage. Please mail pictures to:
- > steffen.walk@tuhh.de
- >
- > (6) Manure processing workshop
- > If you took part in this workshop - or are generally interested in
- > the topic - please contact Helmut Döhler. He can send you the
- > protocol and the presentations. It is furthermore planned to
- > organize a follow up workshop. Please contact Helmut if you are
- > interested.
- > helmut.doehler@doehler-agrar.de
- >
- > (7) Art at the conference
- > Many of you liked our artistical side program. Therefore I send you
- > some links, in case you wish to have a further look:
- >
- > The film "Rural-Urban colors" is now available on youtube:
- >
- > <https://www.youtube.com/watch?v=MbC44Aw4Ad8>
- >
- > Art from Tetrapak and other creations from Christiane Lüdtke can be found at:
- >
- > www.christianeluedtke.de
- >
- > Videos from the Scientific theatre can be found at:
- >
- > <http://scientific-theatre.org>
- >
- >
- > (8) Next conferences
- >
- > RAMIRAN 2017 will take place in Ireland, Wexford. We are looking
- > forward to meeting you there.
- >

<https://outlook.office.com/owa/?viewmodel=ReadMessageItem&ItemID=AAMkADg2MjI0MjFjLTYyMmM0NDk2LTgxN2YzZGU3NTFjNwBGAAAAA...> 4/6

14/4/2016

RV: RAMIRAN 2015 - Irene Del Carmen Gavilanes Teran

- > But perhaps we meet earlier. We can recommend the following conferences:
- >
- > ORBIT 2016: 25.-28.05.2016, Heraklion Greece; (Abstract deadline
- > 31.12.2015); see attached flyer
- >
- > 19th Nitrogen Workshop, 27-29. June 2016 (Abstract deadline
- > 20.01.2016) www.nitrogenworkshop.com
- >
- > At last we would like to wish you a very happy Christmas time and a
- > happy, healthy and successful 2016. We are looking forward to seeing
- > you soon at one of the conferences.
- >
- > Thanks for your contributions to RAMIRAN2015. It was a pleasure for
- > us to be host to you in Hamburg.
- >
- > Many greetings
- > Ina Körner and the RAMIRAN 2015 team
- >
- >
- >
- > TuTech Innovation GmbH
- > Ilona Peters
- > Messen-Kongresse-Weiterbildung
- > Harburger Schloßstrasse 6-12
- > 21079 Hamburg, Germany
- > Tel.: +49 40 76629-6554, Fax: +49 40 76629-6559 <mailto:peters@tutech.de>
- > Web: <http://www.tutech.de>
- > Public Key (PGP): <http://keys.tutech.net/ipe>
- >
- > Geschäftsführer: Martin Mahn
- > Handelsregister: HRB 51682 Hamburg
- > USt.-ID-Nr.: DE 811 481 083
- > (See attached file: Ramiran_2015_red.pdf)(See attached file:
- > Feedback to Ramiran 2015-evaluation.xlsx)(See attached file:
- > ORBIT2016.pdf)

--

PD Dr.-Ing. habil. Ina Körner
Hamburg University of Technology; Institute of Wastewater Management &
Water Protection
BIOCONVERSION & EMISSION CONTROL GROUP (BIEM)
-Group Leader-

Eissendorfer Str. 42, 21073 Hamburg, Germany
Tel.: 0049 40 42878 3154
Fax: 0049 40 42878 2684
i.koerner@tuhh.de
www.tuhh.de/aww

The BIEM working topics include applied and basic research for
efficient material and energy utilization of bioresources such as
waste, wastewater, lignocelluloses, algae (technological units,

<https://outlook.office.com/owa/?viewmodel=ReadMessageItem&ItemID=AAMkADg2MjI0MjFjLTYyMmM0NDZjMS1hNDk2LTgxN2YzZGU3NTFjNWBGAAAA...> 5/6

14/4/2016

RV: RAMIRAN 2015 - Irene Del Carmen Gavilanes Teran

process chains, networks)

BRI - BioResourceInnovation

i.koerner@bioresource.eu; www.bioresource.eu

Conceptual and creative innovations on the interfaces
science/practice and science/art/design

RAMIRAN 2015

16th International conference on "Rural-Urban Symbiosis"

08.09.-10.09.2015, Hamburg

www.ramiran2015.de

Thematic areas: Quality fertilizers from residues; Sustainable soils;
Advances in emission protection; The bioresource challenge;
Sustainable regions



<https://outlook.office.com/owa/?viewmodel=ReadMessageItem&ItemID=AAMkADg2MjI0MjFjLTYyMmM0NDZjMS1hNDk2LTgxN2YzZGU3NTFjNwBGAAAA...> 6/6

TA-P-08 Agronomic assessment of the fertilising capacity of agroindustrial waste composts in Chimborazo province (Ecuador)

I. Gavilanes-Terán¹, J. Jara-Samaniego¹, M.A. Bustamante², M.D. Pérez-Murcia², A. Pérez-Espinosa², R. Moral², C. Paredes²

¹Faculty of Science, Polytechnic School of Chimborazo, EC060155-Riobamba (Chimborazo), Ecuador

²Department of Agrochemistry and Environment, Miguel Hernandez University, EPS-Orihuela, ctra. Beniel Km 3.2, 03312-Orihuela (Alicante), Spain.

e-mail: c.paredes@umh.es

1. Objectives

The aim of this experiment was to determine the effects of different agroindustrial waste composts on the soil properties and on plant yield and some marketable parameters of two successive horticultural crops.

2. Methodology

2.1 Materials and experimental design

The field experiment was conducted at the Tunshi Research Station of the Polytechnic School of Chimborazo (Riobamba, Ecuador) (01°45'0"S, 78°30'38"W and elevation 2,829 m above sea level). The climate of this region is temperate, with an average cumulative annual precipitation of 475 mm and an average annual temperature of 13.8 °C. The main characteristics of the soil were: loam texture, pH 7.2, electrical conductivity (EC) (1:5) 0.44 dS m⁻¹, organic matter (OM) 1.04%, total nitrogen (N_t) 500 mg kg⁻¹, available-P (P_{ava}) 13.9 mg kg⁻¹ and available-K (K_{ava}) 241 mg kg⁻¹.

Six treatments, in a completely randomised design with three replicates per treatment, were set up in experimental plots of 6 m² each, with 0.5 m distance between plots. The treatments were: control without amendment (C); mineral fertiliser (175, 60 and 200 kg ha⁻¹ of N, P₂O₅ and K₂O, respectively) (M); poultry manure (PM) (9.7 t ha⁻¹), a traditional amendment used as a reference in this study; compost comprising flower waste (vegetable waste from rose postharvest, made up of stems, leaves and non-marketable flowers), poultry manure and sawdust (C1) (9.3 t ha⁻¹); compost comprising broccoli waste, poultry manure and sawdust (C2) (28 t ha⁻¹), and compost comprising tomato waste (vegetable waste from postharvest, consisting of stems, leaves and non-marketable tomatoes), poultry manure and sawdust (C3) (16.7 t ha⁻¹). These composts were prepared in the following proportions, on a fresh weight basis: 50% vegetable waste + 15% poultry manure + 35% sawdust. The main characteristics of these organic materials are shown in Table 1. The amendment application rate was adjusted to supply 175 kg ha⁻¹ of nitrogen. The organic materials were applied uniformly by hand and immediately incorporated to a soil depth of 25 cm, by light roto-tilling. The unamended plots and those receiving inorganic fertiliser were also tilled. After the incorporation of these treatments, two successive crops of broccoli (*Brassica oleracea* cv. Avenger) and lettuce (*Lactuca sativa* L. cv. capitata) were carried out. Seedlings of uniform size of both horticultural plants were selected and planted in each plot, leading to a plant density of 35,000 and 40,000 plants ha⁻¹ for broccoli and lettuce, respectively. Periodic irrigation with water was given during the growing seasons and treatments of insecticide were applied when necessary.

Table 1: Characteristics of the organic materials used in the experiment.

Parameter*	PM	C1	C2	C3
pH	8.2	8.2	8.4	8.9
Electrical conductivity (dS m ⁻¹)	8.08	2.99	2.50	3.52
Organic matter (%)	38.0	54.6	24.1	31.9
Total organic C (%)	23.7	31.7	16.3	28.6
Total N (%)	2.33	2.80	0.92	1.60
Total organic C/Total N	10.2	11.3	17.7	17.9
P (g kg ⁻¹)	14.6	10.2	4.82	6.01
K (g kg ⁻¹)	38.4	20.5	12.8	19.7

*Values on a dry matter basis.

PM: poultry manure; C1: compost of flower waste +poultry manure + sawdust; C2: compost of broccoli waste +poultry manure + sawdust; C3: compost of tomato waste +poultry manure + sawdust

The timing of the experiment was as follows (Table 2):

Table 2: The timing of the experiment.

Date	Operation
15 April 2014	Addition of soil amendments and of the mineral fertiliser and first soil sampling (S1)
21 April 2014	Transplanting of broccoli seedlings
29 July 2014	Harvesting of broccoli and soil sampling (S2)
31 July 2014	Light rototilling for the homogeneous mixing of soil with the roots of broccoli, transplanting of lettuce seedlings and soil sampling (S3)
13 October 2014	Harvesting of lettuce and soil sampling (S4)

The cropping period from transplanting to the end of harvesting was about 99 and 74 days for broccoli and lettuce, respectively.

2.2 Analytical and statistical methods

All plants of each of the treatment plots were harvested and weighed and counted to determine the total plant yield and the vegetable weight. The marketable parameters in both horticultural crops were determined by the following methods:

- Method 1: The diameter of broccoli and lettuce was measured using calipers.
- Method 2: The degree of compactness of broccoli and lettuce was calculated by dividing the vegetable diameter between its weight.
- Method 3: The colour of broccoli was evaluated according to the following criteria: 1 (yellow) to 5 (green).

All the soil samples were produced by mixing six sub-samples, from six sites of each plot, taken at 0-25 cm depth. Each soil sample was sieved to 2 mm, after removal of vegetation and bigger roots and stones, and the granulometric fraction was air-dried and used for analysis. All the analytical determinations in the manure, compost and soil were determined according to the methods described by Paredes et al. [1]. All analyses were made in triplicate.

The data were tested for statistically significant differences using one-way analysis of variance (ANOVA), considering the type of treatment. Comparison of the means of these parameters was performed by the Tukey-b test at $P < 0.05$. Data analysis was carried out using the SPSS v. 22.0 statistical software packages.

3. Results and discussion

3.1 Effect of the treatments on physico-chemical soil properties

The soil initial pH was only affected by the mineral fertiliser (Table 3). This treatment reduced the soil pH probably due to the soil acidification caused by the nitrogen fertiliser. Makinde et al. [2] also observed a soil acidification after the application of NPK in two soil types in Nigeria (Orthic Luvisol and Dystric Fuvisol). However, the treatments with compost increased the soil pH at S2 and S3, this result being also found by Guénón and Gros [3] in a study of burned soil recovery by the addition of compost of municipal sewage sludge + pin barks + greenwastes with different maturity degree. At the end of the experimental period, great differences in the pH values were not found due to the treatment.

Organically and inorganically amended plots had higher EC values than the control at S1 (Table 3). This parameter diminished in all soils during the experimental period, possibly due to nutrient uptake by the crop, ion leaching and inorganic nitrogen immobilisation. Bustamante et al. [4] also observed a decrease of soil EC throughout a long-term experiment investigating the effects of the addition of agroindustrial composts and sheep manure to a calcareous vineyard soil. However, only M, PM and C1 soils reached EC final values statistically similar to those of the control soil. Soil EC values were clearly higher in the soils with C2 and C3 treatments, possibly due to their high application doses, as a consequence of their low nitrogen content.

PM and C3 addition to soil did not result in any significant initial effect on OM with respect to the control and mineral fertiliser, while the all organic fertilisers resulted in statistically significant increases in this parameter at S2 (Table 3). This fact indicated that the organic matter provided with the studied amendments was not easily degradable in the short term. Similar results were obtained by other authors in different studies about the effects of organic waste or compost on soil properties after a cropping period [1, 5]. Before and after lettuce cropping, no differences were found in the organic matter concentration of the soil due to the treatment effect. This fact could be due to the mixture of soil with the roots of broccoli carried out in all plots.

The soils treated with compost or poultry manure had the highest concentration of total N (N_t) after the addition of these organic amendments and after harvesting broccoli (S1 and S2) (Table 3). Increases of the nitrogen concentrations in the soil due to organic fertilisation were observed

also by Paredes et al. [1], in a study of the effects of different olive mill wastewater sludge compost doses on soil properties. Later, only plots treated with C3 showed significantly higher N_t concentrations than the other treatments (S3 and S4). At S3, the C and M soils presented an increase in the N_t content possibly due to the organic matter incorporated with the mixture of soil with the roots of broccoli carried out in all plots.

Table 3: Physico-chemical characteristics of the soil according to the fertiliser treatments and samplings (dry weight basis).
Sampling time S1: after the first application of organic materials and before broccoli planting, S2: after broccoli cropping, S3: before lettuce planting and S4: after lettuce cultivation.

Parameter	Sampling	C	M	PM	C1	C2	C3	ANOVA
pH	S1	7.2 b	6.7 a	7.4 b	7.3 b	7.3 b	7.2 b	***
	S2	7.3 ab	7.1 a	7.3 ab	7.4 bc	7.5 bc	7.7 c	**
	S3	7.4 abc	7.1 a	7.2 ab	7.5 bc	7.4 abc	7.7 c	**
	S4	7.3 ab	7.1 a	7.2 ab	7.5 ab	7.7 b	7.5 ab	*
EC (dS m ⁻¹)	S1	0.44 a	2.87 e	1.96 d	1.03 b	2.26 d	1.54 c	***
	S2	0.28 a	0.26 a	0.44 b	0.41 ab	0.63 c	0.63 c	***
	S3	0.36 ab	0.28 a	0.49 bcd	0.41 abc	0.54 cd	0.60 d	***
	S4	0.31 a	0.30 a	0.35 ab	0.45 abc	0.56 c	0.50 bc	**
OM (%)	S1	1.04 a	1.08 a	1.35 ab	1.45 b	2.39 c	1.22 ab	***
	S2	0.40 a	0.37 a	0.88 b	0.82 b	0.79 b	0.77 b	***
	S3	0.92	0.80	0.83	0.89	1.03	0.80	NS
	S4	0.97	0.93	0.96	0.87	1.11	1.11	NS
N_t (mg kg ⁻¹)	S1	500 a	633 ab	700 b	733 b	767 b	700 b	**
	S2	199 a	100 a	447 b	401 b	497 b	700 c	***
	S3	462 a	402 a	415 a	445 a	514 a	700 b	**
	S4	453 a	433 a	458 a	467 a	567 ab	700 b	**
P_{ava} (mg kg ⁻¹)	S1	13.9 a	38.8 b	105.1 d	99.6 cd	81.2 c	55.7 b	***
	S2	10.7 a	15.6 a	59.8 c	34.8 b	62.4 c	69.1 c	***
	S3	10.2 a	15.7 a	68.7 c	40.9 b	52.1 bc	65.6 c	***
	S4	10.1 a	16.3 a	50.7 bc	43.5 b	63.6 c	64.5 c	***
K_{ava} (mg kg ⁻¹)	S1	241 a	484 b	420 b	392 b	360 b	368 b	**
	S2	262 a	340 abc	325 abc	310 ab	432 c	414 bc	**
	S3	203 a	300 bc	288 b	334 bc	378 c	382 c	***
	S4	192 a	293 b	215 ab	271 ab	309 b	264 ab	*

C: control; M: mineral fertiliser; PM: poultry manure; C1: compost of flower waste +poultry manure + sawdust; C2: compost of broccoli waste +poultry manure + sawdust; C3: compost of tomato waste +poultry manure + sawdust; EC: electrical conductivity; OM: organic matter; N_t : total nitrogen; P_{ava} : available-P; K_{ava} : available-K.

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

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

As table 3 shows, at S1, the addition of mineral and organic fertilisers increased available P (P_{ava}) contents in the soil. However, only the amended plots with PM or compost had higher concentrations of P_{ava} than the control in the rest of the samplings, showing that these organic amendments had a higher P fertilising capacity than treatment M. This available P evolution suggests that the gradual mineralisation of organic P compensates the mineral P content, which is gradually lost through absorption by the crop [5].

M and amended plots had higher concentrations of available K (K_{ava}) than the control in all samplings, although the differences were not statistically significant for some samplings (Table 3). The soils with C2 and C3 treatments presented the highest K_{ava} contents at S2 and S3. At the end of the experimental period, great differences in the available-K concentrations were not found due to the treatment.

3.2 Effect of treatments on crop quality and production

The marketable yields of broccoli obtained with M, PM, C1 and C2 treatments were higher than for the compost 3 and control (Table 4); whereas, the non-marketable production (the leaf of broccoli plants) was higher with PM, C1 and C2 treatments. Non statistic differences were found in the values of curd weight, diameter colour and compactness degree of broccoli due to the treatment. Production results for lettuce and vegetable weight values were higher in the soil with organic amendments (Table 5). This fact indicated that the studied organic fertilisers had a higher residual fertilising effect than the mineral fertiliser. Great differences in other marketable parameters of lettuce were not found due to the treatment. Therefore, these organic amendments can enhance soil fertility and productivity, improving the plant nutrient status for potentially limiting nutrients such as N, P and K as well as for several micronutrients. These positive effects of the organic fertilisers on the yield of the horticultural crops were also

observed by Albuquerque et al. [6] in an experiment to evaluate the fertilising capacity of a digestate using watermelon and cauliflower crops.

Table 4: The main effects of the tested fertiliser treatments on marketable parameters of broccoli (fresh weight basis).

Treatment	Marketable production (Mg ha ⁻¹)	Non-marketable production (Mg ha ⁻¹)	Curd weight (kg piece ⁻¹)	Diameter (cm)	Colour	Compactness degree (cm kg ⁻¹)
C	11.3 a	12.0 a	0.38	13.3	4.9	36.5
M	19.6 bc	15.8 a	0.53	16.6	4.8	31.5
PM	20.0 bc	21.1 b	0.55	17.5	4.7	32.7
C1	18.6 b	24.5 b	0.55	13.8	5.0	25.0
C2	24.5 c	23.7 b	0.63	15.7	5.0	25.4
C3	15.5 ab	14.4 a	0.48	15.4	5.0	33.2
ANOVA	***	***	NS	NS	NS	NS

C: control; M: mineral fertiliser; PM: poultry manure; C1: compost of flower waste +poultry manure + sawdust; C2: compost of broccoli waste +poultry manure + sawdust; C3: compost of tomato waste +poultry manure + sawdust.

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

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

Table 5: The main effects of the tested fertiliser treatments on marketable parameters of lettuce (fresh weight basis).

Treatment	Production (Mg ha ⁻¹)	Vegetable weight (kg piece ⁻¹)	Diameter (cm)	Compactness degree (cm kg ⁻¹)
C	10.5 a	0.30 a	7.7 a	25.7 b
M	13.5 ab	0.41 ab	9.6 ab	23.8 ab
PM	16.6 bc	0.48 b	10.6 b	22.2 ab
C1	16.1 bc	0.47 b	10.1 ab	21.3 ab
C2	19.8 c	0.57 b	10.9 b	19.6 a
C3	18.5 bc	0.54 b	10.5 b	19.6 a
ANOVA	**	**	*	*

C: control; M: mineral fertiliser; PM: poultry manure; C1: compost of flower waste +poultry manure + sawdust; C2: compost of broccoli waste +poultry manure + sawdust; C3: compost of tomato waste +poultry manure + sawdust.

***, ** and * : significant at $P < 0.001$, 0.01 and 0.05, respectively.

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

4. Conclusion and outlook

From the data obtained, it can be concluded that the application of the agroindustrial waste composts to soil produced positive effects on soil fertility and these composts did not lead to phytotoxic effects on the broccoli and lettuce plants.

Acknowledgements

This work was funded by the National Secretary of Higher Education, Science, Technology and Innovation SENESCYT of Ecuador and is part of the doctoral research project on the issue of agroindustrial waste management in the province of Chimborazo-Ecuador. The authors thank the Polytechnic School of Chimborazo (Ecuador) and the Applied Research in Agrochemistry and Environment group (GIAAMA) of the Miguel Hernandez University (Spain), for their invaluable technical and scientific contribution. Also, the authors wish to thank to the Professor Fernando Romero (Polytechnic School of Chimborazo) for his important collaboration in this study.

References

- [1] Paredes, C.; Cegarra, J.; Bernal, M.P.; Roig, A. (2005): Influence of olive mill wastewater in composting and impact of the compost on Swiss chard crop and soil properties, *Environment International* 31, 305-312.
- [2] Makinde, E.A.; Eniola, H.T.; Fagbola O. (2009): Effect of organic, organomineral and NPK fertilizers on soil pH, organic matter and micronutrient content in two soil types in Nigeria, *Research on Crops* 10, 77-85.
- [3] Guénon, R.; Gros, R. (2015): Increasing the maturity of compost used affects the soil chemical properties and the stability of microbial activity along a mediterranean post-fire chronosequence, *European Journal of Soil Biology* 66, 1-10.
- [4] Bustamante, M.A.; Said-Pullicino, D.; Paredes, C.; Moral, R. (2011): Application of winery and distillery waste composts to a Jumilla (SE Spain) vineyard: Effects on the characteristics of a calcareous sandy-loam soil, *Agriculture, Ecosystems and Environment* 140, 80-87.
- [5] Medina, E.; Paredes, C.; Bustamante, M.A.; Moral, R.; Moreno-Caselles, J. (2012): Relationships between soil physico-chemical, chemical and biological properties in a soil amended with spent mushroom substrate, *Geoderma* 173-174, 152-161.
- [6] Albuquerque, J.A.; de la Fuente, C.; Campoy, M.; Carrasco, L.; Nájera, I.; Baixauli, C.; Caravaca, F.; Roldán, A.; Cegarra, J.; Bernal, M.P. (2012): Agricultural use of digestate for horticultural crop production and improvement of soil properties, *European Journal of Agronomy* 43, 119-128.

4. RESUMEN DE MATERIALES MÉTODOS, RESULTADOS, DISCUSIONES Y CONCLUSIONES



4 RESUMEN DE MATERIALES, MÉTODOS, RESULTADOS, DISCUSIONES Y CONCLUSIONES

Publicación 3.1

OPPORTUNITIES AND CHALLENGES OF ORGANIC WASTE MANAGEMENT FROM THE AGROINDUSTRIAL SECTOR IN SOUTH AMERICA: CHIMBORAZO PROVINCE CASE STUDY.

*OPORTUNIDADES Y DESAFÍOS DE LA GESTIÓN DE RESIDUOS ORGÁNICOS PROCEDENTES DEL
SECTOR AGROINDUSTRIAL EN SUDAMÉRICA: PROVINCIA DE CHIMBORAZO CASO DE
ESTUDIO*

*Irene Gavilanes-Terán, Concepción Paredes, Aurelia Pérez- Espinosa, M. Ángeles
Bustamante, Luís Gálvez Sola & Janneth Jara-Samaniego.*

Communications in Soil Science and Plant Analysis. (2015) 46: 137-156

El **objetivo** de este estudio fue determinar las características de diferentes residuos agroindustriales generados en la provincia de Chimborazo (Ecuador), analizando la estabilidad de la materia orgánica, el contenido de nutrientes para las plantas y la concentración de compuestos fitotóxicos y contaminantes, a fin de evaluar su potencial uso como enmiendas del suelo.

Materiales y métodos

Para ello en el año 2012, se tomaron 27 muestras de los residuos generados en 13 agroindustrias diferentes localizadas dentro de los cantones de la provincia de Chimborazo: Chambo, Penipe, Colta, Riobamba y Guano. Los residuos muestreados procedían de industrias de origen vegetal y de origen animal, tales como las industrias de procesamiento de plantas hortícolas, de procesamiento de flores, de molinería, de transformación de la madera, de procesamiento de aves de corral y de porcino y de producción de huevos de gallina y de codorniz. La caracterización de los residuos de estas agroindustrias se hizo en base a parámetros físico-químicos (pH y conductividad eléctrica (EC)), parámetros químicos (materia orgánica total (OM), carbono orgánico (C_{org}), carbono orgánico hidrosoluble (C_w), relación carbono orgánico/nitrógeno total (C/N), polifenoles solubles, macronutrientes (N_t , P, K, Ca y Mg) y Na, micronutrientes (Fe, Cu, Mn, Zn), elementos potencialmente tóxicos (Ni, Cr, Cd, Pb, As, Se y Hg), y aniones solubles (Cl^- , NO_3^- y SO_4^{2-}), y parámetros biológicos (índice de germinación (GI)).

El análisis estadístico de los resultados se realizó con el programa estadístico SPSS v. 18.0. Este análisis consistió en determinar diferencias estadísticamente significativas entre los residuos estudiados, aplicando un análisis de la varianza de una sola vía (ANOVA) a los valores medios de cada parámetro. La comparación de las medias de cada parámetro se realizó mediante la prueba de Tukey-b a $P < 0,05$. La normalidad y

la homogeneidad de las varianzas se comprobaron mediante los test de Levene y de Shapiro-Wilk, respectivamente, antes de la realización de la ANOVA. Además, para identificar grupos de variables relacionadas entre sí, se aplicó un análisis de componentes principales (PCA) de los diferentes parámetros estudiados en todos los residuos. Las nuevas variables calculadas fueron llamadas componentes principales (PC), y fueron mutuamente ortogonales y no correlacionadas entre sí (Gil y col., 2008). PCA se aplicó a los valores medios de las tres repeticiones de cada parámetro. Para el PCA se utilizó el método de rotación mediante normalización Varimax.

Resultados y discusión

Características de los residuos agroindustriales

Los valores medios de pH fueron similares para los residuos agroindustriales de origen animal (6,60) y de origen vegetal (5,97), siendo los residuos de la industria de transformación de madera y los del procesamiento de aves de corral los más ácidos. Los residuos con pH más alto fueron los estiércoles de las aves. También, los valores medios de EC fueron similares en ambos grupos de residuos de distinto origen. La EC fue significativamente mayor en los residuos hortícolas que en el resto de residuos vegetales. En el caso de los residuos de origen animal, aquel proveniente de la industria de gallinas ponedoras fue más salino (EC = 8,90 dS/m), lo cual podría limitar su uso directo como enmienda del suelo en cultivos de plantas con baja tolerancia a la salinidad o en áreas más susceptibles de sufrir salinización.

Los valores promedios de OM y C_{org} fueron similares en ambos grupos de residuos. En general, los residuos de las industrias de harinas de cereales, de procesamiento de madera y de subproductos animales presentaron los valores más altos de estos parámetros. En todos los residuos, las concentraciones de OM fueron superiores a los límites establecidos para los biorresiduos estabilizados y compost por las directrices europeas y de EE.UU. (OM > 30% (European Commission, 2001); OM = 50-60% (US Composting Council, 2001)). En general, las relaciones C/N fueron mayores en los residuos vegetales que en aquellos de origen animal, posiblemente debido a los mayores contenidos de N_t en estos últimos. En la mayor parte de los residuos estudiados, la relación C/N fue más alta que el límite establecido para indicar un buen grado de estabilidad de la materia orgánica (C/N < 12; (Bernal y col., 1998). Los contenidos medios de C_w fueron más altos en los residuos vegetales que en los residuos de origen animal, posiblemente debido al alto contenido de carbohidratos de los residuos vegetales, tales como azúcares y fibras de celulosa (Thassitou y Arvanitoyannis, 2001). La mayoría de residuos presentaron valores por encima del valor umbral de $C_w < 1,7\%$, límite establecido para materiales con un buen grado de estabilidad de la materia orgánica (Bernal y col., 1998). La concentración de polifenoles solubles en agua fue similar en ambos grupos de residuos. Los residuos de plantas hortícolas, flores,

madera y los estiércoles de aves tuvieron los valores más altos de estos compuestos, por lo que su aplicación directa sobre el suelo podría dañar a las plantas, ya que los polifenoles inducen la inhibición de la germinación de las plantas (Mekki y col., 2007) y la inmovilización de nitrógeno en el suelo (Bustamante y col., 2007). Las concentraciones de aniones solubles en agua en función del tipo de residuos fueron variables, presentando los residuos de plantas hortícolas y el estiércol de gallina *Leghorn* los valores más altos de estos iones, en concordancia con los altos valores de conductividad eléctrica de estos residuos.

El orden de disminución de la concentración de macronutrientes en las muestras de residuos vegetales fue $K > Ca > P > Mg > N_t$, mientras que en los residuos de origen animal fue $Ca > K > P > N_t > Mg$. Los residuos de origen vegetal que presentaron mayores contenidos de N_t fueron el residuo post-cosecha de brócoli y el residuo resultante de la molienda de trigo. Respecto a los residuos de origen animal, las plumas de pollo y los pelos de cerdo fueron los que tuvieron las mayores concentraciones de este macronutriente. Los estiércoles de aves ponedoras estudiados tuvieron los contenidos de P más altos, posiblemente debido a la utilización de este elemento como componente de la dieta (Kebread y col., 2009). En la mayoría de los casos, el potasio fue el macronutriente predominante en los residuos de origen vegetal. En general, el calcio fue el macronutriente más importante en los residuos de origen animal, especialmente en el caso de los estiércoles de aves ponedoras estudiados, posiblemente por la utilización de sales de calcio en la dieta de las aves de corral para la formación de cáscara de huevo (Kebread y col., 2009). Es de destacar que los residuos de origen animal mostraron concentraciones mayores de macronutrientes en comparación con los residuos vegetales estudiados, siendo el serrín el residuo que tuvo los contenidos más bajos de macronutrientes debido a su carácter ligno-celulósico.

En las muestras de residuos vegetales, el orden de disminución de la concentración de micronutrientes fue $Fe > Mn > Zn > Cu$. En el caso de los residuos agroindustriales de origen animal, la concentración media de estos elementos disminuyó según el siguiente orden $Fe > Mn \approx Zn > Cu$. Los residuos de origen animal también tuvieron mayores contenidos de micronutrientes que los de origen vegetal, siendo, en general, los estiércoles de aves de corral los que presentaron las mayores concentraciones de estos elementos.

Los residuos agroindustriales de origen animal presentaron mayores contenidos de metales pesados en comparación con los residuos vegetales estudiados, mostrando los estiércoles de aves de corral las más altas concentraciones de elementos potencialmente tóxicos, especialmente Cd, As y Se. La presencia de As en los estiércoles de las aves de corral podría deberse a la utilización de compuestos orgánicos de arsénico en su alimentación, para controlar la coccidiosis, acelerar el aumento de peso y mejorar

el color de la carne (Chapman y Johnson, 2002). Sin embargo, todos los residuos mostraron contenidos de metales pesados por debajo del límite permitido en los biosólidos y compost por las directrices europeas y de EE.UU. (US EPA, 1993; European Commission, 2001).

En general, los residuos de las industrias de procesamiento de madera, molienda de cereales y de procesado de animales tuvieron valores de GI superiores al límite establecido para indicar ausencia de fitotoxicidad (GI >50%). Sin embargo, los residuos de post-cosecha de hortalizas y de flores, así como la gallinaza presentaron los valores más bajos de este parámetro (GI = 0-8%). Este hecho podría deberse a que en estos residuos tuvieron concentraciones más altas de polifenoles solubles en agua, aniones solubles en agua, Na y metales pesados.

Análisis Multivariante

El PCA se llevó a cabo para todos los parámetros analizados (n = 28). En los modelos propuestos usando el análisis de factores, los valores obtenidos para la medida de adecuación muestral de Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) fueron superiores a 0,5, los valores de P en la prueba de esfericidad de Bartlett fueron 0,000, y ninguna de estas variables mostró un valor de extracción <0,5. Según estos criterios, los modelos establecidos fueron adecuados.

En los residuos vegetales, con cuatro componentes principales (PC), el modelo explicó 75,7% de la variabilidad (PC1: 38,9%, PC2: 19,2%, PC3: 10,9% y PC4: 6,7 %). En PC1 se agruparon las variables Ca, NO₃⁻, EC, SO₄²⁻, Cl⁻, Mg, OM, C_w, K, Cu, GI, Cd, C_{org} y polifenoles solubles en agua, parámetros principalmente relacionados a la fitotoxicidad de los residuos. El GI se correlacionó directamente con OM y C_{org}, mientras que este parámetro se correlacionó negativamente con el resto de las variables. De este modo, un aumento en los parámetros relacionados con la fitotoxicidad, como EC, aniones solubles en agua, elementos de naturaleza soluble, que aumentan la salinidad de estos residuos (K, Ca, Mg), Cd y polifenoles solubles en agua, producirán una disminución de la germinación de las semillas. PC2 se asoció con Zn, Mn, P, relación C/N, N_t, Se y pH, donde la relación C/N se correlacionó negativamente con las otras variables. Las variables Cr, Ni, Na y Fe se agruparon en PC3, mientras que el Pb y As se asociaron con PC4. Las variables agrupadas en PC3 y PC4 se asociaron con elementos peligrosos o potencialmente contaminantes, como Ni, Cr, Pb, As y Na.

En cuanto a los residuos agroindustriales de origen animal, usando dos componentes principales, el modelo explicó 80,3% de la variabilidad (PC1: 63,8% y PC2: 16,5%). En PC1 se agruparon C_{org}, Zn, P, K, pH, Mg, Mn, OM, SO₄²⁻, Ca, Cu, Fe, Ni, As, Se, Pb, Cd, NO₃⁻ y Na, donde C_{org}, OM y Ni se correlacionaron negativamente con el resto de variables. PC2 se asoció con N_t, polifenoles solubles en agua, C_w, GI, Cr, relación C/N, Cl⁻ y EC, correlacionándose de forma negativa el N_t e GI con las otras variables. Este

componente agrupó los principales parámetros relacionados con la fitotoxicidad, como nivel de salinidad (CE , Cl^-), polifenoles solubles en agua, Cr y la estabilidad de la materia orgánica (C/N , C_w).

El PCA diferenció claramente los grupos de residuos. En los residuos vegetales, PC1 mostró valores positivos para los residuos del procesado de flores y de la molienda de trigo, y valores negativos para los residuos del procesado de plantas hortícolas. En el caso de los residuos agroindustriales de origen animal, PC1 separó los estiércoles de aves de corral estudiados en el lado positivo de este eje y los subproductos de origen animal (plumas y pelos de cerdo) en el lado negativo.

Conclusiones

Los residuos agroindustriales estudiados se caracterizaron, en general, por poseer bajos valores de pH y EC y altos contenidos de OM. Los macro y micronutrientes y las concentraciones de metales pesados fueron más altos en los residuos de origen animal que en los de origen vegetal. Todos los residuos presentaron niveles de elementos potencialmente tóxicos por debajo de los límites establecidos para enmiendas orgánicas en EE.UU. y en la UE, por tanto podrían ser utilizados como enmiendas orgánicas para mejorar las propiedades de los suelos agrícolas. Sin embargo, el proceso de estabilización de la OM comenzaría después de la incorporación de los residuos en los suelos, pues la mayoría de residuos no tuvieron valores de relación C/N , C_w e GI dentro de los límites establecidos para materiales orgánicos maduros. Por lo tanto, sería necesario el uso de tratamientos de acondicionamiento, como el compostaje, antes de su utilización con fines agrícolas. En el análisis multivariante, los residuos estudiados podrían ser agrupados de acuerdo a sus características. Sin embargo, la gran variación en las propiedades de estos residuos y la heterogeneidad en su composición implican que estos residuos deben ser totalmente caracterizados antes de su potencial uso agrícola.

Publicación 3.2

**WINDROW COMPOSTING AS HORTICULTURAL WASTE MANAGEMENT STRATEGY-
A CASE STUDY IN ECUADOR.**

*COMPOSTAJE EN PILA MÓVIL COMO UNA ESTRATEGIA DE GESTIÓN DE RESIDUOS
HORTÍCOLAS - UN ESTUDIO DE CASO EN ECUADOR*

***Irene Gavilanes-Terán, Janneth Jara-Samaniego, Julio Idrovo-Novillo, M^a Angeles
Bustamante, Raúl Moral, Concepción Paredes.***

Waste Management. (2016) 48: 127-134

El **objetivo** de este experimento fue estudiar la viabilidad de reciclaje de los residuos vegetales generados por la industria hortícola, a través de su co-compostaje con gallinaza y serrín, así como evaluar la calidad de los compost obtenidos.

Materiales y métodos

El ensayo de compostaje se realizó en la Estación Experimental de la Escuela Superior Politécnica de Chimborazo (Riobamba, Ecuador), utilizando residuos de brócoli (BROC) y de tomate (TOM) en dos procesos de compostaje diferentes. Se elaboraron dos pilas combinando los residuos anteriores con gallinaza procedente de una granja de gallina ponedora (LHM) y serrín (SAW). Las proporciones fueron ajustadas para obtener una relación C/N alrededor de 30 y establecidas con respecto a peso fresco de la siguiente manera:

- P1: 50% BROC + 15% LHM + 35% SAW
- P2: 50% TOM + 15% LHM + 35% SAW

Las mezclas (aproximadamente 1000 kg cada una, con dimensiones de 2 x 3 m de base y altura 1,5 m) se compostaron mediante el sistema de pila móvil con la aireación mediante volteos. La P1 fue volteada a los 21, 35, 45 y 55 días y la P2 a los 21, 32, y 45 días de compostaje. La fase bio-oxidativa finalizó cuando la temperatura de las pilas fue estable y cercana a la del ambiente (69 días) y a continuación se dejó las mezclas madurar en reposo, por un periodo de dos meses. La humedad de las mezclas se controló semanalmente, añadiéndose la cantidad de agua necesaria para que este parámetro no fuera inferior al 40%. Se realizaron un total de 6 muestreos en ambas pilas a lo largo del proceso de compostaje, 5 muestras de la fase bio-oxidativa y una de la fase final de maduración. El muestreo de la pila se realizó tomando siete submuestras de siete puntos diferentes, a lo largo del perfil de la pila, de modo que la muestra final tomada fuese representativa de la totalidad del material en el momento de la recogida. Las muestras recogidas fueron secadas y molidas a un tamaño inferior a 0,5 mm, previamente a su análisis.

Durante el proceso de compostaje se estudió la evolución de la temperatura, pH, conductividad eléctrica (EC), materia orgánica (OM) y su pérdida, la relación carbono orgánico/nitrógeno total (C_{org}/N_T), N_T , carbono hidrosoluble (C_w), polifenoles solubles en agua, índices de humificación, capacidad de intercambio de cationes (CEC) e índice de geminación (GI). También, se determinaron en los compost obtenidos los contenidos de macro y micronutrientes y de metales pesados.

Los datos de pérdida de OM se ajustaron a una ecuación cinética mediante el método no lineal de mínimos cuadrados (algoritmo de Marquardt–Levenberg), empleando para ello el programa SigmaPlot 10.0. La ecuación a la que se ajustaron los datos experimentales fue una ecuación cinética de primer orden:

$$\text{Pérdidas OM} = A (1 - e^{-kt})$$

donde A es la materia orgánica potencialmente degradable (%), k la constante de la velocidad de degradación (días^{-1}) y t el tiempo de compostaje (en días). Los valores de RMS, F-valor y el error estándar de la estimación (SEE) fueron calculados para comparar el ajuste de diferentes funciones y conocer la significación estadística de las curvas ajustadas a los datos experimentales.

El análisis estadístico se realizó con SPSS v. 22.0, mediante el cual se determinaron las diferencias significativas entre los valores de cada parámetro estudiado en cada pila durante el compostaje, empleando el test de diferencias significativas (LSD) para $P < 0.05$. También, se realizó un análisis de componentes principales (PCA) para interpretar el conjunto de datos obtenidos con respecto a la evolución del proceso y a las características de los compost obtenidos, reduciendo el número de variables. Este PCA se aplicó al valor medio de las tres repeticiones de cada parámetro.

Resultados y discusión

Evolución de la temperatura de las pilas de compostaje

La temperatura en ambas pilas aumentó rápidamente durante los primeros días de compostaje por la actividad microbiana, alcanzando temperaturas mayores de 40°C y manteniéndose en la fase termófila alrededor de 50 días. La P1 tuvo un periodo más largo de altas temperaturas posiblemente debido a la mayor cantidad de componentes orgánicos fácilmente degradables proporcionados por los residuos de brócoli (BROC). La temperatura aumentó en ambas pilas después de los volteos, como consecuencia de una mayor oxigenación y homogenización de la mezcla. Después de aproximadamente siete semanas de compostaje, las temperaturas se redujeron progresivamente hasta alcanzar la etapa mesófila y continuaron cercanas a la temperatura ambiente hasta el final de la etapa de maduración. En ambas pilas, la temperatura fue mayor de 55°C

durante más de dos semanas, lo cual aseguró una máxima reducción de microorganismos patógenos, de acuerdo con los requerimientos europeos sobre higienización de compost (European Commission, 2014).

Degradación de la materia orgánica

La concentración inicial de OM en la P1 fue mayor que en la P2, debido a los mayores contenidos de OM de los residuos de BROCC. En ambas pilas, la OM disminuyó durante el proceso, mostrando la mineralización de la OM. El mayor descenso en las concentraciones de la OM se observó durante la fase bio-oxidativa, que coincidió con las temperaturas más altas y con la máxima actividad microbiana. La más baja mineralización de la OM fue durante la fase de maduración, indicando la relativa estabilidad del compost. El perfil de degradación de la OM de la P1, determinado por las pérdidas de OM, indicó que el uso de TOM redujo el porcentaje de materia orgánica potencialmente degradable y la velocidad de degradación de la OM, posiblemente debido al mayor carácter lignocelulósico de este residuo comparado con los residuos de BROCC.

Ambas pilas mostraron un aumento del pH durante el proceso de compostaje debido a la degradación de compuestos ácidos y la mineralización de proteínas, aminoácidos y de péptidos a amoníaco (Paredes y col., 2000). El pH final de los compost estuvo por encima del intervalo de valores (6,0-7,5) sugerido como adecuado para el uso agrícola de los compost, de acuerdo a las directrices del US Composting Council (2001). En este estudio, los valores de EC disminuyeron significativamente durante el compostaje posiblemente por la lixiviación de sales a causa del riego y la lluvia. La pérdida de sales por lixiviación debido a la lluvia también fue observada por González-y col. (2015) en un estudio de co-compostaje de los residuos generados en la producción de guacamole con los residuos de poda de jardines.

En ambas pilas, la relación C_{org}/N_T disminuyó especialmente al inicio del proceso, cuando la degradación de la OM fue mayor. Los valores finales de este parámetro en los compost sugirieron un grado aceptable de maduración, ya que ellos fueron <20 (Bernal y col., 2009). La concentración de C_w también disminuyó en ambas pilas por la degradación de compuestos orgánicos simples solubles en agua, siendo los valores finales inferiores al valor límite establecido para un compost maduro ($C_w < 1,7\%$) (Bernal y col., 2009). En ambas pilas la concentración de polifenoles solubles disminuyó posiblemente por la pérdida/transformación de estos compuestos, los cuales son degradados por los microorganismos y también pueden oxidarse a moléculas de bajo peso molecular que posteriormente polimerizan para producir sustancias menos solubles (Albuquerque y col., 2006).

Respecto a la transformación del nitrógeno durante el compostaje, la concentración de N_T de la P1 disminuyó, mientras que en la P2 aumentó. Este aumento

del contenido de N_T observado en P2 pudo deberse a un efecto de concentración causado por la pérdida neta de masa seca en forma de CO_2 y por la pérdida de agua por evaporación durante la oxidación de la OM. Las pérdidas de N_T en la P1 estuvieron por encima del valor usualmente observado durante el compostaje (50%), lo que explicaría la disminución del N_T de la P1, pero en la P2 estas pérdidas fueron similares a las encontradas por Paredes y col. (2000) y Bustamante y col. (2008) en otros procesos de compostaje de residuos vegetales con estiércoles. De este modo, el uso de residuos de TOM en lugar de residuos de BROC redujo significativamente las pérdidas de nitrógeno, lo cual es deseable para conseguir un mayor contenido de nitrógeno en el compost final y para reducir la generación de olores y problemas medioambientales de emisiones de gases efecto invernadero durante el compostaje (Pardo y col., 2015).

Humificación de la materia orgánica e índice de germinación

Los valores de los índices de humificación HI ($HI = (\text{carbono de ácidos húmicos}/\text{carbono orgánico}) \times 100$), P_{ha} ($P_{ha} = (\text{carbono de ácidos húmicos}/\text{carbono extraíble}) \times 100$) y la relación carbono de ácidos húmicos/carbono de ácidos fúlvicos (C_{ha}/C_{fa}) aumentaron en ambas pilas, indicando la humificación de la OM. Sin embargo, el índice de humificación HR ($HR = (\text{carbono extraíble}/\text{carbono orgánico}) \times 100$) no mostró en este experimento la clásica tendencia de aumento a lo largo del proceso de compostaje, por ello no puede ser usado como parámetro de madurez.

La CEC y la relación CEC/C_{org} aumentaron durante el compostaje, mostrando también la humificación de la MO debida a la formación de grupos funcionales del tipo carboxilo y/o hidroxifenol (Iglesias Jiménez y Pérez García, 1991). Los valores de CEC alcanzados al final de la fase de maduración indicaron un buen grado de madurez en los compost obtenidos, ya que ellos estuvieron por encima del valor límite establecido por Iglesias Jiménez y Pérez García (1992) para compost maduros ($CEC > 67 \text{ meq } (100 \text{ g OM})^{-1}$). Sin embargo, los valores finales de la relación CEC/C_{org} en ambas pilas fueron inferiores al valor mínimo de referencia para compost maduros ($CEC/C_{org} > 1,9 \text{ meq g}^{-1}$; Iglesias Jiménez y Pérez García, 1992).

El GI aumentó a lo largo del proceso de compostaje en ambas pilas, alcanzándose valores finales de este parámetro $> 50\%$, valor mínimo establecido por Zucconi y col. (1981) para indicar ausencia de fitotoxicidad y madurez en los compost.

Nutrientes y metales pesados

Respecto a las principales características de los compost obtenidos, los porcentajes de OM de ambos compost fueron más altos que los límites establecidos por las directrices europeas para compost de diferentes orígenes y por los criterios ecológicos europeos para las enmiendas orgánicas de suelo: $OM > 15\%$ (European Commission, 2014) y $OM > 20\%$ (Ecological criteria to soil improvers, 2006),

respectivamente. Sin embargo, los contenidos finales de OM de los compost obtenidos estuvieron por debajo del intervalo de valores establecido por las directrices de EE.UU. para compost a base de residuos sólidos municipales: OM= 50-60% (US Composting Council, 2001).

Las concentraciones de macronutrientes (N_T , P y K), y Na fueron mayores en el compost 2 que en el compost 1. Ambos compost tuvieron contenidos de N_T por debajo del valor máximo establecido por los criterios europeos ecológicos para enmiendas de suelo ($N_T < 30 \text{ g kg}^{-1}$) y sólo el compost 2 tuvo una concentración de N_T por encima del valor establecido para varias aplicaciones de compost de acuerdo al US Composting Council (2001). Ambos compost tuvieron altos contenidos de Fe comparados con los materiales utilizados con frecuencia como enmiendas orgánicas de suelos (Bustamante y col., 2010), mientras que los contenidos de Cu, Mn y Zn estuvieron dentro del rango encontrado para estos materiales. El contenido de metales pesados de ambos compost estuvo por debajo del límite permitido en compost por las directrices europeas y americanas (US Composting Council, 2001; Ecological criteria to soil improvers, 2006; European Commission, 2014).

Análisis multivariante

El PCA se llevó a cabo en todos los parámetros analizados ($n=17$). En el modelo propuesto empleando este análisis estadístico los valores obtenidos para la medida de adecuación muestral de Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) fueron superiores a 0,5, los valores de P en la prueba de esfericidad de Bartlett fueron 0,000, y ninguna de estas variables mostró un valor de extracción $< 0,5$. Según estos criterios, los modelos establecidos fueron adecuados.

Estableciéndose dos componentes principales (PC), el modelo fue capaz de explicar el 80,4% de la variabilidad (PC1: 61,5% y PC2: 18,9%). En el PC1 se agruparon las variables de calidad del compost relacionadas con la mineralización de la OM y la fitotoxicidad (pérdidas de OM y N_T , OM, EC, C_{org}/N_T , polifenoles solubles, C_w , GI y N_T). Las pérdidas de N_T y OM se correlacionaron negativamente con las otras variables, implicando que un aumento de la mineralización de OM y N_T produciría una disminución en los parámetros relacionados. También, el GI se correlacionó negativamente con las otras variables, por lo que altos valores de los otros parámetros, especialmente EC y polifenoles aumentarán la fitotoxicidad de los compost. El PC2 se asoció con los parámetros relacionados con la humificación del compost (CEC, C_{ha}/C_{fa} , P_{ha} , CEC/C_{org} , HI, HR, pH and Temperatura).

La representación gráfica de los componentes, mostró diferenciación de grupos dependiendo de la fase de compostaje y la mezcla. PC1 separó el tipo de compost en función del residuo hortícola utilizado, mostrando valores positivos para todas las muestras de la pila elaborada utilizando TOM. Sin embargo, al final de compostaje

solamente la muestra madura de P1 se diferenció claramente del resto de las muestras de esta pila y también del otro compost, demostrando el efecto potencial de la utilización de BROCC en la reducción de los parámetros relacionados con la humificación del compost asociados con el PC2.

Conclusiones

El compostaje de residuos hortícolas con gallinaza y serrín es un método eficaz en países en desarrollo como Ecuador, no sólo para el reciclaje de estos residuos, sino también para obtener compost de buena calidad agrícola. Las mezclas de los residuos fueron adecuadas para lograr el aumento de la temperatura y garantizar la higienización del compost obtenido. Los niveles de salinidad de ambos compost fueron compatibles con el crecimiento de las plantas y los valores finales de C_{org} / N_T (<20) y el GI (> 50%) indicaron la estabilización y la humificación de OM y la reducción de la fitotoxicidad. Además, los índices de humificación (HI, P_{ha} , C_{ha} / C_{fa} , CEC y CEC / C_{org}) indicaron que la humificación en este tipo de compost puede describirse adecuadamente usando estas técnicas de análisis. Sin embargo, las características finales de los compost obtenidos dependieron del residuo hortícola empleado, en general, la OM y el contenido de macro y micronutrientes fueron mayores cuando se utilizó TOM. También, el uso de TOM redujo los problemas ambientales asociados con el proceso de compostaje, como consecuencia de las menores pérdidas de OM y N_T registradas en la pila 2, lo que probablemente reducirá la emisión de gases (CO_2 , NO_2 , NH_3 , etc.) durante el proceso de compostaje.

Publicación 3.3

Agroindustrial compost as a peat alternative in horticulture industry of developing countries: A case study in Ecuador

COMPOST AGROINDUSTRIALES COMO UNA ALTERNATIVA A LA TURBA EN LA INDUSTRIA HORTÍCOLA
DE PAÍSES EN DESARROLLO: UN CASO DE ESTUDIO EN ECUADOR

Irene Gavilanes-Terán, Janneth Jara-Samaniego, Julio Idrovo-Novillo, M^a Angeles Bustamante, M^a Dolores Pérez-Murcia, Aurelia Pérez-Espinosa, Marga López, Concepción Paredes

Resources, Conservation and Recycling (2016) (en revisión)

El **objetivo** de este estudio fue evaluar la calidad física y físico-química de los sustratos elaborados a partir de mezclas de compost agroindustrial con turba y su posible uso como medio de cultivo para la producción comercial de tres especies de plántulas hortícolas con diferente tolerancia a la salinidad.

Materiales y métodos

En este estudio se emplearon tres compost agroindustriales (C1, C2 y C3), elaborados mediante el sistema de compostaje de pila móvil con aireación mediante volteos, utilizando residuos agroindustriales de origen animal y vegetal procedentes de industrias situadas en la provincia de Chimborazo (Ecuador). C1, C2 y C3 se prepararon utilizando gallinaza de gallina ponedora y serrín mezclado con residuos de flor, brócoli y tomate, respectivamente. Las proporciones de las materias primas fueron: 50% vegetal + 15% gallinaza + 35% de serrín (sobre peso fresco). Todos los compost mostraron valores de pH y conductividad eléctrica (EC) no excesivamente altos para limitar el crecimiento vegetal, así como un adecuado grado de madurez, según los criterios establecidos por diversos autores, tales como una relación carbono orgánico/nitrógeno total < 20, capacidad de intercambio catiónico > 67 meq 100g⁻¹ OM y un índice de germinación > 50 (Bernal y col., 2009). Estos compost se mezclaron en diferentes proporciones (25%, 50% y 75% v/v compost) con una turba rubia (*Sphagnum*) con el pH corregido (pH = 6,0) y fertilizada (0,8 kg/m³ de fertilizante complejo, 12,5 N-15 P₂O₅-14 K₂O), preparándose de este modo 10 medios de cultivo diferentes. La turba 100% se consideró como el control. La experiencia se llevó a cabo en un semillero desde diciembre 2013 a febrero 2014 con tres especies hortícolas con diferente tolerancia a la salinidad, el tomate como menos sensible (*Solanum lycopersicum* L. var. Malpica), calabacín, moderadamente sensible, (*Cucurbita pepo* L. var. Mastil F1) y pimiento, sensible (*Capsicum annuum* L. var. Largo de Reus Pairal). Los tratamientos de este experimento se establecieron con un diseño al azar con dos repeticiones por tratamiento, una bandeja por repetición con los tres cultivos. La germinación se realizó

en una cámara de germinación a $27 \pm 1^\circ\text{C}$ y 90-95% de humedad relativa durante 48 h. El porcentaje de germinación (G) se determinó contando el número de semillas germinadas después de este periodo de incubación. A continuación, las bandejas se distribuyeron en un invernadero con luz natural. Las plántulas se regaron a diario y se fertirrigaron dos veces a la semana con una disolución que contenía: 136 N ($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$), 49,4 P_2O_5 , 23,4 K_2O , 22,8 CaO , 6,25 Fe , 0,24 Cu , 3,18 Mn , 0,54 Zn y 0,16 Mo (mM).

Cuando las plántulas alcanzaron el tamaño comercial, se tomaron 20 plántulas de cada cultivo al azar, para evaluar la calidad de la raíz (RQ), según los siguientes criterios: densidad, tipo y color de raíz. En la parte aérea y en la raíz se determinó el peso fresco y seco (parte aérea: APFW, APDW, respectivamente y raíz: RFW, RDW, respectivamente), tras el secado del material vegetal a 60°C durante 72 h. La altura de la parte aérea de las plántulas (H) fue también medida. La composición mineral (N, P, K y Na) de la parte aérea de las plantas se determinó en el extracto obtenido de la digestión de la muestra con una mezcla de $\text{HNO}_3\text{-HClO}_4$.

En los medios de cultivo ensayados se determinaron diferentes propiedades físicas (TPS: espacio poroso total; TWHC: capacidad de retención de agua; AIRC: capacidad de aireación; BD: densidad aparente y contracción), la EC, el pH, nitrógeno total (TKN) y materia orgánica (OM). También, en el extracto acuoso (1:5, v/v) obtenido de estos medios se determinó P, Na, K y aniones solubles.

El análisis estadístico se basó en el análisis de la varianza (ANOVA) de una vía de los valores medios de cada parámetro para cada especie vegetal y cada tratamiento (medio de cultivo). La comparación de las medias de cada tratamiento se realizó mediante la prueba de Tukey-b a $P < 0,05$. La normalidad y la homogeneidad de las varianzas se comprobaron mediante los test de Levene y de Shapiro-Wilk, respectivamente, antes de la realización de la ANOVA

Todas las variables se consideraron en el análisis multivariante para representar la complejidad de la respuesta fisiológica de la planta frente a diferentes medios de cultivo. Se desarrolló un análisis exploratorio de datos basado en una estrategia multivariante, incluyendo el análisis de componentes principales (PCA), análisis de agrupamiento jerárquico (CA) y no jerárquico (k-means clustering) de acuerdo a Rinaldi y col. (2014). En base a los resultados de PCA, se ejecutó un CA jerárquico para identificar las similitudes entre los tratamientos. Por último, se hizo un k-means clustering para identificar (i) los tratamientos homogéneos y (ii) las variables más relevantes asociadas a cada tratamiento. Todos los análisis se realizaron con SPSS v. 22.0.

Resultados y discusión

Características de los medios de cultivo

En relación a las propiedades físicas de los sustratos estudiados, en general, la BD aumentó con la proporción de compost. En todos los casos, los valores de BD de los sustratos a base de compost fueron mayores que los del control (100% turba). Sin embargo, la mayoría de sustratos mostraron valores de BD dentro del rango para un sustrato ideal (Abad y col., 2001). También, todos los medios de cultivo con compost mostraron valores de TPS más bajos que el nivel de referencia sugerido para un sustrato ideal (TPS > 85%) (Abad y col., 2001), excepto para el caso de los sustratos con dosis bajas de C2 y C3. Además, el aumento de la proporción de compost en la mezcla redujo los valores de la AIRC, mostrando solo los sustratos C2-50%, C2-75%, C1-50% y todos los sustratos a base de C3 valores de AIRC dentro del intervalo de valores sugerido por Abad y col. (2001) para un sustrato ideal (AIRC = 20-30% (v/v)). Por otra parte, ninguno de los medios de cultivo estudiados (incluido la turba 100%) tuvieron valores de TWHC dentro del intervalo de valores óptimo (TWHC = 600-1000 mL/L) (Abad y col., 2001). Sin embargo, todos los sustratos estudiados presentaron valores de contracción por debajo del límite máximo para un sustrato ideal (Contracción < 30% (v/v)) (Abad y col., 2001).

Respecto a las propiedades físico-químicas, el pH y la EC de los medios de cultivo aumentaron con la proporción de compost y excedieron, en general, el límite aceptable para un sustrato ideal (pH 5,2-6,3; CE < 0,5 dS/m) (Abad y col., 2001). Los valores más altos EC se observaron en los sustratos con la dosis más alta de C2 y C3, posiblemente debido a sus altas concentraciones de iones hidrosolubles (Cl⁻, P, K y Na).

Por otra parte, todos los sustratos tuvieron un contenido de OM más bajo que el sugerido por Abad y col. (2001) (OM > 80%) para un sustrato ideal, a excepción del control. En general, la proporción creciente de compost en los medios de cultivo aumentó el contenido de macronutrientes y Na, demostrando que los compost agroindustriales podrían ser una buena fuente de nutrientes minerales para las plantas.

Germinación de las semillas y enraizamiento y crecimiento de las plántulas

En todos los medios de cultivo con compost, los porcentajes de germinación de las semillas de calabacín fueron, en general, similares a los obtenidos en el control. En el caso del tomate y pimiento, los sustratos con dosis superiores a 50% de compost redujeron su germinación, posiblemente debido a su alta salinidad (Sánchez-Monedero y col., 2004; Bustamante y col., 2008; Mininni y col., 2013). Los pesos frescos y secos de las partes aéreas de las plantas de tomate cultivadas en medios de cultivo con C1 y C2 fueron, en general, mayores que los obtenidos con turba, probablemente como consecuencia del mayor aporte de nutrientes por parte del compost. Sin embargo, en la mayoría de los sustratos con C3, el crecimiento de las plántulas de tomate fue similar a las cultivadas con turba 100%. Este comportamiento fue también observado en las plántulas de calabacín y pimiento desarrolladas sobre los sustratos a base de compost. En todos los cultivos, los pesos frescos y secos de las raíces no estuvieron afectados por

el tipo de medio de cultivo. Los valores de las alturas de las plántulas cultivadas en medios con compost fueron similares o superiores a los de las plantas desarrolladas en el control. Además, en la mayoría de los casos, el tipo de compost y la dosis no afectó significativamente a la altura de las plántulas.

Estado nutricional de las plántulas

En todos los medios estudiados, no se encontraron grandes diferencias en el contenido de N de las plántulas entre las diferentes proporciones de C1, C2 y C3 en las mezclas. Además, las plántulas desarrolladas sobre los sustratos con compost tuvieron similar o más alta concentración de este macronutriente que las plantas del control. En las plántulas de tomate y pimiento, las concentraciones de P y K fueron afectadas positivamente por la presencia del compost en el medio de cultivo. Sin embargo, este hecho solo fue observado para las concentraciones de K en las plántulas de calabacín. En la mayoría de los casos, los niveles de P de las plántulas de calabacín cultivadas en los sustratos con compost fueron similares a las cultivadas con turba 100%. También, todas las plántulas presentaron un contenido similar o superior de Na en comparación con el control, a excepción de las plántulas de tomate desarrolladas en el sustrato C3-75%. En general, se observó que la disponibilidad de macronutrientes y Na aumentó con la adición de compost al medio de cultivo, lo que podría atribuirse a una mayor concentración de estos elementos en los compost agroindustriales empleados en comparación con la turba. De este modo, el uso de estos compost podría ser una alternativa efectiva y barata a la turba, así como contribuirían a la reducción de los requerimientos nutricionales en la fertirrigación.

Análisis multivariante

El análisis de componentes principales (PCA) se llevó a cabo para todos los parámetros analizados en los sustratos y en las plántulas ($n = 48$). En el modelo propuesto empleando este análisis estadístico los valores obtenidos para la medida de adecuación muestral de Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) fueron superiores a 0,5, los valores de P en la prueba de esfericidad de Bartlett fueron 0,000, y ninguna de estas variables mostró un valor de extracción $<0,5$. Según estos criterios, los modelos establecidos fueron adecuados. A través del establecimiento de cuatro componentes se pudo explicar el 78,6% de la variabilidad (PC1: 31.0%, PC2: 17.2%, PC3: 16.2% y PC4: 14.2%). PC1 estuvo constituido principalmente por los parámetros relacionados con las propiedades físicas, físico-químicas y químicas de los sustratos. La germinación de tomate se correlacionó directamente con TPS, AIRC, contracción y OM, y negativamente con el resto de variables, implicando que un aumento en los parámetros relacionados con la fitotoxicidad, tales como EC y los aniones hidrosolubles, producirá una disminución de la G de la semilla de esta planta. También, la concentración de P en las plántulas de tomate, K y Na en las plántulas de calabacín y P y Na en las plántulas de

pimiento se correlacionaron positivamente con las concentraciones de nutrientes de los sustratos, indicando la capacidad de los sustratos estudiados para proporcionar nutrientes a las plantas. PC2 se asoció principalmente con los parámetros morfológicos de las plántulas de tomate y calabacín. PC3 estuvo constituido por TKN y $N-NO_3^-$ de los sustratos y por la composición química de las plántulas y PC4 se relacionó con los parámetros morfológicos de las plántulas de pimiento.

PC1 y PC3 fueron seleccionados para determinar la diferenciación entre sustratos, mediante su representación gráfica, debido a que en estos componentes se agruparon la mayoría de las variables estudiadas en los sustratos y los nutrientes de las plántulas. Los sustratos con todas las proporciones de C3 y los medios con las proporciones más altas de C1 y C2 (75%) fueron asociados con el lado positivo de PC1, proporcionando todos estos tratamientos una disponibilidad similar de nutrientes para las plantas. El control (100% turba) y el resto de tratamientos se asociaron con el lado negativo de PC1, produciendo una respuesta similar en la germinación del tomate. PC3 separó los sustratos en función del tipo de compost agroindustrial empleado, en el lado positivo de este eje estuvieron los medios a base de los compost de residuos de flores y en el lado negativo los sustratos con los compost de residuos hortícolas (C1 y C2). Por lo tanto, los parámetros relacionados con el contenido de nitrógeno de los sustratos y con la composición química de las plántulas causaron esta separación de los tratamientos.

CA permitió identificar tres grupos: (i) un grupo formado por 3 tratamientos (C3-50%, C3-75% y C2-75%); el número de miembros de dicho grupo, corrobora los resultados del PCA asociados con una alta concentración de compost; (ii) un grupo formado por 6 tratamientos (C1-25%, C1-50%, C1-75%, C2-25%, C2-50% y C3-25%) y (iii) un grupo formado por el tratamiento control de turba. En general, estos resultados clasifican los tratamientos basados en C1, C3 y turba pura, corroborando los resultados del PCA. De acuerdo a k-means clustering la mejor clasificación de las muestras se obtuvo para tres grupos, confirmando los resultados obtenidos en la agrupación jerárquica. En cada grupo se incluyeron los siguientes tratamientos: grupo 1 (C2-25% y turba), grupo 2 (C2-75% y C3-75%) y grupo 3 (C1 en todas las concentraciones y C3-25%). Las variables que describen las propiedades de los sustratos (BD, pH, EC y las concentraciones de K, Na, Cl⁻) fueron más altas en los grupos 2 y 3 y la AIRC de los sustratos y las características de las plántulas (Na del tomate y APFW, APDW en el pimiento) fueron más bajas en el grupo 2. Altos valores de EC, BD, concentraciones de iones solubles (K, Na y Cl⁻) y bajo porcentaje de AIRC podrían ser factores limitantes para el crecimiento de plántulas de pimiento en los sustratos del grupo 2. Los tratamientos que estimulan la respuesta más alta en términos de productividad del pimiento se agruparon en el grupo 3. Por lo tanto, los sustratos más adecuados para el crecimiento del pimiento incluidos en el grupo 3 son todos los sustratos con C1 y el C3-25%, siendo estos sustratos también adecuados para el cultivo de tomate y calabacín. De este modo,

el análisis multivariante demostró que el crecimiento de tomate y calabacín no se vio afectado por el tipo y proporción de compost de los medios de cultivo.

Conclusiones

Los medios de cultivo estudiados mostraron, en general, valores de las propiedades físicas cercanos al intervalo óptimo para un sustrato ideal. Los valores de pH, EC y los contenidos de macronutrientes de los medios estuvieron por encima del nivel de referencia. Sin embargo, esto no afectó adversamente el crecimiento de las plántulas de tomate y calabacín, pues el análisis multivariante demostró que el tipo y el porcentaje de compost en los sustratos sólo afectó a la respuesta fisiológica de las plántulas de pimiento, indicando que los medios con compost C1 en cualquier proporción y el C3-25% fueron los más adecuados para el crecimiento de las plántulas.

Estos resultados demuestran que en países en vías de desarrollo, como Ecuador, el empleo de compost agroindustriales en la horticultura profesional contribuye a la gestión de los residuos y a la mejora de la producción, haciéndola más sostenible debido a la reducción del uso de un recurso caro y no renovable como es la turba.



Publicación 3.4

**AGRONOMIC ASSESSMENT OF THE FERTILISING CAPACITY OF AGROINDUSTRIAL
WASTE COMPOSTS IN CHIMBORAZO PROVINCE (ECUADOR)**

*EVALUACIÓN AGRONÓMICA DE LA CAPACIDAD FERTILIZANTE DE COMPOST DE RESIDUOS
AGROINDUSTRIALES EN LA PROVINCIA DE CHIMBORAZO (ECUADOR)*

**I. Gavilanes-Terán, J. Jara-Samaniego, M.A. Bustamante, M.D. Pérez-Murcia, A. Pérez-
Espinosa, R. Moral, C. Paredes**

**Rural-Urban Symbiosis. Proceedings of the 16th International RAMIRAN
Conference, 8th-10th September 2015, Hamburg University of Technology,
Germany; Körner, I. (Ed.): TUTech Verlag, Hamburg, Germany, ISBN: 978-3-946
094-02-9, 745 pages.**

El **objetivo** de este experimento fue determinar los efectos de tres compost diferentes, provenientes de residuo agroindustriales, en comparación con una enmienda orgánica tradicionalmente utilizada en el área de estudio (gallinaza (PM)) y fertilizante inorgánico, sobre las propiedades del suelo, el rendimiento de la planta y parámetros comerciales en dos cultivos sucesivos de plantas hortícolas.

Materiales y métodos

El experimento de campo se llevó a cabo en la Estación Experimental de Tunshi de la Escuela Superior Politécnica de Chimborazo (Riobamba, Ecuador). Las principales características del suelo fueron: textura franca, pH 7,2, conductividad eléctrica (EC) (1: 5) 0,44 dS m⁻¹, materia orgánica (OM) 1,04%, nitrógeno total (N_t) 500 mg kg⁻¹, P-disponible (P_{ava}) 13,9 mg kg⁻¹ y K-disponible (K_{ava}) 241 mg kg⁻¹. Se establecieron seis tratamientos, en un diseño al azar con tres repeticiones por tratamiento, cada repetición se estableció en una parcela experimental de 6 m² y con una distancia entre parcelas de 0,5 m. Los tratamientos fueron: control sin enmienda (C); fertilizante mineral (M) (175, 60 y 200 kg ha⁻¹ de N, P₂O₅ y K₂O, respectivamente); gallinaza (PM) (9,7 t ha⁻¹) enmienda tradicionalmente utilizada como referencia en este estudio; compost de residuos de flores (C1) (9,3 t ha⁻¹); compost de residuos de brócoli (C2) (28 t ha⁻¹) y compost de residuos de tomate (C3) (16,7 t ha⁻¹). Los compost fueron preparados en las siguientes proporciones, sobre peso fresco: 50% residuo vegetal + 15% gallinaza+ 35% de serrín. La tasa de aplicación de las enmiendas se ajustó para suministrar 175 kg ha⁻¹ de nitrógeno. Los materiales orgánicos se aplicaron de manera uniforme e inmediatamente se incorporaron a una profundidad de 25 cm del suelo, con un motocultor. Las parcelas del control y las del fertilizante mineral también fueron labradas con el motocultor. Tras la incorporación de estos tratamientos, se llevó a cabo el cultivo sucesivo de brócoli (*Brassica oleracea* cv. Avenger) y lechuga (*Lactuca sativa* L. cv. capitata). Se plantaron en cada parcela plántulas de tamaño uniforme de ambas

plantas hortícolas, con una densidad de plantación de 35.000 y 40.000 plantas ha⁻¹ para el brócoli y la lechuga, respectivamente. Durante el tiempo de cultivo se regó periódicamente y se aplicaron tratamientos insecticidas cuando fue necesario. El período de cultivo desde la siembra hasta el final de la recolección fue de 99 para el brócoli y 74 días para lechuga. Todas las plantas de cada una de las parcelas de cada tratamiento se recogieron, se pesaron y se contaron para determinar el rendimiento total de la planta y el peso vegetal. Los parámetros comerciales en ambos cultivos hortícolas se determinaron por los siguientes métodos:

- Método 1: El diámetro de brócoli y la lechuga se midió usando un calibre pie de rey.
- Método 2: El grado de compacidad de brócoli y lechuga se calculó dividiendo el diámetro vegetal por su peso.
- Método 3: El color de brócoli se evaluó según los siguientes criterios: de 1 (amarillo) a 5 (verde).

Se tomaron varias muestras de suelo a lo largo del experimento: S1 (después de la aplicación de los tratamientos, antes de la plantación del brócoli); S2 (después de la cosecha de brócoli); S3 (tras la homogeneización del suelo con las raíces del brócoli y antes de la plantación de la lechuga) y S4 (después de la cosecha de lechuga). Todas las muestras de suelo fueron obtenidas mezclando seis sub-muestras, tomadas a 0-25 cm de profundidad. Cada muestra de suelo se tamizó a 2 mm, después de la eliminación de la vegetación de las raíces más grandes y de las piedras, y esta fracción granulométrica fue secada al aire y usada para su análisis. Los parámetros determinados en el suelo a lo largo del experimento fueron pH, EC y los contenidos de OM, N_t, P_{ava} y K_{ava}.

La determinación de las diferencias estadísticamente significativas de los datos obtenidos se realizó utilizando un análisis de la varianza de una vía (ANOVA), teniendo en cuenta el tipo de tratamiento. La comparación de las medias de cada parámetro se realizó mediante la prueba de Tukey-b a P < 0,05. El análisis de datos se realizó utilizando el software estadístico SPSS v. 22.0.

Resultados y discusión

Efecto de los tratamientos sobre las propiedades físico-químicas del suelo

En relación al pH, solo el tratamiento con fertilizante mineral (M) disminuyó el pH inicial del suelo, probablemente debido a la acidificación del suelo causada por el fertilizante inorgánico nitrogenado. Este hecho también fue observado por Makinde y col. (2009) tras la aplicación de fertilizantes minerales de NPK en dos tipos diferentes de suelos en Nigeria. Sin embargo, los tratamientos con compost incrementaron el pH del suelo en S2 y S3. Al final del período experimental, no se encontraron grandes diferencias en los valores de pH debido al tratamiento.

Las parcelas enmendadas orgánicamente e inorgánicamente tuvieron valores de EC superiores al control en S1. Este parámetro disminuyó en todos los suelos durante el periodo experimental, posiblemente debido a la absorción de nutrientes por el cultivo, la lixiviación de iones y la inmovilización de nitrógeno inorgánico (Bustamante y col., 2011). Sin embargo, solo los suelos con los tratamientos M, PM y C1 alcanzaron valores finales de EC estadísticamente similares a aquellos de los suelos control. Los valores de EC de los suelos con los tratamientos C2 y C3 fueron claramente mayores, probablemente debido a sus altas dosis de aplicación, como consecuencia de su bajo contenido de nitrógeno.

La adición de PM y de C3 al suelo no produjo ningún efecto significativo sobre el contenido inicial de OM con respecto al control y el tratamiento con fertilizante mineral, mientras que todos los fertilizantes orgánicos produjeron aumentos estadísticamente significativos en este parámetro en S2. Este hecho indicó que la materia orgánica proporcionada por las enmiendas orgánicas estudiadas no fue fácilmente degradable a corto plazo. Resultados similares fueron obtenidos por otros autores en diferentes estudios sobre los efectos de residuos orgánicos o compost sobre las propiedades del suelo después de un periodo de cultivo (Paredes y col., 2005; Medina y col., 2012). Antes y después del cultivo de la lechuga, no se encontraron diferencias en la concentración de OM del suelo debidas al tratamiento. Este hecho pudo ser debido a la mezcla del suelo con las raíces de brócoli que se hizo en todas las parcelas antes del cultivo de la lechuga.

Los suelos tratados con compost o gallinaza tuvieron la mayor concentración de N_t después de la adición de estas enmiendas orgánicas y después de la cosecha de brócoli (S1 y S2). En los muestreos S3 y S4, solo las parcelas tratadas con C3 mostraron concentraciones más altas de N_t que los otros tratamientos. En S3, los suelos control y con M presentaron un incremento en el contenido de N_t , posiblemente debido a la incorporación de materia orgánica que se realizó en todas las parcelas cuando el suelo se mezcló con las raíces de brócoli.

La adición de fertilización mineral y orgánica aumentó el contenido de P_{ava} en S1. Sin embargo, sólo las parcelas enmendadas con gallinaza o compost tuvieron mayores concentraciones de P_{ava} que el control en el resto de los muestreos, lo que demuestra que estas enmiendas orgánicas tuvieron una capacidad fertilizante de P más alta que el tratamiento con fertilizante mineral. Esta evolución del P disponible sugiere que la mineralización gradual de P orgánico compensa el contenido de P mineral, el cual se pierde gradualmente a través de la absorción por el cultivo (Medina y col., 2012).

Los suelos con fertilización orgánica e inorgánica tuvieron mayores contenidos de K_{ava} que el control, en todos los muestreos, aunque las diferencias no fueron estadísticamente significativas en algunos muestreos. Los suelos con los tratamientos

C2 y C3 tuvieron las concentraciones más altas de K_{ava} en S2 y S3. Al final del periodo experimental, no se encontraron grandes diferencias en las concentraciones de K_{ava} debidas al tratamiento.

Efecto de los tratamientos sobre la calidad y la producción de cultivos

Los rendimientos comerciales de brócoli obtenidos con los tratamientos M, PM, C1 y C2 fueron mayores que para el tratamiento con C3 y el control, mientras que, la producción no comercial (las hojas de las plantas de brócoli) fue mayor con los tratamientos PM, C1 y C2. No se encontraron diferencias estadísticas en los valores de peso de la inflorescencia, color, diámetro y el grado de compactación del brócoli debido al tratamiento. Los resultados de producción de la lechuga y los valores del peso vegetal fueron mayores en los suelos con enmiendas orgánicas. Este hecho indica que los fertilizantes orgánicos estudiados tuvieron un efecto fertilizante residual superior al fertilizante mineral. En los otros parámetros comerciales determinados en la lechuga no se encontraron diferencias significativas debidas al tipo de tratamiento empleado. Por lo tanto, estas enmiendas orgánicas pueden mejorar la fertilidad del suelo y su productividad, mejorando el estado nutricional de los cultivos respecto a N, P y K, así como de varios micronutrientes. Estos efectos positivos de los fertilizantes orgánicos sobre el rendimiento de los cultivos hortícolas, también fueron observados por Albuquerque y col. (2012) en un experimento para evaluar la capacidad fertilizante de un digestato utilizando cultivos de sandía y coliflor.

Conclusiones

De los datos obtenidos se concluye que la aplicación de compost procedente de residuos agroindustriales produjo efectos positivos sobre la fertilidad del suelo. Además, los compost estudiados no generaron efectos fitotóxicos en las plantas de brócoli y lechuga.

5. CONCLUSIÓN GENERAL Y PERSPECTIVAS DE FUTURO

UNIVERSITAS
*Miguel
Hernández*

GIAAMA



Grupo de
Investigación
Aplicada en
Agroquímica y
Medio Ambiente

Universidad
Miguel
Hernández

5 CONCLUSIÓN GENERAL Y PERSPECTIVAS DE FUTURO

Conclusión general

La gestión adecuada de los residuos orgánicos generados por la agroindustria de la provincia de Chimborazo (Ecuador) requiere del empleo de técnicas de tratamiento, tales como el proceso de compostaje. Concretamente, la gestión de los residuos provenientes de la industria hortícola, florícola, maderera, y ganadera (aves de corral) a través de este proceso permite no solo reciclar sus residuos, sino también obtener compost con buena calidad agrícola. Los compost obtenidos presentaron varias ventajas agronómicas, económicas y medioambientales. **Agronómicas** asociadas a una buena calidad de compost como ingrediente de medios de cultivo y como fertilizante orgánico para el cultivo de hortalizas en condiciones agronómicas reales. **Económicas**, a través de la mejora del rendimiento y calidad de los cultivos y del empleo de materiales con menor coste en comparación con los insumos agrícolas empleados habitualmente, turba y fertilizantes inorgánicos. **Ambientales** derivadas de un menor uso de recursos naturales no renovables, como la turba, o cuya producción y empleo tiene asociada una alta contaminación ambiental, como los fertilizantes inorgánicos.

Perspectivas de futuro

Algunas de las **futuras investigaciones** relacionadas con este estudio podrían relacionarse a:

- Biorremediación de suelos contaminados con petróleo a través del uso de compost, debido a las propiedades observadas y a la intensa actividad petrolera en Ecuador.
- Estudios comparativos entre diferentes sistemas de compostaje para la optimización del proceso y evaluación de la calidad del compost obtenido.
- Desarrollo de proceso de compostaje con otros residuos con elevada producción en la zona de estudio de esta tesis, como son el estiércol procedente de las granjas de conejo de indias y los residuos de procesado de la patata.
- Aislamiento e identificación de cepas de microorganismos participantes en el proceso de compostaje, así como su uso como inóculos en el proceso de compostaje y evaluación de la calidad del compost obtenido.

6. BIBLIOGRAFÍA



6 BIBLIOGRAFÍA

- Abad, M.**, Martínez, P.F., Martínez, M.D., Martínez, J. 1992. Evaluación agronómica de los sustratos de cultivo. *Actas de Horticultura* 11, 141-154.
- Abad, M.**, Noguera, P. Bures, S. 2001. National inventory of organic wastes for use as growing media for ornamental potted plant production: case study in Spain. *Bioresource Technol* 77: 197-200.
- Ajila, C. M.**, S. K. Brar, M. Verma, R. D. Tyagi, S. Godbout, J. R. Valero. 2012. Bioprocessing of agro-byproducts to animal feed. *Critical Reviews in Biotechnology* 32: 382–400.
- Alburquerque, J. A.**, J. Gonzalez, D. Garcia, J. Cegarra. 2004. Agrochemical characterization of “alperujo,” a solid by-product of the two-phase centrifugation method for olive oil extraction. *Bioresource Technology* 91: 195–200.
- Alburquerque, J.A.**, González, J., García, D., Cegarra, J. 2006. Measuring detoxification and maturity in compost made from “alperujo”, the solid byproduct of extracting olive oil by the two-phase centrifugation system. *Chemosphere* 64, 470–477.
- Alburquerque, J.A.**, de la Fuente, C., Campoy, M., Carrasco, L., Nájera, I., Baixauli, C., Caravaca, F., Roldán, A., Cegarra, J., Bernal, M.P. 2012: Agricultural use of digestate for horticultural crop production and improvement of soil properties, *European Journal of Agronomy* 43, 119-128.
- Ali, M.**, Kazmi, AA., Ahmed, N. 2014. Study on effects of temperature, moisture and pH in degradation and degradation kinetics of aldrin, endosulfan, and lindane pesticides during full-scale continuous rotary drum composting. *Chemosphere* 102: 68-75
- Alkoaik, F.**, Ghaly, A.E. 2006. Influence of dairy manure addition on the biological and thermal kinetics of composting of greenhouse tomato plant residues. *Waste Manage.* 26, 902–913.
- Altieri, R.**, Esposito, A. 2010. Evaluation of the fertilizing effect of olive mill waste compost in short-term crops. *International Biodeterioration & Biodegradation* 64: 124-128.
- Altieri, R.**, Esposito, A., Baruzzi, G. Nair, T. 2014. Corroboration for the successful application of humified olive mill waste compost in soilless cultivation of strawberry. *Int. Biodeterior. Biodegrad* 88: 118-124.
- Arvanitoyannis, I. S.**, T. H. Varzakas. 2008. Vegetable waste treatment: Comparison and critical presentation of methodologies. *Critical Reviews in Food Science and Nutrition* 48: 205–47.
- ASPE. 2013.** Asociación de Porcicultores de Ecuador. 2013. Disponible en la web: <http://www.aspe.org.ec/index.php/informacion/estadisticas/datos-porcicola-2011>.

- Atiyeh, R.M.,** Arancon, N.Q., Edwards, C.A., Metzger, J.D. 2002. The influence of earthworm-processed pig manure on the growth and productivity of marigolds. *Bioresour Technol.* 81, 103-108.
- Avramidou, P.,** Evangelou, A., Komilis, D. 2013. Use of municipal solid waste compost as a growth media for an energy plant (rapeseed). *J. Environ. Manage.* 121, 152-159.
- Banco Mundial.** 2014. Disponible en web: <http://www.bancomundial.org/es/country/ecuador>.
- BCE,** Banco Central del Ecuador. 2013. : Disponible en web: <http://www.bce.fin.ec/>.
- BCE,** Banco Central del Ecuador. 2015. Disponible en: <http://www.bce.fin.ec/>.
- BCE,** Banco Central del Ecuador. 2014. Disponible en web: <http://www.bce.fin.ec/index.php/estadisticas-economicas> .
- Beffa, T.,** Blanc, M., Lyon, P.F., Vogt, G., Marchiani, M., Fischer, J.L., Aragno, M.1996. Isolation of *Thermus* strains from hot compost (60 to 80°C). *Appl. Environ. Microbiol* 62(5): 1723-1727.
- Belal, B.E.,** El-Mahrouk, M.E. 2010. Solid-state fermentation of rice straw residues of its use as growing medium in ornamental nurseries. *Acta Astronautica.* 67, 1081-1089.
- Beltrán, F.J.,** García-Araya, J.F., Álvarez, P.M. 1999. Wine distillery wastewater degradation. 1. Oxidative treatment using ozone and its effect on the wastewater biodegradability. *J. Agr. Food Chem.* 47, 3911–3918.
- Bernal, M. P.,** C. Paredes, M. A. Sánchez-Monedero, J. Cegarra. 1998. Maturity and stability parameters of composts prepared with a wide range of organic wastes. *Bioresource Technology* 63: 91–99.
- Bernal, M.P.,** Albuquerque, 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.,** Gondar, D.M. 2008. Producción y gestión de los residuos orgánicos: situación actual a nivel mundial, comunitario y estatal. En: Moreno, J., Moral, R. (Eds.). *Compostaje*, Ediciones Mundi-Prensa, Madrid, España, pp. 9-42.
- Bernal, M.P.,** Paredes, C., Sánchez-Monedero, M.A., Cegarra, J. 1998. Maturity and stability parameters of compost prepared with a wide range of organic wastes. *Bioresource Technol.*, 63: 91–99.
- Bernal-Vicente, A.,** Ros, M., Pascual, J.A. 2012. Inoculation of *Trichoderma harzianum* during maturation of vineyard waste compost to control muskmelon *Fusarium* wilt. *BioResources* 7, 1948-1960.

- Borrero, C.**, Trillas, M. I., Ortovás, J., Tello, J.C y Avilés, M. 2004. Predictive factors for the suppression of fusarium wilt of tomato in plant growth media. *Phytopathology* 94:1094-1101.
- Brinton, W. F.**, Evans, E., Droffner, M. L., Brinton, R. B. 1995. A standardized Dewar test for evaluation of compost self-heating. *Biocycle*, 36, 1-16.
- Burneo, S. F.**, González-Maya, J. F., Tirira-S, D. 2009. Distribution and habitat modeling for Colombian Weasel *Mustela felipei* in the Northern Andes. *Small Carnivore Conservation* 41: 41–45
- Bustamante, M. A.**, M. D. Perez-Murcia, C. Paredes, R. Moral, A. Perez-Espinosa, J. Moreno-Caselles. 2007. Short-term carbon and nitrogen mineralisation in soil amended with winery and distillery organic wastes. *Bioresource Technology* 98: 3269–77.
- Bustamante, M. A.**, R. Moral, C. Paredes, A. Perez-Espinosa, J. Moreno-Caselles, M. D. Perez-Murcia. 2008. Agrochemical characterisation of the solid by-products and residues from the winery and distillery industry. *Waste Management* 28: 372–80.
- Bustamante, M.A.**, Paredes, C., Marhuenda-Egea F.C., Pérez-Espinosa, A., Bernal, M.P., **Moral, R.** 2008. Co-composting of distillery wastes with animal manures: Carbon and nitrogen transformations in the evaluation of compost stability. *Chemosphere* 72, 551-557.
- Bustamante, M.A.**, Paredes, C., Moral, R., Agulló, E., Pérez-Murcia, M.D., Abad, M. 2008. Composts from distillery wastes as peat substitutes for transplant production. *Resour. Conserv. Recy.* 52, 792-799
- Bustamante, M.A.**, Paredes, C., Morales, J., Mayoral, A.M., Moral, R. 2009. Study of the composting process of winery and distillery wastes using multivariate techniques. *Bioresour. Technol.* 100, 4766–4772.
- Bustamante, M.A.**, Suárez-Estrella, F., Torrecillas, C., Paredes, C., Moral, R., Moreno, J. 2010. Use of chemometrics in the chemical and microbiological characterization of composts from agroindustrial wastes. *Bioresour. Technol.* 101, 4068–4074.
- Bustamante, M.A.**; Said-Pullicino, D.; Paredes, C.; Moral, R. (2011): Application of winery and distillery waste composts to a Jumilla (SE Spain) vineyard: Effects on the characteristics of a calcareous sandy-loam soil, *Agriculture, Ecosystems and Environment* 140, 80-87.
- Cai, H.**, Chen, T., Liu, H., Gao, D., Zheng, G., Zhang, J. 2010. The effect of salinity and porosity of sewage sludge compost on the growth of vegetable seedlings. *Scientia Horticulturae* 124, 381-386.

- Campos, E.,** Flotas, X., Illa, J., Magrí, A., Palatsi, J., Solé, F. 2004. Guia dels tractaments de les dejeccions ramaderes. Noviembre 2004. Agencia de Residuos de Catalunya; Disponible en web: <http://www.arc-cat.net/ca/altres/purins/guia.html>.
- Carmona, E.,** Abad, M. 2011. Aplicación del compost en viveros y semilleros. En: Compostaje. (Eds.) Moreno, J., Moral, R. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid, España, pp. 397-424.
- Carmona, E.,** Moreno, M.T., Avilés, M., Ordovás, J. 2012. Use of grape marc compost as substrate for vegetable seedlings. *Scientia Horticulturae*. 137: 69–74
- Castaldi, P.,** Garau, G., Melis, P. 2008. Maturity assessment of compost from municipal solid waste through the study of enzyme activities and water-soluble fractions. *Waste Management*, 28(3): 534-540.
- Cendón, Y.,** Moldes, A., Barral, M. T. 2005. Evaluation of municipal solid waste compost as a growing media component for potted plant production. In: *International Symposium on Growing Media 779*, pp. 591-598.
- CENSAT. 2005.** Las deudas y los impactos de la floricultura en Colombia. Disponible en web: www.censat.org.
- CEPAL. 2013.** Statistical Yearbook for Latin America and the Caribbean. Santiago de Chile: United Nations. Ciavatta, C., Vittori-Antisari, V., Sequi, P. 1988. A first approach to the characterization of the presence of humified materials in organic fertilizers. *Agrochimica* 32, 510–517.
- Chang, J.I.,** Tsai, J.J., Wu, K.H. 2006. Composting of vegetable waste. *Waste Management & Research*, 24(4): 354-362.
- Chapman, H. D.,** Z. B. Johnson. 2002. Use of antibiotics and roxarsone in broiler chickens in the USA: Analysis for the years 1995 to 2000. *Poultry Science* 81: 356–64.
- Chica, A.,** García, J. 2011. Aspectos técnicos en el desarrollo y control del proceso de compostaje. En: *Compostaje*. (Eds.) Moreno, J., Moral, R. Editorial Mundi- Prensa, Madrid. pp. 143-164.
- Chrysochoou, M.,** Dermatas, D., D. G. Grubb. 2007. Phosphate application to firing range soils for Pb immobilization: The unclear role of phosphate. *Journal of Hazardous Materials* 144: 1–14.
- Comité Europeo de Normalización-CEN.** Norma UNE-EN para Mejoradores de Suelo y Sustratos de Cultivo. Año 2001 y 2002. Asociación Española de Normalización y Certificación (AENOR), Madrid (www.aenor.es).
- De Boodt, H. 1975.** Caractères physiques et disponibilité en eau des substrats. *Ann. Gembloux* 81, 59-72.

- Defrieri, R.L.**, Jimenez, M.D.L.P., Effron, D., Palma, M. 2005. Utilización de parámetros químicos y microbiológicos como criterios de madurez durante el proceso de compostaje. *Agriscientia*, 22(1): 1-10.
- Díaz-Raviña, M.**, Ace, M.J, Carballas, T. 1989. Microbiological characterization of four composted urban refuse. *Biological Waste* 30(2):89-100.
- Dick, W. A.**, Tabatabai, M. 1984. Kinetic parameters of phosphatases in soils and organic waste materials. *Soil Science*, 137(1): 7-15.
- DNP. 2014.** Análisis de cadenas productivas: Cadena molinería. Disponible en web: <https://www.dnp.gov.co/Portals/0/archivos/documentos/DDE/Molineria.pdf>.
- Ecological criteria to soil improvers.** Commission Decision 2006/799/EC. 2006. Establishing Revised Ecological Criteria and the Related Assessment and Verification Requirements for the Award of the Community eco-Label to Soil Improvers. *Official Journal of the European Union*, L 325, 28–34.
- Economic Commission for Latin America and Caribbean. 2012.** Statistical yearbook for Latin America and the Caribbean. <http://www.cepal.org> (accessed 21 March 2013).
- Elias, X.** 2009. Valorización de residuos procedentes de grandes industrias. En: *Reciclaje de residuos industriales. Residuos sólidos urbanos y fangos de depuradora.* (Ed.) Elias, X. Ediciones Díaz de Santos, Madrid, pp. 533-636.
- Environmental Management Law. 1999.** Ley de Gestión Ambiental. Ley No. 37. RO/ 245 de 30 de Julio de 1999.
- ESPAC,** Encuesta de Superficie y Producción Agropecuaria Continua. 2013. Disponible en web:http://www.ecuadorencifras.gob.ec/documentos/web-inec/Estadisticas_agropecuarias/espac/espac%202013/InformeEjecutivoESPAC2013.pdf.
- ESPAC,** Encuesta de Superficie y Producción Agropecuaria Continua. 2010. disponible en web:<http://anda.inec.gob.ec/anda/index.php/catalog/266/vargrp/VG7>.
- ESPAC,** Encuesta de Superficie y Producción Agropecuaria Continua. 2014. disponible en web:http://www.ecuadorencifras.gob.ec/documentos/web-inec/Estadisticas_agropecuarias/espac/espac_2014/Resultados_2014/3.%20Informe_ejecutivo_ESPAC_2014.pdf.
- European Commission. 2014.** End-of-waste criteria for biodegradable waste subjected to biological treatment (compost & digestate): Technical proposals. disponible en web: <http://ipts.jrc.ec.europa.eu/publications/pub.cfm?id=6869>.
- European Commission. 2001.** Working document on biological treatment of biowaste. http://www.compost.it/www/pubblicazioni_on_line/biod.pdf

- European Commission**-Directorate General for Environment. 2001. Report n.°CO 4653-2. Survey of wastes spread on land-Final report. Water Research Council.Marlow,U.K.
- European Standard 13037. 1999.** Determination of pH, in: Soil improvers and growing media. European Committee for Standardization, Brussels.
- European Standard 13038. 1999.** Determination of electrical conductivity, in: Soil improvers and growing media. European Committee for Standardization, Brussels.
- European Standard 13040. 1999.** Sample preparation for chemical and physical tests, determination of dry matter content, moisture content and laboratory compacted bulk density, in: Soil improvers and growing media. European Committee for Standardization, Brussels.
- FAO**, Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. 2015. Disponible en web: <http://coin.fao.org/cms/world/ecuador/FAOEcuador.html>.
- FAO**, Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. 2011. Disponible en web: http://www.fao.org/fileadmin/templates/aiq2013/res/es/cultivo_quinoa_es.pdf.
- FAOSTAT**, Food and Agriculture Organization of the United Nations. Statistics Division. 2013. Disponible en web: <http://faostat3.fao.org/download/Q/QC/E>.
- Farrell, M.**, Jones, D.L. 2010. Food waste composting: Its use as a peat replacement. *Waste Management* 30: 1495–150.
- Fernández, M.M.**, Aguilar, M.I., Carrique, J.R., Tortosa, J., García, C., López, M., Pérez, J.M. 2001. Suelo y medio ambiente en invernaderos. 3ª Edición. Consejería de Agricultura y pesca. Junta de Andalucía. Sevilla. pp.135.
- Fernández-Gómez, M.J.**, Díaz-Raviña, M., Romero, E., Nogales, R. 2013. Recycling of environmentally problematic plant waste generated from greenhouse tomato crops through vermicomposting. *Int J Environ Sci Technol* 10: 697-708
- Fernández-Hernández, A.**, Roig, A., Serramiá, N., García-Ortiz Civantos, C., Sánchez-Monedero, M.A. 2014. Application of compost of two-phase olive mill waste on olive grove: Effects on soil, olive fruit and olive oil quality. *Waste Management* 34:1139–1147.
- Fornes, F.**, Carrión, C., García-de-la-Fuente, R., Puchades, R., Abad, M. 2010. Leaching composted lignocellulosic wastes to prepare container media: Feasibility and environmental concerns. *J. Environ. Manage.* 91, 1747-1755.
- García-Gómez, A.**, Bernal, M.P, Roig, A. 2002. Growth of ornamental plants in two composts prepared from agroindustrialwastes. *Bioresour Technol* 83:81–7.

- 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.
- Gavilanes-Terán, I.,** Paredes, C., Pérez-Espinoza, A., Bustamante, MA., 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 Plan* 46(S1):137–156.
- Geladi, P.,** Manley, M., Lestander, T. 2003. Scatter plotting in multivariate data analysis. *J. Chemometr.* 17, 503–511.
- Gil, M. V.,** L. F. Calvo, D. Blanco, M. E. Sánchez. 2008. Assessing the agronomic and environmental effects of the application of cattle manure compost on soil by multivariate methods. *Bioresource Technology* 99: 5763–72.
- González G. G.,** Doncel, I. G. 1999. Algunos Residuos Forestales y Madereros en la alimentación del ganado. *Forest Systems*, 8(3), 349-373.
- Google Maps.** 2015. Disponible en la web: https://www.google.com.ec/search?q=ecuador&biw=1280&bih=909&source=lnms&tbm=isch&sa=X&sqi=2&ved=0ahUKEwjthLXL6rbMAhXLND4KHQ_ZC9kQ_AUIBigB#tbm=isch&q=sudamerica&imgrc=4Qvcmx2bry6OJM%3A
- González-Fernández, J.J.,** Galea, Z., Alvarez, J.M., Hormaza, J.I., López, R. 2015. Evaluation of composition and performance of composts derived from guacamole production residues. *J. Environ. Manage.* 147, 132–139.
- Goyal, S.,** Dhull, S.K., Kapoor, K.K. 2005. Chemical and biological changes during composting of different organic wastes and assessment of compost maturity. *Bioresource Technology*, 96(14): 1584-1591.
- Guénon, R.,** Gros, R. 2015. Increasing the maturity of compost used affects the soil chemical properties and the stability of microbial activity along a mediterranean post-fire chronosequence, *European Journal of Soil Biology* 66, 1-10.
- Handreck, K.A.** 1992. Rapid assessment of the rate of nitrogen immobilisation in organic components of potting media: I. Method development. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 23:201-215.
- Haug, R.T.** 1993. *The Practical Handbook of Compost Engineering.* Lewis Publishers. Boca Raton. Florida.
- IBCE,** Instituto Boliviano de Comercio Exterior. 2009. Perfil de Mercado Granos Nativos Quinoa y Amaranto. La Paz. pp. 52.

- Iglesias Jiménez, E.,** Pérez García, V. 1992b. Determination of maturity indices for city refuse composts. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 38: 331–343.
- Iglesias Jiménez, E.,** Pérez García, V. 1992a. Composting of domestic refuse and sewage sludge, II: Evolution of carbon and some “humification” indexes. *Resources, Conservation and Recycling*, 6: 243–257.
- Iglesias Jiménez, E.,** Pérez García, V. 1991. Composting of domestic refuse and sewage sludge. I. Evolution of temperature, pH, C/N ratio and cation-exchange capacity. *Resour. Conserv. Recycl.* 6, 45–60.
- Iglesias-Jiménez, E.,** Barral, M.T., Marhueda-Egea, F. 2011. Indicadores de la estabilidad y madurez del compost. En: *Compostaje*. (Eds.) Moreno, J., Moral, R. Editorial Mundi- Prensa, Madrid. pp. 245-283.
- INEC,** Instituto Nacional de Estadísticas y Censos 2000. National Agricultural Census. Disponible en web: <http://www.ecuadorencifras.gob.ec/censo-nacional-agropecuario/>
- INEC,** Instituto Nacional de Estadísticas y Censos 2011. Disponible en: http://www.inec.gob.ec/espac_publicaciones/espac-2011/.
- INEC,** Instituto Nacional de Estadísticas y Censos. 2010. Disponible en web: <http://www.ecuadorencifras.gob.ec/wp-content/descargas/Libros/Demografia/documentofinal1.pdf>.
- INEC,** Instituto Nacional de Estadísticas y Censos. 2013a. Survey Area and Agricultural Production. Disponible en web: <http://www.ecuadorencifras.gob.ec/estadisticasagropecuarias-2/>
- INEC,** Instituto Nacional de Estadísticas y Censos. 2013b. Economic Environmental Information in Companies. Disponible en web: <http://www.ecuadorencifras.gob.ec/encuesta-de-informacion-ambiental-economica-en-empresas/>.
- INFOAGRO,** InfoAgro Systems. 2013. Disponible en web: http://www.infoagro.com/hortalizas/residuos_agricolas.htm.
- INOCAR,** Instituto Oceanográfico de la Armada. 2012. Disponible en web: www.inocar.mil.ec/.
- International Trade Centre. 2013.** Trade statistics 2001-2014. Disponible en web: <http://www.intracen.org/itc/market-info-tools/trade-statistics/>
- Jannoura, R.,** Bruns, C., Joergense, R.G. 2013. Organic fertilizer effects on pea yield, nutrient uptake, microbial root colonization and soil microbial biomass indices in organic farming systems. *Europ. J. Agronomy* 49: 32– 41.

- Jayasinghe, G.Y.**, Tokashiki, Y., Arachchi, I.D., Arakaki, M. 2010. Sewage sludge sugarcane trash based compost and synthetic aggregates as peat substitutes in containerized media for crop production. *Journal of Hazardous Materials* 174: 700-706.
- Jeris, J.S.**, Regan, R. W. 1973. Controlling Environmental Parameters for Optimum Composting. Part II, *Compost Sci.*, 14 (March-April): 8-15.
- Jhorar, B. S.**, Phogat, V., Malik, E. 1991. Kinetics of composting rice straw with glue waste at different C/N ratios in a semiarid environment. *Arid Soil Rest. Rehabil* 5:297-306.
- Jolanun, B.**, S. Towprayoon, C. Chiemchaisri. 2008. Aeration improvement in fed batch composting of vegetable and fruit wastes. *Environmental Progress* 27: 250–56.
- Jurado M.M.**, Suárez-Estrella, F., Vargas-García, MC., López, MJ., López-González, JA., Moreno, J. 2014. Evolution of enzymatic activities and carbon fractions throughout composting of plant waste. *J Environ Manage* 133. 355-364
- Kabir, F.**, Tow, W.W., Hamauzu, Y., Katayama, S., Tanaka, S., Nakamura, S. 2015. Antioxidant and cytoprotective activities of extracts prepared from fruit and vegetable wastes and by-products. *Food Chem.* 167, 358–362.
- Kalamdhad, AS.**, Singh, YK., Ali, M., Khwairakpam, M., Kazmi, AA. 2009. Rotary drum composting of vegetable waste and tree leaves. *Bioresour Technol* 100: 6442-6450
- Kebreab, E.**, J. France, R. P. Kwakkel, S. Leeson, H. D. Kuhl, J. Dijkstra. 2009. Development and evaluation of a dynamic model of calcium and phosphorus flows in layers. *Poultry Science* 88: 680–89.
- Kiehl, F.J.** 1985. Fertilizantes orgánicos. Editora Agronómica Ceres Ltda, São Paulo.
- Killi, D.** y Yasemin Kavdir, Y. 2013. Effects of olive solid waste and olive solid waste compost application on soil properties and growth of *Solanum lycopersicum*. *International Biodeterioration & Biodegradation* 82: 157-165.
- Kitson, R. E.**, M. G. Mellon. 1944. Colorimetric determination of phosphorus as molybdivanado phosphoric acid. *Industrial and Engineering Chemistry Analytical Edition* 16: 379–83.
- Koopmans, A.**, Koppejan, J. 1998. Agricultural and forest residues- Generation, utilization and availability. Proceedings of the Regional Expert Consultation on Modern Applications of Biomass Energy, pp. 1-23, 6-10 January 1997, Kuala Lumpur, Malasia. FAO Regional Wood Energy Development Programme in Asia, Report no. 36, Bangkok.
- Kumar, R.**, Sharma, S., Prasad, R. 2014. Yield Nutrient Uptake, and Quality of Stevia as Affected by Organic Sources of Nutrient. *Comm. Soil Sci. Plant Nutr* 21: 3137– 3149.

- Lakhdar, A.,** Rabhi, M., Ghnaya, T., Montemurro, F., N, Jedidi., Abdelly, C. 2009. Effectiveness of compost use in salt-affected soil. *Journal of Hazardous Materials* 171: 29–37.
- Lax, A.,** Roig, A., Costa, F. 1986. A method for determining the cation-exchange capacity of organic materials. *Plant Soil* 94, 349-355.
- Leconte, M.C.,** Mazzarino, M.J., Satti, P., Iglesias, M.C., Laos, F. 2009. Co-composting rice hulls and/or sawdust with poultry manure in NE Argentina. *Waste Management* 29: 2446–2453.
- Lin, C. S. K.,** L. A. Pfaltzgraff, L. Herrero-Davila, E. B. Mubofu, S. Abderrahim, J. H. Clark, A. A. Koutinas, N. Kopsahelis, K. Stamatelatou, F. Dickson, S. Thankappan, Z. Mohamed, R. Brocklesby, R. Luque. 2013. Food waste as a valuable resource for the production of chemicals, materials, and fuels: Current situation and global perspective. *Energy and Environmental Science* 6: 426–64.
- Liyana-Pathirana, C. M.,** F. Shahidi. 2006. Antioxidant properties of commercial soft and hard winter wheats (*Triticum aestivum* L.) and their milling fractions. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 86: 477–85.
- Lopez-Mondejar, R.,** Bernal-Vicente, A., Ros, M., Tittarelli, F., Canali, S., Intrigliolo, F. Pascual J.A. 2010. Utilisation of citrus compost-based growing media amended with *Trichoderma harzianum* T-78 in *Cucumis melo* L. seedling production. *Bioresour. Technol* 101: 3718-3723.
- Luste, S.,** H. Heinonen-Tanski, S. Luostarinen. 2012. Co-digestion of dairy cattle slurry and industrial meat-processing by-products—Effect of ultrasound and hygienization pre-treatments. *Bioresource Technology* 104: 195–201.
- Madejón, E.,** Díaz, M.J., López, R., Cabrera, F. 2001. Co-composting of sugarbeet vinasse: Influence of the organic matter nature of the bulking agents used. *Bioresource Technol.* 76: 275–278.
- MAE,** Ministerio de Ambiente. 2012. Disponible en web: http://www.ambiente.gob.ec/wp-content/uploads/downloads/2012/09/Documento_Metodolog+%C2%A1a_28_05_2012_v2_1.pdf.
- MAE,** Ministerio de Ambiente. 2014. Evaluación Nacional Forestal Resultados. Disponible en web: http://suia.ambiente.gob.ec/documents/31940/164293/Evaluaci%C3%B3n+Nacional+Forestal_NREFD+1.pdf/2288ea80-e2f7-48e9-9b6a-d05f8ce7e10a.
- MAGAP,** Ministerio de Agricultura, Ganadería, Acuacultura y Pesca. 2014. ECUADOR: BOLETÍN MENSUAL – Nº 27. . www.agricultura.gob.ec/ .

- MAGAP**, Ministerio de Agricultura, Ganadería, Acuacultura y Pesca. 2009. Disponible en web: <http://www.produccion.gob.ec/wp-content/uploads/downloads/2013/02/Informe-Rend-Ctas-MAGAP1.pdf>
- Makinde, E.A.**, Eniola, H.T., Fagbola O. 2009. Effect of organic, organomineral and NPK fertilizers on soil pH, organic matter and micronutrient content in two soil types in Nigeria, *Research on Crops* 10, 77-85.
- Manzano-Agugliaro, F.** 2007. Gasificación de residuos de invernadero para la obtención de energía eléctrica en el sur de España: ubicación mediante SIG. *Interciencia* 32(2):131-136.
- Márquez, P.**, Díaz, M., Cabrera, F. 2011. Factores que afectan al proceso de compostaje. En: *Compostaje*. (Eds.) Moreno, J., Moral, R. Editorial Mundi- Prensa, Madrid. pp. 95-109.
- Mata, J.**, González, J., Sánchez, M. 2011. Residuos ganaderos. En: *Compostaje*. (Eds.) Moreno, J., Moral, R. Editorial Mundi- Prensa, Madrid. pp. 555-569.
- Medina, E.**, Paredes, C., Pérez-Murcia, M.D., Bustamante, M.A., Moral, R. 2009. Spent mushroom substrates as component of growing media for germination and growth of horticultural plants. *Bioresource Technology* 100: 4227-4232.
- Medina, E.**, Paredes, C., Bustamante, M.A., Moral, R., Moreno-Caselles, J. 2012: Relationships between soil physico-chemical, chemical and biological properties in a soil amended with spent mushroom substrate, *Geoderma* 173-174, 152-161.
- Mekki, A.**, A. Dhoub, S. Sayadi. 2007. Polyphenols dynamics and phytotoxicity in a soil amended by olive mill wastewaters. *Journal of Environmental Management* 84: 134-40.
- Mendoza-Hernández, D.**, Fornes, F., Belda, R.M. 2014. Compost and vermicompost of horticultural waste as substrates for cutting rooting and growth of rosemary. *Scientia Horticulturae* 178, 192-202.
- Mininni, C.**, Bustamante, M.A., Medina, E., Montesano, F., Paredes, C., Pérez-Espinosa, A., Moral, R., Santamaría, P. 2013. Evaluation of posidonia seaweed-based compost as a substrate for melon and tomato seedling production. *J. Hortic. Sci. Biotech.* 88, 345-351.
- Mondini, C.**, Fornasier, F., Sinicco, T. 2004. Enzymatic activity as a parameter for the characterization of the composting process. *Soil Biology and Biochemistry*, 36(10): 1587-1594.
- Moral, R.**, Muro, J. 2011. Manejo, dosificación y gestión agronómica del compost. . En: *Compostaje*. (Eds.) Moreno, J., Moral, R. Editorial Mundi- Prensa, Madrid .pp.353-378.

- Moral, R.,** Paredes, C., Bustamante, M.A., Perez-Murcia, M.D. Perez-Espinosa, A. 2013. Challenges of composting for growing media purposes in Spain and Mediterranean area. *Acta Horticult* 1013: 25-42.
- Moreno, J.,** Mormeneo, S. 2011. Microbiología y bioquímica del proceso de compostaje. En: *Compostaje*. (Eds.) Moreno, J., Moral, R. Editorial Mundi- Prensa, Madrid. pp. 113-140.
- Naddaf, O.,** Livieratos, L., Stamatakis, A., Tsirogiannis, L., Gizas, G., Savvas, D. 2011. Hydraulic characteristics of composted pig manure, perlite, and mixtures of them, and their impact on cucumber grown on bags. *Scientia Horticulturae* 129:135–141.
- Navarro, A. F.,** J. Cegarra, A. Roig, D. García. 1993. Relationships between organic matter and carbon contents of organic wastes. *Bioresource Technology* 44: 203–07.
- Navarro, A.F.,** Cegarra, J., Roig, A., Bernal, M.P. 1991. An automatic microanalysis method for the determination of organic carbon in wastes. *Commun. Soil Sci. Plan* 22, 2137–2144.
- Nicholson, F. A.,** S. J. Groves, B. J. Chambers. 2005. Pathogen survival during livestock manure storage and following land application. *Bioresource Technology* 96: 135–43.
- Ortega, M.C.,** Moreno, M.T., Ortovás, J., Aguado, M.T. 1996. Behaviour of different horticultural species in phytotoxicity bioassays of back substrates. *Scientia Horticulturae* 66: 125-132.
- Paradelo, R.,** Prieto, B., Moldes, A.B., Barral, M.T. 2010. Seguimiento del compostaje de residuos vitivinícolas mediante medidas de color. *Óptica Pura Aplicada*, 43: 235-243.
- Pardo, G.,** Moral, R., Aguilera, E., del Prado, A. 2015. Gaseous emissions from management of solid waste: a systematic review. *Glob. Change Biol.* 21, 1313–1327.
- Paredes, C.,** J. Cegarra, A. Roig, M. A. Sánchez-Monedero, M. P. Bernal. 1999. Characterization of olive mill wastewater (alpechin) and its sludge for agricultural purposes. *Bioresource Technology* 67: 111–15.
- Paredes, C.,** Roig, A., Bernal, M.P., Sánchez-Monedero, M.A., Cegarra, J. 2000. Evolution of organic matter and nitrogen during co-composting of olive mill wastewater with solid organic wastes. *Biol. Fert. Soils* 32, 222–227.
- Paredes, C.,** Cegarra, J., Bernal, M.P., Roig, A. 2005. Influence of olive mill wastewater in composting and impact of the compost on Swiss chard crop and soil properties, *Environment International* 31, 305-312.
- Passarini K.C.,** Pereira M.A., Farias T.M.D., Calarge F.A., Santana C.C. 2014. Assessment of the viability and sustainability of an integrated waste management system for the

- city of Campinas (Brazil), by means of ecological cost accounting. *J. Clean. Prod.* 65:479–488.
- Perez-Murcia, M.D.**, Moral, R., Moreno-Caselles, J., Perez-Espinosa, A., Paredes, C. 2006. Use of composted sewage sludge in growth media for broccoli. *Bioresour. Technol.* 97, 123-130.
- Petric, A.**, Šestan, A., Šestan, I. 2009. Influence of wheat straw addition on composting of poultry manure. *Process Safety and Environmental Protection* 8 7: 206–212.
- Pinitpaitoon, S.**, Suwanarit, A., Bell R.W. 2011. A framework for determining the efficient combination of organic materials and mineral fertilizer applied in maize cropping. *Field Crops Research* 124:302–315.
- PROECUADOR**, Instituto de Promoción de Exportaciones e Inversiones. 2015. Disponible en web: <http://www.proecuador.gob.ec/>.
- PROECUADOR**, Instituto de Promoción de Exportaciones e Inversiones 2014. Ministerio de Comercio Exterior. Disponible en web :[http://www.proecuador.gob.ec/exportadores/sectores /flores/](http://www.proecuador.gob.ec/exportadores/sectores/flores/).
- Qing-Chao, L.**, Kui-ling, W., Qing-hua,L., Hui-tang, P.,, Qi-xiang, Z. 2014. Effects of Substitute Media on Development of Potted Cyclamen pericum Mill. *Journal of Northeast Agricultural University.* 21: 28-37.
- Raviv, M.** 2008. The use of compost in growing media as suppressive agent against soil-borne diseases. *Acta Horticulturae* 779: 39-49.
- Rinaldi, S.**, De Lucia, B., Salvati,L., Rea, E. 2014. Understanding complexity in the response of ornamental rosemary to different substrates: A multivariate analysis. *Scientia Horticulturae* 176: 218–224.
- Roig, A.**, Lax, A., Cegarra, J., Costa, P., Hernandez, M.T. 1988. Cation exchange capacity as a parameter for measuring the humification degree of manures. *Soil Science*, 146(5): 311-316.
- Roletto, E.**, Barberis, R., Consiglio, M., Jodice, R. 1985. Chemical parameters for evaluating compost maturity. *BioCycle* 26: 46–47.
- Ryckeboer,J.**, Mergaert, J., Vaes, K., Klammer, S., De Clercq, D., Coosemans, J., Insam, H., Swings, J. 2003. A survey of bacteria and fungi occurring during composting and self-heating processes 53(4):349-410.
- Salma, H.**, Fatma, S., Juan, C., Ridha,H., Nouredine, D., Khaled, M., Emna, A.,2009. Biological activity during co-composting of sludge issued from the OMW evaporation ponds with poultry manure—Physico-chemical characterization of the processed organic matter. *Journal of Hazardous Materials* 162: 402–409

- Saña, J., Soliva, M.** 1987. El compostatge: procés, sistemes i aplicacions. Quaderns d'Ecología Aplicada, n.º111. Servei del Medi Ambient de la Diputació de Barcelona.98 pp.
- Sanchez-Monedero, M. A.,** A. Roig, C. Martinez- Pardo, J. Cegarra, C. Paredes. 1996. A microanalysis method for determining total organic carbon in extracts of humic substances: Relationships between total organic carbon and oxidable carbon. *Bioresource Technology* 57: 291–95.
- 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. *Biores. Technol.*, 78(3):301-308.
- Sánchez-Monedero, M.A.,** Roig. A., Cegarra, J., Bernal M.P., Noguera, P., Abad, M. 2004. Composts as media constituents for vegetable transplant production. *Compost Sci. Util.* 12: 161–168.
- Schwarz, M.** 1995. Soilless culture management. *Advanced Series in Agricultural Sciences* 24: 96-104.
- Sendi,H.,** M. Mohamed,M.T.,. Anwar, M. P., Saud H.M. 2013. Spent Mushroom Waste as a Media Replacement for Peat Moss in Kai-Lan (*Brassica oleracea* var. *Alboglabra*) Production. *The ScientificWorld Journal* 13: 1-8.
- Senplades,** Secretaría Nacional de Planificación y Desarrollo. 2012. Disponible en web: <http://www.planificacion.gob.ec/zonas-districtos-y-circuitos/>.
- Siddiquia, Y.,** Islama, T. M Naidu, Y., Meon, L. 2011. The conjunctive use of compost tea and inorganic fertiliser on the growth, yield and terpenoid content of *Centella asiatica* (L.) urban. *Scientia Horticulturae* 130: 289–295
- SINAGAP,** Sistema de información Nacional de Agricultura, Ganadería, Acuacultura y Pesca. 2015. Disponible en web: <http://sinagap.agricultura.gob.ec/ano2015bce/file/5048-volumen-iv-n-08-julio-2015>.
- SINAGAP,** Sistema de información Nacional de Agricultura, Ganadería, Acuacultura y Pesca. 2014. Disponible en web <http://sinagap.agricultura.gob.ec/phocadownloadpap/BoletinesCultivos/2015/cBoletin%20situacional%20brocoli%202014%20actualizado.pdf>.
- SINAGAP.** Sistema de información Nacional de Agricultura, Ganadería, Acuacultura y Pesca. 2013. Boletín Situacional Sistema de Información Nacional de Agricultura Ganadería Acuacultura y Pesca. Obtenido de SINAGAP: Disponible en web:

- <http://sinagap.agricultura.gob.ec/phocadownloadpap/BoletinesCultivos/Brocoli.pdf>
- Soliva, M.,** López, M., Huerta, O. 2011. Antecedentes y fundamentos del proceso de compostaje. En: Compostaje. (Eds.) Moreno, J., Moral, R. Editorial Mundi- Prensa, Madrid .pp.77-92.
- Sonmez, I. 2012.** Determination of the optimum mixture ratio and nutrient contents of broccoli wastes, wheat straw, and manure for composting. *Journal of Food Agriculture and Environment* 10: 972–76.
- Stanford, K., X. Hao, S. Xu, T. A. McAllister, F. Larney, J. J. Leonard.** 2009. Effects of age of cattle, turning technology, and compost environment on disappearance of bone from mortality compost. *Bioresource Technology* 100: 4417–22.
- Tchobanogolus, G.,** Theisen, H., Vigil, S. 1994. *Gestión integral de residuos sólidos.* Ed. McGraw-Hill, Madrid. pp. 1.107.
- Thassitou, P. K.,** I. S. Arvanitoyannis. 2001. Bioremediation: A novel approach to food waste management. *Trends in Food Science and Technology* 12: 185–96.
- Tiquia, S.M. 2005.** Microbiological parameters as indicators of compost maturity. *Journal of Applied Microbiology*, 99(4): 816-828.
- Tronina, P.,** F. Bubel. 2008. Production of organic fertilizer from poultry feather wastes excluding the composting process. *Polish Journal of Chemical Technology* 10: 33–36.
- Troy, S. M.,** T. Nolan, W. Kwapinski, J. J. Leahy, M. G. Healy, P. G. Lawlor. 2012. Effect of sawdust addition on composting of separated raw and anaerobically digested pig manure. *Journal of Environmental Management* 111: 70–77.
- Ukita, M.,** T. Imai, Y. T. Hung. 2008. Food waste treatment. In *Treatment of wastes from food processing industry*, ed. L. K.Wang, Y. T. Hung, H. H. Lo, C. Yapijakis, 355–90. Zaragoza: Editorial Acribia, S.A.
- US Composting Council.** 2001. Field guide to compost use. Disponible en web: http://compostingcouncil.org/admin/wpcontent/plugins/wp-pdfupload/pdf/1330/Field_Guide_to_Compost_Use.pdf
- US EPA.** 1993. Federal register, 40 CFR part 503: Standards for the use or disposal of sewage sludge: Final rules. Washington, DC: US Government Printing Office.
- Uzcàtegui, E. 2015.** Disponible en web: http://www.agrytec.com/pecuario/index.php?option=com_content&view=article&id=503:cria-comercial-de-codornices&catid=10:articulos-tecnicos&Itemid=12.
- Vargas-García, MC.,** Suárez-Estrella, F., López, MJ., Moreno, J. 2006. Influence of microbial inoculation and co- composting material on the evolution of humic-like

- substances during composting of horticultural wastes. *Process Biochem* 41: 1438-1443.
- Vargas-García, MC.**, Suárez-Estrella, F., López, MJ., Moreno, J. 2010. Microbial population dynamics and enzyme activities in composting processes with different starting materials. *Waste Manage* 30: 771-778.
- Vestberg, M.**, Kukkonen, S., Parikka, P., Yu, D., Romantschuk, M. 2014. Reproducibility of suppression of Pythium wilt of cucumber by compost. *Agric. Food Sci.* 23: 236-245.
- Viel, M.**, Sayag, D., Peyre, A., André, L. 1987. Optimization of in-vessel cocomposting through heat recovery. *Biol. Wastes* 20, 167–185.
- WDS.** 2000. Working Document on Sludge, 3rd Draft. Brussels, 27 April 2000. ENV.E.3/LM.
- Willekens, K.**, Vandecasteele B., David Buchan, D., De Neve, S. 2014. Soil quality is positively affected by reduced tillage and compost in an intensive vegetable cropping system. *Applied Soil Ecology* 82: 61–71.
- Zbytniewski, R.**, B. Buszewski. 2005. Characterization of natural organic matter (NOM) derived from sewage sludge compost, part 1: Chemical and spectroscopic properties. *Bioresource Technology* 96: 471–78.
- Zhang, L.**, Sun, X., Tian, Y., Gong, X. 2014. Biochar and humic acid amendments improve the quality of composted green waste as a growth medium for the ornamental plant *Calathea insignis*. *Scientia Horticulturae* 176, 70-78.
- Zhang, Y.**, C. J. Banks. 2012. Co-digestion of the mechanically recovered organic fraction of municipal solid waste with slaughterhouse wastes. *Biochemical Engineering Journal* 68: 129–37.
- Zhao, H.**, S. Mitsuiki, M. Takasugi, M. Sakai, M. Goto, H. Kanouchi, T. Oka. 2012. Decomposition of insoluble and hard-to-degrade animal proteins by enzyme E77 and its potential applications. *Applied Biochemistry and Biotechnology* 166: 1758–68.
- Zucconi, F.**, A. Pera, M. Forte, M. de Bertoldi. 1981. Evaluating toxicity of immature compost. *BioCycle* 22: 54–57.
- Zucconi, F.**, Monaco, A., Forte, M., Bertoldi, M.D. 1985. Phytotoxins during the stabilization of organic matter. En: Gasser, J.K.R. (Ed.), *Composting of Agricultural and other Wastes*. Elsevier Applied Science Publications, London, UK, pp. 73-85.