



UNIVERSIDAD MIGUEL HERNÁNDEZ DE ELCHE
ESCUELA POLITÉCNICA SUPERIOR DE ORIHUELA

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

**OPORTUNIDADES DE VALORIZACIÓN MEDIANTE
COMPOSTAJE DE LOS RESIDUOS ORGÁNICOS DE
ORIGEN URBANO Y AFINES EN ECUADOR: PROPUESTA
DE GESTIÓN PARA LA PROVINCIA DE CHIMBORAZO**

TESIS DOCTORAL

LOURDES JANNETH JARA SAMANIEGO
2016

Oportunidades de valorización mediante compostaje de los residuos orgánicos de origen urbano y afines en Ecuador: Propuesta de gestión para la provincia de Chimborazo

Valorization opportunities by means of composting of municipal solid waste in Ecuador: Management proposal for Chimborazo Region

**UNIVERSIDAD MIGUEL HERNÁNDEZ DE ELCHE
ESCUELA POLITÉCNICA SUPERIOR DE ORIHUELA**

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



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 'Oportunidades de valorización mediante compostaje de los residuos orgánicos de origen urbano y afines en Ecuador: Propuesta de gestión para la provincia de Chimborazo' del que es autor la Doctora Dña. Lourdes Janneth Jara Samaniego ha sido realizada bajo la dirección de los doctores D. Raúl Moral Herrero y Dña. María Dolores Pérez Murcia, profesores de la UMH, actuando como tutor el Dr. D. Raúl Moral Herrero (UMH). Considero que la tesis es conforme en cuanto a forma y contenido a los requerimientos del Programa de Doctorado ReTos-AAA 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 1 de julio de 2016.

Dr. D. Ángel A. Carbonell Barrachina
Coordinador Programa Doctorado ReTos-AAA

Esta memoria ha sido presentada por **Dña Lourdes Janneth Jara Samaniego**, Doctora en Química, para optar al grado de Doctor.

Fdo. Lourdes Janneth Jara Samaniego

Esta Tesis Doctoral ha sido dirigida por el **Dr. Raúl Moral Herrero**, Catedrático de Universidad, y por la **Dra. María Dolores Pérez Murcia**, Profesora Titular de Universidad, pertenecientes al Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente de la Universidad Miguel Hernández de Elche.

Dr. Raúl Moral Herrero
Catedrático de Universidad de
Edafología y Química Agrícola
de la Universidad Miguel
Hernández de Elche

Dra. María Dolores Pérez Murcia
Profesora Titular de Universidad de
Edafología y Química Agrícola de la
Universidad Miguel Hernández de
Elche

Elche, 1 de Julio de 2016

Agradecimientos

A Dios y su infinito amor, que me puso en el lugar y tiempo justos.

A mi país, por la oportunidad de estudiar en una universidad de excelencia.

A la Secretaría de Educación Superior, Ciencia, Tecnología e Innovación, SENESCYT, por confiar en su gente.

Al Gobierno Autónomo Descentralizado de Riobamba, por las facilidades brindadas a lo largo de la investigación.

A la Escuela Superior Politécnica de Chimborazo, institución que me formó y me acogió como docente, permitiéndome desarrollarme como persona, profesional, madre y amiga.

A mis profesores: Doctores María Dolores Pérez Murcia, Concepción Paredes Gil, Aurelia Pérez, María Ángeles Bustamante y Raúl Moral Herrero y a Marisol Pina, que sin conocerme confiaron en mí y me dieron las herramientas para abrir nuevos caminos.

A mi familia y amigos por sus palabras de aliento.

A mis alumnos, por ser el motor que me impulsa a buscar el conocimiento.

A los pocos que me dijeron “no” pues me ayudaron a comprobar que todo es posible.

A los humildes recicladores, que a pesar de encarnar la pobreza material, son ejemplo de riqueza espiritual y viven el día a día con valor y esperanza.



UNIVERSITAS
Miguel
Hernández

Dedicatoria

A mis padres Mérida y Gabriel, mis ángeles en el cielo y en la tierra, por su ejemplo de fe, fortaleza y esperanza.

A Nelson, mi compañero de vida, por su amor, apoyo, confianza y entrega.

A mis hijos: Andrés y María Fernanda, mi razón, mi orgullo, mi fortaleza. Su amor ilumina mi camino.

A mis hermanos: Fernando, Gabriel, Ximena y Alex por formar parte de mi vida.

ÍNDICE

RESUMEN.....	i
SUMMARY.....	iii
1. INTRODUCCIÓN.....	3
1.1. Residuos orgánicos de origen urbano y afines.....	5
1.1.1. Problemática del sector en América Latina y el Caribe.....	5
1.1.2. Situación actual en Ecuador y Chimborazo.....	8
1.1.3. Marco legal de aplicación en Ecuador.....	11
1.1.4. Gestión de residuos orgánicos de origen urbano y afines:	13
1.2. Compostaje.....	18
1.2.1. Definición y etapas del proceso.....	18
1.2.2. Condiciones del proceso de compostaje.....	21
1.2.3. Sistemas de compostaje.....	28
1.2.4. Evaluación de la calidad del compost.....	31
1.2.5. Compostaje de Residuos orgánicos de origen urbano y afines.....	36
1.3. Valorización y uso de compost de residuos orgánicos de origen urbano y afines.....	38
1.3.1. Aspectos legislativos y agronómicos.....	38
1.3.2. Uso agronómico del compost de residuos orgánicos de origen urbano.....	42
2. OBJETIVOS.....	51
3. EXPERIMENTOS.....	55
3.1. Experimento 1: Determinación de la naturaleza y composición de la materia orgánica proveniente de los residuos orgánicos de origen urbano y afines de la provincia de Chimborazo-Ecuador: aspectos agronómicos y medioambientales.....	55
3.1.1. Objetivos.....	57
3.1.2. Material y métodos.....	58
3.1.3. Resultados y discusión.....	59
3.1.4. Conclusiones.....	64
3.1.5. Indicios de calidad asociados al experimento.....	65
3.2. Experimento 2: Procesos de compostaje y co-compostaje de residuos orgánicos de origen urbano y afines procedentes de recogida selectiva.....	77
3.2.1. Objetivos.....	77
3.2.2. Material y métodos.....	77
3.2.3. Resultados y discusión.....	80
3.2.4. Conclusiones.....	87
3.2.5. Indicios de calidad asociados al experimento.....	88
3.3. Experimento 3: Compostaje y co-compostaje de fracciones orgánicas procedentes de recogida no selectiva y validación como medio alternativo a la turba en semilleros hortícolas.....	101
3.3.1. Objetivos.....	101
3.3.2. Material y métodos.....	101
3.3.3. Resultados y discusión.....	104

3.3.4. Conclusiones.....	113
3.3.5. Indicios de calidad asociados al experimento.....	114
4. DISCUSIÓN GENERAL.....	129
4.1. Compostaje de Residuos Sólidos Urbanos y afines.....	131
4.2. Compost como sustrato de cultivo.....	136
4.3. Evaluación del compost: aspectos fertilizantes y valor económico.....	139
5. CONCLUSIÓN GENERAL Y PERSPECTIVAS DE FUTURO.....	143
6. BIBLIOGRAFÍA.....	151



Resumen

Esta Tesis Doctoral pretende contribuir a una mejor gestión de la fracción orgánica asociada a los residuos urbanos-municipales y afines en regiones en vías de desarrollo de la zona latinoamericana mediante compostaje. Para ello se han seleccionado varios cantones de la provincia de Chimborazo-Ecuador con el fin de brindar una alternativa a la actual disposición en vertedero. Con este fin, en esta tesis se han realizado diferentes fases de investigación, incluyendo diferentes escenarios de compostaje y co-compostaje, así como la validación de los compost en usos agrícolas, incluyendo como ingredientes en medios de cultivo sin suelo para especies hortícolas.

La identificación y caracterización de fuentes de materia orgánica disponibles en la región permitió conocer que estos residuos presentan niveles aceptables de nutrientes, alta biodegradabilidad y baja concentración de metales pesados lo que los hace aptos para ser sometidos a procesos de compostaje. En función de la composición se configuraron diferentes procesos de compostaje, uno inicial, donde se establecen condiciones ideales (fracciones orgánicas clasificadas y recolectadas separadamente y en origen junto a agentes estructurantes puros y separados por especies vegetales), y en una segunda fase procesos de compostaje más próximos a la realidad de una recogida no selectiva de la fracción orgánica. En todos los escenarios planteados se produjo un correcto proceso de compostaje destacando una intensa actividad biodegradativa, y una dependencia directa del proceso en función de la naturaleza de la fracción orgánica residual utilizada (ej. contenido de improprios, agentes estructurantes) alcanzándose una calidad promedio en los compost finales homologable a compost de orígenes similares.

Se planteó la validación de algunos de estos compost en cultivo en contenedor para el desarrollo de plántulas desde semilla, donde se observó que el progresivo reemplazo de turba por compost influyó en las propiedades del sustrato, disminuyendo su calidad con respecto a la turba. Considerando de forma conjunta la germinación y la producción de biomasa (que aumentó con la adición del compost) podemos concluir que el nivel de sustitución ideal se sitúa en el 25% para todos los cultivos y tipos de compost. Estas condiciones de sustitución podrían generar una reducción del 23% en el coste del sustrato y el margen bruto empresarial se incrementaría en un 2,9%.

El valor económico equivalente de los nutrientes NPK contenidos en los compost elaborados en ambos experimentos de compostaje, se estableció entre 24 y 46 €/tonelada, dependiendo este valor del contenido de P y especialmente de K, que son los de mayor valor equivalente. Esto demuestra que los procesos de compostaje concentran estos nutrientes aumentando el valor de los flujos residuales y facilitando el tránsito de residuo a recurso.

Summary

This Doctoral Thesis intends to contribute to a better management by composting of the organic fraction associated to municipal-urban wastes in developing regions in the Latin American area. For this, different Cantons of the province of Chimborazo have been selected to provide an alternative to the current disposal in the landfill. With this objective, different research phases have been developed, including different composting and co-composting scenarios, as well as the validation of the composts obtained with agricultural purposes, using them as ingredients in growing media for horticultural plant production.

The identification and characterization of the available organic matter sources in the studied region showed that these wastes presented acceptable nutrient contents, a high biodegradability and a low concentration of heavy metals, aspects that make them suitable to be managed by composting processes. According to the composition of these wastes, different composting processes were designed: an initial study, where the ideal conditions were established (organic fractions classified and separately collected and source-separated together with non-mixed bulking agents separated by type of plant species) and a second study, in which were developed composting processes closer to a real scenario that considers the unclassified organic fraction. In all the established scenarios was observed a suitable development of the composting process, highlighting an intense biodegradative activity, and a direct dependence of the process on the nature of the organic fraction used (e.g. content of unfit material, bulking agent used), reaching an average quality in the end-products obtained equivalent to composts with similar origin.

In addition, some of the obtained composts were validated as growing media for the soilless seedling production, where it was observed that the progressive replacement of peat by compost influenced the substrate properties, decreasing its quality in relation to peat. Considering together the germination and the biomass production (which increased with the compost addition), we can conclude that the ideal substitution level is of 25% for all the plant species and compost types. These conditions of substitution could generate a reduction of 23% in the cost of the substrate and an increase of 2.9% in the business contribution margin.

The economic value associated to the nutrients NPK contained in the composts elaborated in both composting studies, was established between 24 and 46 €/ton, depending this value on the P content and especially, on the K content, which are the nutrients with the highest equivalent value. This demonstrates that the composting processes concentrate these nutrients, increasing the value of these residual streams and thus, making easier the transition from waste to resource.



1. Introducción

1.1. Residuos orgánicos de origen urbano y afines

1.1.1. Problemática del sector en América Latina y el Caribe

La región de América Latina y el Caribe (ALC) se encuentra altamente urbanizada, con un 79% de su población viviendo en ciudades. La concentración resultante de personas, comercio e industria en zonas urbanas da lugar a una creciente cantidad de residuos sólidos que deben ser recolectados, transportados, tratados y dispuestos de forma segura, a fin de proteger la salud de la población y el medio ambiente (Tello y col., 2011).

El informe del Proyecto regional para la Evaluación de la Gestión de Residuos Sólidos Urbanos en América Latina y el Caribe (EVAL 2010), realizado con la colaboración de importantes instituciones como el Banco Interamericano de Desarrollo (BID), la Organización Panamericana de la Salud (OPS) y la Organización Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (AIDIS), es, hasta el momento, el documento más completo en el que se plasma la situación real de la gestión de los residuos sólidos en la región.

La EVAL 2010 estimó que la generación per cápita de Residuos Sólidos Domiciliarios (RSD) en América Latina y el Caribe llega a 0,63 Kg/hab/día, mientras que la de Residuos Sólidos Urbanos (RSU) asciende a 0,93 Kg/hab/día (Tabla 1). Del análisis de la tabla se deduce que Bolivia es el país que genera menor cantidad de RSU (0,49 Kg/hab/día) y Chile es el país que más genera (1,25 Kg/hab/día). Estos datos corroboran la observación de que la cantidad de RSU está directamente relacionada con indicadores de actividad, tamaño poblacional y desarrollo de los países.

La generación per cápita de RSD calculados representa entre el 60% y el 75% de los valores de RSU obtenidos.

Tabla 1. Generación per cápita de RSD y RSU en América Latina y el Caribe (ALC), (Kg/hab/día)

PAÍS	MICRO		PEQUEÑO		MEDIANO		GRANDE		MEGA		PAÍS	
	RSD	RSU	RSD	RSU	RSD	RSU	RSD	RSU	RSD	RSU	RSD	RSU
Argentina	0,66	0,92	0,68	1,06	0,8	1,02	0,78	1,41	0,77	1,15
Belice	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Bolivia	0,27	0,29	0,4	0,43	0,45	0,48	0,51	0,55	0,46	0,49
Brasil	0,49	0,87	0,54	0,86	0,66	0,85	0,78	1,31	0,95	1	0,67	1
Chile	0,75	1,28	0,76	1,43	0,8	1,21	0,86	1,12	0,79	1,25
Colombia	0,41	0,48	0,4	0,55	0,56	0,57	0,59	0,66	0,73	0,82	0,54	0,62
Costa Rica	-	1,21	-	0,75	-	0,89	-	1,2	-	0,88
Ecuador	0,41	0,54	0,45	0,66	0,59	0,68	0,73	0,85	0,62	0,71
El Salvador	0,3	0,48	0,42	0,64	0,58	0,94	0,58	1,74	0,5	0,89
Guatemala	0,36	-	0,42	0,5	0,52	0,62	0,5	0,62	0,48	0,61
Guyana	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Honduras	0,27	-	0,37	-	0,67	-	0,94	-	0,61	-
Jamaica	0,6	-	0,64	-	0,83	-	0,95	-	0,71	-
México	0,32	0,53	0,47	0,78	0,49	0,83	0,75	1,1	0,65	1,34	0,58	0,94
Nicaragua	-	-	0,7	-	0,57	-	1	-	0,73	-
Panamá	0,46	0,54	0,57	1,11	0,59	0,96	0,5	1,6	0,55	1,22
Paraguay	0,63	0,72	0,63	0,86	0,72	1,02	0,83	1,28	0,69	0,94
Perú	0,33	0,53	0,41	0,63	0,51	0,67	0,48	0,85	0,43	0,81	0,47	0,75
Rep. Dom.	-	-	0,9	1	0,75	1,01	0,9	1,2	0,85	1,1
Uruguay	0,72	0,85	0,67	1,07	0,46	0,81	0,88	1,22	0,75	1,03
Venezuela	-	0,5	0,77	0,78	0,51	0,75	0,82	1,08	0,65	0,93
ALC, total	0,45	0,75	0,53	0,8	0,61	0,84	0,74	1,14	0,73	1,01	0,63	0,93

Micro: 15.000 habitantes; Pequeño: 15.001 – 50.000 habitantes; Mediano: 50.001 – 300.000 habitantes;

Grande: 300.001 – 5.000.000 habitantes; Mega: 5.000.000 habitantes

-Información no disponible; .. Sin población de ese tamaño

Fuente: Tello y col. (2011)

Los indicadores per cápita obtenidos para la región implican una generación urbana diaria aproximada de 295.000 toneladas de RSD y 436.000 toneladas de RSU. Estos valores son inferiores a los generados por varios países de Europa (España 1,59 Kg/hab/día) y de Estados Unidos (2,08 Kg/hab/día) (Tello y col., 2011).

Una comparación con una evaluación similar realizada en el año 2002, destaca avances importantes, sobre todo en las tasas de cobertura de los servicios para el barrido de calles, recolección y disposición final. En efecto, la cantidad de población con cobertura de disposición final adecuada pasó del 22,6 al 54,4%, en sólo 8 años. Esto se ha logrado, en parte gracias a los créditos de carbono debidos a la recuperación y combustión del metano producido en los rellenos sanitarios y a la venta de energía recuperada. Al mismo tiempo, el uso de vertederos a cielo abierto disminuyó del 45,3% al 23,3%. Otro aspecto a destacar, es el mejoramiento en el marco legal. Muchos países han actualizado sus

Leyes nacionales de residuos y han implementado planes nacionales o regionales para el cierre de vertederos no controlados y la construcción de rellenos sanitarios. Pese a esto, los resultados no son tan alentadores, puesto que no hay normas que obliguen a fabricantes y comerciantes a disminuir los empaques ni a compradores a minimizar sus residuos. Lamentablemente estos avances no son uniformes en todos los países de la región y ni siquiera dentro de las ciudades de un mismo país.

Este informe ha identificado varios aspectos a mejorar. Así por ejemplo, existen grandes fallos institucionales, sobre todo en los municipios, pues no logran una recuperación de costos por lo que estos servicios son subsidiados hasta en un 50%. El costo total por cada tonelada de residuos recolectada, transferida y dispuesta es de US\$ 66,66 pero se estima que la recuperación de costos promedio asciende al 51,6% (Tello y col., 2011). Tampoco ha habido avances sustanciales en cuanto a reutilización y reciclaje. En este sentido, prevalece un reciclaje informal realizado por los minadores antes de la disposición final y en los vertederos a cielo abierto. Generalmente separan plástico, papel, cartón, vidrio y metales en un estado aceptable y lo entregan a pequeñas empresas que comercializan estos residuos. Según la OPS (2005), la segregación y recuperación formal de materiales reciclables no se realiza en gran escala en ALC. Como promedio, la evaluación mostró que solamente el 2,2% de los materiales se recupera de la basura, correspondiendo al 1,9% al reciclaje inorgánico y un 0,3% al reciclaje de residuos orgánicos constituidos principalmente por restos de alimentos y de jardín. El aprovechamiento energético de los residuos es escaso. Estas actividades, tan comunes en países desarrollados, aún son incipientes en ALC.

El conocimiento de la composición de los residuos es de particular importancia para los tomadores de decisiones para determinar las opciones apropiadas de manejo de residuos sólidos urbanos (Akinci y col., 2012).

La composición de los residuos sólidos también se ve influida por la situación económica. Los materiales reciclables (papel, plástico, vidrio, metales, etc.) en los desechos municipales están presentes en altas proporciones en las economías desarrolladas,

mientras que la presencia de materia orgánica degradable es mayor en los países con bajo PIB (producto interno bruto) (Shekdar, 2009; Akinci y col., 2012).

En la Tabla 2 se aprecia que en todos los países de la región prevalece la fracción orgánica con aproximadamente un promedio de 56% siendo Ecuador el país con mayor porcentaje de residuos orgánicos putrescibles (71,4%).

Tabla 2. Composición de los residuos sólidos municipales (%) en países seleccionados de América Latina y el Caribe.

País/Ciudad	Cartón y Papel	Metal	Vidrio	Textiles	Plásticos	Orgánicos putrescibles	Otros e inerte
Barbados	20,0	9,0	59,0	12,0
Belice	5,0	5,0	5,0	...	5,0	60,0	20,0
Costa Rica	20,7	2,1	2,3	4,1	17,7	49,8	3,3
Perú	7,5	2,3	3,4	1,5	4,3	54,5	25,9
Caracas A. M.	22,3	2,9	4,5	4,1	11,7	41,3	11,2
Asunción*	10,2	1,3	3,5	1,2	4,2	58,2	19,9
Ecuador	9,6	0,7	3,7	...	4,5	71,4	...
Guatemala **	13,9	1,8	3,2	0,9	8,1	63,3	8,8
México DF.	20,9	3,1	7,6	4,5	8,4	44,0	11,5

... Datos no disponibles

*Análisis sectorial de Residuos Sólidos de Paraguay, 2001

**Análisis Sectorial de Residuos Sólidos de Guatemala, 1995

Fuente: OPS (2005).

1.1.2. Situación actual en Ecuador y Chimborazo

Ecuador es un país situado en el noroccidente de América del Sur. Según el Censos de Población y Vivienda del año 2010 el número de habitantes es 14.483.499. Gracias al apoyo de la OPS, entre otras entidades, el país participó en el Proyecto EVAL 2010, a raíz de lo cual en el mes de abril del mismo año, bajo la responsabilidad del Ministerio del Ambiente de Ecuador (MAE) se creó el Programa Nacional de Gestión Integral de Desechos Sólidos (PNGIDS) con la finalidad de disminuir la contaminación ambiental y mejorar la calidad de vida a través de estrategias, planes y actividades de capacitación, sensibilización y estímulo.

Actualmente la generación de residuos en el país es de 4,06 millones de toneladas métricas al año y una producción per cápita de 0,74 Kg. Se estima que para el año 2017 el país generará 5,4 millones de toneladas métricas anuales, por lo que se requiere de un manejo integral planificado de los residuos (MAE, 2016).

Según datos provistos por el PNGIDS, el Ministerio de Desarrollo Urbano y Vivienda (MIDUVI) y otras instituciones, se determinó que el servicio de recolección de residuos sólidos tiene una cobertura nacional promedio del 84,2% en las áreas urbanas y 54,1% en el área rural, la fracción no recolectada contribuye directamente a la creación de micro basurales descontrolados. Apenas un 24% de los Gobiernos Autónomos Descentralizados (GAD) ha iniciado procesos de separación en la fuente, 26% procesos de separación de materia orgánica y 32% de recolección diferenciada de desechos hospitalarios (MAE, 2016).

En la actualidad en el Ecuador existen 144 botaderos a cielo abierto y 77 rellenos sanitarios (221 municipios). El PNGIDS apunta a que los rellenos sanitarios sean sitios de disposición final de materiales no reciclables y no combustibles, materiales peligrosos, ceniza y escombros que surjan de los procesos de aprovechamiento energético de los RSU.

Sólo el 28% de los residuos son dispuestos en rellenos sanitarios, sitios inicialmente controlados que con el tiempo y la falta de estabilidad administrativa y financiera, por lo general, terminan convirtiéndose en botaderos a cielo abierto (quebradas, ríos, terrenos baldíos, etc.), que provocan inconvenientes e impactos de diferente índole como taponamiento de cauces de agua y alcantarillados, generación de deslaves, proliferación de insectos y roedores, que traen consigo problemas ambientales y de salud a la población (MAE, 2016).

La figura 1 muestra la caracterización de los residuos en Ecuador. Se aprecia que la materia orgánica es el componente principal con un 61,4%.

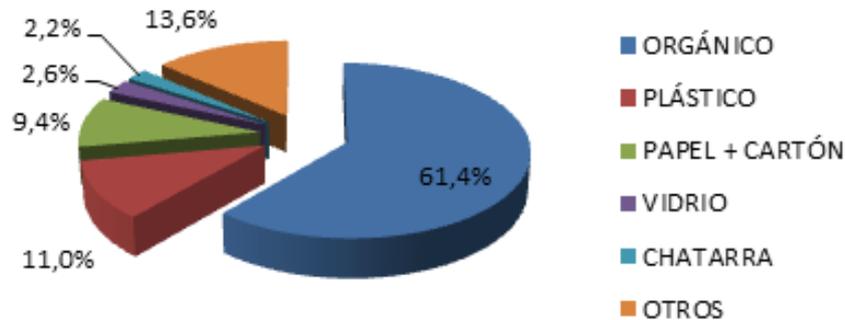


Figura1. Caracterización de RSU –Ecuador

Fuente: PNGIDS (2013).

Según el Censo de población y vivienda INEC (2010), la provincia de Chimborazo presenta una tasa de analfabetismo del 13,5% y un 38% de población indígena. Esta realidad se ve reflejada en un Informe del Plan de Desarrollo y Ordenamiento Territorial (PDOT-GADCH) del año 2011, que indica que el 27% de los hogares del área rural tiran la basura en el patio o río y el 58% la quema. Frente a esta realidad sus autoridades proponen la conformación de mancomunidades para el manejo de los residuos sólidos y el fomento de pequeñas y medianas empresas de reciclaje y elaboración de abonos orgánicos.

Por información recabada en el Departamento de Ambiente, Salubridad e Higiene de la ciudad de Riobamba, capital de la provincia de Chimborazo, se conoce que se recogen aproximadamente 140 toneladas diarias de basura, la misma que se deposita, sin ningún tratamiento previo, en un botadero a cielo abierto.

En el lugar trabajan varios minadores agrupados en tres asociaciones. Ellos separan plástico duro y blando, papel, cartón y metales y lo entregan a pequeñas empresas intermediarias para su posterior comercialización y reciclaje. Las condiciones de operación del botadero no son adecuadas. Existe la presencia de perros, moscas, roedores y otros vectores, que junto con la emanación de gases efecto invernadero

atentan contra la salud y el bienestar de las personas que laboran en el lugar y de la población de la zona de influencia. Por exigencia del Ministerio del Ambiente, se está procediendo al cierre técnico y se está construyendo una celda emergente para el depósito de los RSU mientras se cuenta con un relleno sanitario.

La caracterización realizada en el botadero indica que la materia orgánica es su principal constituyente con un 64,78% (Jara, 2014) y está formada principalmente por restos de poda, comida y vegetales. Parte de la materia orgánica (aproximadamente 16 toneladas diarias) proviene de los mercados de la ciudad. La caracterización in situ de estos residuos, indican que cerca del 91% corresponde a materia orgánica con alta biodegradabilidad. Lamentablemente por el momento no recibe ningún tratamiento y termina mezclándose con los RSU del botadero.

1.1.3. Marco legal de aplicación en Ecuador

La Constitución de la República del Ecuador es la norma suprema que rige al país. 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; todo esto orientado a garantizar la sostenibilidad y el “buen vivir” de la población. Hay que destacar que esta es la primera constitución en establecer expresamente el derecho de la naturaleza a que se la respete integralmente. Así, la constitución prevé que cualquier persona, comunidad, pueblo o nacionalidad podrá exigirle a la autoridad pública que haga valer los derechos que tiene la naturaleza (Jara, 2014).

El Ministerio del Ambiente tiene la atribución legal para la formulación de la política pública sobre la gestión de residuos sólidos a través del Programa Nacional de Gestión Integral de Desechos Sólidos (PNGIDS), mientras que la competencia y responsabilidad para la ejecución de los planes de manejo está a cargo de los Gobiernos Autónomos Descentralizados (GAD) Municipales, de acuerdo al Código Orgánico de Ordenamiento Territorial, Autonomía y Descentralización (COOTAD).

Amparado en la Ley de Gestión Ambiental y en el Reglamento a la Ley de Gestión Ambiental para la Prevención y Control de la Contaminación, se ha expedido el Texto Unificado de Legislación Secundaria del Medio Ambiente (TULSMA). Éste contiene nueve libros en los que se tratan las Políticas Básicas Ambientales de Ecuador. En el Libro VI DE LA CALIDAD AMBIENTAL, Anexo 6, 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.

De acuerdo a la norma, se entiende por desecho sólido, todo sólido no peligroso, putrescible o no putrescible, con la excepción de excretas de origen humano o animal. Se comprende en la misma definición los desperdicios, cenizas, elementos de barrido de calles, desechos industriales, de establecimientos hospitalarios no contaminantes, plazas de mercado, ferias populares, playas, escombros, entre otros (TULSMA, 2014; Libro VI Anexo 6).

Esta norma establece los criterios para el manejo de los desechos sólidos no peligrosos, desde su generación hasta su disposición final. La presente norma técnica determina o establece:

- De las responsabilidades en el manejo de los desechos sólidos
- De las prohibiciones en el manejo de los desechos sólidos
- Normas generales para el manejo de los desechos sólidos no peligrosos
- Normas generales para el almacenamiento de desechos sólidos no peligrosos
- Normas generales para la entrega de desechos sólidos no peligrosos
- Normas generales para el barrido y limpieza de vías y áreas públicas
- Normas generales para la recolección y transporte de desechos sólidos no peligrosos
- Normas generales para la transferencia de desechos sólidos no peligrosos
- Normas generales para el tratamiento de desechos sólidos no peligrosos



- Normas generales para el saneamiento de los botaderos de desechos sólidos
- Normas generales para la disposición de desechos sólidos no peligrosos, empleando la técnica de relleno manual
- Normas generales para la disposición de desechos sólidos no peligrosos, empleando la técnica de relleno mecanizado
- Normas generales para la recuperación de desechos sólidos no peligrosos

En pos de contribuir con el medio ambiente y reconocer el derecho de la población a vivir en un ambiente sano y ecológicamente equilibrado que garantice la sostenibilidad del buen vivir, se han realizado algunos alcances a la legislación, como la publicación del Acuerdo Ministerial 031, en el que se incluyen los procesos de cierre técnico y saneamiento de botaderos de los desechos sólidos y viabilidad técnica. Así como el tratamiento de desechos peligrosos en los Acuerdos Ministeriales 026, 161 y 142; y de desechos especiales en el Acuerdo 190 (Política Nacional de Post-consumo de equipos eléctricos y electrónicos) (MAE, 2016).

A más de la legislación Nacional, cada ciudad expide Ordenanzas Municipales. Así, el Concejo Municipal de Riobamba, con fecha del 13 de octubre de 2011, expidió la Ordenanza que regula la Gestión Integral de los Residuos Sólidos, en uso de las atribuciones que le confiere el COOTAD. Consta de seis capítulos, cuarenta y siete artículos, cinco Disposiciones generales, una Disposición transitoria y una Disposición final.

A pesar de que el Art. 4.1.19 del Libro VI Anexo 6 del TULSMA indica que “la entidad de aseo deberá implantar sistemas de recogida selectiva de desechos sólidos urbanos, que posibiliten su reciclado u otras formas de valorización”, no existe una ordenanza para la recolección selectiva de basura en el cantón.

1.1.4. Gestión de residuos orgánicos de origen urbano y afines: opciones más sostenibles

La gestión de residuos comprende un conjunto de operaciones encaminadas a proporcionar a los residuos el mejor destino, desde el punto de vista medioambiental y sanitario. Incluye a las operaciones de recogida, transporte, disposición y tratamiento. Para las basuras y lodos de depuradora, las más habituales son el vertido controlado, la incineración, el reciclado y el compostaje (Moreno y col., 2015).

El conocimiento de la composición de los residuos es de particular importancia para los tomadores de decisiones para determinar las opciones apropiadas de manejo de residuos sólidos urbanos (Akinci y col., 2012).

En la actualidad hay consenso de que el **reciclaje** ofrece beneficios sustanciales y debe ser considerado como el primer punto de cualquier política nacional de residuos sólidos municipales. No obstante, el reciclaje demanda modificaciones relevantes en los hábitos de una población; por ejemplo la introducción de contenedores distribuidos a lo largo de las aceras (para recoger botellas plásticas, vidrio, papel, etc.), la existencia de una industria formal capaz de recuperar y procesar el material y coordinar acciones entre las entidades públicas responsables de la basura doméstica (Bidart y col., 2013). La segregación y recuperación formal de materiales reciclables no se realiza en gran escala en la región; son muy pocos los países que cuentan con plantas de separación formales y utilizan el reciclado como práctica usual en un sistema de gestión municipal.

Los residuos que pueden ser reciclados, deben ser incorporados al esquema de economía circular, volviendo al stock de recursos naturales ya sea como material reciclado incorporado en nuevos productos o para su comercialización, como materia prima secundaria ingresando al proceso productivo.

Una alternativa al vertido directo es la opción **Waste-to-Energy** (WTE), conocida previamente como incineración. Este método usa los RSM (con o sin clasificación) como

un combustible para generar energía a través de un esquema de cogeneración. La tecnología WTE ha exhibido una mejora notable en el rendimiento en los últimos años, con la integración de un mejor control de contaminantes. La Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA) nombró a la tecnología WTE como una de las fuentes más limpias de energía debido a la disminución sostenida de los niveles de dioxinas, furanos, mercurio, y otras emisiones de metales en los últimos veinte años (Bidart y col., 2013). Esta alternativa es ampliamente utilizada en países desarrollados pero en ALC esta práctica se encuentra limitada a los residuos peligrosos y en algunos casos a los de servicios de salud, donde los estándares para sus emisiones está a la par de los que se maneja en los países industrializados (Tello y col., 2011).

Entre las características físico químicas de los residuos municipales de los países de ALC, se destaca su alto porcentaje de humedad (40 a 60%) y su bajo poder calórico (menor de 1.381 Kcal/Kg) que define el bajo valor energético de los residuos de la región (OPS, 2005), variable que es importante tener en cuenta en procesos de incineración. Además, históricamente, una de las razones para la falta de proyectos WTE en la región ha sido el elevado nivel de inversión de capital, ya que es una tecnología de alta complejidad operativa y requiere de personal calificado.

Se conoce que la materia orgánica en los residuos sólidos en los países en desarrollo es mucho más alta que en los residuos en los países desarrollados (Bhide y Sundaresan, 1983). La característica biológica más importante de la fracción orgánica de los residuos de las ciudades, es que casi todos los componentes orgánicos pueden ser convertidos biológicamente en gases y sólidos orgánicos relativamente inertes (Jaramillo y Zapata 2008).

Los biorresiduos y los residuos biodegradables constituyen los componentes mayoritarios de residuos destinados a vertedero. Los biorresiduos, tal como se definen en la Directiva Marco de Residuos, incluyen residuos de jardines y parques, residuos alimenticios y de cocina procedentes de hogares, restaurantes, servicios de restauración colectiva y establecimientos de consumo al por menor, así como residuos comparables

procedentes de plantas de transformación de alimentos. Esta definición no comprende los residuos agrícolas o forestales, y no debe confundirse con los residuos “biodegradables”, término más amplio que abarca también otros materiales como madera, papel, cartón y lodos de depuración.

Una alternativa biológica para tratar la fracción orgánica de los RSM y afines es la **digestión anaerobia** para la generación de biogás, compuesto en su mayor parte por metano, un hidrocarburo que es 21 veces más contaminante que el dióxido de carbono. Al respecto, en el país hay poca experiencia, debido posiblemente a la falta de conocimiento de la tecnología y a los altos costos de desarrollo y construcción que demandan proyectos de este tipo. En la actualidad, en la ciudad de Cuenca, según información de un diario de la localidad, se está desarrollando el primer proyecto para generar biogás a partir de la descomposición anaeróbica de las 480 toneladas diarias de desechos sólidos depositadas en el vertedero de la ciudad. Se perforarán 26 pozos a lo largo de las terrazas del relleno sanitario y se instalará la red de conducción de biogás a la planta de generación. También está prevista la importación del primer generador de energía eléctrica y el sistema de filtrado para eliminar azufre, impurezas y la humedad del biogás. La energía que se genere será regulada en un transformador para luego conectarla al Sistema Nacional Interconectado de electricidad. En una primera etapa se espera generar 1 MW y para el 2017 se generará 2 MW que ingresará y dotará de bioelectricidad a 8.000 familias del sector. De esta manera, Cuenca será la primera ciudad del país que espera obtener Certificados de Reducción de Emisiones (CER's) para su comercialización en el Mercado Internacional de Carbono por contribuir a la disminución del calentamiento global al reducir alrededor de 75.000 toneladas por año de emisiones de dióxido de carbono. La inversión estimada para el proyecto asciende a 2.677.000 dólares y cuenta con las certificaciones de calidad ISO 9001, ISO 14001 y el Certificado de Seguridad y Salud Ocupacional OHSAS 18001. Los resultados obtenidos serán los referentes para incursionar en proyectos similares a nivel de país.

El **compostaje** es otro tratamiento biológico para tratar materia orgánica de diferente origen, incluyendo la fracción orgánica de los RSM y es muy utilizado a nivel mundial y en los países de ALC.

El reciclaje de los residuos orgánicos mediante el proceso de compostaje, convierte los residuos en insumos que pueden regresar al suelo, aportándole nutrientes y microorganismos benéficos, mejorando la capacidad de retención del agua y de intercambio catiónico (CIC), ayudando así a la rentabilidad de la producción. Desde el punto de vista medioambiental, este reciclaje de materiales y su aplicación al suelo, proporciona muchos beneficios, tales como el incremento de la materia orgánica en el suelo, la reducción del metano, producido en los rellenos sanitarios o vertederos municipales, la sustitución de la turba como sustrato, la absorción de carbono, el control de la temperatura edáfica y el aumento de la porosidad del suelo, reduciendo de esta manera el riesgo de erosión y la desertificación (Román y col., 2013).

La utilización agrícola de compost de RSU es la opción de gestión de RSU más rentable sobre los medios tradicionales, como el vertido o la incineración, ya que permite el reciclaje de potenciales nutrientes para plantas (Bundela y col., 2010), además de mejorar el contenido de carbono, un proceso a largo plazo, también disminuye la tasa de erosión e incrementa el secuestro de carbono para mitigar el cambio climático (Román y col., 2013).

La transformación de la agricultura está siendo fomentada por la FAO y otros socios, por ello de la llamada “Agricultura Climáticamente inteligente”, que de forma sostenible incrementa la productividad y la resiliencia (adaptación) y reduce/elimina los gases de efecto invernadero (mitigación). El compostaje es una práctica ampliamente aceptada como sostenible y utilizada en todos los sistemas asociados a la agricultura climáticamente inteligente. Ofrece un enorme potencial para todos los tamaños de fincas y sistemas agroecológicos y combina la protección del medio ambiente con una producción agrícola sostenible (Román y col., 2013).

El compostaje de residuos orgánicos no es una práctica desconocida en Ecuador y Chimborazo. Un informe sobre la Evaluación de los proyectos de compostaje en el Ecuador, señala que al menos han existido 11 proyectos de compostaje y 5 de vermicompostaje (Fundación Natura y REPAMAR-CEPIS-G.T.Z. 1998). Los residuos de mercado son los que más se han compostado debido a que prácticamente están libres de impropios. El sistema utilizado en todas estas experiencias ha sido de pilas en sistemas abiertos con volteos periódicos. En general, la falta de guía para la aplicación de tecnología apropiada para la región y la falta de estándares de calidad para el producto final conspiran contra su progreso (Tello y col., 2011).

Se espera que esta situación mejore, pues en la actualidad existe financiamiento a proyectos de compostaje a través de bonos de carbono aplicando la Metodología AM0025, metodología relativa a “emisiones evitadas de residuos orgánicos mediante un proceso alternativo de tratamiento de residuos” (Tello y col., 2011).

El compostaje, como una forma de reciclaje de materia orgánica permite convertir materia no útil, que causa problemas en los botaderos, a materia útil que regresa al suelo en forma de abono o enmienda orgánica completando el ciclo de la materia orgánica con una tecnología al alcance de nuestras posibilidades, considerando a la economía como un sistema cerrado y sostenible que genera riqueza y empleo con total respeto a la naturaleza al ahorrar recursos, minimizar residuos y disminuir cargas contaminantes.

1.2. Compostaje

1.2.1. Definición y etapas del proceso

El compostaje se define como una descomposición biológica y estabilización de sustratos orgánicos en las condiciones que permiten el desarrollo de temperaturas termófilas, resultado de una generación de energía calórica de origen biológico, de la que se obtiene un producto final suficientemente estable para el almacenamiento y la utilización en los suelos sin impactos negativos sobre el entorno (Elias, 2012).

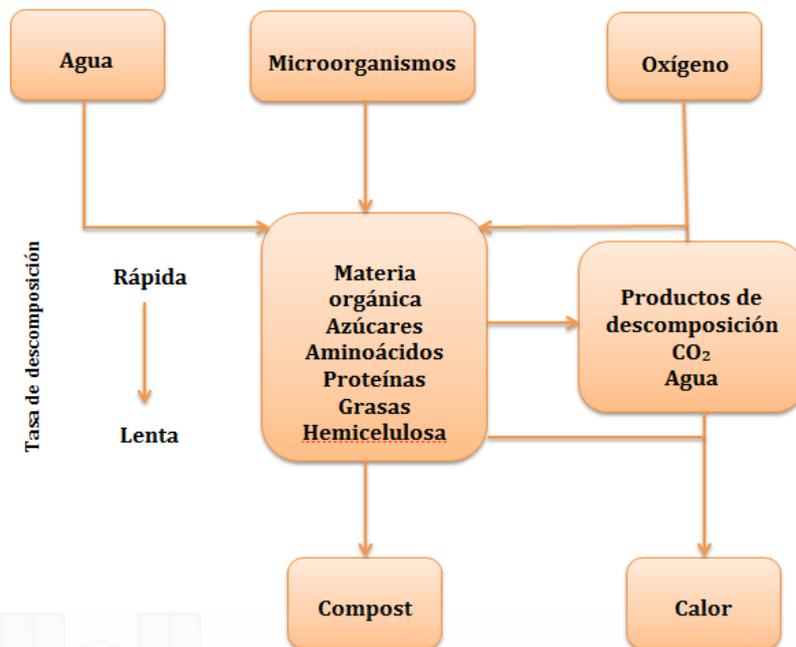


Figura 2: Esquema del proceso de compostaje

Fuente: Elías y col. (2012)

La Figura 2 ilustra el proceso de compostaje. Los microorganismos en presencia de agua y oxígeno actúan sobre la materia orgánica transformándola en compost con liberación de agua, CO₂ y calor en un proceso que puede durar de semanas a varios meses de acuerdo al sistema de compostaje empleado.

El proceso está constituido por dos fases consecutivas: **descomposición y maduración** (figura 3). En la primera, diferentes poblaciones de bacterias, actinomicetes y hongos, trabajando de forma simultánea o consecutiva descomponen los constituyentes de la materia orgánica. En la etapa de maduración tienen lugar procesos de biopolimerización, para formar moléculas complejas y estables (Elías y col., 2012).

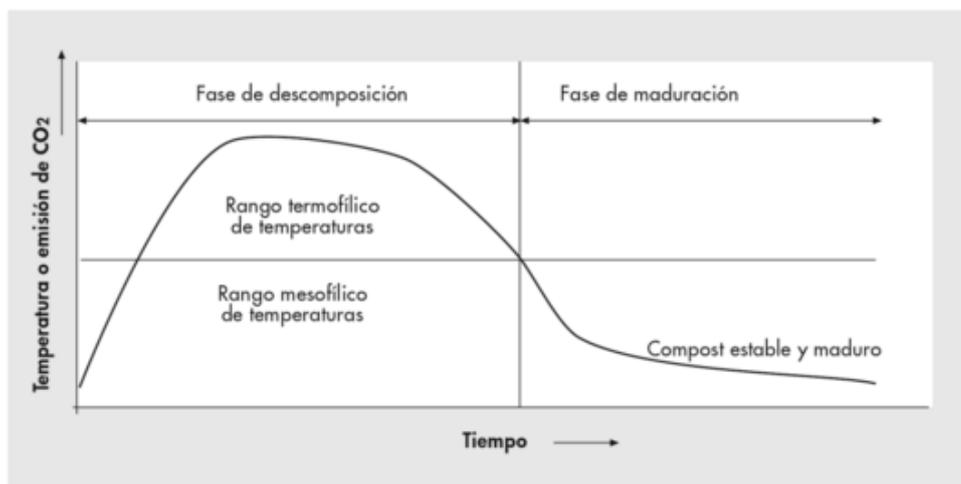


Figura 3. Fases del proceso de compostaje.

Fuente: Elías y col. (2012)

Etapa de descomposición

En esta etapa ocurre la degradación de la materia orgánica por la acción de los diferentes microorganismos aerobios (bacterias, hongos y actinomicetos) y la mesofauna asociada. Estas reacciones son exotérmicas y en dependencia de la temperatura generada, en esta fase se distinguen tres etapas: mesófila, termófila y de enfriamiento.

Etapa mesófila

Los microorganismos aerobios indígenas (bacterias, actinomicetos y hongos mesófilos) de los residuos en presencia de agua y oxígeno, comienzan a descomponer los compuestos orgánicos fácilmente degradables como carbohidratos, azúcares, lípidos, aminoácidos. Debido a la actividad metabólica de todos estos microorganismos la temperatura aumenta rápidamente hasta 40°C, el pH disminuye desde un valor neutro hasta 5,5-6 debido a la descomposición de lípidos y glúcidos en ácido pirúvico y de proteínas en aminoácidos, lo que favorece la aparición de hongos mesolíticos más tolerantes a las variaciones del pH y humedad (Navarro y Navarro, 2014).

Etapa termófila

Conforme aumenta la actividad microbiana la temperatura asciende, llegando a superar los 60°C. Las poblaciones de bacterias y hongos mesofílicos permanecen en estado de latencia mientras que las bacterias y actinomicetos termofílicos encuentran su óptimo, generando incluso más calor que los mesofílicos. La degradación de los ácidos obtenidos en la etapa anterior provoca el incremento del pH pasando desde 5,5 hasta 7,5, donde permanecerá casi constante hasta el final del proceso. El color del compost se pone más oscuro paulatinamente y el olor original se comienza a sustituir por olor a tierra. Es en esta etapa cuando comienza la esterilización del residuo debido a las altas temperaturas, la mayoría de las semillas y patógenos como *E. coli* mueren al estar sometidos durante días a temperaturas superiores a 55°C (Navarro y Navarro, 2014).

La temperatura no debe superar los 65°C para evitar la esterilización por muerte de los microorganismos y el consecuente cese de la actividad microbiana.

Etapa de enfriamiento

En esta fase la temperatura empieza a disminuir como consecuencia de la escasez de nutrientes y energía y los microorganismos mesófilos recolonizan el material. Éstos dominarán el proceso hasta que toda la energía sea utilizada (Navarro y Navarro, 2014).

La duración de estas etapas varía en dependencia de la composición inicial del material a compostar y del control de las condiciones del proceso, pudiendo durar de semanas a varios meses.

Etapa de maduración

La temperatura y pH se estabilizan. Si el pH es ácido nos indica que el compost no está aún maduro, los actinomicetos adquieren especial importancia en la formación de ácidos húmicos y son frecuentemente productores de antibióticos que inhiben el crecimiento de bacterias y patógenos, mientras que los macroorganismos tales como nemátodos,

rotíferos, escarabajos, lombrices, etc., incrementan su actividad desempeñando la función de remover, excavar, moler, masticar y en general romper físicamente los materiales incrementando el área superficial de éstos para permitir el acceso de los microorganismos (Navarro y Navarro, 2014).

Conforme avanza la maduración la comunidad se hace más estable y compleja, y con una composición que se asemeja bastante a la de ambientes oligotróficos como los suelos (Moreno y Mormeneo, 2008).

1.2.2. Condiciones del proceso de compostaje

El compostaje es un proceso relativamente sencillo que se emplea para tratar residuos orgánicos de diferentes fuentes.

El hecho que prácticamente todos los residuos orgánicos composten si se dan unas mínimas condiciones de composición, humedad y porosidad, hace que se considere una práctica simple y sin complicaciones tecnológicas. Esta aparente simplicidad esconde en realidad un proceso complejo, en el cual intervienen multitud de factores, y no puede considerarse bien realizado si no se obtiene finalmente un producto estable y beneficioso para suelos y cultivos (Elías y col., 2012).

Las variables que controlan el proceso de compostaje pueden clasificarse en **tres grupos**: físicas, químicas y biológicas. Entre las propiedades físicas podemos destacar la temperatura, la humedad y el tamaño de partícula que condicionará entre otros aspectos la porosidad y el espacio de aire libre en el seno de la matriz de compost. Entre las químicas, la relación C/N, el pH y la disponibilidad de oxígeno (que sólo garantizará una adecuada aireación). Entre las biológicas los dos factores más importantes son la presencia de microorganismos capaces de realizar el proceso de compostaje y la biodegradabilidad de los residuos. El valor de estas variables dependerá en gran medida de las condiciones ambientales, del tipo de residuo compostado y del sistema de operación empleado para realizar el compostaje (Moreno y col., 2015).

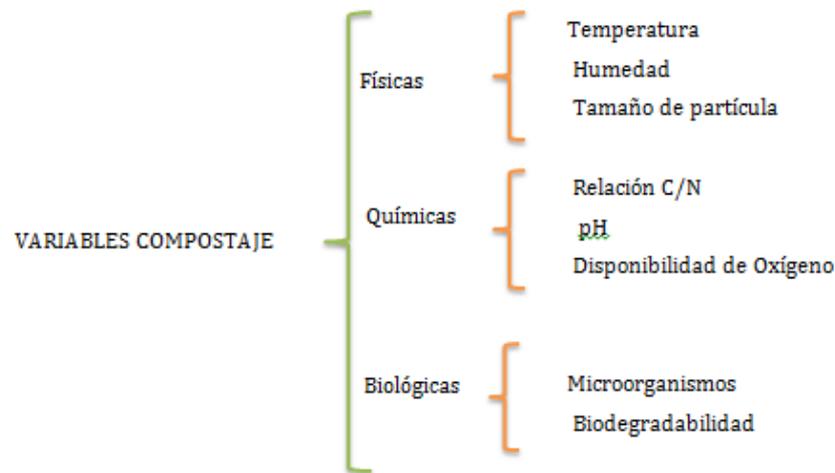


Figura 4: Variables del proceso de compostaje

a) Variables físicas

➤ Temperatura

La temperatura es un factor clave en el proceso de compostaje, ya que de ella dependen los consorcios microbianos viables que realizan la degradación en cada momento, así como su actividad metabólica y crecimiento; afecta a la cinética de la degradación y determina la desinfección al final del proceso (Moreno y col., 2015).

Por la evolución de la temperatura se puede juzgar la eficiencia y el grado de estabilización a que ha llegado el proceso, ya que existe una relación directa entre la temperatura y la magnitud de la degradación de la materia orgánica. Así mismo, existe una relación directa entre la degradación y el tiempo durante el cual la temperatura ha sido alta (Bueno y col., 2008).

El proceso inicia a temperatura ambiente. Luego por la acción microbiana comienza la descomposición de la materia orgánica y la temperatura aumenta gradualmente, reconociéndose tres fases: mesófila, termófila y de enfriamiento.

➤ Humedad

Siendo el compostaje un proceso biológico de descomposición de la materia orgánica, la presencia de agua es imprescindible para las necesidades fisiológicas de los microorganismos, ya que es el 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 (Bueno y col., 2008).

La humedad condiciona la porosidad del medio. Un medio muy húmedo no permite la circulación del oxígeno y por lo tanto se pueden crear condiciones anaerobias; un medio muy seco no permite la solubilización de la materia orgánica y por tanto se disminuye la actividad de los microorganismos. La humedad máxima permisible para iniciar el proceso dependerá de las características físicas del material a compostar. Para materiales fibrosos o residuos forestales gruesos la humedad máxima permisible es 75-90%, mientras que para material vegetal fresco oscila entre 50-60%. En el proceso de compostaje es importante que la humedad alcance unos niveles óptimos de 40-60% (Elías y col. 2012).

El método más común para controlar la humedad en procesos de compostaje es la adición directa de agua. Sin embargo, hay que tener en cuenta que la adición de agua enfría la pila debido a la evaporación y en algunos casos la adición directa de agua puede modificar la estructura del compost, reduciendo su porosidad y evitando por tanto que el proceso de compostaje se dé adecuadamente (Chica y col., 2015)

➤ Tamaño de partícula, porosidad, espacio de aire libre

El tamaño inicial de las partículas que componen la masa a compostar es una importante variable para la optimización del proceso, ya que cuanto mayor sea la superficie expuesta 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 y 5 cm (Bueno y col., 2008).

Esta reducción del tamaño de partícula, no sólo lleva asociada un incremento en la superficie disponible para las reacciones microbianas, sino que también lleva asociada una disminución de la porosidad de la matriz del compost. Este hecho ocasionará que el oxígeno necesario para las reacciones aerobias de compostaje deba moverse a través de espacios intersticiales más pequeños debido a la mayor proximidad de las pequeñas partículas sólidas, lo que llevará asociado limitaciones en la transferencia de materia del oxígeno a la fase líquida y por tanto una reducción en la velocidad de degradación de los residuos a compostar (Chica y col., 2015).

La porosidad suele definirse como el espacio libre entre las partículas sólidas, es importante por una serie de aspectos: los poros proveen al sistema de conductos a través de los cuales se transportan los nutrientes, permiten el crecimiento de los microorganismos y sirven para almacenar la humedad (Chica y col., 2015).

El espacio de aire libre puede definirse como el porcentaje de los poros ocupados por la fase gas. Cuando el espacio de aire libre es muy reducido se pueden producir limitaciones por falta de oxígeno o en la transferencia de oxígeno a la capa líquida en la que se da el proceso de compostaje, lo que reduciría la velocidad y la eficacia del proceso. Para controlar la porosidad y el espacio de aire libre en sistemas de compostaje se recurre a la adición de enmiendas o agentes estructurantes. Un agente estructurante es un material adicionado a un sistema de compostaje con el objeto de reducir la densidad e incrementar, por tanto, la porosidad y el espacio de aire libre (Chica y col., 2015).

b) Variables químicas

➤ Relación C/N

Este es un parámetro muy importante dentro del proceso de compostaje. Los microorganismos utilizan generalmente 30 partes 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 (Jhonar y col., 1991).

Este intervalo asegura la existencia de una cantidad adecuada de nitrógeno para la síntesis de las células y de carbono como fuente de energía. Si las relaciones C/N son más bajas, se emite amoníaco y si son más altas, el nitrógeno puede ser un nutriente limitante, porque no habría suficiente para sintetizar las células microbianas (Orozco y col., 2011).

De cualquier modo, la relación óptima C/N varía en función del sustrato a compostar. Eso es debido a que no todas las formas de carbono ni de nitrógeno son biodegradables, especialmente las de carbono. Este hecho ha dado lugar a que algunos investigadores propongan la definición de nuevas relaciones basadas en las concentraciones de Carbono y Nitrógeno biodegradables o solubles (Bernal y col., 2009; Gutiérrez y col., 2014) en lugar de los clásicos Carbono y Nitrógeno totales (Moreno y col., 2015).

Conforme avanza el proceso de compostaje la relación C/N va disminuyendo pues se va perdiendo carbono en forma de CO₂, mientras que el nitrógeno contenido en la materia orgánica se oxida y se pierde en forma de óxidos gaseosos.

➤ pH

El pH tiene una influencia directa en el compostaje debido a su acción sobre la dinámica de los procesos microbianos. Mediante el seguimiento del pH se puede obtener una medida indirecta del control de la aireación de la mezcla, ya que si en algún momento se crean condiciones anaeróbicas se liberan ácidos orgánicos que provocan el descenso del pH.

Al iniciar el proceso el pH puede presentar un valor inferior a 5, debido a la formación de ácidos orgánicos de bajo peso molecular. Al pasar a la etapa termófila el pH empieza a subir, pudiendo llegar hasta 8,5. En la etapa de enfriamiento el pH puede disminuir, llegando a un valor de 7 en el compost maduro.

➤ Disponibilidad de oxígeno

Al ser el compostaje un proceso aerobio se necesita de oxígeno para su correcto desarrollo. Para suministrar oxígeno es necesario airear los sistemas de compostaje.

La aireación debe ser controlada en el proceso de compostaje, para asegurar, en primer lugar, que se cubre la demanda de oxígeno para la descomposición microbiológica de la materia orgánica; en segundo lugar, debe ser suficiente para eliminar el exceso de humedad; y en tercer lugar, la aireación debe permitir la disipación del calor generado por la descomposición, ya que de no controlarse la temperatura de la masa, podría alcanzar valores tales que limitaran la actividad microbiológica (Chica y col., 2015).

Las pilas de compostaje presentan porcentajes variables de oxígeno en el aire de sus espacios libres: la parte más externa contiene casi tanto oxígeno como el aire (18-20%); hacia el interior el contenido de oxígeno va disminuyendo, mientras que el de dióxido de carbono va aumentando, hasta el punto de que a una profundidad mayor de 60 cm el contenido de oxígeno puede estar entre 0,5 y 2% (Ekinci y col., 2004). Durante el proceso de maduración no debe haber aportaciones adicionales de oxígeno, ya que una excesiva aireación podría dar lugar a un consumo de los compuesto húmicos formados y a una rápida mineralización de los mismos (Lisaridi, 1998).

c) Variables biológicas

➤ Microorganismos

En el proceso de compostaje, una multitud de distintas poblaciones de microorganismos entre los que destacan bacterias, actinomicetos, mohos, e incluso levaduras, se suceden en función de las condiciones de pH y temperatura que se da a lo largo del proceso. La mayor parte de los residuos de naturaleza orgánica presentan todas estas poblaciones, facilitando, con ello, el proceso de compostaje. Los microorganismos que realizan el proceso de compostaje son quimioheterótrofos, lo que significa que utilizan sustratos

orgánicos como fuente de carbono y de energía en presencia de oxígeno (Moreno y col., 2015).

Las fluctuaciones de temperatura provocan la sucesión en el tiempo de distintas poblaciones microbiana mesófilas, con crecimiento entre 10 y 40°C, y termófilas, con crecimiento entre 40 y 70°C. Una vez finalizado el proceso, se obtiene un producto humificado estable o maduro en el que los mecanismos de descomposición microbiana no ocurren o lo hacen en forma muy lenta (Moreno y Mormeneo, 2008). En la figura 5 se puede observar la sucesión microbiana y ambiental durante el compostaje.

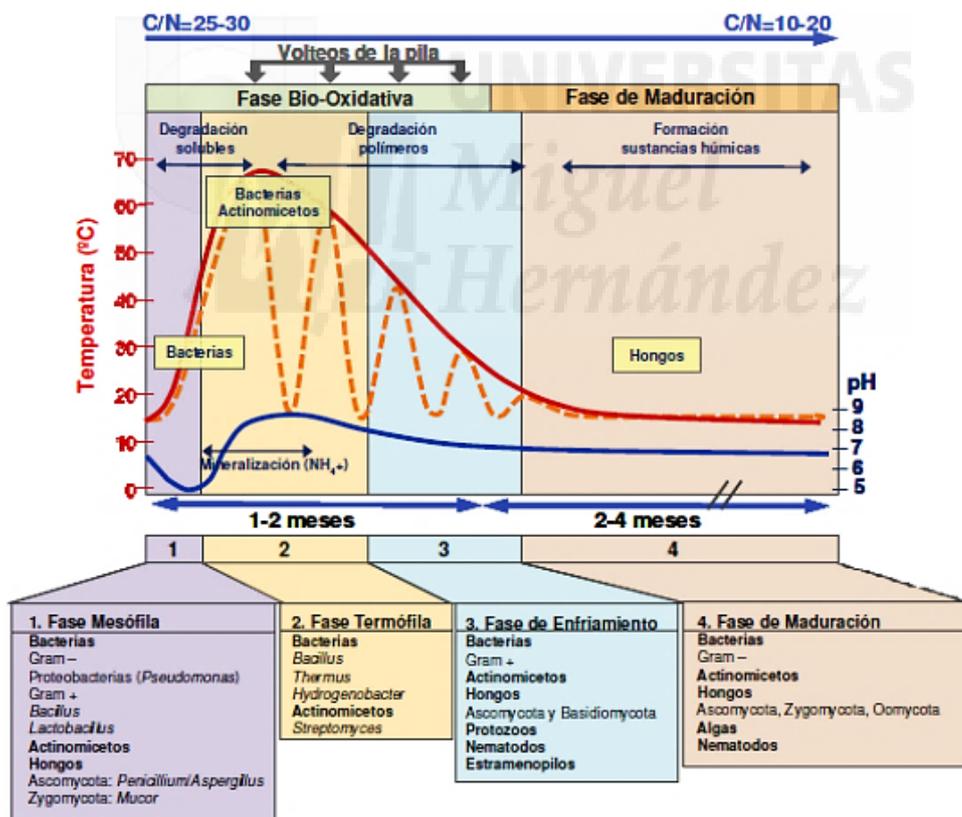


Figura 5: Sucesión microbiana y ambiental durante el compostaje.

Fuente: Moreno y Mormeneo, 2008

Los residuos que se utilizan para la obtención del compost pueden presentar virus, bacterias y hongos patógenos, pero su cantidad se reduce notablemente o se elimina completamente por las altas temperaturas generadas durante la fase termófila del proceso; por la producción de compuestos antimicrobianos como los compuestos fenólicos que se producen por la degradación de compuestos lignocelulósicos; por la actividad hidrolítica de algunas enzimas; por la producción de antibióticos por parte de antagonistas microbianos que reducen la capacidad de supervivencia de los patógenos; o por la colonización por parte de otros microorganismos que compiten con los microorganismos patógenos por los nutrientes (Pascual y col., 2015).

➤ Biodegradabilidad

La biodegradación de un sustrato orgánico durante el proceso de compostaje consiste en su transformación en formas más oxidadas, en el límite se llegaría a la mineralización, por acción de microorganismos, en condiciones aerobias. En todo residuo orgánico hay una parte no orgánica pero, además, como ya se ha indicado, una parte de la materia orgánica (y del Carbono total) suele estar en formas muy estables e incluso no degradables por compostaje. Así pues, la biodegradabilidad depende de la naturaleza del sustrato, variando de un modo muy significativo de unos sustratos a otros. La biodegradabilidad es un parámetro muy importante en el compostaje, ya que, al igual que en cualquier otro bioproceso, condicionará la cinética, la cantidad de energía liberada en forma de calor y por tanto la temperatura alcanzada, lo que vuelve a influir sobre la cinética del proceso (Pascual y col., 2015).

1.2.3. Sistemas de compostaje

La clasificación más común de las tecnologías de compostaje se da en relación al aislamiento del material a compostar con respecto al exterior. Así tenemos: Sistemas abiertos, semi-cerrados y cerrados.



Figura 6: Sistemas de compostaje

a) **Sistemas abiertos**

Son sistemas de bajo costo pues emplean una tecnología sencilla por lo que son ampliamente utilizados en los países en desarrollo. En dependencia de la forma de suministro de oxígeno pueden ser pilas volteadas y pilas estáticas aireadas.

➤ Pilas o hileras volteadas

La materia orgánica se coloca en hileras o pilas de longitud, ancho y altura variable en dependencia de las características del material a compostar.

El volteo ayuda a mantener la concentración de oxígeno, porosidad, temperatura y humedad uniforme en toda la pila de residuos ya que, los materiales próximos a la superficie tienden a recibir mayor aporte de oxígeno pero alcanzan menos temperatura mientras que los materiales del interior poseen menos porosidad debido a la presión de los materiales que les rodean y alcanzan mayor temperatura y humedad (Navarro y Navarro, 2014). Este es un sistema discontinuo y hay variaciones en los niveles de

humedad, oxígeno y temperatura que se controlan con volteos periódicos. La degradación biológica se da lentamente por lo que el proceso puede durar varios meses.

Este tipo de sistema presenta las ventajas de conseguir una mayor homogeneización del material, una disminución mecánica del tamaño medio de partícula, que contribuye a una mayor disminución de volumen y, por último, una mayor garantía de higienización del material al conseguirse que todo el material pase por fases termofílicas tras algunos de los volteos. Por el contrario, como desventaja, presentan la gran dificultad del control de temperatura, posibles problemas de déficit de oxígeno en capas profundas, si la estructura no es la adecuada, y el elevado coste de las máquinas volteadoras, en el caso de adoptarse esta alternativa, así como la dispersión de malos olores y toda una serie de vectores indeseables como insectos, microorganismos, etc. (Chica y col., 2015).

➤ Pilas estáticas aireadas

En este sistema se colocan los materiales sobre un conjunto de tubos perforados o una solera porosa, conectados a un sistema que aspira (sistema Beltsville) o insufla (sistema Rutgers) aire a través de la pila. La aireación forzada suministra O₂, enfría la pila y elimina el vapor de agua, CO₂ y otros productos de descomposición. Una vez que se constituye la pila, no se toca, en general hasta que la etapa activa de compostaje se haya completado. Los componentes de una pila estática aireada incluyen una red de distribución de aire, una capa base de un material con elevada porosidad, el conjunto de los materiales a compostar, una capa externa (18-30 cm) de material estable (compost maduro) y un sistema de control y suministro de aire (Chica y col., 2015).

La aireación forzada suele ser controlada en base a la temperatura de los materiales que se están compostado, el flujo de aire es activado o incrementado cuando la temperatura del proceso sobrepasa la temperatura fijada. En otras ocasiones, la aireación es realizada mediante períodos de tiempo definidos, que se ajustan, ya sea manual o automáticamente, de acuerdo a la temperatura del proceso (Chica y Garcia-Morales, 2008).

b) Sistemas semi-cerrados

En este sistema se emplean naves cubiertas para realizar las operaciones típicas del proceso de compostaje. Los gases generados son tratados con biofiltros antes de salir al exterior.

El sistema más conocido es el de “trincheras” o calles. El material se coloca entre muros y es volteado por distintos procedimientos.

c) Sistemas cerrados

Los sistemas cerrados de compostaje se utilizan de manera industrial generalmente para compostar residuos en las proximidades de ciudades de tamaño medio o grande. En estos sistemas la fase inicial de fermentación se realiza en reactores que pueden ser de dos tipos: horizontales o verticales, mientras que la fase final de maduración se hace al aire libre o en naves abiertas. Son sistemas desarrollados para reducir considerablemente las superficies de compostaje y lograr un mejor control de los parámetros de fermentación y controlar los olores de forma más adecuada. Aunque estos sistemas requieren costos de instalación superiores a los anteriores, presentan la ventaja de ser más rápidos y por tanto requerir menos espacio (Elías, 2012).

1.2.4. Evaluación de la calidad del compost

En los procesos de compostaje se conoce que la materia orgánica sufre una serie de reacciones de descomposición y condensación que, finalmente conducen a la formación de un producto orgánico biológicamente estable y humificado.

En general, los requerimientos de calidad del compost deberían ir dirigidos a conseguir aspecto y olor aceptables; higienización correcta; impurezas y contaminantes a nivel de trazas; nivel conocido de componentes agrónomicamente útiles; y, características homogéneas y uniformes. Además, debería poder ser almacenado sin experimentar alteraciones. El destino final del compost influye también en su calidad, ya que cada

aplicación o aprovechamiento tiene unas exigencias particulares. El concepto de calidad y su evaluación cobran especial importancia cuando el compost va a ser utilizado directamente, como sustrato de cultivo en semilleros o en contenedor. Así, cuando el compost va a ser aplicado al suelo, como enmienda orgánica o como mulch, la calidad exigida será menor que en los casos anteriores (Masaguer y Benito, 2008).

La madurez y la estabilidad son parámetros importantes para determinar la calidad de un compost. En cuanto a la madurez, de forma general, puede definirse como la presencia de sustancias fitotóxicas de carácter orgánico que son producidas durante la fase más activa del proceso de compostaje (Wu y col., 2000; Benito y col., 2003). Los compost maduros presentan concentraciones insignificantes de componentes fitotóxicos tipo NH_3 , o ácidos de cadena corta y están listos para ser aplicados al suelo. (Brewer y Sullivan, 2001).

El término estabilidad del compost hace referencia al grado de descomposición de la materia orgánica y puede determinarse en base a oxígeno consumido, a CO_2 generado y al calor producido como consecuencia de la actividad microbiana.

La aplicación al suelo de un compost aún inmaduro, con un alto valor de la relación C/N, puede dar lugar a una inmovilización del nitrógeno y por lo tanto a su deficiencia en el suelo. Por el contrario, un valor C/N excesivamente bajo origina unos niveles altos de NH_3 , que afecta al crecimiento de la vegetación. Por otra parte, un compost no suficientemente maduro se degrada, consumiendo oxígeno y empobreciendo el suelo en este elemento. Ello da lugar a un medio reductor, que favorece la movilidad de metales, puesto que éstos en general son más solubles en el estado reducido que en el oxidado. Además puede haber problemas de fitotoxicidad por la presencia de ácidos como el acético, propiónico y butírico en compost inmaduros (Orozco y col., 2011).

De ahí la importancia de evaluar la calidad del compost. Para ello, se han utilizado una serie de métodos físicos, químicos, microbiológicos y biológicos, de diferente grado de complejidad. Éstos pueden ser muy sencillos como apreciar el color y olor, registro de

cambios de temperatura, tiempo de compostaje o pueden demandar un análisis mucho más minucioso y en algunos casos complejo como determinación de pH, Conductividad eléctrica, métodos respirométricos, determinación de la relación C/N, capacidad de intercambio catiónico (CIC), determinación de ácidos húmicos y fúlvicos, elementos potencialmente tóxicos, índice de germinación, etc.

A continuación se analizan los parámetros más utilizados para establecer la calidad del compost.

a) pH

Este parámetro es un indicativo de cómo va avanzando del proceso del compostaje. En la etapa inicial el pH desciende debido a la formación de ácidos orgánicos de bajo peso molecular y conforme avanza el proceso el pH aumenta gradualmente hasta valores constantes que oscilan entre 6,5 y 8,5, dependiendo de los materiales de partida. El compost maduro es ligeramente alcalino.

b) Conductividad eléctrica (CE)

La conductividad eléctrica no proporciona información específica sobre las clases de sales presentes, pero es un excelente indicador de la presencia de sales solubles que existe en el compost. Los altos contenidos de sales pueden repercutir directamente en la germinación de las semillas y en el desarrollo general del cultivo, todo dependiendo de la tolerancia de los cultivos a la salinidad, del tipo del suelo y de las pautas de riego (Masaguer y Benito, 2008).

c) Relación C/N

La relación C/N se usa tradicionalmente como índice para determinar la madurez y estabilidad de la materia orgánica. Aunque numerosos autores establecen el valor óptimo de esta relación en 20, ésta dependerá de la naturaleza química del material. Cuando el carbono está presente en formas resistentes a la degradación (ligninas,

celulosa, hemicelulosa) la relación C/N puede superar el valor de 20 sin perjuicio sobre las plantas. Los daños se deben principalmente a la inmovilización del nitrógeno del medio o la baja disponibilidad del oxígeno como consecuencia de la actividad microbiana (Masaguer y Benito, 2008).

d) Capacidad de intercambio catiónico (CIC)

El valor de la capacidad de intercambio catiónico (CIC), definida como la suma de cationes que pueden ser absorbidos por unidad de peso del compost, refleja los cationes que están disponibles para la planta y que no son lixiviados por efecto del riego (Masaguer y Benito, 2008). Las macromoléculas presentes en el compost maduro tienen grupos funcionales carboxílicos e hidroxílicos por lo que en un pH ligeramente básico pierden el protón y se cargan negativamente. Por ello se espera que la CIC se incremente al aumentar el grado de estabilidad de la materia orgánica lo que se traduce en beneficios para las plantas.

e) Elementos potencialmente tóxicos

Desde hace varios años la denominación de “Elementos Potencialmente Tóxicos” (EPT) se ha generalizado para designar aquellos elementos químicos, metales y metaloides, que diversas actividades humanas han ido incorporando al ambiente. El contenido en metales pesados del compost depende del contenido en las materias primas y del grado de reducción de la materia orgánica, que hace aumentar la concentración de la fracción mineral. Los contenidos de metales pesados en la fracción orgánica dependen de su origen. En la legislación española el RD 506/2013, limitan la utilización del compost en función del contenido de metales pesados.

f) Índice de germinación (IG)

Es importante establecer los efectos fitotóxicos que puede ocasionar el compost sobre la germinación y el desarrollo de las raíces de las plantas, sobre todo si se va a utilizar como componente en la elaboración de sustratos de uso agrícola.

El índice de germinación es un bioensayo que emplea semillas sensibles a fitotóxicos (amonio, ácidos orgánicos volátiles, polifenoles, sales, metales pesados). Una de las semillas más utilizadas es el berro de agua (*Lepidium sativum*) en extractos de compost con relación a un blanco de agua destilada, integrando el porcentaje relativo de germinación y el crecimiento relativo de las raíces propuesta por Zucconi y col. (1981). El test marca rangos de toxicidad. Así, resultados de índice de germinación superiores a 80% indicarían que el material no presenta toxicidad y que se puede usar como sustrato de cultivo de plantas sin mezclar. Índices entre 50% y 80% indican que el material es levemente tóxico y se podrían utilizar para el cultivo diluyéndolo, es decir mezclando el material con otro no tóxico. Índices de germinación inferiores al 50% indican que el material es tóxico para las plantas (Masaguer y col., 2015).

A manera de resumen, en la Tabla 3 se presentan los parámetros más importantes a tomarse en cuenta al inicio, durante y al final del proceso de compostaje.

Tabla 3. Parámetros orientativos del proceso de compostaje.

Parámetro	Rango ideal al comienzo (2-5 días)	Rango ideal para compost en fase termofílica II (2-5 semanas)	Rango ideal de compost maduro (3-6 meses)
C:N	25:1 - 35:1	15/20	10:1 -15:1
Humedad	50% - 60%	45% -50%	30% - 40%
Concentración oxígeno	~10%	~10%	~10%
Tamaño de partícula	< 2,5 cm	~ 1,5 cm	1,6 cm
pH	6,5 - 8,0	6,0 - 8,5	6,0 - 8,5
Temperatura	Temperatura ambiente - 45°C	45°C - 65°C	Temperatura ambiente
Densidad	250 -400 Kg/m ³	< 700 Kg/m ³	< 700 Kg/m ³
Materia orgánica (m. seca)	50% - 70%	>20%	>20%
Nitrógeno Total (m. seca)	2,5 3%	1 - 2%	~ 1%

Fuente: Román y col., 2013, modificada

1.2.5. Compostaje de residuos orgánicos de origen urbano y afines

El compostaje es un proceso muy versátil que permite tratar y estabilizar prácticamente todo tipo de residuos orgánicos. Los residuos sólidos urbanos provienen de actividades domésticas y comerciales y pueden estar constituidos por cenizas, elementos de barrido de calles, desechos industriales, de establecimientos hospitalarios no contaminantes, desechos de mercado, ferias populares, residuos de alimentos y de cocina provenientes de hogares, restaurantes, hoteles, cafeterías, almacenes, bodegas, corte de césped, restos de poda y jardín. Por su naturaleza se pueden considerar residuos afines a los RSU los restos de cosechas, de flores, planteles avícolas, etc. que por su peso y volumen no requieran un manejo diferenciado a los desechos sólidos domiciliarios. Todos estos residuos son muy heterogéneos por lo que en dependencia de la época del año, las condiciones climáticas, el tipo de recolección, lugar de origen (sectores céntricos o periféricos), etc, su composición puede variar. De ahí que la calidad del compost y sus aplicaciones de cierta forma, dependen del material de partida.

Por su peso, 70% de residuos sólidos municipales, que se originan en las casas, instituciones, comercios, oficinas, escuelas y hoteles están constituidos por materia orgánica (Albanna, 2013). Parte de ésta constituyen residuos de alimentos. Así, en Hong Kong, el 40% de residuos sólidos municipales son restos alimenticios, que contienen toda clase de alimentos, tales como cereales, raíces y tubérculos, semillas de oleaginosas, frutas y vegetales, carne, productos marinos, leche y huevos (Hong Kong SAR Environment Bureau, 2013). La cantidad global total de residuos alimenticios producidos entre niveles de producción agrícola y niveles de consumo corresponden a algo más de 1,3 billones de toneladas por año (FAO, 2011; Gustavsson y col., 2011; 2013).

Aunque en América Latina y particularmente en Ecuador, no existen regulaciones específicas que estipulen una progresiva reducción del vertido de residuos orgánicos a vertedero, en los últimos años ha existido una preocupación constante por la presencia de materia orgánica en botaderos a cielo abierto y vertederos, pues ésta es la responsable

de problemas de salud y ambientales por la presencia de vectores como moscas, insectos, ratas y perros producto de una biodegradación no controlada.

Ante esta problemática y debido al alto porcentaje de materia orgánica presente en los RSU de los países en desarrollo, el compostaje se presenta como una de las mejores opciones para el tratamiento de RSU y afines, pues soluciona en parte el problema de vertido en botaderos a cielo abierto.

Junto a sus propiedades agronómicas, el compost ayuda a mitigar grandes impactos ambientales de repercusión global, como el calentamiento global (Power y Murphy, 2002) y es la opción más respetuosa con el medio si se compara con el vertido directo, la estabilización para vertido por tratamientos mecánico-biológicos o la incineración (Hong y col., 2006). Soluciona parcialmente el problema de vertido de residuos urbanos y además, el producto generado actúa como un sumidero de carbono, y por lo tanto contribuye a la reducción del efecto invernadero. Por último, actúa como una enmienda orgánica en la restauración de suelos amenazados por la erosión y afectados en mayor o menor medida por algún tipo de degradación. No obstante, ciertas medidas de seguridad o valores límites recomendados deben tenerse en cuenta en la aplicación de compost para un correcto equilibrio suelo - planta (Rosal y col., 2007).

A pesar de sus ventajas, su utilización no está exenta de riesgos, sobre todos los derivados del uso de materia orgánica no estabilizada. Las principales son: la reducción de oxígeno radicular, la producción de compuestos fitotóxicos en el suelo o la inmovilización del nitrógeno por los microorganismos en enmiendas con alta relación C/N (Bengtsson y col., 2003). Esto es especialmente importante cuando son usados para el reemplazo de turbas en medios de crecimiento (Iannotti y col., 1994).

Sin embargo, hay que considerar que la calidad final del compost dependerá en gran medida del tipo de recogida de los RSU. En este sentido, la legislación española es muy clara: si la materia orgánica proviene de la recolección selectiva de RSU se llama Compost, caso contrario, si se obtiene en plantas de tratamiento mecánico biológico de

residuos mezclados se conoce como material bioestabilizado o bio-residuo estabilizado y se considera como un pretratamiento de residuos en mezcla para reducir su biodegradabilidad y peligrosidad, razón por la cual se usa en restauración paisajística.

1.3. Valorización y uso del compost de residuos orgánicos de origen urbano y afines

1.3.1. Aspectos legislativos y agronómicos

A lo largo de los últimos años, la legislación europea y española han ido incluyendo nuevas regulaciones, con el fin establecer parámetros que garanticen abonos, fertilizantes, enmiendas y sustratos de calidad aptos para ser aplicados a los suelos, para evitar posibles efectos nocivos en el hombre, en el agua, suelo, fauna y flora.

La calidad del compost pueden abordarse desde una doble perspectiva: legal y agronómica; de ello dependerá sus usos como componente de sustratos, enmiendas y abonos orgánicos.

Desde el punto de vista agronómico se dice que el compost es un material sólido particulado, que ha sido higienizado y estabilizado por un proceso de tratamiento biológico, del que la última etapa es una etapa de compostaje aerobio. El compostaje es un proceso de descomposición controlada de materiales biodegradables bajo condiciones dirigidas, que son predominantemente aerobias y que permiten el desarrollo de temperaturas adecuadas para las bacterias termófilas, como resultado del calor producido biológicamente (European Commission and Joint Research Centre, 2014).

Desde el aspecto legal, comprende tres definiciones distintas, dependiendo del documento legal considerado: enmienda orgánica obtenida a partir del tratamiento biológico aerobio y termófilo de residuos biodegradables obtenidos separadamente (Ley

22/2011 de residuos); producto higienizado y estabilizado, obtenido mediante descomposición biológica aeróbica (incluyendo fase termofílica), bajo condiciones controladas, de materiales orgánicos biodegradables del Anexo IV, recogidos separadamente (Grupo 6: Enmiendas orgánicas, del Real Decreto 506/2013 sobre productos fertilizantes); producto higienizado y estabilizado, obtenido mediante descomposición biológica aerobia (incluyendo la fase termofílica), de materiales orgánicos biodegradables del Anexo V, bajo condiciones controladas (Real Decreto 865/2010 sobre sustratos de cultivo, modificado por el Real Decreto 1039/2012) (Ansorena y col., 2014).

Estos conceptos no hacen referencia a la fase de maduración en la que se puede conseguir una buena estabilización biológica por lo que han surgido controversias en torno al tiempo de compostaje. También en la legislación española se pueden ver vacíos o falta concreción pues el Real Decreto sobre fertilizantes y la Ley de residuos indica que los biorresiduos se deben recoger separadamente pero el Real Decreto sobre sustratos de cultivo y su modificación: Real Decreto 1039/2012, no dice nada al respecto. De ahí se supondría que el material bioestabilizado obtenido en plantas de tratamiento mecánico biológico de residuos mezclados (no considerado como compost) no podría usarse como enmienda o abono orgánico pero si como parte de sustratos de cultivo. Este análisis quedaría sin efecto si sobre el Real Decreto de Sustratos se hace prevalecer la definición de compost de la Ley de residuos que indica que dicho material bioestabilizado no es un producto sino un residuo. En este sentido, es mejor considerar el concepto de compost definido en el Real Decreto 506/2013 sobre fertilizantes, puesto que incluye como condiciones la higienización, estabilización y recogida selectiva independiente de su uso como enmienda o sustrato de cultivo.

Según el Real Decreto 865/2010, de 2 de julio, los sustratos de cultivo, como sustitutos del suelo tradicional, permiten el anclaje y adecuado crecimiento del sistema radicular de la planta. Dependiendo del tipo de sustrato, puede también intervenir o no en su alimentación.

La tabla 4 resume las características mínimas que deben reunir las enmiendas, abonos orgánicos y sustratos de cultivo según el Real Decreto 506/2013 y 865/2010.

Tabla 4. Contenidos mínimos de nutrientes de enmiendas*, abonos orgánicos* y Sustratos de cultivo**.

Denominación Del tipo	Información sobre la forma de obtención y los componentes iniciales	Contenido mínimo en nutrientes (porcentaje en masa)
Enmienda orgánica Compost	Producto orgánico higienizado y estabilizado, obtenido mediante descomposición biológica aeróbica (incluyendo fase termofílica), bajo condiciones controladas de materiales orgánicos biodegradables del Anexo IV, recogidos separadamente.	Materia orgánica total: 35% Humedad máxima: 40% C/N < 20 No podrá contener impurezas ni inertes de ningún tipo tales como piedras, graves, metales, vidrios o plásticos. El 90% de las partículas pasarán por la malla de 25 mm.
Enmienda orgánica Compost vegetal	Producto orgánico higienizado y estabilizado, obtenido mediante descomposición biológica aeróbica (incluyendo fase termofílica), exclusivamente de hojas, hierbas cortada y de restos vegetales o de poda, bajo condiciones controladas	Materia orgánica total: 40% Humedad máxima: 40% C/N < 15 No podrá contener impurezas ni inertes de ningún tipo tales como piedras, graves, metales, vidrios o plásticos.
Abono orgánico nitrogenado de origen vegetal	Producto sólido obtenido por tratamiento, con o sin mezcla de materia vegetal	N total: 2% C/N no mayor de 15
Abono orgánico nitrogenado de origen animal y vegetal	Producto sólido obtenido por tratamiento, con o sin mezcla de materias animales y vegetales	N total: 3% C/N no mayor de 12 <i>Salmonella</i> : Ausente en 25 g de producto elaborado <i>Escherichia coli</i> : 1000 NMP (Número más probable) por gramo de producto elaborado
Sustrato/Componente de sustrato de cultivo	Material sólido distinto de suelos "in situ", donde se cultivan las plantas/Material que es adecuado para ser utilizado como ingrediente de un sustrato de cultivo	Materia orgánica total > 20 <i>Salmonella</i> : Ausente en 25 g de producto elaborado <i>Listeria monocytogenes</i> : Ausente en 1 g de materia bruta (únicamente para cultivos cuya producción se consuma en crudo) <i>Escherichia coli</i> : 1000 NMP por gramo de producto elaborado <i>Enterococcaceae</i> : entre 10 ⁴ y 10 ⁵ NMP por gramo de producto elaborado <i>Clostridium perfringens</i> : entre 10 ² y 10 ³ NMP por gramo de producto elaborado

Fuente: *BOE Núm. 164. Real Decreto 506/2013

**BOE Núm. 170. Real Decreto 865/2010

La cantidad de metales pesados presentes en el compost suele ser el parámetro empleado en la legislación para medir su calidad. Así, el límite máximo de metales pesados en los productos fertilizantes elaborados con materias primas de origen animal o vegetal no podrán superar los valores indicados en la Tabla 5 según sea su clase A, B o C; en tanto que los sustratos de cultivo no deben superar los contenidos de metales pesados de la clase A o B (los productos de la clase B no podrán aplicarse en cultivos hortícolas comestibles).

Clase A: Productos fertilizantes cuyo contenido en metales pesados no superen ninguno de ellos los valores de la columna A.

Clase B: Productos fertilizantes cuyo contenido en metales pesados no superen ninguno de ellos los valores de la columna B

Clase C: Productos fertilizantes cuyo contenido en metales pesados no superen ninguno de ellos los valores de la columna C.

Tabla 5. Límite máximo de metales pesados

Metal pesado	Límites de concentración		
	Sólidos: mg/Kg de materia seca		
	Líquidos: mg/Kg		
	Clase A	Clase B	Clase C
Cadmio	0,7	2	3
Cobre	70	300	400
Níquel	25	90	100
Plomo	45	150	200
Zinc	200	500	1000
Mercurio	0,4	1,5	2,5
Cromo total	70	250	300
Cromo (VI)	No detectable según método oficial	No detectable según método oficial	No detectable según método oficial

Fuente: BOE Núm. 164. Real Decreto 506/2013

En Ecuador no existe un marco legal que regule la calidad y los usos del compost. La preocupación mayor, en este momento, se centra en el cierre técnico de botaderos a cielo abierto y en la implementación de vertederos controlados.

Según Resolución DAJ-20133EC-0201.0099, la Agencia Ecuatoriana de Aseguramiento de la Calidad del Agro – Agrocalidad, expidió el Instructivo de la Normativa General para promover y regular la Producción Orgánica – Ecológica- Biológica en el Ecuador. Aquí se define como Compost o Composta al producto resultante de la descomposición biológica por fermentación controlada de materiales orgánicos y puede tener carácter comercial. El capítulo III Producción Orgánica, Artículo 18.- De la fertilidad del suelo y nutrición de las plantas, indica que toda actividad biológica como la fertilidad natural del suelo, deberán ser mantenidas e incrementadas. Se menciona el compostaje de estiércol y se indica que con el fin de reducir el riesgo de contaminación microbiológica en el producto final, el estiércol se someta a un proceso de compostaje en donde se garantice y registre que la relación C:N de las materias primas se encuentre dentro del rango 25:1 a 40:1, que a lo largo del proceso de compostaje se den 5 volteos y al menos durante 5 semanas se mantenga dentro de un rango de temperatura de 55°C a 76°C. Además no se debe sobrepasar los 1000 NMP (número más probable) de coliformes fecales por gramo de estiércol procesado y no más de 3 NMP de Salmonella por cada 4 gramos de estiércol procesado. No se hace mención al compost proveniente de RSU.

1.3.2. Uso agronómico del compost de residuos orgánicos de origen urbano y afines

La calidad del compost y sus posibles aplicaciones dependen tanto de los materiales de partida como del proceso de compostaje. El compost de biorresiduos contiene una amplia variedad de RSU, entre éstos se encuentran residuos de jardín, parques públicos y privados, de alimentos, de cocina, restaurantes, servicios de restauración colectiva y establecimientos de consumo, así como residuos comparables que provienen de plantas de procesamiento de alimentos, tal como se indica en la Ley 22/2011 de residuos. Por su naturaleza, el tipo de recogida, la época del año, zonas de recolección, hábitos de

consumo de la población, entre otros, su composición y propiedades es muy variable; por tanto el compost de biorresiduos puede presentar propiedades y aplicaciones diferentes.

Existen al menos dos vías diferentes para establecer su calidad:

- mediante experimentos de campo, en los que se mide la respuesta de las plantas en condiciones reales de cultivo a diferentes dosis de compost, en términos de producción de biomasa, crecimiento radicular, número de hojas o de flores, etc.
- midiendo un conjunto de propiedades, algunas de las cuales, como las organolépticas (olor, color, tamaño de partícula, presencia de elementos impropios, tales como plásticos, vidrio, etc.) pueden evaluarse sensorialmente, mientras que las propiedades físicas, químicas y biológicas (densidad, porosidad, aireación, pH, conductividad eléctrica, nutrientes, metales pesados, contaminación bacteriológica, etc.), normalmente se determinan en el laboratorio (Ansorena y col., 2014).

El compost puede ser usado como abono orgánico, enmienda y sustrato de cultivo. Por ello, a más de conocer las propiedades del compost, es conveniente conocer las de las mezclas formadas: con el suelo en el caso de abonos y enmiendas y con otros componentes si es que se utiliza como sustrato de cultivo.

Abono orgánico

El Real Decreto 506/2013, de 28 de junio indica que un abono orgánico es un producto cuya función principal es aportar nutrientes para las plantas, los cuales proceden de materiales carbonados de origen animal o vegetal, cuya relación se incluye en el grupo 2 del anexo I. En dependencia del contenido de nutrientes pueden sustituir parcial o totalmente a los fertilizantes minerales, con la ventaja de adicionalmente aportar materia orgánica.

El compost como abono orgánico actúa en el suelo mejorando sus propiedades físicas, químicas y biológicas.

En cuanto a las propiedades físicas, por su color oscuro absorbe las radiaciones solares, aumentando la temperatura y permitiendo una mayor absorción de nutrientes. También mejora la textura, estructura, aireación y drenaje del suelo.

Con respecto a las propiedades químicas, aumenta el poder de absorción del suelo, reduce las variaciones de pH, mejora la CIC aumentando su fertilidad.

En lo referente a las propiedades biológicas, el compost puede aumentar el desarrollo de microorganismos benéficos, produce sustancias inhibidoras y activadoras del crecimiento, favorecen la aireación y oxigenación del suelo mejorando la actividad radicular.

La cantidad de compost a aplicarse al suelo depende de la fertilidad del suelo, el clima y la necesidad de nutrientes del cultivo.

Enmienda orgánica

El Real Decreto 506/2013, de 28 de junio define como enmienda orgánica a una enmienda procedente de materiales carbonados de origen vegetal o animal, utilizada fundamentalmente para mantener o aumentar el contenido de materia orgánica del suelo, mejorar sus propiedades físicas y mejorar también sus propiedades o actividad química o biológicas del suelo, cuyos tipos se incluyen en el grupo 6 del anexo I.

El compost de RSU puede actuar como enmienda orgánica para restaurar suelos erosionados, degradados o contaminados; regeneración de taludes y restauración paisajística pues para estos usos las exigencias son mínimas. Sin embargo se deben considerar medidas de seguridad antes de su aplicación para no afectar el equilibrio entre el suelo y la planta.

El empleo de compost como acolchado o como componente de enmiendas del suelo en jardinería y restauración paisajística se presenta como una alternativa que permite aumentar los rendimientos de las plantas de compostaje, al utilizar directamente compost con mayor granulometría, menor madurez, mayor salinidad, etc. A las mencionadas ventajas relativas a la mejora de las propiedades físicas, químicas y biológicas que se consiguen por aplicación del compost al suelo, se añaden los beneficios ambientales derivados de la menor lixiviación de nitratos y fosfatos (WRAP, 2004b).

Sustratos de cultivo

El Real Decreto 865/2010, de 2 de julio establece que un **Sustrato de cultivo** es un material sólido distinto de suelos “in situ”, donde se cultivan las plantas y un **Componente de sustrato de cultivo** es un material que es adecuado para ser utilizado como ingrediente de un sustrato de cultivo. De todas las funciones que pueden desenvolverse, se desprende la importancia de definir las características físicas, químicas y biológicas de los sustratos de cultivo.

Los sustratos son materiales orgánicos o inorgánicos usados como soporte en semilleros o en cultivo; pueden ser de origen industrial, mineral o agropecuario. Generalmente se emplean mezclados y buscan reemplazar el suelo para evitar los problemas físicos, químicos y biológicos (sanitarios) que éste pueda presentar para la germinación de las semillas y el desarrollo de las plántulas. Pueden estar compuestos por elementos naturales o modificados por reacciones físicas y químicas, ser totalmente inertes o tener actividad química.

Según diferentes autores (Raviv y Lieth, 2008; Savvas y col., 2013; Ansorena y col., 2014), las principales características que debe tener un sustrato son:

- La disponibilidad del material en el mercado
- La posibilidad de manipularlo y de mantener características adecuadas al humedecerse
- Su precio y el de la preparación

- Su descomposición a lo largo del tiempo y la posibilidad de reutilización (en cultivos)
- Las características físicas: el tamaño de partícula, la porosidad y la retención de humedad
- Las características químicas: el pH, la capacidad de intercambio de cationes, la salinidad, la relación carbono/nitrógeno y el contenido de nutriente
- Que esté libre de enfermedades, insectos y malezas
- Que tenga baja densidad aparente, es decir que sea un material liviano con alto porcentaje de espacio poroso (>80%) y un volumen de aire a capacidad de campo mayor al 20%
- Que mantenga un volumen de agua fácilmente disponible mayor a 20%
- Que tenga un buen drenaje y capacidad de infiltración
- Que tenga buena cohesión entre partículas
- Que no tenga tendencia a la compactación
- Que alcance buen estado nutricional tanto de microelementos como de elementos mayores y tenga una acidez óptima
- Los programas de nutrición y de sanidad vegetal
- En caso de su utilización en mezcla, que sea fáciles de mezclar
- Que resista los cambios del ambiente, tanto físicos como químicos

Las **turbas** son los sustratos naturales más utilizados, sobre todo en horticultura. Pueden ser de dos tipos: rubias y negras. Las turbas rubias se caracterizan por tener mayor cantidad de materia orgánica y estar menos descompuestas, mientras que las turbas negras están más mineralizadas, presentan un menor contenido de materia orgánica, mayor cantidad de sales solubles y pueden presentar una aireación deficiente. Debido a que se trata de un recurso no renovable, su explotación representa un grave problema ambiental. Por esta razón, de manera progresiva, se ha venido sustituyendo su uso, dando paso a una agricultura sustentable. Entre los materiales naturales usados se encuentran compost de residuos agrícolas, agroindustriales y urbanos, fibra de coco, cascarilla de arroz, aserrín, cortezas de árbol, estiércol, grava, arena, tierra volcánica, etc. También se suele usar materiales artificiales como lana de roca, vermiculita, arcilla expandida, perlita, poliestireno expandido entre otros.

En Ecuador, la turba es frecuentemente utilizada como sustrato de cultivo. Según datos proporcionados por el Banco Central, en el año 2012 se importaron 2.989 toneladas.

Lituania y Canadá son los principales países de origen de la turba, representando el 41% Y 34% respectivamente del total de las importaciones a un valor FOB ("Free on bord" o libre a bordo) de 972.620 dólares (Hernández, 2013). Para disminuir las importaciones y generar un ahorro de divisas, en el país se están realizando investigaciones con el fin de encontrar sustitutos de la turba a partir de residuos locales tratados técnicamente.

En los últimos años, a nivel mundial, se ha venido usando **compost** en semilleros como sustituto parcial de la turba. En este caso, es importante que el compost esté estabilizado y no tenga mucha cantidad de sales, pues el valor límite de la CE es de 1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ para los sustratos de cultivo. Su precio es muy inferior a éstas, además se reducen costes porque al aportar materia orgánica se ahorran riegos (se retiene más agua) y al suministrar fertilizantes con el compost se consigue un aumento del crecimiento y vigor de las plantas. El compost mezclado con la turba en viveros favorece el desarrollo vegetal, mantiene la planta durante más tiempo con un buen estado vegetativo, incrementa su resistencia a plagas y mejora la floración (Raviv y Lieth, 2008).

Según Ansorena y col. (2014), dado que las raíces de las plantas se desarrollan en el limitado volumen ocupado por el sustrato, las máximas restricciones a la calidad del compost corresponden a su uso en el sector de la horticultura profesional como componente de sustratos, en los que puede ejercer una influencia decisiva en las propiedades del medio de cultivo en contenedor. Si el compost es de mala calidad o está en proporción excesiva puede ocasionar, entre otras cosas, asfixia radicular debido a la excesiva retención de agua, carencia de nutrientes por la falta de madurez del compost, efecto de deshidratación provocado por el alto contenido de sales y crecimiento de semilla de males hierbas por una higienización incompleta.

Algunos investigadores concluyen que, a pesar de la inherente variabilidad textural y de composición, el compost de biorresiduos urbanos puede ser un componente de un sustrato estandarizado para plantas leñosas de vivero, ya que el sustrato se encuentra muy tamponado y la lixiviación de las sales bajo un riego constante reduce rápidamente las sales solubles a niveles aceptables (Hicklenton y col., 2001).

En sentido contrario, otros autores de prestigio consideran prácticamente imposible el empleo del compost de biorresiduos como componente de sustratos, debido a su alto contenido en sales, especialmente potasio, que no puede reducirse por lixiviación, dado el problema ambiental que generaría su transporte a las aguas superficiales y subterráneas (Sonneveld y Voogt, 2009), lo que podría llegar a neutralizar el beneficio medioambiental de todo el ciclo de recogida, transporte y tratamiento de biorresiduos (Ansorena y col., 2014).





2. Objetivos

El objetivo general de la presente investigación es realizar el estudio integral de la fracción orgánica de los residuos orgánicos de origen urbano y afines que se generan en varios cantones de la provincia de Chimborazo-Ecuador con el fin de brindar una alternativa a la actual disposición en vertedero mediante su valorización por medio del proceso de compostaje para finalmente determinar su valor agronómico y su potencial uso agrícola. Con este fin, se han realizado diferentes fases de investigación en esta tesis, incluyendo diferentes escenarios de compostaje y co-compostaje, así como la validación de los compost en usos agrícolas, incluyendo como ingredientes en medios de cultivo sin suelo para especies hortícolas. Para el cumplimiento de esta propuesta se han planeado los siguientes objetivos específicos:

- Determinar la naturaleza y composición de la materia orgánica proveniente de los residuos orgánicos de origen urbano y afines de la provincia de Chimborazo-Ecuador, incluyendo aspectos agronómicos y medioambientales para un amplio espectro de flujos residuales con el fin de establecer las mejores estrategias de compostaje.
- Definición y desarrollo de diversos procesos de compostaje y co-compostaje a partir de residuos orgánicos de origen urbano y afines destinados a vertedero, incluyendo residuos orgánicos de mercados, restos de jardinería y poda, con evaluación integral de la calidad de los compost obtenidos.
- Realizar experimentos de valorización de los compost derivados de los residuos urbanos en usos agrícolas de interés y especialmente orientados a la sustitución parcial de turba en semilleros de propagación de plántulas hortícolas.
- Efectuar un análisis de costes comparativo usando compost para la producción comercial de plántulas frente al uso de turbas comerciales, estimando el valor económico de los nutrientes incluidos en el compost obtenido.



Estos objetivos se han verificado en los tres experimentos principales desarrollados de forma conjunta entre las Universidades Miguel Hernández de Elche y la Facultad de Ciencias de la Escuela Politécnica de Chimborazo en Ecuador gracias a la beca completa otorgada por la Secretaría Nacional de Ciencia, Tecnología e Innovación SENESCYT del gobierno ecuatoriano.





3. Experimentos

3.1. Experimento 1: Determinación de la naturaleza y composición de la materia orgánica proveniente de los residuos orgánicos de origen urbano y afines de la provincia de Chimborazo-Ecuador: aspectos agronómicos y medioambientales

3.1.1. Objetivos

El **objetivo** de este experimento fue caracterizar y evaluar la fracción orgánica de Residuos Sólidos Urbanos (RSU) de diferente origen como vertedero, mercado, restos de poda y lodos de una laguna de oxidación de la provincia de Chimborazo en Ecuador con la finalidad de realizar una propuesta de tratamiento y valorización de estos residuos para su potencial uso en agricultura mediante un proceso de compostaje.

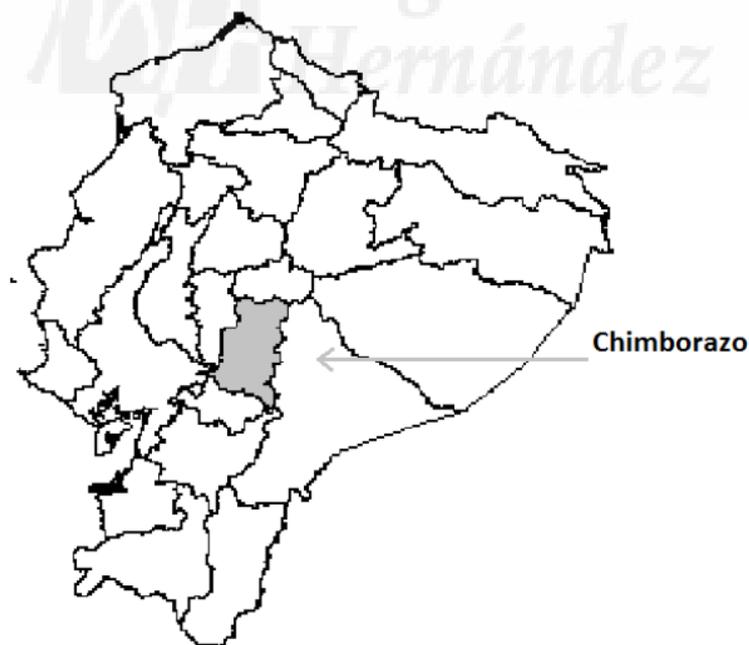


Figura 3.1.1. Ubicación de la región de Chimborazo en Ecuador.

3.1.2. Material y métodos

Para ello, se tomaron nueve muestras representativas en varios cantones de Chimborazo. Estas muestras corresponden a rellenos sanitarios, mercados populares, jardines municipales y lodos de la laguna de depuración del cantón Chunchi.

Tabla 3.1.1. Residuos municipales seleccionados, con indicación de la fuente y el tipo de material residual

Residuo	Tipo de material	Fuente-origen
MSW-01	Fracción orgánica residuo municipal	Vertedero municipal de Chunchi
MSW-02	Residuo fresco de frutas (mayoritariamente cítricos)	Mercado Riobamba nº 1
MSW-03	Residuos de vegetales (lechuga, col, maíz, haba, arveja, apio, coliflor, zanahoria, tomate)	Mercado de Riobamba nº 1
MSW-04	Residuos de vegetales (lechuga, col, maíz, haba, arveja, apio, coliflor, zanahoria, tomate)	Mercado de Riobamba nº 2
MSW-05	Residuos de vegetales (lechuga, col, maíz, haba, arveja, apio, coliflor, zanahoria, tomate)	Mercado de Colta
MSW-06	Residuos de mercado sin ninguna clasificación de Guamote	Vertedero municipal Guamote
MSW-07	Residuos de jardinería urbana (mayoritariamente <i>Lantana camara</i>)	Jardines municipales de Riobamba
MSW-08	Residuos de jardinería urbana (mezcla de poda Acacia, Ficus y Populus)	Jardines municipales de Riobamba
S-01	Lodo de depuradora	Estación depuradora aguas residuales de Chunchi

Así, la muestra MSW-01 fue tomada del relleno sanitario del cantón Chunchi y corresponde a residuos orgánicos, principalmente de mercado, que son utilizados para la producción de vermicompost. La muestra MSW-02 fue recolectada de la sección de frutas de un mercado de la ciudad de Riobamba, en ésta predomina varios cítricos de temporada. Las muestras MSW-03 y MSW-04 corresponden a residuos de vegetales presentes en varios mercados de la ciudad y están formados por lechuga, col, maíz, haba, arveja, apio, coliflor, zanahoria, tomate. La muestra MSW-05 presenta los mismos componentes vegetales pero fue tomada en el cantón Colta; al tratarse de una zona rural con población indígena, estos residuos son utilizados para alimento de especies menores y ganado de su propiedad. La muestra MSW-06 fue tomada del relleno sanitario del cantón Guamote y corresponde básicamente a residuos de mercado sin ninguna

clasificación y que no son utilizados como alimento de animales. La muestra MSW-07 está constituida en su totalidad por residuos de *Lantana camara*, un arbusto ornamental muy utilizado como cerca de jardines de parques y espacios verdes. La muestra MSW-08 provienen de actividades de poda de arbustos y árboles, principalmente *Acacia*, *Ficus* and *Populus* de parques y avenidas de Riobamba. Finalmente, la muestra S-01 fue tomada de la laguna de aireación de la planta de tratamiento de aguas del cantón Chunchi. Este es el único cantón que trata sus aguas servidas con el fin de reutilizarlas para agua de regadío en los cultivos de la zona.

En las muestras de mercado los impropios como plástico, vidrio y metales fueron retirados manualmente antes de proceder a su caracterización. Todas las muestras fueron secadas a 60°C en estufa con aire forzado, molidas y tamizadas. En las muestras, homogeneizadas y secas a 105°C durante 12 horas, se determinaron diferentes parámetros físico-químicos y químicos. La conductividad eléctrica (CE) y pH se determinaron en el extracto acuoso 1:10 (p/v). La materia orgánica total (MO) se determinó por calcinación a 430°C durante 24 h (Navarro y col., 1993). El nitrógeno total (N) y el carbono orgánico (C_{org}) se determinaron por microanálisis automático (Navarro y col., 1991). Para el análisis de carbono orgánico hidrosoluble (COH) se obtuvo el extracto acuoso y se midió en un analizador de carbono orgánico total (Sánchez-Monedero y col., 1996). Los polifenoles solubles se determinaron por el método modificado de Folin-Ciocalteu mediante una extracción acuosa 1:20 (p/v) (Beltrán, García-Araya y Álvarez 1999), la absorbancia se midió a una longitud de onda de 725 nm. Los nitratos (NO_3^-), cloruros (Cl^-) y sulfatos (SO_4^{2-}) se determinaron por cromatografía iónica en extracto acuoso 1:20 (p/v). Para el análisis de fósforo (P) y metales pesados se realizó la mineralización nítrico-perclórica de las muestras recomendado por Abrisqueta y Romero, (1969). El P se determinó por medida espectrofotométrica de la intensidad de coloración amarilla producida por el complejo fosfovanadato molibdato amónico (Kitson y Mellon, 1944), mientras que el sodio (Na), macro y micronutrientes y metales, se midieron en disoluciones adecuadas del extracto de mineralización, mediante espectroscopía de masas con plasma de acoplamiento inductivo (ICP-MS). El Índice de germinación (IG) fue calculado usando semillas de berro *Lepidium sativum L.* (Zucconi y col., 1985). Todos los análisis se realizaron por triplicado.

Los valores medios de cada parámetro se evaluaron mediante el análisis unidireccional de varianza ANOVA para determinar diferencias estadísticamente significativas, considerando el tipo de residuo como la variable principal. Para comparar las diferencias obtenidas, se utilizó la prueba de Tukey-b $P < 0,5$. La normalidad y la homogeneidad de las varianzas se comprobaron mediante los test Shapiro-Wilk y de Levene, respectivamente, antes del ANOVA.

3.1.3. Resultados y discusión

Los **resultados obtenidos** indican que los valores de pH varían entre ácidos y ligeramente alcalinos: 4,9 y 9,2 para las muestras MSW-02 y MSW-01, respectivamente (tabla 3.1.2).

Tabla 3.1.2. Características físico-químicas y químicas de los residuos municipales seleccionados en la provincia de Chimborazo.

Residuo	pH	EC (mS cm ⁻¹)	OM (%)	Corg (%)	C/N	Cw (%)
MSW-01	9,18 g	4,5 c	37,5 a	18,4 a	10,2 b	11,4 e
MSW-02	4,90 a	5,4 e	88,2 g	44,5 h	26,2 h	11,5 e
MSW-03	6,35 d	7,0 f	66,2 d	33,4 d	11,5 c	11,6 e
MSW-04	6,36 d	7,7 g	71,1 e	35,4 e	15,4 e	11,6 e
MSW-05	5,32 b	5,7 e	73,4 e	39,2 f	19,6 f	12,1 f
MSW-06	8,12 f	5,0 d	46,5 b	26,7 b	14,1 d	4,4 b
MSW-07	7,26 e	3,1 b	58,1 c	31,1 c	20,7 g	6,9 d
MSW-08	6,51 d	2,7 ab	78,1 f	41,8 g	29,9 i	5,2 c
S-01	5,92 c	2,5 a	60,4 c	36,9 e	7,7 a	2,9 a
F-ANOVA	344***	308***	394***	296***	7114***	1534***

Residuo	Polyph, (g/kg)	GI (%)	Cl ⁻ (g kg ⁻¹)	SO ₄ ²⁻ (mg kg ⁻¹)	NO ₃ ⁻ (mg kg ⁻¹)
MSW-01	6,6 b	39,6 e	3,6 c	1,535 ab	345 a
MSW-02	17,6 f	0 a	3,6 c	2,10 b	343 a
MSW-03	14,9 e	19,6 c	14,4 e	3,56 c	14819 e
MSW-04	15,4 e	0 a	2,6 bc	1,26 a	7127 d
MSW-05	14,9 e	0 a	7,6 d	4,30 d	6520 c
MSW-06	7,4 b	47,3 f	1,3 ab	0,89 a	1323 b
MSW-07	8,5 c	90,6 g	0,6 a	3,41 c	154 a
MSW-08	9,5 d	25,7 d	0,5 a	4,58 d	390 a
S-01	1,2 a	11,6 b	1,1 a	3,35 c	22 a
F-ANOVA	592***	1406***	173***	74***	1125***

EC: conductividad eléctrica; OM: materia orgánica; Corg: carbono orgánico total; Cw: carbono hidrosoluble; Polyph.: polifenoles hidrosolubles; GI: índice germinación.

***: Estadísticamente Significante $P < 0.001$. Valores medios en columnas seguidos de la misma letra no son significativamente diferentes $P < 0.05$ (Tukey-b test).

Las muestras con valores de pH más altos fueron la MSW-01 y MSW-06 provenientes de vertederos; mientras que la muestra MSW-02 por provenir de la sección de frutas presentó el pH más ácido. Las muestras constituidas por restos de vegetales MSW-03 y MSW-04 y de restos de poda MSW-07 y MSW-08 presentaron valores cercanos a la neutralidad. Es posible que en los residuos provenientes de vertedero se hayan presentado procesos de biodegradación, registrándose un incremento de formación de amonio y degradación de ácidos orgánicos. En algunos casos, la naturaleza ácida de algunos residuos harían necesario un co-compostaje o la adición de agentes estructurantes con capacidad tampón y/o pH neutro para mantener un rango de pH que permita el óptimo crecimiento microbiano (Díaz y col., 1993). El pH del lodo de la laguna de oxidación S-01, fue ligeramente ácido y su valor fue más bajo que aquellos reportados por Pascual y col., (1997) para lodos de diferentes plantas de tratamiento aeróbico en España. La CE varió en un rango de 2,5 y 7,7 mS cm⁻¹. Los residuos de vegetales presentaron los valores más altos y los restos de poda y el lodo los más bajos. Los otros residuos mostraron valores cercanos a los encontrados por Pascual y col., (1997), para RSU. La salinidad es un parámetro que no influye significativamente en el desarrollo del proceso de compostaje, pero constituye un aspecto importante para la calidad agronómica del compost. La salinidad se incrementa durante el compostaje debido a la mineralización de la materia orgánica.

Los residuos vegetales de la ciudad de Riobamba (MSW-03 y MSW-04) y de Colta (MSW-05) mostraron contenidos más altos de aniones solubles que el resto de residuos. Los contenidos más altos en Cl⁻ y NO₃⁻ fueron para los residuos vegetales de mercados de Riobamba (MSW-03), mientras que los contenidos más bajos corresponden al lodo (S-01) y a los restos de poda (MSW-07 y MSW-08). Los contenidos más altos de SO₄⁻² fueron observados para la muestra MSW-05 y los más bajos para las muestras MSW-04 y MSW-06. Los resultados mostraron altas concentraciones de aniones en muestras frescas y lábiles de residuos urbanos comparadas con muestras de restos de poda de acuerdo a Salati y col. (2013).

Los contenidos de MO fueron superiores al 50%, excepto para las muestras MSW-01 y MSW-06. Weber, (1982) y Rabbani y col., (1983) recomendaron un contenido promedio de materia orgánica de 50-60% para residuos compostables. MSW-02 y MSW-08 mostraron los valores más altos para la relación C/N (sobre 25) por lo que podrían compostarse sin necesidad de realizar mezclas. El valor más bajo para la relación C/N

presentó el lodo debido al alto contenido de N sumado al más bajo contenido de MO (Torrecillas y col., 2013).

El carbono orgánico hidrosoluble COH está constituido por diferentes fracciones de componentes orgánicos estables y lábiles con diferentes cantidades de azúcares, aminoácidos y péptidos (Bustamante y col., 2008b). Los contenidos más altos de COH se observaron en las muestras MSW-05. Las muestras MSW-01, MSW-02, MSW-03 y MSW-04 también presentaron valores altos. El lodo presentó el valor más bajo de COH con un 2,9 %. Los valores de COH, encontrados en los residuos estudiados indican una alta biodegradabilidad de los mismos.

Los polifenoles son una clase específica de antioxidantes fitoquímicos naturales, comprenden básicamente compuestos derivados de ácidos fenólicos, como benzoatos e hidroxycinamatos y flavonoides. Los polifenoles inducen la inhibición de la germinación (Morthup y col., 1998) e inmovilización de N en el suelo (Bustamante y col., 2007). Esto debería ser tenido en cuenta antes de la incorporación de residuos ricos en polifenoles en procesos de compostaje. En general, las muestras de residuos de mercado y poda mostraron niveles significativos de polifenoles hidrosolubles, por ello sería recomendable el co-compostaje.

En las muestras MSW-01-02-03-04-05-06, la concentración de nutrientes decreció en el siguiente orden: $K > Ca > Mg > P > N$ (tabla 3.1.4); en las muestras MSW-07-08 el orden fue $Ca > K > Mg > P \approx N$ y en el lodo $Ca > P > N > Mg > K$. Huerta-Pujol y col., (2011), encontraron en muestras de residuos urbanos en España que las concentraciones de nutrientes disminuían en el siguiente orden: $Ca > K > Na > P > Mg > Fe > Mn$. El lodo presentó la mayor cantidad de N, posiblemente porque contiene muchas proteínas; valores similares fueron encontrados en varios lodos provenientes de plantas de tratamiento aerobio en España (Pascual y col., 1997). Los residuos de vegetales y de vertedero también mostraron altos contenidos de N, más que los observados en restos de poda, debido principalmente a la presencia de legumbres y vegetales (Adhikari y col., 2008). Estos valores de N fueron más altos que los observados por Thitame, Pondhe y Meshram, (2010), en las fracciones orgánicas de RSU de la ciudad de Sangamner (India). La muestra de lodo (S-01) fue la que presentó los valores más altos de P, seguidos por las muestras de vertedero (MSW-06 y MSW-01), los residuos de frutas y restos de poda presentaron los valores más bajos. El elemento predominante en las muestras de RSU de Chimborazo

fue el K, excepto en las muestras de lodo y restos de poda donde predominó el calcio. En todas las muestras de RSU (excepto en la de lodo), los contenidos de micronutrientes decrecieron en el siguiente orden: Fe>Mn>Zn>Cu. Las muestras de vertedero MSW-01 y 06, mostraron los más altos contenidos de Fe y Mn, y los de Cu y Zn fueron sobrepasados sólo por el lodo. El uso de equipos para la clasificación mecánica de RSU en países en desarrollo incrementan las concentraciones de metales. Los contenidos de Cu en basura fueron similares a los encontrados por Huerta-Pujol y col. (2011).

Tabla 3.1.3. Macro y micronutrientes vegetales y sodio en los residuos municipales analizados en la provincia de Chimborazo.

Residuo	Nt %	P (g kg ⁻¹)	K (g kg ⁻¹)	Ca (g kg ⁻¹)	Mg (g kg ⁻¹)
MSW-01	1,82 c	4,70 d	22,2 cd	19,5 cd	5,75 c
MSW-02	1,73 c	2,11 ab	18,5 c	8,04 a	2,56 a
MSW-03	2,86 f	3,59 c	31,6 e	16,4 c	5,95 c
MSW-04	2,34 e	2,53 b	18,8 c	12,1 b	3,62 b
MSW-05	1,96 d	1,93 ab	18,1 c	16,9 c	3,09 ab
MSW-06	1,95 d	5,31 de	24,1 d	24,1 e	6,24 c
MSW-07	1,51 b	1,45 a	7,42 b	21,2 de	6,64 c
MSW-08	1,36 a	1,54 a	5,32 ab	42,6 f	3,48 ab
S-01	4,78 g	5,73 e	2,43 a	12,4 b	3,21 ab
F-ANOVA	1372***	87***	106***	138***	57 ***

Residuo	Na (mg kg ⁻¹)	Fe (mg kg ⁻¹)	Cu (mg kg ⁻¹)	Mn (mg kg ⁻¹)	Zn (mg kg ⁻¹)
MSW-01	1435 b	13842 f	34 d	169 e	115 c
MSW-02	491 a	1452 a	13 a	74 a	32 a
MSW-03	9549 d	5378 cd	23 bc	140 d	67 b
MSW-04	3198 c	4507 bc	16 ab	97 b	50 ab
MSW-05	1728 b	3165 ab	13 a	115 bc	39 ab
MSW-06	1457 b	12540 f	33 d	173 e	114 c
MSW-07	484 a	6584 d	27 c	102 b	53 ab
MSW-08	425 a	2705 a	17 ab	68 a	35 ab
S-01	1688 b	8966 e	189 e	127 cd	1024 d
F-ANOVA	557***	115***	1349***	63***	1954***

***: Estadísticamente Significante P < 0.001. Valores medios en columnas seguidos de la misma letra no son significativamente diferentes a P < 0.05 (Tukey-b test).

En relación a los elementos potencialmente tóxicos, los contenidos de Ni y Cr fueron altos en las muestras MSW-03 y MSW-07 (tabla 3.1.4). El lodo mostró contenidos de Pb, Cd, As, Se y Hg muy superiores al resto de residuos. Independientemente del lodo, los residuos de vertedero presentaron contenidos más altos de Cd, As y Se y más bajo de Ni,

Cr, Pb y Cd que los encontrados por Pascual y col., (1997), en muestras de RSU y lodos de tratamiento aeróbico de España. El lodo mostró una relativa abundancia de metales pesados (Cd, Cr, Ni, Pb, Cu, Hg y Zn) dentro del rango establecido por Amlinger, Pollack y Favoino, (2004), para lodos de países de la Unión Europea.

Tabla 3.1.4. Contenido en elementos potencialmente fitotóxicos en las muestras de residuos municipales seleccionados en la provincia de Chimborazo.

Residuo	Ni (mg kg ⁻¹)	Cr (mg kg ⁻¹)	Pb (mg kg ⁻¹)	Cd (µg kg ⁻¹)
MSW-01	135 c	127 d	15 c	286 d
MSW-02	154 cd	97 c	0.9 a	71 ab
MSW-03	269 e	280 g	2.2 a	188 c
MSW-04	174 d	181 e	5.1 b	153 abc
MSW-05	169 d	104 cd	1.1 a	79 ab
MSW-06	140 c	128 d	15 c	292 d
MSW-07	273 e	247 f	7.6 b	64 a
MSW-08	57 b	56 b	2.0 a	176 bc
S-01	20 a	17 a	39 d	3017 e
F-ANOVA	161***	209***	322***	1640***
Residuo	As (µg kg ⁻¹)	Se (µg kg ⁻¹)	Hg (mg kg ⁻¹)	
MSW-01	3606 d	601 c	< 0.05	
MSW-02	297 a	248 ab	< 0.05	
MSW-03	799 ab	233 ab	< 0.05	
MSW-04	895 b	256 ab	< 0.05	
MSW-05	380 a	156 a	< 0.05	
MSW-06	2856 c	673 c	< 0.05	
MSW-07	802 ab	305 b	0.430	
MSW-08	501 ab	251 ab	< 0.05	
S-01	13582 e	2703 d	0.57	
F-ANOVA	1471***	846***	--	

***: Estadísticamente Significante P < 0.001. Valores medios en columnas seguidos de la misma letra no son significativamente diferentes a P < 0.05 (Tukey-b test).

Todos los residuos analizados presentaron contenidos de metales pesados por debajo de los límites permitidos en biosólidos, pudiendo ser considerados un producto de “calidad excepcional”, de acuerdo a la guía de la EPA parte 503 Requisitos de biosólidos (US EPA, 1993). Los contenidos de Cr, Cd, Cu, Zn y Pb encontrados en los residuos provenientes de la provincia de Chimborazo mostraron concentraciones hasta 3 veces más bajas que los encontrados en muestras de Shangay por Espinosa Lloréns, y col. (2008) y de 1,5 a 5 veces más bajos que los encontrados por Zhao y col. (2007) en muestra de La Habana.

3.1.4. Conclusiones

Los residuos sólidos urbanos de Chimborazo-Ecuador como materia prima para la potencial producción de compost presentan una elevada viabilidad gracias a la significativa concentración de nutrientes y a la baja concentración de metales pesados. Casi todas las muestras presentaron una alta biodegradabilidad potencial correlacionada con el contenido de materia orgánica total y de carbono hidrosoluble, incluyendo la muestra de lodo de la planta de tratamiento.

Una mejora en la recolección separada de residuos de mercado y de poda de jardines municipales puede proporcionar flujos específicos limpios de residuos de materiales no degradables y con alta biodegradabilidad potencial. En este sentido se pueden considerar estrategias de compostaje sólo con los residuos de mercado, pero su co-compostaje con residuos de poda de jardines puede proporcionar mejores resultados en la provincia de Chimborazo.

3.1.5. Indicios de calidad asociados al experimento

De este experimento se ha generado la publicación "Urban Waste management and Potential Agricultural Use in South American Developing Countries: A Case Study of Chimborazo Region (Ecuador)" en la revista científica *SCI Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 46: 157-168 (2015), con DOI: 10.1080/00103624.2014.9885.

El título en castellano es "Manejo de Residuos Sólidos Urbanos y su Potencial Uso en Agricultura en países en Desarrollo en América del Sur: Un Caso de Estudio de Chimborazo (Ecuador)" cuyos autores son Janneth Jara-Samaniego, Raúl Moral, Dolores Pérez-Murcia, Concepción Paredes, Luis Gálvez-Sola, Irene Gavilanes-Terán, M. Ángeles Bustamante.

A continuación se adjunta una versión adaptada de dicha publicación:

URBAN WASTE MANAGEMENT AND POTENTIAL AGRICULTURAL USE IN SOUTH AMERICAN DEVELOPING COUNTRIES: A CASE STUDY OF CHIMBORAZO REGION (ECUADOR)

ABSTRACT

In South America, a high percentage of urban waste streams are not well managed implying associated health and environmental risks. In Ecuador, around 2.7 million tons of municipal solid wastes (MSW) are generated annually, with 80% located in urban areas. Correct management and hygienic and ecological issues from these increased quantities of waste is the responsibility of municipalities that must provide sewerage, wastewater treatment and solid waste management, according to the Constitution of the Republic (Art 264). With only 7 licensed landfill areas over 31 in total (66% mechanized and 34% manual sorted) a sustainable waste management model must be developed to reduce environmental hazards and also to obtain new bioproducts such as compost or fertilisers. Agricultural utilization of MSW compost is the most cost effective management option compared to traditional means such as landfilling or incineration, and this option also enables the recycling of potential plants nutrients. In this work, the problem we addressed was to obtain analytical information about representative MSW samples from different origins and locations within the Chimborazo region in order to establish its potential for composting. In the studied MSW samples, high quality nutrient contents and low concentrations of heavy metals were determined, including the potential for composting including use of sludge from aerobic wastewater treatment plants. According to our findings, improvement of separate collections of food market and municipal gardening wastes can provide two clean waste streams of degradable materials in controlled landfills compared to not separately collected MSW samples.

Key words: Municipal solid waste (MSW), organic waste recycling, composting, Ecuador

INTRODUCTION

On average, the amount of municipal solid wastes (MSW) generated in developed countries ranges between 522-759 kg per person per year, while in developing countries the generation is about 110-526 kg per person per year (Karak et al. 2012). So, the management of MSW (whether or not it is considered as a resource) constitutes one of the main indicators of economic unsustainability. In developing countries, MSW management faces serious problems such as irregular collection, informal scavenging activities, uncontrolled dumping, and uncontrolled burning (Akinci et al. 2012) in a scenario of increasing waste production. The generation of waste and especially its management imply increasing social, economic and environmental impacts. Municipal solid wastes are usually collected and treated by municipalities (Karak et al. 2012) and generally contain not only organic matter from domestic activities, but also discarded material like papers, plastic, glass, metal fine earth particles, ash, sewage sludge, dead animals, etc. (Thitame et al. 2010). Knowledge of waste composition is of particular importance for decision makers to determine proper municipal solid waste management options (Akinci et al. 2012). Solid waste composition is also influenced by economics. Recyclables (paper, plastics, glass, metals, etc.) in municipal wastes are present in high proportions in the developed economies, while the presence of degradable organic matter is higher in those countries with low GDP (gross domestic product) (Shekdar

2009; Akinci et al. 2012). The organic matter in solid waste in developing countries is much higher than that in the waste in developed countries (Bhide and Sundaresan 1983; Kumar et al. 2009), and organic matter can be converted into useful products to reduce the burden on existing landfills (Richard 1992; Kumar et al. 2009). Finding safe, sustainable and cost-effective alternatives to the disposal of MSW in landfills represents a major challenge for waste management, recycling and composting being an attractive option (Farrell and Jones 2009). Agricultural utilization of compost of MSW is the most cost effective management option over traditional means such as landfilling or incineration as it enables recycling of potential plants nutrients (Bundela et al. 2010). In addition, improved waste management leads to reductions of greenhouse gas emissions (especially methane) from uncontrolled landfills in developing countries (Friedrich and Trois 2011).

MSW production in Latin America and Caribe in 2005 was around 355 kg of waste per capita (Terraiza 2009), being lower in Ecuador (223 kg of waste per capita), according to the Pan American Health Organization (PAHO) and the World Health Organization (WHO) (PAHO WHO 2002). Only 15% of this waste was deposited in landfills, while 85% was illegally dumped into the environment with about 14% of total MSW recycled by official and unofficial procedures in 2009 (PNGIDS 2010). In the studied area, the province of Chimborazo (Ecuador), MSW generation is in direct proportion to the number of inhabitants and their economic activity. However, MSW management depends on location; urban areas an incipient waste management, but there are currently no collection or disposal services in rural areas. In these areas, a common practice is to burn trash (58%) or to open pit deposit waste in streams and other waterways (27%) according to PDOT-GAPDCH (2011). In order to enhance the management, recycling and reuse of MSW, the promotion and creation of associations, small and medium enterprises to produce organic fertilisers could be a promising driving force, in line with the Development Plan and Land of Chimborazo 2011. In this sense, composting may constitute a suitable treatment for the stabilization of the biodegradable fraction of MSW, especially in developing countries, with associated reductions of the flow of organic material to landfills and the obtaining at a relative low-cost compost, that can be used as organic fertiliser (Eriksen et al. 1999; Wolkowski 2003; Hargreaves et al. 2008) or as a substitute for peat in growing media (Perez-Murcia et al. 2006; Bustamante et al. 2008a).

Therefore, the aim of the present work was to evaluate the main agronomic and environmental characteristics of some of the main types of MSW fluxes generated in the Chimborazo region in Ecuador to evaluate their potential for recycling them by composting procedures.

MATERIAL AND METHODS

Sample collection

Waste characterisation was carried out in the province of Chimborazo, a province located in the central Ecuadorian Andes, which covers an area of 5637 km² divided into 10 cantons, with a population of 458,581 inhabitants (41% distributed in urban areas) and whose capital is Riobamba. Nine integrated MSW materials from different origins

and locations (figure 1) were sampled, including MSW collected from food markets, inputs to landfill and municipal gardening wastes.

Sample MSW-01 was taken from the authorized municipal landfill of the Chunchi canton and corresponds to the organic fraction mainly produced from the local market that is usually destined to the production of vermicompost. MSW-02 collected from the fruit market in the city of Riobamba with a predominant presence of citric fruits. Samples MSW-03, MSW-04 and MSW-05 corresponded to vegetable residues (lettuce, cabbage, corn, beans, peas, cauliflower, carrots, cilantro, celery, tomato) of markets of Riobamba and of the Colta canton (MSW-05), the latter sample usually used for livestock and small animal feed related to its indigenous area. MSW-06 was taken from a municipal landfill at the Guamote canton and corresponded to food market waste without any classification (organic vs inorganic fractions). MSW-07 and MSW-08 samples came from urban gardening activities, the first from *Lantana camara* (ornamental bush) and the second from mixed pruning wastes of *Acacia*, *Ficus* and *Populus* tree species, all of them from the city of Riobamba.

Sewage sludge (sample S-01) was taken in the facultative pond of the wastewater treatment plant from the Chunchi canton. The Chunchi canton has an area of 274.9 km² and a population of 12205 inhabitants, with a total of 5072 households in both urban and rural areas. The treatment plant has a low-cost design using biological-based treatment system (aeration pond, naturally aerated and facultative pond sequence), which significantly reduces operating costs and maintenance. The aerated pond has an area of 639 m², a treatment capacity of 2236 m³ and a retention period of 1.5 days and the facultative pond has an area of 4000 m², a treatment capacity of 8000 m³ and a period of retention of 5.4 days. The treated water obtained is reused for agricultural purposes.

Analytical methods and statistical analysis

Integrated sampling was developed for MSW and plastic, glass and metals were separated, weighed and rejected prior to characterisation. Sewage sludge was collected from aeration pond using 8 integrated subsamples. All samples were oven-dried (60°C), milled and sieved.

Electrical conductivity (EC) and pH of the waste samples were determined in the 1:10 (w/v) water-soluble extract; 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 in order 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) (Sánchez-Monedero et al. 1996). Water-soluble polyphenols were determined by the modified Folin-Ciocalteu method in 1:20 (w/v) water extract (Beltrán et al. 1999). NO₃⁻, Cl⁻ and SO₄²⁻ were determined by ion chromatography in a 1:20 (w/v) water extract. After HNO₃/HClO₄ digestion, the P content was measured colorimetrically (Kitson and Mellon 1944), while Na, macro and micronutrients and heavy metals were determined by inductively coupled plasma mass spectrophotometry (ICP-MS). The germination index (GI) was calculated using seeds of *Lepidium sativum* L. (Zucconi et al. 1981). All analyses were made in triplicate.

The mean values of each parameter were tested for statistically significant differences using one-way analysis of variance (ANOVA), considering the residue type. To compare the differences obtained, the Tukey-b test at $P < 0.05$ was used. Normality and homogeneity of the variances were checked using the Shapiro-Wilk and Levene tests, respectively, before ANOVA. All statistical tests were conducted using the SPSS 20.0 software package.

RESULTS AND DISCUSSION

The physico-chemical and chemical characteristics of the materials studied are presented in Table 1. pH values varied between acid and slightly alkaline, 4.9 and 9.2, for MSW-02 and MSW-01 samples. The samples with the highest pH values, MSW-01 and MSW-06, came from mixed landfill origin, while the most acidic sample (MSW-02) was from fruit wastes. The pH value of the sludge sample was slightly acid and lower than those reported by Pascual et al. (1997) for various sludge samples from different aerobic treatment plants in the Spanish Mediterranean area. The samples based on vegetable wastes (MSW-03 and MSW-04), and municipal gardening (MSW-07 and MSW-08) showed pH values close to neutrality. It is possible that MSW collected at landfills were already immersed in an incipient biodegradation process, which results in an increase of the ammonia formation and of the degradation of acid-type compounds, such as carboxylic groups. In some cases, the acidic nature of the studied MSW's makes necessary the use of a co-composting or a bulking agent with buffering capacity and/or neutral pH values (in the range of 6.5-7.5) to provide a better range of pH to match the optimal growth environment for bacteria (Diaz et al. 1993).

The electrical conductivity in this study ranged between 2.5 - 7.7 mS cm⁻¹, the highest values being observed for vegetable wastes and the lowest for sludge and municipal gardening wastes. Other samples showed values nearly to those found by Pascual et al. (1997) for MSW. Salinity is a parameter that does not influence significantly the development of the composting process, but it constitutes a very important aspect for the agronomic quality of the final compost, since salinity increases during the composting process due to organic matter mineralisation. Vegetable residues from the market of the city of Riobamba (MSW-03 and MSW-04) and those from the market of the Colta canton (MSW-05) showed higher content of soluble anions than the rest. The highest content in Cl⁻ and NO₃⁻ were for MSW-03, the vegetable residues from the market of Riobamba, while the lowest contents were for MSW-07 and MSW-08, from pruning activities of streets and gardens, and for sludge. Regarding SO₄²⁻ content, the highest value was observed for MSW-05 and the lowest contents were found in MSW-04 and MSW-06. The results showed higher anion concentrations in fresh and labile MSW samples compared to urban gardening ones, in accordance to Salati et al. (2013).

The organic matter (OM) contents were higher than 50% in all cases, except for MSW samples from landfill (MSW-01 and MSW-06). Most of the organic wastes came from separate collection (organic fraction of MSW), such as fruit wastes (MSW-02) and wastes from pruning of urban trees (MSW-08). Weber (1982) and Rabbani et al. (1983) recommend an average content of organic matter of 50-60% for compostable wastes. These latter two MSW samples showed the highest C/N ratio (greater than 25), optimal for self-composting. The lowest C/N ratio was for sewage sludge, associated with its high N content and in addition to the lowest OM content due to its stabilised and highly mineralised nature (Torrecillas et al. 2013).

Water-soluble carbon (C_w) is constituted by different fractions of stable and labile organic components with different turnover rates, such as sugars, amino acids and peptides (Bustamante et al. 2008b). The highest C_w contents were observed in MSW-05. MSW-01, MSW-02, MSW-03 and MSW-04 also showed higher contents than the rest of samples. Torrecillas et al. (2013) reported in a survey of biosolids an irregular distribution of values for water-soluble and humic acid-like C, showing the majority of the samples values below to the average value (0.91% and 2.1%, respectively). In this study, sewage sludge showed 2.9% of C_w, and MSW ranged around 11%, except for MSW-06, those values indicating highly biodegradable wastes.

Polyphenolic compounds, 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 (Guendez et al. 2005). High levels of water-soluble phenolic compounds in composts may have an adverse environmental impact mainly because polyphenol-induced inhibition of germination (Morthup et al. 1998) and nitrogen immobilisation in soil (Bustamante et al. 2007). This should be taken into account before a possible direct incorporation of rich-polyphenol residue into the composting heaps. The highest water-soluble polyphenol content was observed in MSW-02 from the fruit section of a market in the city of Riobamba, the lowest content was observed in sludge (S-01). In general, all the samples related to pruning and food-marketing showed significant levels of water-soluble polyphenols, which recommends a co-composting strategy to reduce this drawback. In order to predict the quality of the MSW sampled in the studied area, the study of the phytotoxicity was carried out by the method of the germination index proposed by Zucconi et al. (1981). Results showed the phytotoxic character of all the residues except for MSW-07, from urban tree pruning, associated with its biodegradability, potential ammonia production and the presence of water-soluble polyphenols, aspects that may constitute key limiting parameters to establish composting strategies.

Content in macro, micronutrients and sodium of the materials studied are presented in Table 2. In MSW-01-02-03-04-05-06 samples, nutrient concentration decrease in the following order: K>Ca>Mg>P>N, in MSW-07-08 samples, decreases in the following order: Ca>K>Mg>P≈N and in sludge decreases in the following order: Ca>P>N>Mg>K. Huerta-Pujol et al. (2011) found in Spanish MSW samples that nutrient concentrations decreases in the following order: Ca > K > Na > P > Mg > Fe > Mn without differences between separate collection or mechanically sorting but with significant variations in the concentration of some elements. Among all the MSW samples studied, the sludge sample had the highest content of N, possibly because they contain much protein-based matter, similar values were found in various sludge from aerobic treatment plants in Spain (Pascual et al., 1997). The vegetable and landfill wastes also showed higher N contents than those observed in the gardening wastes, mainly due to the presence of legumes and vegetables (Adhikari et al. 2008). Nitrogen values analysed were higher than those observed by Thitame et al. (2010) in the organic fraction from MSW of Sangamner City (India). Regarding the content in P, the sludge sample was the waste with the highest content, followed by the wastes from landfill (MSW-06 and MSW-01), the wastes from urban gardening and especially the fruit-vegetable-derived samples, which showed the lowest values. Thitame et al. (2010) reported lower P values in similar samples in India and Huerta-Pujol et al. (2011) obtained a range from 0.04 to 0.45% in a survey of 34

MSW treatment plants in Spain. Potassium is the predominant element in the Chimborazo MSW samples, except for the urban gardening and sewage sludge samples, where calcium predominated. However, P contents were higher than those reported for the samples from India (Thitame et al. 2010), which were samples related to vegetable-fruit derived wastes that showed P values 2 to 3 times lower than those found in the Spanish MSW samples (Huerta-Pujol et al. 2011). In all the MSW samples (except for sewage sludge), micronutrient content decreased in the following order: Fe>Mn>Zn>Cu. The samples with an industrial origin (from landfill, MSW 1 and 6) showed the highest contents of Fe and Mn; and for Cu and Zn were surpassed only by the sewage sludge. The use of mechanically sorted devices to separate MSW fractions in developed countries usually increases the concentrations of the same metals, e.g. Mg, Fe, Zn. Cu contents in the wastes were similar to those found by Huerta-Pujol et al. (2011).

Regarding the potentially toxic element contents (Table 3), Ni and Cr contents were higher in MSW-03 and MSW-07. The sludge showed contents much higher than the rest of the wastes in Pb, Cd, As, Se and Hg. Independent of the sludge, the waste from landfill showed higher content in Cd, As and Se. Ni, Cr, Pb and Cd content were generally lower than those found by Pascual et al. (1997) in several MSW and sewage sludge samples from different aerobic treatment plants from the Spanish Mediterranean area. The sludge showed results of relative abundance of heavy metals (Cd, Cr, Ni, Pb, Cu, Hg and Zn) within the range established by Amlinger et al. (2004) for sludge coming from EU countries. All the wastes analysed showed heavy metal contents lower than the limit allowed in biosolids to be considered an "exceptional Quality" product, according to the guide of the EPA Part 503 Biosolids Rule (US EPA, 1993). Espinosa et al. (2008) reported in a comparison between samples from Shanghai (China) (Zhao et al. 2007) and from La Havana (Cuba), that the range of heavy metal contents in the landfill samples revealed that the Cd content in the landfill samples from La Havana was lower, but Zn, Pb, Hg and Cr contents were similar to those found in the landfill samples from Shanghai, regardless of the age of the waste. Regarding the contents of Cr, Cd, Cu, Zn and Pb, the Chimborazo MSW samples showed concentrations 3 to 0 times lower than those reported in the samples from Shanghai and 1.5 to 5 times lower than those from La Havana.

CONCLUSIONS

In the study area (Chimborazo, Ecuador), the quality of the MSW samples has been determined in terms of nutrients and low concentrations of heavy metals. High biodegradability can be assumed in almost all the MSW samples including sludge from aerobic wastewater treatment plant. Separate collection of green wastes can provide shorter composting processes due to the high biodegradability of these wastes. The improvement of separate collection in food markets and municipal gardening can provide two clean waste streams of degradable materials in controlled landfills compared to not separately collected and/or not mechanically classified MSW samples from centralized collection. Self-composting strategies with fruit-vegetable MSW wastes can be done, but co-composting with urban gardening wastes can provide a better performance in the Chimborazo area.

ACKNOWLEDGEMENT

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 municipal solid waste in the province of Chimborazo-Ecuador. The authors also wish to thank the Riobamba Municipality, Polytechnic School of Chimborazo (Ecuador) and the Miguel Hernandez University (Spain) for their invaluable technical and scientific contribution.

REFERENCES

- Akinci, G., Guven, E.D. and G. Gok. 2012. Evaluation of waste management options and resource conservation potentials according to the waste characteristics and household income: A case study in Aegean Region, Turkey. *Resources conservation and recycling* 58: 114-124.
- Amlinger F., Pollack, M. and E. Favoino. 2004. Heavy metals and organic compounds from wastes used as organic fertilizers (final report). ENVA2/ETU/2001/0024. http://ec.europa.eu/environment/waste/compost/pdf/hm_finalreport.pdf.
- Beltrán, F.J., García-Araya, J.F. and P.M. Álvarez 1999. Wine distillery wastewater degradation. 1. Oxidative treatment using ozone and its effect on the wastewater biodegradability. *J. Agric. Food Chem.* 47: 3911-3918.
- Bhide A.D. and B.B. Sundaresan. 1983. *Solid Waste Management in Developing Countries*. India: Indian National Scientific Documentation Centre, New Dehli, 222.
- Bundela, P. S., Gautam, S. P., Pandey, A. K., Awasthi, M. K. and S. Sarsaiya. 2010. Municipal solid waste management in Indian cities—A review. *International Journal of Environmental Sciences*,1(4): 591-606.
- Bustamante, M.A., Paredes, C., Marhuenda-Egea, F.C., Pérez-Espinosa, A., Bernal, M.P. and R. Moral 2008b. 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., Moral, R., Agulló, E., Pérez-Murcia, M.D. and M. Abad. 2008a. Composts from distillery wastes as peat substitutes for transplant production. *Resources, Conservation and Recycling* 52: 792-799.
- Bustamante, M.A., Perez-Murcia, M.D., Paredes, C., Moral, R., Perez-Espinosa, A. and J. Moreno-Caselles. 2007. Short-term carbon and nitrogen mineralisation in soil amended with winery and distillery organic wastes. *Bioresource Technology* 98: 3269-3277.
- Díaz, L.F., Savage, G.M., Eggerth, L.L. and C.G. Golueke. 1993. *Composting and Recycling Municipal Solid Waste*. Lewis Publishers, Printed in the United States of America.
- Eriksen G., Coale F. and G. Bollero. 1999. Soil nitrogen dynamics and maize production in municipal solid waste amended soil. *Agron. J.* 91: 1009-1016.
- Espinosa Llorens, M. C., Lopez Torres, M., Alvarez, H., Pellón Arrechea, A., García, J.A., Díaz Aguirre S. and A. Fernández. 2008. Characterization of municipal solid waste from the main landfills of Havana city. *Waste Management* 28: 2013-202.
- Farrell, M., and D.L. Jones. 2009. Critical evaluation of municipal solid waste composting and potential compost markets. *Bioresour Technology* 100(19):4301-4310.
- Franco, C., Linères, M., Derenne, S., Le Villio-Poitrenaud M. and S. Houot. 2008. Influence of green waste, biowaste and paper-cardboard initial ratios on organic matter transformations during composting. *Bioresource Technology* 99: 8926-8934.
- Friedrich, E. and C. Trois. 2011. Quantification of greenhouse gas emissions from waste management processes for municipalities – a comparative review focusing on Africa. *Waste Management* 31:1585-96.
- Guendez, R., Kallithraka, S., Makris D.P. and P. Kefalas. 2005. Determination of low molecular weight polyphenolic constituents in grape (*Vitis vinifera* sp.) seed extracts: correlation with antiradical activity. *Food Chem.* 89: 1-9.
- Hargreaves, J. C., Adl M. S. and P. R. Warman. 2008. A review of the use of composted municipal solid waste in agriculture. *Agriculture Ecosystems & Environment* 123 (1-3): 1-14.

- Huerta-Pujol, O., Gallart, M., Soliva, M., Martínez-Farré, F. and M. López. 2011. Effect of collection system on mineral content of biowaste. *Resources, Conservation and Recycling* 55:1095-1099.
- Karak, T., Bhagat, R. M. and P. Bhattacharyya. 2012. Municipal Solid Waste Generation, Composition, and Management: The World Scenario. Critical Reviews in *Environmental Science and Technology* 42(15): 1509-1630.
- Kitson, R.E. and M.G.Mellon. 1944. Colorimetric determination of P as molybdovanado phosphoric acid. *Eng Chem Anal Ed.* 16:379-83.
- Kumar, S., Bhattacharyya, J.K., Vaidya, A.N., Chakrabarti, T., Devotta, S. and A.B. Akolkar. 2009. Assessment of the status of municipal solid waste management in metro cities, state capitals, class I cities, and class II towns in India: An insight. *Waste Management* 29: 883-895.
- Morthup, R.R., Dahlgren R.A. and J.G McColl. 1998. Polyphenols as regulators of plant-litter-soil interactions in northern California's pygmy forest: a positive feedback? *Biogeochemistry* 42: 189-220.
- Navarro A.F., Cegarra, J., Roig, A. and D. García. 1993. Relationships between organic matter and carbon contents of organic wastes. *Bioresource Technology* 44: 203-207.
- Navarro A.F., Cegarra, J., Roig, A. and M.P. Bernal. 1991. An automatic microanalysis method for the determination of organic carbon in wastes. *Communications Soil Science and Plant Analysis* 22:2137-2144.
- PAHO WHO. 2002. Pan American Health Organization. World Organization of Health. Sectoral analysis of solid waste. Ecuador. <http://www.bvsde.ops-oms.org/bvsars/e/fulltext/analisis/ecuador.pdf> Accessed 27 February 2013
- Pascual, J.A., Ayuso, M., García, C. and T. Hernández. 1997. Characterization of urban wastes according to fertility and phytotoxicity parameters. *Waste Management and Research* 15: 103-112.
- PDOT-GAPDCH. 2011. Plan of development and territorial ordering of Chimborazo. Decentralized Autonomous Government of the Province of Chimborazo. Bank programs and projects. http://www.chimborazo.gob.ec/chimborazo/images/stories/doc_2012/2%20%20Banco_pogramas_proyectos.pdf. Accessed 27 February 2013
- Perez-Murcia M.D., Moreno-Caselles, J., Moral, R., Perez-Espinosa, A., Paredes, C. and B. Rufete. 2006. Use of composted sewage sludge as horticultural growth media: effects on germination and trace element extraction. *Communications Soil Science and Plant Analysis* 36:571-82.
- PNGIDS, 2010. National Programme for integrated waste management. Ministry of Environment. Government of Ecuador. <http://www.accionecologica.org/images/stories/desechos/casos/ecuador.pdf>. Accessed 25 February 2013
- Rabbani, K. R., Jindal, R. and H. Kubota, 1983. Composting of Domestic Refuse. *Environmental Sanitation Reviews*, No. 10/11.
- Richard, T.L. 1992. Municipal solid waste composting: physical and biological processing. *Biomass and Bioenergy*, 3: 163-180.
- Salati, S., Scaglia B., Di Gregorio, A., Carrera, A. and F. Adani. 2013. The use of the dynamic respiration index to predict the potential MSW-leachate impacts after short term mechanical biological treatment. *Bioresource Technology*, 128: 351-358
- Sanchez-Monedero, M. A., Roig, A., Mar Pardo, C., Cegarra, J. 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: 291-295.
- Shekdar, AV. 2009. Sustainable solid waste management: an integrated approach for Asian countries. *Waste Management* 29: 1438-48.
- Terraza, H. 2009. Solid Waste Management. Guidelines for Integral, sustainable and inclusive service. Department of Infrastructure and Environment. Technical Note. No. IDB-TN-101. Inter-American Bank Desarrollo.

- Thitame, S.N., Pondhe G.M. and D.C. Meshram. 2010. Characterisation and composition of municipal solid waste (MSW) generated in Sangamner city, District Ahmednagar, Maharashtra, India. *Environmental Monitoring and Assessment*, 170: (1-4), 1-5.
- Torrecillas, C., Martínez-Sabater, E., Gálvez-Sola, L. Agulló, E., Pérez- Espinosa, A., Morales, J., Mayoral A. M. and R. Moral. 2013. Study of the organic fraction in biosolids. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 44:1-4, 492-501
- Weber, H. 1982. Experiences in building of compost plants in developing countries. In: *Recycling in developing Countries* (K.J. Thome-Kozmiensky, Ed.) E. Freitag-Verlag fur Umwelttechnik, Berlín, pp. 163-168.
- Wolkowski, R. 2003. Nitrogen management considerations for landspreading municipal solid waste compost. *J. Environ. Qual.* 32: 1844–1850
- Zhao, Y., Song, L., Huang, R., Song, L. and X. Li. 2007. Recycling of aged refuse from a closed landfill. *Waste Management & Research* 25 (2), 130–138.
- Zucconi, F., Pera, A., Forte, M. and M. de Bertoldi. 1981. Evaluating toxicity of immature compost. *BioCycle*, 22: 54-57.



3.2. Experimento 2: Procesos de co-compostaje de residuos orgánicos de origen urbano y afines procedentes de recogida selectiva

3.2.1. Objetivos

El **objetivo** de este estudio fue evaluar y desarrollar diferentes estrategias de co-compostaje basadas en el uso de residuos de alimentos de mercado (mayoritariamente vegetales) y de poda proveniente actividades de jardinería urbana, incluyendo árboles y palma ornamental como agente estructurante, para la obtención de compost de alta calidad bajo las condiciones de la región en estudio (Chimborazo, Ecuador), incluyendo una valoración económica de los contenidos de NPK presentes en estos fertilizantes orgánicos.

3.2.2. Material y métodos

El **diseño del experimento** se basó en la elaboración de tres pilas de compostaje usando residuos frescos de alimentos de mercado y poda de actividades de jardinería urbana, árboles y palma ornamental (tabla 3.2.1). Los residuos de mercado (MW) fueron recogidos en el mercado San Pedro de Riobamba (Ecuador) y están constituidos por vegetales: cebolla, alcachofa, brócoli, espinaca, col, lechuga, ajo, zanahoria, remolacha, coliflor, apio, rábano, haba, pimiento, maíz, guisante, papa y frutas tales como manzana, fresa, mora, naranja, banana, tomate, piña, mango, pera, melón, limón, aguacate, uva, papaya, kiwi, ciruela, higo, lima. Los impropios como plástico, vidrio y papel fueron separados manualmente. Los residuos de poda, poda de árboles (TP) y poda de palma (PP) fueron recolectados separadamente para ser usados como agentes estructurantes. TP contiene hojas y ramas jóvenes de árboles y arbustos ornamentales secos (*Acacia* L., *Ficus* L. y *Populus* L.) de avenidas y parques de la ciudad de Chimborazo. PP proviene de palma ornamental (*Phoenix canariensis*). Todos los residuos se trituraron hasta obtener un tamaño de partícula homogéneo entre 1 y 4 cm. La materia inicial se sometió a análisis físico-químicos (pH y CE) y químicos (MO, Nt, relación C/N, P, Polifenoles hidrosolubles, K, Ca, Mg, Fe, Mn, Cu Zn).

Tabla 3.2.1. Características físico-químicas y químicas de los residuos iniciales.

Parámetro	Residuo de Mercado MW	Poda arboles, PT	Poda palma, PP	F-Anova
Materia orgánica (%)	84.51b	94.30c	65.91a	***
pH	7.85a	6.29a	5.56a	ns
Conduct. eléctrica(mS cm ⁻¹)	6.13b	2.62a	3.94ab	***
Corg (%)	45.93b	51.25c	35.82a	***
Nt (%)	1.81b	2.14c	0.86a	***
Ratio Corg/Nt	25.4a	23.9a	41.6b	***
Indice R1	0.39c	0.20a	0.28b	***
P (%)	0.31a	0.15a	0.15a	**
Polifenoles hidrosolubles (mg kg ⁻¹)	1710a	7794b	1749a	***
K (%)	2.21b	0.52a	0.74a	***
Ca (%)	1.16a	1.67b	1.62b	**
Mg (%)	0.25a	0.42b	0.39b	**
Fe (ppm)	1063b	289b	4401c	***
Mn (ppm)	52.5b	26.8a	66.2b	**
Cu (ppm)	9.5a	6.4a	28.1b	***
Zn (ppm)	29b	14a	53c	***

Corg: carbono orgánico. Significante P < 0.001. Valores medios en filas seguidos de la misma letra no son significativamente diferentes a P < 0.05 (Tukey-b test).

Las mezclas para el compostaje fueron elaboradas con las siguientes proporciones, sobre materia fresca (materia seca entre paréntesis):

Pila 1 (P1): 50% MW + 33% TP + 17% PP (16:57:27), C/N 26,5

Pila 2 (P2): 60% MW + 30% TP + 10% PP (22:59:19), C/N 25,8

Pila 3 (P3): 75% MW + 25% PP (33:67), C/N 32,9

El proceso de **compostaje** se realizó en el Parque Temático Ambiental Ricpamba (Riobamba-Ecuador). Todas las pilas (aproximadamente 1000 Kg) tuvieron las siguientes dimensiones: 1,8 x 1 x 1,5 (largo x ancho x altura). La temperatura y humedad se midieron y controlaron con volteos periódicos y adición de agua, respectivamente. Las pilas fueron volteadas durante el compostaje cuando descendió la temperatura (8 volteos para P1 y P2 y 4 volteos para P3) y los contenidos de humedad se mantuvieron en el rango de 40-60%.

En los materiales iniciales y en las muestras de compost se analizó el pH y conductividad eléctrica (EC) en extracto acuoso 1:10 (p/v). El contenido de humedad se determinó en estufa de aire forzado a 105°C por 24 h. La materia orgánica (MO) fue determinada por

calcinación a 430°C durante 24h, el carbono orgánico (Corg) fue calculado de acuerdo a la ecuación $C = OM/1,84$ y nitrógeno total (Nt) fue determinado por el método de Dumas. Tras la digestión nítrica-perclórica de las muestras, se analizó el P por colorimetría con el complejo fosfovanadato molibdato amónico y el K se por fotometría de flama. El Índice de Germinación (IG) se calculó usando semillas de rábano (*Raphanus sativus* L.). La capacidad de intercambio Catiónica (CIC) se determinó con BaCl₂-trietanolamina.

Las pérdidas de materia orgánica se calcularon usando los contenidos de ceniza inicial (X1) y final (X2) con la siguiente ecuación:

$$\text{Pérdidas MO (\%)} = 100 - 100 \frac{[X_1 (100 - X_2)]}{[X_2 (100 - X_1)]}$$

Para el análisis térmico, las muestras fueron secadas, molidas y tamizadas en una malla de 0,125 mm. Los análisis térmicos se realizaron con un instrumento TGA/SDTA851e/LF/1600 (Mettler Toledo, Barcelona, España) y Pfeiffer Vacuum (Thermostar GSD301T) espectrómetro de masas y de combustión gases simultáneamente. Todas las muestras fueron quemadas utilizando como condiciones una corriente de oxígeno/He (20/80 %), un flujo de gas de 100ml/min con un rango de temperatura de 25 a 1000°C, una velocidad de calentamiento de 10°C/min, un peso de la muestra de cerca de 5 mg, bandeja de Al₂O₃ y calibración autocontrolada. El índice R1 fue calculado considerando la pérdida promedio de masa debido a la pérdida de materia aromática (de 420 a 550°C) y de moléculas de carbohidratos (de 200 a 420°C), durante el proceso de combustión.

El **valor económico de los nutrientes** incluidos en los compost elaborados se calculó considerando el precio del fosfato de diamonio (DAP), cloruro de potasio (muriato de potasio) y urea provistos por el Banco Mundial. En base a estos materiales se determinó el valor de 100 Kg de cada componente (N, P₂O₅ and K₂O). Entonces se asignó el valor económico de los nutrientes presentes en los compost, considerando un contenido de 25% de materia fresca.

El **análisis estadístico** se basó en el análisis unidireccional ANOVA. Los datos se reportaron como las medias de tres repeticiones. Para comparar las diferencias obtenidas, se utilizó la prueba de Tukey-b ($P < 0,5$). La normalidad y la homogeneidad de

las varianzas se comprobaron mediante los test Shapiro-Wilk y de Levene, respectivamente, antes del ANOVA. Se utilizó el paquete estadístico SPSS 20.0.

Las pérdidas de OM durante el compostaje se ajustaron a una función cinética de primer orden mediante el algoritmo de Marquardt-Levenberg para minimizar la suma de las diferencias al cuadrado, usando el programa Sigmaplot 11.0.

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

Donde A es la degradación máxima (%), K es la constante de velocidad (d^{-1}) y t el tiempo de compostaje en días (d).

3.2.3. Resultados y discusión

En los **resultados** se puede destacar el rápido incremento de la temperatura en todas las pilas durante los primeros días de compostaje debido a la proliferación microbiana, alcanzando las temperaturas más altas en la primera semana (60,3°C, 62°C and 57,1°C, respectivamente para P1, P2 y P3). La duración de la fase bio-oxidativa fue de 189, 182 y 105 días para P1, P2 y P3 (figura 3.2.1).

Con el fin de comparar el aumento de los valores de temperatura en las tres pilas se usó el Índice exotérmico (EXI), que fue calculado mediante la suma de los incrementos diarios de temperatura de la pila respecto a la temperatura ambiente, durante el periodo de fase biooxidativa y se expresó en °C acumulados. La secuencia para los valores de EXI y la relación EXI/período bio-oxidativo (días) fue P1 (4995; 26,4) > P2 (4670; 25,7) > P3 (2457; 23,4). Los perfiles térmicos de las pilas parecen ser afectados negativamente por la proporción de residuos de mercado (RM) en la mezcla de compostaje, EXI = -155,65 MW (% peso seco) + 7724,5 (n= 3, R² = 0,9445). Esto puede ser atribuido a los altos contenidos de compuestos orgánicos de fácil degradación suministrados por los residuos de poda de árboles o palma comparados con los residuos de mercado. En las pilas P1 y P2, la temperatura excedió los 55°C por más de dos semanas, lo que aseguró la máxima reducción de patógenos de acuerdo a las guía europeas sobre higienización de compost. La P3 no alcanzó estos requerimientos. Sin embargo, el número de días en condiciones termófilas, 63, 70 y 28 respectivamente aseguró la correcta evolución y estabilización de la materia orgánica.

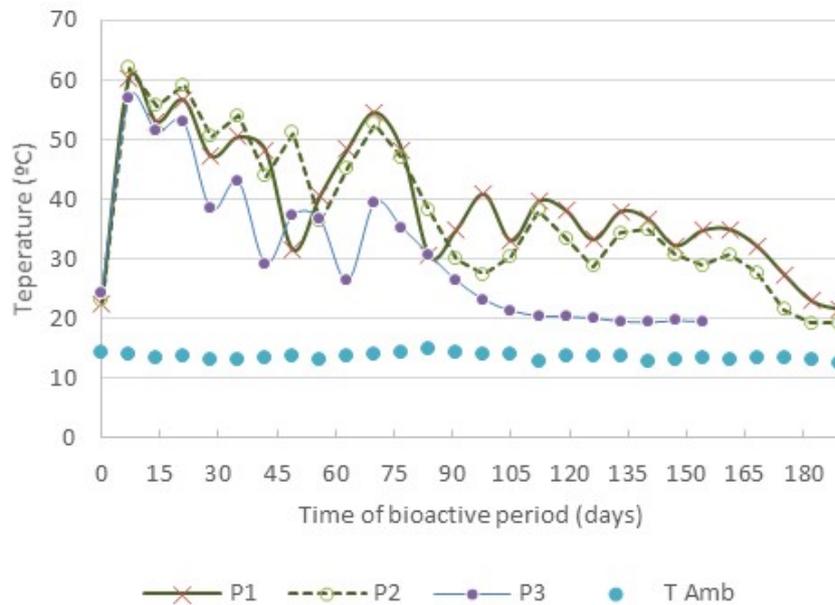


Figura 3.2.1. Perfil térmico de las pilas de compostaje.

La concentración inicial de MO en las pilas fue P1 85%; P2 84,9% y P3 95,7% y al final del proceso se situó en 53,8%, 49,6% y 59,8% para P1, P2 y P3, respectivamente. Las pérdidas de MO se encontraron principalmente en el primer mes de compostaje que corresponde a la máxima actividad microbiana, reflejada en los altos valores de temperatura. Durante la fase de maduración, las concentraciones de MO prácticamente no cambiaron, siendo un indicativo de la estabilidad de los materiales después de la fase bio-oxidativa.

El perfil de degradación de MO durante el compostaje siguió una cinética de primer orden en todas las pilas (figura 3.2.2). Los datos experimentales de la curva ajustada dieron los siguientes valores (la desviación estándar se muestra entre paréntesis)

Pila 1: $A = 76,5 (1,6)$, $k = 0,0678 (0,0082)$, $RMS = 0,9733$, $F = 328,53^{***}$, $SEE = 3,99$

Pila 2: $A = 79,4 (1,4)$, $k = 0,0716 (0,0073)$, $RMS = 0,98134$, $F = 473,62^{***}$, $SEE = 343$

Pila 3: $A = 91,5 (1,1)$, $k = 0,1613 (0,0177)$, $RMS = 0,9968$, $F = 1541,16^{**}$, $SEE = 2,09$

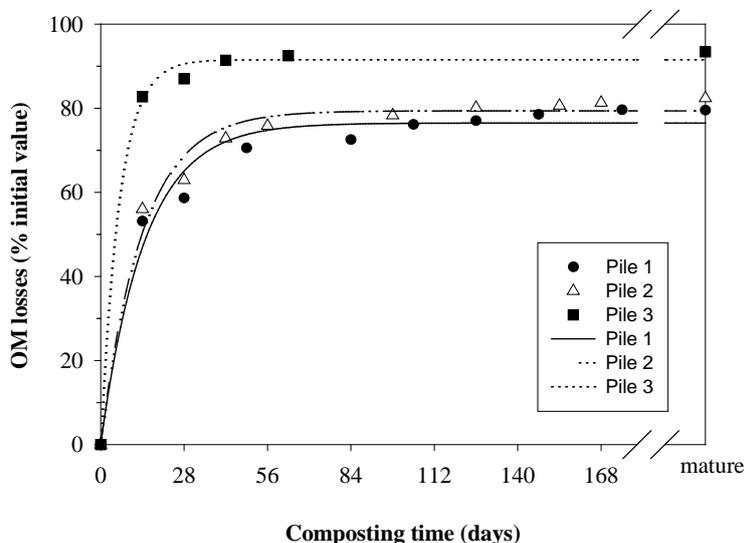


Figura 3.2.2. Pérdidas de materia orgánica durante el compostaje (las líneas representan la curva ajustada al modelo usado).

Los valores más altos de A fueron para la Pila 3, relacionada con la alta proporción de residuos de mercado y poda de palma. Las pilas P1 y P2 mostraron un comportamiento similar. Sin embargo, la constante K fue significativamente más alta que los valores encontrados en otros experimentos de compostaje de residuos vegetales, indicando la alta biodegradabilidad de estos residuos. Esto podría ser un buen indicador para la preselección de escenarios de co-compostaje para plantas de compostaje enfocadas a una reducción más eficiente de MO.

Para evaluar los cambios químicos en la MO durante el proceso de compostaje, se realizaron análisis termogravimétricos en los materiales iniciales y en las muestras de compost final (figura 3.2.3). Los valores de termolabilidad (expresada por medio del índice R1) observados en los materiales iniciales muestran resultados consistentes, ya que ésta decrece en la secuencia MW>PP>TP. Probablemente MW proveniente de mercados de Ecuador contiene lípidos, ceras y otros compuestos recalcitrantes asociados a la composición de los restos de alimentos. El índice R1 se incrementó durante el proceso de compostaje en todas las pilas, siendo especialmente significativo en las pilas que incluyeron poda de árboles. La presencia de poda de palma en las pilas parece inducir cambios más bajos en este parámetro durante el proceso.

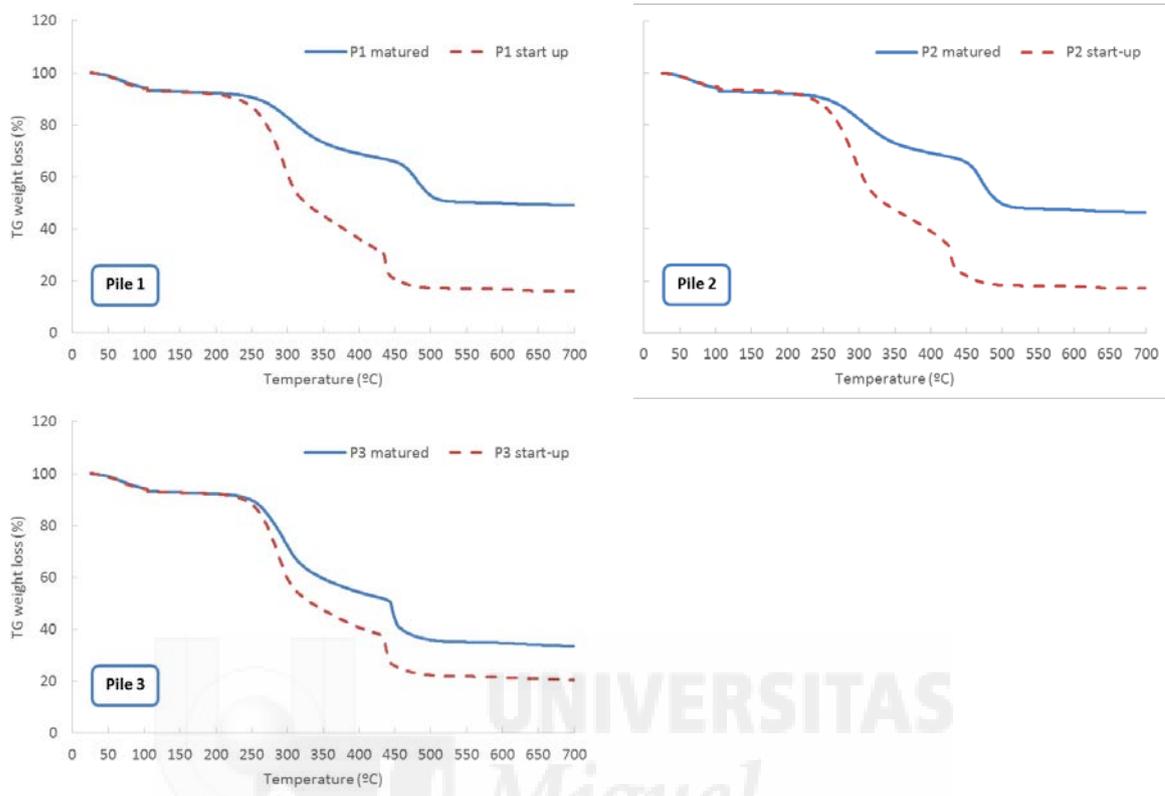


Figura 3.2.3. Pérdida de peso (%) mediante termogravimetría dependiendo del muestreo (muestra compost Maduro: línea continua; muestra pila inicial: línea discontinua).

En referencia a la evolución de los parámetros de calidad del compost durante el proceso, los valores de pH aumentaron en todas las mezclas durante el compostaje (tabla 3.2.2). Sólo P3 mostró un valor cercano a la neutralidad. El incremento significativo del pH es comúnmente encontrado en el compostaje de residuos vegetales, debido, principalmente a la descomposición de compuestos de tipo ácido (grupos carboxílicos y fenólicos) y a la mineralización de proteínas, péptidos y aminoácidos a amonio.

En relación a la salinidad, la CE decreció en todas las pilas, mostrando valores más bajos al final del proceso. La CE usualmente tiende a incrementar durante el compostaje en sistemas cerrados, debido a procesos de degradación de la MO, los cuales generan la producción de compuestos inorgánicos y el relativo incremento de concentración de iones, debido a pérdidas de masa de la pila. Sin embargo, en este estudio, el compostaje se realizó en un sistema abierto, lo cual favorece el lixiviado de sales, especialmente por la lluvia. Otros estudios de compostaje, realizados en condiciones similares, han

reportado disminución de la salinidad debido al lixiviado de sales como consecuencia de la lluvia. La salinidad es una de las principales restricciones para el uso de compost en agricultura, especialmente como sustrato en la producción de cultivos sin suelo, ya que constituye un limitante para la germinación y el crecimiento de semillas. Las pilas P1, P2 y P3 mostraron una reducción de la CE de 42, 22 y 54% comparado con los valores iniciales.

Tabla 3.2.2. Parámetros para la evaluación de la calidad del compost y su evolución entre pila inicial y compost maduro

Parámetro	Muestreo	P1	P2	P3	F-Anova
pH	Inicial	6.35a	6.50b	6.80c	***
	madurez	8.82b	8.85b	7.43a	***
	F-anova	***	***	***	
EC (mScm ⁻¹)	Inicial	2.55b	2.29a	4.40c	***
	madurez	1.42a	1.79b	2.02c	**
	F-anova	***	ns	***	
Polifenoles hidrosolubles (mg kg ⁻¹)	Inicial	3757a	3653a	1508b	***
	madurez	616a	616a	866b	**
	F-anova	***	***	***	
Índice germinación, %	Inicial	nd	nd	nd	--
	madurez	81.1a	85.3b	95.8c	***
	F-anova	--	--	--	
CIC	Inicial	59a	53a	57a	ns
	madurez	149b	155b	137a	**
	F-anova	***	***	***	
Corg/Nt	Inicial	25.4a	23.9a	41.7b	***
	madurez	16.2b	11.9a	17.5c	***
	F-anova	***	***	***	
Índice R1	Inicial	0.25a	0.26a	0.32b	*
	madurez	0.73b	0.85c	0.44a	***
	F-anova	***	***	*	

OM: materia orgánica; Corg: carbono orgánico; EC: conductividad eléctrica.

*** Significante P < 0.001. Valores medios en filas seguidos de la misma letra no son significativamente diferentes a P < 0.05 (Tukey-b test).

La concentración de fenoles hidrosolubles decreció fuertemente durante el proceso de compostaje, alcanzando valores inferiores a 1000 mg/kg. La presencia de estos compuestos en altas cantidades, pueden producir un impacto ambiental adverso principalmente debido a efectos fitotóxicos, inhibición de germinación de plantas y efectos de inmovilización de nitrógeno en el suelo. Respecto al IG, todos los compost mostraron valores superiores al 90%, lo cual indica ausencia de fitotoxicidad.

La CIC es otro parámetro fuertemente asociado a procesos de humificación por lo que es frecuentemente usado como un indicador durante el compostaje. Este parámetro muestra la evolución de la humificación debido a la formación de grupos funcionales carboxílicos y/o hidroxifenólicos. En todos los compost los valores de CIC se incrementaron a lo largo del proceso, mostrando al final de la etapa de maduración valores más altos que los establecidos por Iglesias-Jiménez y Pérez-García (CIC > 67 meq/100 g). Esto indica un grado adecuado de madurez de los compost obtenidos. La relación Corg/Nt es también considerado como un indicador de madurez del compost y del buen desarrollo del proceso de compostaje. Al inicio del proceso, todas las pilas mostraron valores cercanos a 25, excepto la P3. Este parámetro decreció considerablemente en todas las mezclas, alcanzando en los compost finales, valores inferiores a 20, lo que es sugerido por distintos autores como un indicativo de madurez del compost. Debido a la heterogeneidad de los materiales usados para el compostaje, los cuales pueden favorecer valores que cumplen con los criterios de la relación C/N incluso al inicio del proceso, se determinó el valor T (Valor T=relación final C/N / relación inicial C/N) muy frecuentemente usado para evaluar la estabilización de la MO en compostaje. Valores T < 0,70 son indicativos de compost maduros. En este experimento, los valores T fueron 0,64>0,50>0,42 para P1, P2 y P3 respectivamente, lo que corrobora la adecuada madurez de los compost obtenidos.

Para establecer la calidad de los compost elaborados se compararon los valores de sus principales características químicas, incluido contenido en nutrientes, con valores estándar establecidos en diferentes directrices internacionales, considerando también criterios ecológicos para mejorar el suelo (tabla 3.2.3). También se estableció el valor económico, de acuerdo al contenido de nutrientes. En lo referente a contenidos de MO, prácticamente todos los compost cumplen con los requisitos establecidos en las diferentes directrices. Sin embargo, en todos los casos, los contenidos de P fueron más

bajos comparados con valores considerados por las directrices establecidas en USA. El bajo contenidos de P es característico de compost elaborados con residuos verdes, los valores obtenidos han sido similares a los encontrados en compost de residuos vegetales y abonos.

Tabla 3.2.3. Composición nutriente, y propiedades químicas y físico-químicas de los compost (sobre materia seca).

Parámetro	Compost P1	Compost P2	Compost P3	US guidelines	European Guidelines	Ecological criteria soil improvers
Materia orgánica (%)	53,8	49,6	59,8	50-60	>15	>20
Macroelementos (g/kg)						
Nt	17,9	22,2	18,5	≥10	--	--
P ₂ O ₅	5,7	7,8	4,7	≥10	--	--
K ₂ O	14,6	20,3	13,6	--	--	--
Microelementos (mg/kg)						
Fe	2850	2912	13850	--	--	--
Cu	23	26	95	1500	200	100
Mn	83	106	348	--	--	--
Zn	54	62	230	2800	600	300
Metales pesados (mg/kg)						
Cd	<0,5	<0,5	1,5	39	1,5	1
Cr	30	34	88	1200	100	100
Ni	35	41	108	420	50	50
Hg	<0,5	<0,5	0,8	17	1	1
Pb	15	18	58	300	120	100
Valor económico estimado (€/ton*)						
Nt	7,1	8,8	7,3			
P ₂ O ₅	2,3	3,2	1,9			
K ₂ O	24,8	34,5	23,1			
Total	34,2	46,5	32,4			

* considerando una materia seca en el compost del 75%

La concentración de K fue similar a aquella obtenida en compost de residuos agroindustriales y en compost de residuos hortícolas de Ecuador. La concentración de microelementos concuerda con las directrices consideradas a nivel de calidad. Los contenidos de metales pesados han sido más bajos que los de los límites establecidos en

las directrices Europeas y Americanas, excepto para el Cd en el compost P3 de acuerdo a Criterios Ecológicos para Enmiendas de Suelo (Commission Decision 2006/799/EC, 2006).

Por otro lado, en la evaluación de valores económicos asociados para los nutrientes de los compost, se ha considerado los precios promedios de urea, DAP, y cloruro de potasio del 2015 de acuerdo al Banco Mundial (euros/tonelada) y son 241,83; 459,17 y 272,21 respectivamente. El valor de las unidades fertilizantes de N, P₂O₅ y K₂O podría promediarse en 0,53; 2,27 y 0,55 €/100 kg. Los valores económicos de los nutrientes presentes en los compost se han estimado asignando un contenido de 75% de materia seca en todos los compost. Considerando estos valores y las concentraciones de estos nutrientes en los compost finales obtenidos, se ha establecido el valor económico de cada nutriente primario en los compost elaborados. El valor económico para el conjunto de nutrientes NPK sería de 34,2, 46,5 y 32,4 €/tonelada, para los compost P1, P2 y P3, respectivamente. Considerar los contenidos de nutrientes de los compost obtenidos, supone un valor adicional, especialmente para el valor de K, que representa alrededor del 70-75% del valor total de los macronutrientes evaluados, involucrando significativo ahorro de costes fertilizantes.

3.2.4. Conclusiones

Todas las estrategias propuestas para el manejo y reciclaje de flujos de residuos de alimentos de mercado por co-compostaje con residuos de jardinería urbana han desarrollado una eficiente bioestabilización en términos de mineralización y humificación de materia orgánica, obteniendo compost con adecuadas características para su uso en agricultura. En resumen, considerando todos los problemas ambientales y económicos relacionados con el manejo de residuos, especialmente tratando de reducir el vertido en vertedero y la estabilización de flujos orgánicos altamente biodegradables por técnicas de bajo coste tales como el compostaje, se puede concluir que la alternativa propuesta es idónea y debería ser llevada a una escala mayor en zonas en desarrollo para reducir y diversificar los diferentes flujos de materia orgánica, produciendo fertilizantes orgánicos de alta calidad, con un valor económico significativo en nutrientes, que podría ser tenido en cuenta en el precio final del compost.

3.2.5. Indicios de calidad asociados al experimento

De este experimento se ha generado el manuscrito “Development of biofertilizers from clean waste fluxes in developing countries: food waste & urban gardening co-composting in Ecuador” que se encuentra en proceso de revisión en la revista SCI PlosOne.

El título en castellano es “Desarrollo de biofertilizantes de flujos de residuos limpios en países en desarrollo: co-compostaje de residuos de alimentos y jardinería urbana en Ecuador” cuyos autores son Janneth Jara-Samaniego, Raúl Moral, Dolores Pérez-Murcia, Concepción Paredes Hannibal Brito, Irene Gavilanes-Terán y M^a Ángeles Bustamante.

A continuación se adjunta una versión adaptada de dicho manuscrito:



DEVELOPMENT OF ORGANIC FERTILIZERS FROM FOOD MARKET WASTE AND URBAN GARDENING BY COMPOSTING IN ECUADOR

ABSTRACT

In developing countries, urban waste streams are commonly integrated into non-optimized management systems, in many cases being disposed untreated in open dumps, causing serious environmental and health problems due to the presence of contaminants and pathogens. In most of the cases, low-cost solutions related to the identification, the separated collection and the composting of specific clean waste streams, such as vegetable and fruit refuses from food markets and urban gardening activities, may suppose a significant reduction of the total amount of wastes for disposal and/or management. In addition, these materials can be used as a raw material for the obtaining of organic fertilizers, usually imported from other countries. Therefore, the aim of this study was to develop a demonstration project at field scale in a region of Ecuador (Chimborazo Region), based on the proposal of three co-composting strategies using market wastes with pruning of trees and ornamental palms as bulking agents, to evaluate the feasibility of this treatment method. Two piles were elaborated using different proportions of market waste and prunings of trees and ornamental palms: pile 1 (50:33:17) with a C/N ratio 25; pile 2: (60:30:10) with C/N ratio 24. A third pile (pile 3, (75:0:25) with C/N ratio 33) was prepared with market waste and prunings of ornamental palm. To study the evolution of the composting process, the temperature of the mixtures was monitored and the organic matter evolution was determined using thermogravimetric and chemical techniques in all the piles. In addition, physico-chemical, chemical and agronomic parameters were determined to evaluate compost quality. The results obtained indicated that all the piles have a very effective bio-oxidative period with an important organic matter decomposition, reached in a shorter period of time in pile 3, followed by the development of the humification processes, reflected in the significant increase of the cation exchange capacity. At the end of the process, all the composts showed absence of phytotoxicity and suitable agronomic properties for their use as organic fertilizers. This reflects the viability of the proposed alternative to be scaled-up in developing areas, not only to manage and recycle urban waste fluxes, but also to obtain organic fertilizers, including added value in economic terms related to nutrient contents.

Keywords: food market waste, urban pruning waste, developing countries, thermal analysis, economic assessment, compost quality.

Introduction

Food waste and its management constitute a major concern. As an example, only in the EU around 100 million tonnes of food, mainly from homes but also from food markets, are wasted annually, this amount being able to rise to over 120 million tonnes by 2020 if the situation does not change [1]. In developing countries the situation is even worst; the main food waste streams come from food market activities/areas, where it is usual to have a high production and a non-efficient waste management, and are usually included in the total municipal solid waste production. In this sense, Bernache [2] reported a contribution of 9% of food market waste in the total municipal solid waste production in Guadalajara city (Mexico). In the studied area (Chimborazo Region, Ecuador), during 2009, only 15% of urban waste, which includes food market waste, was

deposited in landfills, and 85% was illegally dumped into the environment with about 14% of total municipal solid waste recycled by official and unofficial procedures [3]. In addition, different authors have reported that the on site separate collection or “source separation” of the organic fraction of food market waste and municipal solid waste improves the characteristics of the end-products obtained and reduces the operating costs of the management treatment considered [4, 5, 6]. However, currently, in the Riobamba city, as in other areas of Ecuador, there is not selective collection of municipal solid waste. By order of the municipal authorities, each vendor of the markets and free trade must deposit waste in suitable containers and then transfer them to larger deposits, which are transported to the open dump at the end of the day. These actions achieve greater cleanliness and order in the municipal markets, but not a suitable and optimized management of the wastes generated.

In Ecuador, municipal markets are places characterized by an intense activity of buying and selling of different products focus especially to popular sectors. In the Chimborazo Region, in the market of producers San Pedro of Riobamba, the largest of the city of Riobamba, capital of this region, different products that include vegetables, cereals, tubers, fruits, meat, dairy and foods in general are sold, mainly at whole scale. In this market, 6 tonnes of waste are daily generated, 95% (5.7 tonnes) being organic waste, which are currently disposed without any treatment in the open dump of the city (Data from the Departamento de Desechos Sólidos en Riobamba). The wastes from food market, principally constituted by vegetable waste, usually contain high levels of organic matter (OM), moisture and nutrients [7]. In a previous study, Jara-Samaniego et al. [8] reported average values of 77.3% OM, and 2.5-0.7-3% N-P2O5-K2O nutrient values in food market wastes from the studied area (Chimborazo Region, Ecuador). In addition, a study in six markets in Morelia (Mexico) concluded that biodegradable compounds in food market waste were around 93% [9].

On the other hand, urban gardening waste is an increasing waste stream all over the world, which includes all the vegetable wastes generated during the operations of pruning-cutting and biomass removal. Boldrin and Christensen [10] reported for Denmark an increase of this type of wastes from 67 kg dry weight/person year in 1994 to 143 in 2006. This is not only due to the increase in the number of recreation areas, but also to a better waste collection and data recording [11]. Included in this biomass, is usual to have a mixture from woody, caespitose, shrub and palm species with increasing recalcitrance to biodegradation. The huge amount in volume of this type of wastes, mainly due to its nature and density, the lack of pre-treatment and specific treatment facilities usually conclude in controlled disposal with significant losses of resources in terms of energy, nutrient and organic matter [12]. In many cases, controlled and uncontrolled burning of the residues is used as cheap waste management technique. This situation produces direct and indirect greenhouse gas emissions and other impacts in the environment and the human health. In Ecuador, the remains of shrubs and trees that are pruned regularly to avoid problems with electrical wiring and to maintain the urban parks and gardens are usually not treated and directly disposed in dumps.

Therefore, the management of these waste fluxes must be quick and efficient due to their high degradability, which makes unsuitable their disposal in municipal landfills. The disposal of these wastes, especially vegetable market waste, together with municipal solid waste in landfills or dumpsites generates different undesirable effects, such as bad odours, leachate production and greenhouse gas emission into the atmosphere, among

others, also causing negative impacts in the environment that affect the health of the population of the area of influence [13]. However, the high concentrations of organic matter and nutrient contents of food market and urban gardening refuse wastes favour their recycling by means of composting processes, which allows to manage and recycle these materials, obtaining end-products (compost) for agricultural purposes. Composting is defined as the biological decomposition of organic matter under controlled aerobic conditions to form a stable, humus-like end product [14]. Among the major waste management strategies developed, composting is gaining interest for organic waste disposal as a treatment with more economic and environmental profits, leading to a stabilized end product [13]. On the one hand, from the economic point of view, compost can be distributed in a wide variety of markets. As an example, [15] demonstrated the role of composted green waste for substitute for peat in grown media in state nurseries in Beijing (China). On the other hand, at an environmental level, composting not only avoids landfill for waste disposal, mitigating the formation of leachate and gases [16], but also implies the obtaining of a finished product that can enrich the soil and aid with water conservation [17]. However, although food waste and/or green waste composting may constitute a growing solution to solid waste management, many problems remain, such as the location of the composting facility, the suitable financial support for the installation and maintenance of the composting facility and/or the necessary technical knowledge, being the latter aspects especially problematic in developing countries, such as Ecuador. However, in these countries, especially in Ecuador, composting, a technology with an easier implementation and lesser costs in relation to other technological options, may be a win-win option for the management of clean organic waste streams, such as food market and urban pruning wastes, especially in specific uses of the composts obtained. Thus, the lack of natural peat sources or autochthonous mature compost makes very attractive the development of high quality compost for nursery and soilless cultivation. Therefore, the main aim of this study was to evaluate and develop different co-composting strategies based on the use of food market wastes and pruning waste from urban gardening activities (including trees and palm species) to obtain high quality composts under the conditions of the studied region, including an economical assessment of the NPK value content in these organic fertilizers.

Materials and Methods

Experimental design

Three co-composting strategies were developed using as raw materials food market wastes wastes from urban gardening activities, tree pruning and palm pruning. All the food market wastes (MW) were collected in the San Pedro de Riobamba market and were constituted by fresh vegetables remains: onion, artichoke, broccoli, spinach, cabbage, lettuce, garlic, basil, carrot, beet, cabbage, cauliflower, celery, radish, pepper, bean, corn, bean, pea, potato, and fruits such as apple, strawberry, blackberry, orange, banana, tomato, pineapple, mango, peach, melon, watermelon, lemon, avocado, grape, papaya, kiwi, plum, fig, lime. The improper materials, such as plastic, glass and paper were manually separated. Pruning wastes, tree prunings (TP) and palm prunings (PP) were collected separately in order to use them as bulking agents in the com-composting process. TP contained leaves and young branches of ornamental trees and shrubs dry (*Acacia* L., *Ficus* L. and *Populus* L.) of the avenues and parks of the city. PP came from ornamental palms (*Phoenix canariensis*). All the residues were ground to obtain a

particle size between 1 and 4 cm. The main characteristics of the initial waste fluxes are presented in Table 1.

The composting mixtures were elaborated in the following proportions, on a fresh weight basis (dry weight basis in parenthesis):

Pile 1 (P1): 50% MW + 33% TP + 17% PP (16:57:27), C/N 26.5

Pile 2 (P2): 60% MW + 30% TP + 10% PP (22:59:19), C/N 25.8

Pile 3 (P3): 75% MW + 25% PP (33:67), C/N 32.9

The study was carried out at the Environmental Theme Park Ricpamba (Riobamba-Ecuador). All the piles (approximately 1000 kg each) had the following dimensions: 1.8 x 1 x 1.5 m (length x width x height). Temperature and humidity were measured and controlled with periodic turnings and adding water, respectively. The piles were turned during the composting process when the temperature descended (8 turnings for P1 and P2; 4 turnings for P3) and the moisture content was in the range 40-60%. Composite samples were collected throughout the composting process, by taking, mixing and homogenizing ten subsamples from the whole profile of each mixture (from the top to bottom).

Analytical methods

In the initial materials and in the composting samples, pH and electrical conductivity (EC) were determined in the 1:10 (weight/volume) water soluble extract. The moisture content was analysed at 105°C for 24h. Organic matter (OM) was assessed by determining the loss-on ignition at 430 °C for 24 h. Corg was calculated according to the following equation $C = OM/1.84$ and Nt was determined by the Dumas method. After HNO₃/HClO₄ digestion, P was assessed colorimetrically as molybdovanadate phosphoric acid, and K was determined by flame photometry (Jenway PFP7 Flame Photometer, Jenway Ltd., Felsted, UK). The germination Index (GI) was calculated using seeds of radish (*Raphanus sativus* L.) [18]. Cation exchange capacity (CEC) was determined with BaCl₂-triethanolamine according to the method described by [19]. All the analyses were performed in triplicate.

The losses of OM were calculated using the initial (X₁) and final (X₂) ash contents, with the equation (1) [20]:

$$(1) \quad OML (\%) = 100 - 100 \frac{[X_1 (100 - X_2)]}{[X_2 (100 - X_1)]}$$

For thermal analysis, samples were air-dried, ground in an agate mill and sieved through a 0.125 mm mesh, and milled again with an agate mortar. Thermal analyses were performed with a TGA/SDTA851e/LF/1600 instrument (Mettler Toledo, Barcelona, Spain) and Pfeiffer Vacuum (Thermostar GSD301T) mass spectrometer that enables the recording of thermograms and mass spectra of combustion gases simultaneously. All samples were combusted with a mixing stream of oxygen/He (20/80%), a gas flow 100 ml min⁻¹ within a temperature range from 25 to 1000 °C, a heating rate 10 °C min⁻¹, a

sample weight about 5 mg, Al₂O₃ pan, and self-controlled calibration. All the assays were carried out in triplicate. The R1 index was calculated considering the overall loss of mass due to the loss of aromatic materials (at 420 to 550 °C) and carbohydrate molecules (at 200 to 420 °C) during the combustion process.

Economic value of compost nutrients

The economic value of the nutrients included in the composts elaborated was calculated considering the price of diammonium phosphate (DAP), standard size, bulk, spot, f.o.b. US Gulf; potassium chloride (muriate of potash), standard grade, spot, f.o.b. Vancouver and Urea; Black Sea, bulk, spot, f.o.b. Black Sea (primarily Yuzhnyy) beginning July 1991; for 1985-91 (June) f.o.b. Eastern Europe, provided by the World Bank. Based on these materials, the value of 100 kg of each respective compound (N, P₂O₅ and K₂O) was determined. Then, the economic value of the nutrients present in the composts was assigned, considering a content of 25% of fresh matter in all the composts.

Statistical analysis

Data were reported as the means of three replicates and were analysed using a one-way ANOVA design. To compare the differences, the Tukey-b test was used ($P < 0.05$). The normality and homogeneity of the variances were checked using the Shapiro-Wilk and Levene test, respectively, before ANOVA. The statistical analyses were conducted using the SPSS 20.0 software package.

OM losses during composting were fitted to a first-order kinetic function (Eq. 2) by the Marquardt–Levenberg algorithm [21], a non-linear least-square technique, using the Sigmaplot 11.0 computer programme (Systat Software Inc. San Jose, California, USA):

$$(2) \text{ OM loss (\%)} = A (1 - e^{-kt});$$

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 goodness of the curve fitting.

Results and Discussion

Temperature evolution of the composting piles

The temperature values showed a rapid increase in all the piles during the first days of composting due to the microbial proliferation, reaching the highest temperatures in the first week (60.3°C, 62°C and 57.1°C, respectively for P1, P2 and P3) (Fig. 1). This quick rise in the temperature values during composting of vegetable wastes was reported by other authors [22, 23, 24]. In order to compare the increase of the temperature values in the three piles, the Exothermic Index (EXI) was used. EXI was calculated as the summation of the daily value obtained by subtracting the ambient temperature from the temperature value in the composting pile during the bio-oxidative phase of composting, and expressed as cumulated °C [25]. The end of the bio-oxidative phase was established when during 10 consecutive days after a whirl the difference between the pile temperature and the ambient temperature was $\leq 10^\circ\text{C}$. According to this criterion, the

duration of the bio-oxidative phase was of 189, 182 and 105 days for P1, P2 and P3, respectively. The sequence for the values of EXI and of the ratio EXI/bio-oxidative period (days) were P1 (4995; 26.4) > P2 (4670; 25.7) > P3 (2457; 23.4). Thermal profiles of the piles seemed to be negatively affected by the proportion of MW in the composting mixture, $EXI = -155.65 \text{ MW (\% dry weight)} + 7724.5$ ($n = 3$, $R^2 = 0.9445$). This can be attributed to the higher content of easily-degradable organic compounds provided by TP or PP compared to MW. In piles P1 and P2, the temperature exceeded 55°C for more than two weeks, which ensured the maximum pathogen reduction according to the European guidelines on compost sanitation [26]. P3 did not reach these requirements. However, the number of the days in thermophilic conditions, 63, 70 and 28 respectively ensured the correct evolution and stabilization of the organic matter.

Organic matter losses

The initial concentrations of OM in the piles were 85.0% for P1, 84.9% for P2 and 95.7% for P3. The higher contents observed in P3 may be due to greater proportion of MW in this mixture, waste that showed the higher concentrations of OM, together with TP (Table 1). The OM values decreased during the composting process, from the initial values previously commented to values of 53.8%, 49.6% and 59.8% for P1, P2 and P3, respectively, indicating the OM degradation. OM losses were mainly found into the first month of composting (Fig. 2), corresponding to the maximum microbial activity, reflected in the highest temperature values. This evolution was also reported by Bustamante et al. [19] and Gavilanes-Terán et al. [24] in experiments of composting of winery-distillery wastes and horticultural wastes, respectively. During the maturation phase, OM concentrations practically did not change, indicating the stability of the material after the bio-oxidative phase [19].

OM degradation profile during composting followed a first-order kinetic equation in all the piles. Curve fitting of the experimental data gave the following parameter values (standard deviation in brackets):

Pile 1: $A = 76.5$ (1.6), $k = 0.0678$ (0.0082), $RMS = 0.9733$, $F = 328.53^{***}$, $SEE = 3.99$
Pile 2: $A = 79.4$ (1.4), $k = 0.0716$ (0.0073), $RMS = 0.98134$, $F = 473.62^{***}$, $SEE = 3.43$
Pile 3: $A = 91.5$ (1.1), $k = 0.1613$ (0.0177), $RMS = 0.9968$, $F = 1541.16^{**}$, $SEE = 2.09$

The highest values of A were observed for P3, related to the higher proportion of MW and PP. Similar behaviour were found for P1 and P2, according to the similar respective thermal profiles. Gavilanes-Terán et al. [24] reported similar A values (76-84%) during the co-composting of laying hen manure and sawdust mixed with broccoli and tomato waste. However, the k constant were significantly higher than the values found in other experiments of composting of vegetable wastes [19, 24, 27], indicating the higher biodegradability of these wastes. This could be a good indicator for the preselection of co-composting scenarios for composting plants focused on the most efficient OM reduction. In this sense, Jurado et al. [22] also reported for green waste composting an intense enzymatic activity during the first 2-3 weeks of composting (bio-oxidative phase), because of the availability of easily decomposable organic compounds.

Evolution of the thermolability and compost quality parameters

Thermogravimetric analyses (TG) were carried out in the starting materials and in the composting samples to evaluate the chemical changes in the organic matter during the composting process. Thermolability is expressed by means of R1 index, defined as the ratio between the loss of mass in the range 420-550°C (due to aliphatic materials) in relation to the loss of mass in the range 200-420°C (due to carbohydrate molecules) during the combustion process [25]. Thus, with the R1 index, the most recalcitrant components are compared with the most labile fraction.

As it has been commented, the first range of 200-420 °C corresponds to the combustion of carbohydrates such as cellulose and lignocellulosic substances [23, 25], which are the main components of the plant material. The thermolability values observed in the starting materials showed consistent results to validate this assumption, since the thermolability decreased in the sequence MW>PP>TP (Table 1). Probably, MW coming from markets in Ecuador includes lipid compounds, waxes and other recalcitrant components related to plant composition, especially for tropical species. The thermograms of the composting samples at the beginning and end of the composting process are shown in Figure 3. The thermograms showed three main steps regions, defined by the different mass losses. The first step is related to the loss of residual water in the 50-150 °C range. The second step, corresponding to the highest loss of mass, appeared in the range of 250 to 350°C, this decrease being considerably higher in the samples corresponding to the beginning of the process than for the mature samples. This fact is due to the decomposition of the heat-labile material in the early stages of composting, which produces an accumulation with time of the most recalcitrant material in the composting piles, as it was also reported by Torres-Climent et al. [25] in samples obtained during composting of winery-distillery wastes. Finally, the third step corresponds to the range of 450-500°C, this decrease being more notable in the mature composting samples. The range between 350-500°C has been attributed in different studies to the degradation of complex aromatic structures, such as the humified organic matter [23, 25, 28]. Therefore, the more stabilized is the sample, the more energy takes for decomposition, e.g. to reach the same mass losses requires higher temperature values, due to the greater contents in highly complex aromatic compounds, indicative of the OM stabilization during the composting process [25].

The R1 index increased during the composting process in all the piles (Table 2), being especially significant this increment in recalcitrance in the piles elaborated using TP. The presence of PP in the piles seemed to induce the lower changes in this parameter during the process. Gregorich et al. [29] reported that temperature at which half of the C was pyrolysed was strongly correlated with mineralizable C. Bernal et al. [30] reported that cellulose, hemicellulose and lignin derived components are only partially decomposed during composting and transformed also in a lower speed. Cáceres et al. [31] observed higher temperatures and longer bioactive period in piles with increased vegetable waste. Jurado et al. [22] in horticultural plant wastes composting observed that the fraction most affected by the composting process was cellulose, in contrast to lignin and hemicellulose, whose concentration in the final product remained almost unchanged in comparison to the content in raw material.

Regarding the evolution of the compost quality parameters during the process, pH values increased in all the mixtures during composting, obtaining only values close to neutrality

in P3. The significant increase in the pH have been commonly found during composting of vegetable wastes [23, 24, 32], mainly due to the decomposition of acid-type compounds, such as carboxylic and phenolic groups, and the mineralization of proteins, peptides and amino acids to ammonia [19, 27].

In relation to the salinity, the electrical conductivity decreased in all the composting piles, showing lower values at the end of the process (Table 2). EC usually tends to increase during composting, due to OM degradation processes, which generate the production of inorganic compounds and the increasing relative concentration of ions due to the mass loss of the pile [33].

However, in this study, the composting process was developed in an open composting facility, which favours salt leaching by watering and especially, by rain. Other composting studies have reported this decrease in salinity due to salt leaching as a consequence of the rain, such as Gavilanes-Terán et al. [24], during composting of horticultural wastes with animal manures and González-Fernández et al. [34] during the co-composting of the waste generated in the guacamole production with garden pruning waste. Therefore, this fact implies the obtaining of composts with salinity contents considerably lower than those obtained in composts elaborated with similar raw materials, but different conditions that do not favour salt leaching [35, 36]. Salinity is one of the main constraints for the use of compost in agriculture, especially as substrate in soilless crop production, since salinity represents the main limiting factor for seed germination and seedling growth, due to the potential phytotoxicity associated to the salt contents [37]. Thus, composting in open facilities constitutes a low-cost procedure, more suitable in developing countries, which has the additional benefit of increasing the quality of the end-products obtained. P1, P2 and P3 showed a reduction of the electrical conductivity of 42%, 22% and 54% compared to the initial values. As an example, Wang et al. [38] reported in a general survey of 104 commercial organic fertilizers from full-scale compost factories in the Jiangsu province (China) a mean value of 5.61 dS/m, a value considerably higher to those obtained in the organic fertilizers obtained in this study.

The concentrations of the water-soluble polyphenols, a determined type of antioxidant phytochemicals naturally present in practically all plant materials [39], strongly decreased throughout the composting process, reaching values lower than 1000 mg kg⁻¹. The initial highest values were observed in P1 and P2, the composting piles elaborated with TP, which had the greatest contents in these compounds (Table 1). High levels of these compounds in the compost can produce an adverse environmental impact mainly due to their phytotoxic effect, inhibiting plant germination [40], as well as their effect on soil nitrogen immobilisation [41]. The decrease of the water-soluble polyphenols has been observed in other experiments of composting using raw materials with high contents of these compounds, such as the winery-distillery wastes [19, 25] and the wastes from olive oil production [40].

Regarding the germination index, indicative of the potential phytotoxicity of the composts obtained, all the final composts showed values of the germination index greater than 50%, the limit value established by Zucconi et al. [42], which indicates absence of phytotoxins. El Fels et al [43] also reported the efficiency of composting in reducing phytotoxicity, especially in complex composting systems such as sewage sludge-lignocellulosic waste, reaching in the composts obtained values of the germination index greater than 90%, starting from very low values (16-58%).

The cation exchange capacity (CEC) is another parameter strongly associated to the humification process that is usually used as indicator of these processes during composting [30]. This parameter shows the evolution of the humification due to the formation of carboxyl and/or hydroxyphenolic functional groups [19, 44]. In all the composting, the values of the CEC increased during the process, showing at the end of the maturation stage values higher than that established by Iglesias-Jiménez and Pérez-García [44] ($CEC > 67 \text{ meq } 100 \text{ g}^{-1}$), which indicates a suitable degree of maturity in the composts obtained. The Corg/Nt ratio is also considered as an indicator of compost maturity and of the good development of the composting process [30]. At the beginning of the process, all the piles showed values close to 25, except for P3, elaborated only using MW and PP. This parameter decreased considerably in all the mixtures, reaching values in the final composts lower than 20, the value suggested by different authors as indicative of compost maturity [30]. Due to heterogeneity of the raw materials used in the composting processes, which can favour values that fulfil the criterion of the C/N ratio at the beginning of the process, another parameter that considers the initial and final values of this ratio, the T value ($T \text{ value} = \frac{\text{final C/N ratio}}{\text{initial C/N ratio}}$) is increasingly used to evaluate organic matter stabilization in composting, considering T values < 0.70 as indicative of compost maturity [15]. In this experiment, T values were $0.64 > 0.50 > 0.42$ for P1, P2 and P3, respectively, also showing the maturity of the composts obtained.

Compost as added value organic fertilizer: quality requirements and economic value

Compost quality and in general, its value as organic fertilizer is still only determined by several standardized values (organic matter, heavy metals, pathogens and nutrients) established in the different national and international legislations and/or guidelines. In Table 3 are shown the main chemical characteristics, including the nutrient content, compared to different international guidelines also considering the ecological criteria for soil improvers, as well as the estimated economic value (according the nutrient content). Regarding organic matter contents, all the composts practically fulfilled the requirements established in the different guidelines (Table 3). In relation to the concentrations in macroelements, only the guidelines established in USA for compost quality and the ecological criteria for soil improvers [45, 46, 47] considered reference values for these elements, specifically for N and P. Concerning the N contents, all the composts showed values in the range established in these guidelines [45, 46, 47]. However, the concentrations of P were lower in all the composts compared to value considered by the guidelines established in USA [45, 46]. The low contents in P is characteristic in compost elaborated using green wastes, the values obtained being similar to those obtained in composts obtained from vegetable wastes and manures [24, 35, 48].

In addition, the concentrations of K were similar to those obtained in composts from the agri-food industry [35] and in composts from horticultural wastes from Ecuador [24]. The concentrations of microelements and heavy metals also fulfilled the different guidelines considered, the heavy metals contents being lower than the limits established in the European and American guidelines, except for Cd in the compost from P3 according to the Ecological Criteria for Soil Improvers [47].

On the other hand, in the assessment of the economic value associated to the compost nutrients, it has been considered the average price for urea, DAP, and potassium chloride in 2015 according to the World Bank (euros/tonne) 241.83; 459.17 and 272.21 respectively, the value of the fertilizing units of N, P₂O₅ and K₂O could be averaged in 0.53, 2.27 and 0.55 €/100 kg. In addition, the economic value of the nutrients present in the composts has been calculated assigning a content of 75% of dry matter in all the composts. Considering these values and the concentrations of these macronutrients in the final composts obtained, in Table 3 is shown the value for each nutrient in the composts elaborated (euros per tonne of compost, on a fresh matter basis). This demonstrates that the additional value of compost implies a value when its nutrient contents are considered, especially for the potassium value, representing around 70-75% of the total value of the evaluated macronutrients, involving cost savings.

Conclusions

All the proposed strategies for the management and recycling of food market waste streams by co-composting with gardening pruning wastes have developed an efficient biostabilization in terms of organic matter mineralization and humification, obtaining composts with suitable characteristics for their agricultural use. In addition, considering all the environmental and economic issues related to waste management, especially trying to reduce landfill disposal and the stabilization of highly biodegradable organic streams by low-cost techniques such as composting, it can be concluded that the proposed alternative should be scaled-up in developing areas to reduce and diversify the urban waste streams, producing high quality and balanced organic fertilizers, with a significant economic value in nutrients that could be internalized in the final compost price.

Acknowledgements

The authors thank the National Secretary of Higher Education, Science, Technology and Innovation SENESCYT of Ecuador, since this work is a part of the doctoral research project on the issue of waste management in the province of Chimborazo-Ecuador, also developed in the framework of the project reference AGL2013-41612-R of the Spanish Ministry of Economy and Competitiveness. The authors also wish to 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.

References

1. EC. Food Waste. http://ec.europa.eu/food/safety/food_waste/index_en.htm, 2016.
2. Bernache G. Ecología y sociedad en Guadalajara. CIESAS-Occidente, México, 16 p., 1995.
3. PNGIDS. National Programme for Integrated Waste Management, Ministry of Environment, Government of Ecuador. <http://www.accionecologica.org/images/stories/desechos/casos/ecuador.pdf>.
4. Richardson GM, Whitney JB. Goats and garbage in Khartoum, Sudan: A study of the urban ecology of animal keeping. *Hum. Ecol.* 2005; 23: 455-475.
5. López M, Soliva M, Martínez-Farré FX, Fernández M, Huerta-Pujol O. Evaluation of MSW organic fraction for composting: separate collection or mechanical sorting. *Resour. Conserv. Recycl.* 2010; 54: 222-228.

6. Huerta-Pujol O, Gallart M, Soliva M, Martínez-Farré FX, López M. Effect of collection system on mineral content of biowaste. *Resour. Conserv. Recycl.* 2011; 55: 1095-1099.
7. Varma V, Kalamdhad A. Evolution of chemical and biological characterization during thermophilic composting of vegetable waste using rotary drum composter. *Internacional Journal of Environment Science and Technology* 2015; 12(6): 2015-2024.
8. Jara-Samaniego J, Moral R, Pérez-Murcia, MD, Paredes C, Galvez-Sola L, Gavilanes-Terán I, Bustamante MA. Urban waste management and potential agricultural use in South American developing countries: a case study of Chimborazo Region (Ecuador). *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 2015; 46: 157-169.
9. Buenrostro O, Bernache G, Cram S, Bocco G. Análisis de la generación de residuos sólidos en los mercados municipales de Morelia, México. *Rev. Int. Contam. Ambient* 1999; 15 (1): 27-32.
10. Boldrin A, Christensen T. Seasonal generation and composition of garden waste in Aarhus (Denmark). *Waste Management* 2010; 30: 551-557.
11. Boldrin A. Environmental assessment of garden waste management. PhD thesis, Department of Environmental Engineering, Technical University of Denmark. URL: <http://www2.er.dtu.dk/publications/fulltext/2009/ENV2009-189.pdf>, 2009.
12. Zhang L, Sun XY, Tian Y, Gong XQ. Effects of brown sugar and calcium superphosphate on the secondary fermentation of green waste. *Bioresour. Technol.* 2013; 131: 68-75.
13. Varma V, Kalamdhad A. Effects of leachate during vegetable waste composting using rotary drum composter. *Environmental Engineering Research.* 2014; 19(1): 67-73.
14. Farrell M, Jones DL. Critical evaluation of municipal solid waste composting and potential compost markets. *Bioresour. Technol.* 2009; 100: 4301-4310.
15. Zhang L, Sun X, Tian Y, Gong X. Composted Green Waste as a Substitute for Peat in Growth Media: Effects on Growth and Nutrition of *Calathea insignis*. *Plos One* 2013; 8 (10): e78121.
16. Tchobanoglaus G, Theisen H, Vigil S. *Integrated Solid Waste Management*. McGraw Hill, Inc. p. 421-424, 1993.
17. USEPA. *Organic Materials Management Strategies*. EPA530r97003, 1998.
18. Tam NFY, Tiquia S. Assessing toxicity of spent pig litter using a seed-germination technique. *Resources Conservation and Recycling* 1994; 11: 261-274
19. Bustamante MA, Paredes C, Marhuenda-Egea FC, Pérez-Espinosa A, Bernal MP, Moral R. Co-composting distillery wastes with animal manure: carbon and nitrogen transformations and evaluation of compost stability. *Chemosphere* 2008; 72: 551-557.
20. Viel M, Sayag D, Peyre A, André L. Optimization of in-vessel co-composting through heat recovery. *Biol. Wastes* 1987; 20: 167-185.
21. Bernal MP, Navarro AF, Roig A, Cegarra J, García D. Carbon and nitrogen transformation during composting of sweet sorghum bagasse. *Biol. Fertil. Soil* 1996; 22: 141-148.
22. Jurado MM, Suárez-Estrella F, Vargas-García MC, López MJ, López-González FJ, Moreno J. Evolution of enzymatic activities and carbon fractions throughout composting of plant waste. *Journal of Environmental Management* 2014; 133: 355-364.
23. Ali M, Bhatia A, Kazmi AA, Ahmed N. Characterization of high rate composting of vegetable market waste using Fourier transform-infrared (FT-IR) and thermal studies in three different seasons. *Biodegradation* 2012; 23: 231-242.
24. Gavilanes-Terán I, Jara-Samaniego J, Idrovo-Novillo J, Bustamante MA, Moral R, Paredes C. Windrow composting as horticultural waste management strategy - A case study in Ecuador. *Waste Management* 2016; 48: 127-134.
25. Torres-Climent A, Gomis P, Martín-Mata J, Bustamante MA, Marhuenda-Egea FC, Pérez-Murcia MD, et al. Chemical, thermal and spectroscopic methods to assess biodegradation of winery-distillery wastes during composting. *Plos One* 2015; 10(9): e0138925.
26. EC. End-of-waste criteria for biodegradable waste subjected to biological treatment (compost & digestate): Technical proposals. European Commission, JRC Scientific and Policy reports, 2014. <http://ftp.jrc.es/EURdoc/JRC87124.pdf>, Luxembourg.
27. Paredes C, Roig A, Bernal MP, Sánchez-Monedero MA, Cegarra J. Evolution of organic matter and nitrogen during co-composting of olive mill wastewater with solid organic wastes. *Biol. Fert. Soils* 2000; 32: 222-227.
28. Smidt E, Eckhardt K, Lechner P, Schulten H, Leinweber P. Characterization of different decomposition stages of biowaste using FT-IR spectroscopy and pyrolysis-field ionization mass spectrometry. *Biodegradation* 2005; 16: 67-79.

29. Gregorich EG, Gillespie AW, Beare MH, Curtin D, Sanei H, Yanni SF. Evaluating biodegradability of soil organic matter by its thermal stability and chemical composition. *Soil Biol. Biochem.* 2015; 91: 182-191.
30. Bernal MP, Alburquerque JA, Moral R. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresour. Technol.* 2009; 100: 5444-5453.
31. Cáceres R, Coromina N, Malinska K, Marfa O. Evolution of process control parameters during extended co-composting of green waste and solid fraction of cattle slurry to obtain growing media. *Bioresour. Technol.* 2015; 179: 398-406.
32. Mathava K, Yan-Liang O, Jih-Gaw L. Co-composting of green waste and food waste at low C/N ratio. *Waste Management* 2010; 30: 602-609.
33. Paredes C, Bernal MP, Roig A, Cegarra J. Effects of olive mill wastewater addition in composting of agroindustrial and urban wastes. *Biodegradation* 2001; 12: 225-234.
34. González-Fernández JJ, Galea Z, Alvarez JM, Hormaza JI, López R. Evaluation of composition and performance of composts derived from guacamole production residues. *J. Environ. Manage.* 2015; 147: 132-139.
35. Bustamante MA, Suárez-Estrella F, Torrecillas C, Paredes C, Moral R, Moreno J. Use of chemometrics in the chemical and microbiological characterization of composts from agroindustrial wastes. *Bioresour. Technol.* 2010; 101: 4068-4074.
36. Brewer LJ, Sullivan DM. Maturity and stability evaluation of composted yard trimmings. *Compost Sci. Util.* 2003; 11: 9-112.
37. Bustamante MA, Paredes C, Moral R, Agulló E, Pérez-Murcia MD, Abad M. Composts from distillery wastes as peat substitutes for transplant production. *Resour. Conserv. Recycl.* 2008; 52: 792-799.
38. Wang C, Huang C, Qian J, Xiao J, Li H, Wen Y, He X, Ran W, Shen K, Yu G. Rapid and accurate evaluation of the quality of commercial organic fertilizers using near infrared spectroscopy. *Plos One* 2014; 9 (2): e88279.
39. Guendez R, Kallithraka S, Makris DP, Kefalas P. Determination of low molecular weight polyphenolic constituents in grape (*Vitis vinifera* sp.) seed extracts: correlation with antiradical activity. *Food Chem.* 2005; 89: 1-9.
40. Alburquerque JA, González J, García D, Cegarra J. Measuring detoxification and maturity in compost made from "alperujo", the solid by-product of extracting olive oil by the two-phase centrifugation system. *Chemosphere* 2006; 64: 470-477.
41. Bustamante MA, Pérez-Murcia MD, Paredes C, Moral R, Pérez-Espinosa A, Moreno-Caselles J. Short-term carbon and nitrogen mineralisation in soil amended with winery and distillery organic wastes. *Bioresour. Technol.* 2007; 98: 3269-3277.
42. Zucconi F, Pera A, Forte M, de Bertoldi M. Evaluating toxicity of immature compost. *Bio Cycle* 1981; 22: 54-57.
43. El Fels L, Zamama M, El Asli A., Hafidi M. Assessment of biotransformation of organic matter during co-composting of sewage sludge-lignocelulosic waste by chemical, FTIR analyses, and phytotoxicity tests. *International Biodeterioration & Biodegradation* 2014; 87: 128-137.
44. Iglesias-Jimenez E, Perez Garcia V. Determination of maturity indices for city refuse composts. *Agric. Ecosyst. Environ.* 1992; 38: 331-343.
45. Brinton WF. Compost quality standards and guidelines: an international view. Final report. New York State Association of Recyclers: New York, USA, 2000.
46. US Composting Council, 2001. Field guide to compost use, 2001 <http://compostingcouncil.org/admin/wp-content/plugins/wp-pdfupload/pdf/1330/Field_Guide_to_Compost_Use.pdf>. US Council
47. EC. 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.
48. Bustamante MA, Paredes C, Morales J, Mayoral AM, Moral R. Study of the composting process of winery and distillery wastes using multivariate techniques. *Bioresour. Technol.* 2009; 100: 4766-4772.

3.3. Experimento 3: Compostaje y co-compostaje de fracciones orgánicas procedentes de recogida no selectiva y validación como medio alternativo a la turba en semilleros hortícolas

3.3.1. Objetivos

Los **objetivos** de esta investigación fueron: 1) evaluar el compostaje como un método de reciclaje de flujos orgánicos derivados de la recolección de residuos de vertedero, mercados y poda en la Región de Chimborazo; 2) estudiar las características y efectos de los compost más adecuados como sustituto parcial de la turba en semilleros para la producción de tres especies de plantas hortícolas y evaluar la potencial implementación de esta tecnología en el lugar de estudio; 3) realizar un análisis de costes comparativo frente al uso de turbas comerciales usando compost para la producción comercial de plántulas; y 4) estimar el valor económico de los nutrientes incluidos en el compost obtenido.

3.3.2. Material y métodos

El **compostaje** se realizó en la Escuela Superior Politécnica de Chimborazo (Ecuador). Se elaboraron seis pilas con diferentes residuos: Pilas 1, 2 y 3 elaboradas con residuos sólidos municipales no clasificados del vertedero de la ciudad de Riobamba cuya composición es: 64,7% de materia orgánica, 13,6% de plástico, 12,9% de papel y cartón, 2,0% de vidrio, 2% de metales y 4,8% de otros materiales. Pila 1: residuos municipales sin clasificar, Pila 2: residuos después del retiro de papel, cartón, plástico y metales por parte de los recicladores del lugar, Pila 3: fracción orgánica libre de impropios de residuos urbanos. La Pila 4 se formó con residuos de mercado destinados a vertedero y separados manualmente. La Pila 5 se preparó con una mezcla de residuos de mercado y residuos de poda (*Acacia L.*, *Ficus L.*, *Populus L.* y herbáceas de jardines urbanos, césped) en relación 1:4 peso/peso sobre materia fresca. La Pila 6 se formó con una mezcla de *Lantana camara* y poda en proporción 1:2 peso/peso sobre materia fresca. Las pilas trapezoidales (2 x 3 x 1,5) de 1 tonelada se compostaron mediante el sistema de pila móvil con aireación mediante volteos. La temperatura (nunca superior a 65°C) y la

humedad (nunca inferior a 40%) se controlaron añadiendo el agua necesaria y volteando la pila. La fase bio-oxidativa se completó cuando la temperatura de las pilas fue estable y próxima a la del ambiente. El período de maduración fue de dos meses. Las densidades aparentes iniciales de cada pila fueron 0,16; 0,21; 0,26; 0,29; 0,20 y 0,26 kg/l y las relaciones C/N iniciales fueron 22,4; 24,0; 28,3; 18,7; 25,8 y 24,4 respectivamente.

El **experimento en semillero** se realizó en un invernadero comercial de Alicante (El Raal-Cox, S.L.). Los compost seleccionados, en base a la más baja fitotoxicidad (IG), fueron los C3, C4 y C5 que corresponden a las Pilas 3, 4 y 5 respectivamente. Se prepararon diez medios de cultivo mezclando turba con diferentes proporciones (25, 50 y 75% volumen/volumen) de compost y se utilizó como tratamiento control turba 100%. Se seleccionaron cultivos con diferente tolerancia a la salinidad: tomate (*Lycopersicon esculentum* Mill. cv. Malpica) de baja sensibilidad, calabacín (*Cucurbita pepo* L. cv. Mastil F1) de sensibilidad moderada y pimiento (*Capsicum annun* L. cv. Largo de Reus Pairal) de alta sensibilidad. Las plantas se regaron diariamente y se fertirrigaron dos veces por semana con el tratamiento habitual utilizado en el semillero para este tipo de cultivos.

Las plantas fueron cosechadas cuando alcanzaron el tamaño comercial para ser trasplantadas. La calidad de las raíces se valoró de acuerdo a los siguientes criterios: densidad de la raíz (1-baja, 5-alta), tipo de raíz (1-delgada, 5-gruesa) y color de la raíz (1-oscura, 5-blanca). Además, se determinó el peso fresco y seco de las plántulas.

En las muestras de compost se analizó el pH y conductividad eléctrica en extracto acuoso 1:10 (p/v), la materia orgánica (MO) por calcinación a 430°C durante 24h y el carbono orgánico total (C_{OT}) y nitrógeno total (N_T) por combustión seca a 950°C usando un analizador elemental. El carbono orgánico hidrosoluble (C_{OH}) fue extraído con agua desionizada (1:20, p/v) y medido en un analizador automático de carbono. Se determinó el carbono orgánico extraíble (C_{ex}) y el carbono como ácido fúlvico (C_f) con una solución 0,1 M de NaOH y después el carbono como ácido húmico (C_h) a pH 2,0 (Sánchez_Monedero y col., 1996). El C_h se calculó por diferencia del C_{ex} y el C_f. Tras la digestión nítrica-perclórica de las muestras, se analizó el P por colorimetría con el complejo fosfovanadato molibdato amónico y el K se por fotometría de flama. La Capacidad de Intercambio Catiónica (CIC) se determinó con BaCl₂-trietanolamina, los polifenoles solubles se determinaron por el método modificado de Folin-Ciocalteu en extracto acuoso 1:20 (p/v) y el índice de Germinación (IG) se calculó usando semillas de

Lepidium sativum L. Los parámetros físicos y químicos de los medios de cultivo se determinaron de acuerdo a los métodos usados por Bustamante y col., 2008b.

El **análisis estadístico** se basó en el análisis ANOVA de dos factores con medidas repetidas, para estudiar el efecto del tipo de sustrato, el porcentaje de compost en la mezcla y las especies de plantas. Para comparar las diferencias obtenidas, se usó el test de Tukey-b ($P < 0,05$). Previo al ANOVA, se evaluó la normalidad y la homogeneidad de varianza mediante los test de Shapiro-Wilk y Leven respectivamente.

Con el fin de desarrollar una **evaluación económica** de las opciones de sustitución, sólo se consideraron los escenarios en los que los resultados agronómicos fueron estadísticamente similares a los obtenidos utilizando turba comercial. Se utilizó la contabilidad de costes (Romero y col., 2006; Restrepo y col., 2013) para calcular determinados indicadores económicos y así, realizar un análisis de costes sobre el uso de compost como sustrato alternativo. La evaluación económica se basó en un análisis comparativo entre alternativas y, por lo tanto, no incluyó los costes fijos de las empresas (amortización de infraestructura, personal de administración, etc.), al considerar estos costes como similares en todas las opciones asumiendo que el uso de sustratos alternativos no plantea cambios en los costes fijos. Asimismo, para no introducir variables financieras se consideró en todos los casos financiación propia.

La unidad productiva establecida fue el coste variable total de producción, incluido el coste del circulante y el coste variable medio de cada 1000 plantas de semillero. Se utilizaron valores y datos obtenidos de diferentes fuentes (organismos públicos tanto del ámbito investigador como administrativo, empresas privadas del sector de los semilleros hortícolas, así como de asociaciones locales de productores). La estructura contable se calculó en función de consultas adicionales en cuatro empresas representativas del sector de semilleros hortícolas con un nivel similar de producción. Se consideró un año medio en plena producción, incluyendo los datos de las empresas colaboradoras y datos propios del proceso productivo general desde las administraciones públicas de Ecuador.

Los costes de oportunidad (Samuelson y Nordhaus, 1995) se calcularon como uso alternativo del capital de explotación en activos financieros sin riesgo, estimando un interés del 2,0% respecto al capital, en función del mercado actual de dinero y teniendo

en consideración el ajuste por efecto de la inflación, mientras que para el cálculo de costes e ingresos se utilizaron las variables productivas extraídas de las encuestas. A partir del coste variable total se calculó la importancia relativa del coste del sustrato y se cuantificó su valor en la unidad productiva. Los ingresos brutos totales se calcularon sin considerar coste de semilla, aunque en el caso de que la aportara el semillero, se trasladaba su coste directamente al cliente. A partir del ingreso bruto y de los costes variables totales se pudo calcular el Margen de Contribución (CM), como margen antes de aplicar amortizaciones y costes fijos, y calculado como diferencia entre los ingresos brutos (GI) y los costes incrementales (IC).

El **valor económico de los nutrientes** incluidos en los compost elaborados se calculó considerando los precios del fosfato de diamonio (PDA), cloruro de potasio (muriato de potasio y urea, provistos por el Banco Mundial. Sobre la bases de estos materiales, se determinó el valor de 100 Kg de cada componente respectivamente (N, P_2O_5 y K_2O). Así, se asignó el valor económico de los nutrientes presentes en los compost, considerando un contenido de 25% de materia fresca en todos los compost.

3.3.3. Resultados y discusión

En relación a los **resultados obtenidos**, todos los procesos de compostaje se desarrollaron en forma simultánea durante 97 días de fase biooxidativa. La fase termófila en todos los escenarios tuvo un carácter continuo una vez alcanzada (tabla 3.3.1 y figura 3.3.1). La eliminación de impropios en las pilas 2 y 3, respecto a la pila 1, favoreció una mayor intensidad (temperatura y duración) de la fase termófila, tanto en actividad exotérmica acumulada como en días en fase termófila, aunque la temperatura máxima no varió sensiblemente puesto que los impropios ejercen una cierta acción estructurante. La pila 4 que proviene de materia orgánica muy clasificada procedente de verdura y fruta muestra el mayor pico térmico, probablemente asociado a la elevada tasa de azúcares y carbono hidrosoluble. La incorporación de residuos de poda leñosa (pilas 5 y 6) prolongó el tiempo de compostaje con un perfil térmico bajo pero persistente y similar a sistemas de compostaje de restos de jardinería urbana en países desarrollados.

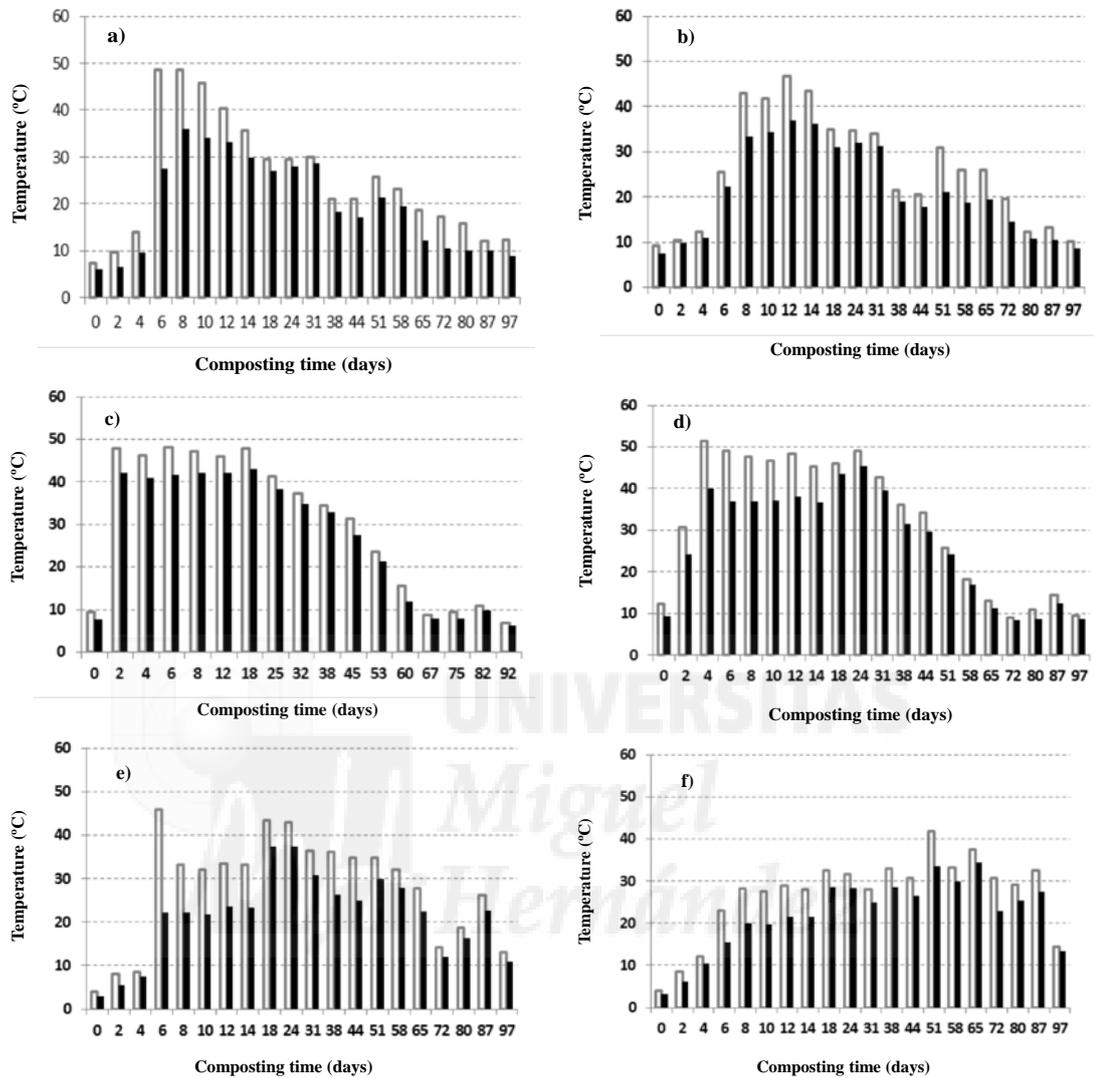


Figura 3.3.1. Perfil térmico de las pilas estudiadas (a: Pila 1; b: pila 2; c: Pila 3; d: Pila 4, e: Pila 5; f) Pila 6).

Tabla 3.3.1. Parámetros de interés desarrollados durante el proceso de compostaje.

Parámetro	Pila1	Pila 2	Pila 3	Pila 4	Pila 5	Pila 6
Fase termófila, $T^a > 40^{\circ}\text{C}$ (días)	25	23	42	42	52	79
Temperatura máxima ($^{\circ}\text{C}$)	63,0	60,8	62,3	66,0	59,4	55,0
Índice EXI ¹	1885	2077	2431	2508	2392	2565

¹EXI: incremento de temperatura acumulado entre la pila la temperatura ambiente

Todos los **compost** mostraron valores de pH alcalino, sólo los C1 y C2 mostraron valores cercanos a la neutralidad (tabla 3.3.2). Los valores de conductividad eléctrica fueron bajos comparados con compost comerciales homologables, probablemente debido al lavado de sales producido por la elevada pluviometría de la zona (144 l/m² durante el

periodo de estudio) y el sistema abierto utilizado. Todos los compost mostraron contenidos notables de MO y de C_{OT} , superiores a los valores mínimos establecidos por la legislación española y por las directrices europeas y comparables a los alcanzados en plantas de compostaje industriales en España (Huerta-Pujol y col., 2011). Los valores de la relación C/N oscilaron entre 12,38 y 16,61, siendo inferior a 20, el valor límite fijado por la legislación española (BOE, 2013).

Tabla 3.3.2. Principales características de los compost finales (sobre materia seca).

Parámetro	C1	C2	C3	C4	C5	C6
pH	7,82	7,83	8,38	8,73	8,80	8,46
EC (dS m ⁻¹)	1,76	1,37	1,72	1,80	1,24	1,63
OM (%)	42,1	43,3	46,8	55,0	59,7	56,2
C_{OT} (%)	24,4	25,1	27,1	31,9	34,6	32,6
N_T (%)	1,60	1,62	1,63	2,58	2,26	2,22
C_{OT}/N_T ratio	15,3	15,5	16,6	12,4	15,3	14,7
P_2O_5 (%)	0,76	0,76	0,87	1,04	0,98	0,79
K_2O (%)	1,24	1,29	1,41	3,47	1,65	1,04
Cext (%)	6,3	6,0	6,6	8,4	7,9	7,4
Cha (%)	3,7	2,8	2,5	3,4	3,1	3,3
Cfa (%)	2,6	3,2	4,1	5,0	4,8	4,1
Cw (%)	0,70	0,61	0,44	0,83	0,83	0,92
Polifenoles hidrosolubles (mg kg ⁻¹)	164	124	213	145	210	165
CEC (meq 100 g ⁻¹ OM)	127	134	155	128	118	108
GI (%)	59,5	74,1	80,7	76,8	77,6	68,7

EC: conductividad eléctrica, OM: materia orgánica; C_{OT} : carbono orgánico total; N_T : nitrógeno total; Cext: C orgánico extraíble; Cha: C ácido húmico; Cfa: C ácido fúlvico; Cw: C hidrosoluble; CEC: capacidad de cambio catiónico; GI: índice germinación.

Se destaca la eficiencia en la degradación de la materia orgánica residual, con descensos de la ratio C/N asociados al compostaje que superan el 32% en todos los escenarios y alcanzan el 40% para los compostajes con restos de poda (pila 5 y 6).

La concentración de macronutrientes NPK es homologable a la de otros compost desarrollados a partir de residuos municipales. Cuando la fracción orgánica es no diferenciada (C1 a 3), el contenido en N se sitúa en torno a 1,6% de N. El compost elaborado con residuos vegetales-frutícolas (C4) presenta el mayor contenido de NPK. Casi todos los compost verificaron el criterio relacionado con la ausencia de fitotoxicidad, mostrado por el índice de germinación > 50%; salvo el compost desarrollado con residuos municipales con presencia de impropios. Los contenidos finales de polifenoles hidrosolubles fueron bajos a pesar de los altos contenidos iniciales. La capacidad de intercambio catiónico fue superiores a 100 meq/100g MO para todos los compost. Este

parámetro aumentó a medida que la fracción orgánica de los residuos municipales estuvo más y mejor clasificada y con menor porcentaje de impropios.

Las características físicas y físico-químicas de los **sustratos**, fueron estadísticamente influenciadas por el tipo y proporción del compost (tabla 3.3.3).

Tabla 3.3.3. Propiedades físicas y fisico-químicas de los medios de cultivo elaborados.

	Densidad aparente (g/cm ³)	TPS (% vol)	AC (% vol)	TWHC (mL/L)	Contracción (% vol)	pH	EC (dS/m)
Sustrato ideal¹	≤ 0,4	> 85	20-30	550-800	< 30	5,2-6,3	< 0,5
Turba (P)	0,21a	86,5h	36,1e	502a	20,3d	6,05a	0,27a
P + C3 (25%)	0,37c	83,5g	19,4c	517a	13,5bc	7,38b	0,57b
P + C3 (50%)	0,65f	72,6d	12,4b	601c	11,6b	7,99d	0,89c
P + C3 (75%)	0,92h	62,6b	10,8b	639d	4,8a	8,37fg	1,27e
P + C4 (25%)	0,43d	81,7f	18,6c	513a	15,5c	7,62c	0,57b
P + C4 (50%)	0,77g	68,9c	10,7b	582c	11,0b	8,22ef	1,14d
P + C4 (75%)	1,04i	58,7a	7,3a	630d	4,0a	8,45g	1,42g
P + C5 (25%)	0,35b	84,6g	26,2d	557b	16,7c	7,59c	0,6b
P + C5 (50%)	0,53e	77,6e	20,4c	583c	14,6bc	8,1de	0,92c
P + C5 (75%)	0,76g	69,0c	13,2bc	601c	3,8a	8,64h	1,32f
F-ANOVA	2255***	505***	129***	64***	47***	270***	1870***

¹ Abad et al. (2001) y Noguera et al. (2003). TPS: espacio poroso total; AC: capacidad de aireación; TWHC: agua total disponible; EC: conductividad eléctrica. *** Significante P < 0.001. Valores medios en columnas seguidos de la misma letra no son significativamente diferentes a P < 0.05 (Tukey-b test).

La densidad aparente (DA) de los sustratos aumentó con el incremento de la proporción de compost; los valores de este parámetro para las dosis 50 y 75% fueron superiores a las del sustrato ideal. El espacio poroso total (EPT), la capacidad de aireación y la contracción disminuyeron al aumentar la proporción de compost en el sustrato, en cambio, la capacidad de retención de agua (CRA) aumentó en este mismo sentido. En todos los sustratos con compost los valores de EPT fueron inferiores a los del sustrato ideal. Todos los medios de cultivo estudiados mostraron capacidad de aireación (CA) baja y dependiente del tipo de compost, los valores más altos se observaron para los sustratos con menos proporción de compost (25% v/v) y para la turba siendo el compost C5 el que presentó valores más idóneos. Los valores de CE y pH aumentaron con la proporción de compost en el medio de cultivo y, en general, todos los sustratos con compost, mostraron valores de pH superiores a los establecidos en el rango óptimo (5,2 a 6,3) propuesto por diferentes autores (Noguera y col., 2003; Sánchez-Monedero y col., 2004) y de CE superiores al nivel de referencia de CE (<0,5 dS/m) para un sustrato ideal

(Abad y col., 2001). Los sustratos elaborados con un 25% de compost mostraron valores de CE similar a los niveles de referencia mencionados. La salinidad puede representar el principal factor limitante para la germinación de semillas.

Tabla 3.3.4. Germinación de calabacín, tomate y pimiento en los sustratos mezcla elaborados.

Medio	Germinación (%)		
	Calabacín	Tomate	Pimiento
Turba (P)	87,5b	94,1a	92,5c
P + C3 (25%)	77,5a	95,0a	88,3bc
P + C3 (50%)	84,2ab	93,3a	78,3ab
P + C3 (75%)	75,8a	94,1a	72,5a
<i>P</i> -valor	4,6**	0,1ns	7,1**
Turba (P)	87,5b	94,1b	92,5b
P + C4 (25%)	82,5b	95,0b	90,0b
P + C4 (50%)	84,2b	93,3b	90,8b
P + C4 (75%)	69,2a	80,0a	56,6a
<i>P</i> -valor	14***	6,6**	37***
Turba (P)	87,5b	94,1a	92,5b
P + C5 (25%)	89,2b	93,3a	98,3b
P + C5 (50%)	71,7a	93,3a	80,8a
P + C5 (75%)	78,3a	89,2a	79,1a
<i>P</i> -valor	13***	0,8ns	10,3***

Valores medios en columnas seguidos de la misma letra no son significativamente diferentes (χ^2 test).

La germinación de semillas de tomate no estuvo influenciada por la adición de compost C3 o C5, obteniéndose valores similares a la turba, pero la proporción de 75% de compost C4 mostró una menor germinación que la turba (tabla 3.3.4). Respecto a calabacín, los tratamientos con 25 y 75% de compost C3, 75% de C4 y 50 y 75% de C5 disminuyeron la germinación de semillas respecto al control de turba.

En el caso de pimiento, la germinación de semillas para la dosis 25% C3 y C5, y 25 y 50% C4 fue similar a la obtenida en el tratamiento de turba, siendo inferior en el resto de tratamientos. Esta disminución general en la germinación podría deberse principalmente a la alta salinidad observada en estos sustratos. En general, la adición de compost a los sustratos incrementó el peso fresco y peso seco de la biomasa aérea de calabacín, tomate y pimiento. El tipo de compost utilizado influyó en el peso fresco de la biomasa aérea. En el caso del compost C5 y para la dosis 25% mostraron los valores más altos. En relación a los tipos de semillas, la producción de biomasa aérea fresca fue más

baja para pimiento, seguido de tomate y calabacín. El peso seco de la biomasa aérea fue más bajo para pimiento, obteniéndose valores similares para tomate y calabacín.

Los pesos de las raíces frescas y secas estuvieron influenciados por el tipo de compost, sus dosis y el tipo de semillas (tabla 3.3.5). En los dos casos se obtuvieron los valores más altos para el compost C5, mientras que los compost C3 y C4 dieron valores más bajos que aquellos observados con turba. La dosis 25% produjo los más altos valores en peso fresco y seco de raíces. Los valores de biomasa más bajos correspondieron a pimiento, seguido de calabacín y tomate.

La relación de biomasa aérea/raíz, indicativa de la firmeza del sistema radicular y su habilidad para resistir el trasplante en el campo, estuvo influenciada por el tipo de compost, la dosis y el tipo de semilla. En general, la turba y el compost C5 en dosis de 25% presentaron los más bajos valores para esta relación tanto en peso fresco como en peso seco. El valor más bajo para la relación biomasa aérea/raíz fue para pimiento, seguido de tomate y calabacín.

Tabla 3.3.5. Efecto de los diferentes medios ensayados sobre la producción de biomasa y aspectos morfológicos en calabacín, tomate y pimiento.

	Biomasa aérea g/plántula		Biomasa radicular g/plántula		Ratio parte aérea vs raíz		Calidad de raíz		
	Peso fresco	Peso seco	Peso fresco	Peso seco	Peso fresco	Peso seco	Densidad	Tipo	Color
Tipo de compost usado en el medio									
Turba	2,12a	0,16a	0,75b	0,053c	2,85a	3,02a	3,67a	3,83a	4,37a
C3	3,09b	0,23b	0,60a	0,046b	5,56c	5,33b	2,56a	2,60a	2,65a
C4	3,21b	0,25b	0,59a	0,041a	6,41d	6,77c	2,54a	2,49a	2,75a
C5	3,53c	0,27b	0,82c	0,061d	4,90b	5,58b	2,40a	2,40a	2,61a
F-ANOVA	19,2***	6,9**	258***	207***	51,5***	7,32**	1,19ns	1,72ns	1,73ns
Proporción del compost (% v:v)									
0	2,12a	0,16a	0,75c	0,054b	2,85a	3,02a	3,67c	3,83d	4,37d
25	3,57c	0,29c	0,84d	0,061c	4,64b	5,14b	2,93b	2,94c	3,18c
50	3,46c	0,25bc	0,67b	0,054b	5,68c	5,89bc	2,62b	2,58b	2,58b
75	2,80b	0,21ab	0,50a	0,035a	6,56d	6,65c	1,94a	1,96a	2,25a
F-ANOVA	63,5***	10,9***	443***	350***	82,8***	7,05**	42,3***	44,9***	75,8***
Cultivo									
Calabacín	4,81c	0,32b	0,53b	0,04a	9,67c	8,77c	1,61a	1,66a	1,71a
Tomate	3,61b	0,29b	1,06c	0,07b	3,44b	4,54b	4,14c	4,00c	4,92c
Pimiento	1,07a	0,11a	0,44a	0,04a	2,93a	3,50a	2,10b	2,22b	1,89b
F-ANOVA	1157***	73,1***	1600***	517***	1044***	77,9***	261***	217***	924***

***, ** y ns: *** Significante $P < 0.001$, 0.01 y 0.05 respectivamente. Valores medios en columnas seguidos de la misma letra no son significativamente diferentes a $P < 0.05$ (Tukey-b test).

Para establecer el **análisis de costos** de la propuesta de utilizar compost en la producción de semilleros, se ha calculado la estructura de costes de una empresa tipo del sector de los semilleros hortícolas en Ecuador, incluyendo las variables de producción de una empresa de España de características similares. Los costes de mano de obra son los principales y representan el 54% del coste variable total. El consumo de turba es el siguiente aspecto en importancia y supone el 33% en Ecuador. Los costes asociados a los procesos de compostaje es otro aspecto que presenta dificultades, por las grandes diferencias entre Europa y Latinoamérica en términos de tecnología y desarrollo (tabla 3.3.6 y 7). Dependiendo del país europeo, los costes pueden oscilar entre 28 y 70 €/tonelada. En Ecuador debido a la escasez de compost maduro, los costes podrían alcanzar los 150 €/tonelada debido a la importación desde otros países.

Tabla 3.3.6. Variables de producción usadas en el estudio del caso.

Item	Valor escenario	Valos escenario
	Ecuador	España ¹
Producción (plantas año ⁻¹)	12,000,000	167,000,000
Superficie invernaderos (m ²)	1,000	55,000
Bandejas (número de alveolos)	210-338	150- 216- 294- 384
Vida útil bandejas (años)	6	4
Capacidad promedio de alveolo (cm ³)	8	16.5
Tipo de turba	Peat 75-85% <i>Sphagnum moss</i>	Peat 80-20 <i>Sphagnum moss</i>
Consumo turba (m ³ año ⁻¹)	84	2,749
Precio promedio turba (€ m ⁻³)	123	37
Numero empleados	2	20
Consumo agua (m ³ ha ⁻¹ año ⁻¹)	182	7,273
Precio agua (€ m ⁻³)	0.05	0.20
Beneficio bruto (€ año ⁻¹)	1,500,000	1,462,320
Ingresos (€ por 1000 plantas)	15.00	8.76

¹ Restrepo et al. (2013)

Tabla 3.3.7. Cuadro de costes para una empresa representativa del sector.

Costes/Ingresos	Ecuador		España ¹	
	Coste absoluto (€)	Coste relativo (%)	Coste absoluto (€)	Coste relativo (%)
Mano de obra (€ año ⁻¹)	16,860	54.08	299,268	59.2%
Costes agua riego (€ año ⁻¹)	24	0.078	8,000	1.6%
Fertilizantes (€ año ⁻¹)	200	0.64	6,480	1.3%
Fitosanitarios (€ año ⁻¹)	200	0.64	32,400	6.4%
Energía (€ año ⁻¹)	960	3.08	12,178	2.4%
Turba (€ año ⁻¹)	10,332	33.14	101,719	20.1%
Vermiculita (€ año ⁻¹)	-	-	10,260	2.0%
Bandejas (€ año ⁻¹)	2,600	8.34	35,640	7.0%
Total (€ año⁻¹)	31,176	100%	505,944	100%

¹ Restrepo et al. (2013)

Para nuestro cálculo se usó el valor de 50 €/tonelada, considerando la comercialización a granel del compost municipal, la reducción de los costes de inversión relacionados con el embalaje y la percepción de la calidad de los usuarios finales. Los compost obtenidos mostraron una densidad aparente más alta que la turba (en promedio 0,82 g/cm³ comparado con la turba, 0,21 g/cm³), por lo que el precio del compost se estableció en 40 €/m³. Sin embargo, otros procesos de compostaje orientados a mejorar las propiedades físico-químicas y físicas podrían reducir la densidad aparente del compost a valores promedios de 0,5 -0,6 g/cm³.

Table 3.3.8. Coste promedio de los sustratos mezcla alternativos basados en el precio variable del compost.

Precio del compost (€ m ⁻³)	Coste promedio del sustrato mezcla al 25% (€ por 1000 unidades)
0	6,46
10	6,51
20	6,55
30	6,60
40	6,65
50	6,70
60	6,74
70	6,79

Se determinaron indicadores económicos de la actividad productiva para el análisis de la situación actual y las alternativas que suponen la sustitución parcial de turba (tabla 3.3.8). El precio actual de la turba usado como sustrato determina el umbral de viabilidad de los sustratos alternativos, en los análisis realizados se estableció su precio en 123 €/m³. Así, los sustratos alternativos deben tener un coste más bajo para que sean considerados como una alternativa factible desde el punto de vista económico. El costo de la turba como un sustrato es 8,61 € para 1000 unidades (planta de semilleros comerciales).

El estudio económico estuvo enfocado para el escenario óptimo de sustitución del 25% para los tres cultivos. Así por ejemplo, con el precio estimado para el compost (40 €/m³), una sustitución de turba por compost al 25% supondría pasar de un coste de 8,61 a 6,65 €/1000 unidades, es decir, una reducción del 23% en el coste del sustrato, situándose en 21% para el escenario más conservador (precio del compost 70 €/m³). Es importante

indicar que el compost es un subproducto proveniente de residuos sólidos, con esta aplicación se le da un valor y, por lo tanto, un precio de mercado estable con suministro asegurado y estable.

El precio del compost influye en el coste total del sustrato y, consecuentemente, en el coste variable unitario y coste variable total, lo que tendría un efecto directo en el incremento del margen bruto de la empresa tipo (tabla 3.3.9).

Tabla 3.3.9. Indicadores económicos basados en el precio variable del compost.

Precio compost (€/m ³)	Coste incremental (€/1000 ud)	Coste total sustrato (€/año)	Coste incremental anual (€/año)	Contribución margen (€/año)
	25%	25%	25%	25%
0	19.48	23,382.62	41,629.62	1,458,370.38
10	19.63	25,556.43	41,803.43	1,458,196.57
20	19.77	23,730.24	41,977.24	1,458,022.76
30	19.92	23,904.04	42,151.04	1,457,848.96
40	20.06	24,077.85	42,324.85	1,457,675.158
50	20.21	24,251.66	42,498.66	1,457,501.34
60	20.35	24,425.47	42,672.47	1,457,327.53
70	20.50	24,599.27	42,846.28	1,457,153.72

En el escenario más conservador (precio del compost 70 €/m³) el margen bruto empresarial se incrementaría en 2,9%. Este valor puede ser pequeño y no justificar en algunos casos el cambio de estrategia productiva de la empresa, pero este resultado es importante, ya que demuestra que hoy en día estas soluciones son factibles desde el punto de vista económico y además, puede significar en la mayoría de los casos la diferencia entre viabilidad económica y la inviabilidad de una empresa. Dependiendo de otros aspectos condicionantes, como el encarecimiento del recurso turba y de la energía asociada a su transporte, junto con potenciales normativas y aspectos legales que reduzcan el uso de turbas a nivel mundial, hacen que la tendencia a futuro favorezca claramente la sustitución progresiva de turbas por compost en usos de germinación y propagación en actividades de semilleros hortícolas. También, este hecho se debe unir a la progresiva internalización de los costes medioambientales en el precio de las turbas.

En cuanto a la **estimación del valor económico** asociado a los nutrientes del compost obtenido, considerando que el precio promedio de la urea, DAP, y cloruro de potasio en el año 2015 de acuerdo al Banco Mundial (euros/tonelada) es 241,83; 459,17 y 272,21 respectivamente, el valor de las unidades fertilizantes de N, P₂O₅ y K₂O se podría promediar en 0,53; 2,27 y 0,55 €/100 Kg. Teniendo en cuenta estos valores y la concentración de estos nutrientes en los compost finales, se estableció el valor de cada compost (euros/tonelada de compost, sobre materia fresca). Valorar y gestionar de forma eficiente el contenido de nutrientes, sobretodo de fósforo, que supone el 50% del valor total de los macronutrientes del compost, implicaría un ahorro adicional de coste en los viveros.

Tabla 3.3.10. Valor equivalente de los nutrientes NPK presentes en el compost (euros por tonelada de compost m.s.) (N, P₂O₅ y K₂O)

Nutriente	C1	C2	C3	C4	C5	C6	Average
N _T	8,4	8,5	8,6	13,6	11,9	11,7	10,5
P ₂ O ₅	17,2	17,2	19,7	23,6	22,2	17,9	19,6
K ₂ O	6,8	7,0	7,7	19,0	9,0	5,6	9,2
Valor total combinado	32,4	32,7	36,0	56,2	43,1	35,2	39,3

3.3.4. Conclusiones

Las estrategias de compostaje han mostrado ser viables para el correcto manejo de residuos municipales en la región del Chimborazo (Ecuador) y han sido eficientes para la estabilización y humificación de materia orgánica residual, así como para la eliminación de fitotoxicidad. Es de destacar el elevado valor fertilizante (NPK) del compost elaborado con restos hortícolas y frutícolas procedente del canal mercado. Los compost elaborados con restos de jardinería urbana, usando especies de Latinoamérica se asemejan a compost similares elaborados en países europeos.

El medio de cultivo con la proporción de 25% de compost no indujo una disminución de la germinación de los cultivos, aumentando además su peso fresco y seco y el peso seco de la raíz en comparación con la turba, a pesar de tener valores de pH superiores al sustrato ideal, lo cual puede ser un factor limitante para su uso. Estos compost podrían utilizarse como sustituto parcial de la turba en sustratos de semilleros de vegetales, especialmente a la dosis 25% para la cual ha mostrado beneficios en el crecimiento de tomate, calabacín y pimiento en comparación con la turba. Desde la perspectiva

económica, la alternativa de sustitución de turba con 25% de compost podría suponer un 23% de reducción en el costo del sustrato, en el escenario más conservador, la reducción sería del 21%, con un incremento del 2,9% en el margen comercial de una empresa tipo. De esta forma, el compostaje no sólo puede constituir un método viable y eficiente para el manejo de residuos en países en desarrollo como Ecuador, sino que además el compost obtenido puede tener un valor económico adicional derivado de su contenido de nutrientes y de su uso como componente de medios de cultivo, lo cual podría disminuir el costo promedio de sustratos usados en semilleros.

3.3.5. Indicios de calidad asociados al experimento

De este experimento se ha generado el manuscrito “Composting as sustainable strategy for municipal solid waste management in the Chimborazo Region, Ecuador: suitability of the obtained compost for seedling production” que se encuentra en proceso de revisión en la revista SCI Journal for a Cleaner Production.

El título en castellano es “Compostaje como estrategia sostenible para el manejo de residuos sólidos municipales en la Región de Chimborazo, Ecuador: utilización del compost obtenido para producción de semilleros” cuyos autores son J. Jara-Samaniego, M.D. Pérez-Murcia, M. A. Bustamante, A. Pérez-Espinosa, C. Paredes, M. López, D.B. López-Lluch, I. Gavilanes-Terán, R. Moral. A continuación se adjunta una versión adaptada de dicho manuscrito:

COMPOSTING AS SUSTAINABLE STRATEGY FOR MUNICIPAL SOLID WASTE MANAGEMENT IN THE CHIMBORAZO REGION, ECUADOR: SUITABILITY OF THE OBTAINED COMPOSTS FOR SEEDLING PRODUCTION

Abstract

Solid waste management is a huge challenge in developing countries mainly due to factors such as population increase, poverty and the lack of proper investment by the respective governments. Composting, if it is properly carried out, can constitute a viable method for organic waste management in these countries, due to its low operational cost and the income generation, with low environmental impact. Thus, this paper studies composting as treatment method for the sustainable management and recycling of the municipal solid wastes generated in the Chimborazo Region (Ecuador), and the use of some of the composts obtained as growing media for seedling production. For this, six piles were elaborated using municipal solid wastes: Piles 1, 2 and 3 were prepared using municipal solid wastes from the Riobamba landfill and Piles 4, 5 and 6 were elaborated using source-separated market waste and urban pruning wastes. After composting, composts C3, C4 and C5 (from Piles 3, 4 and 5, respectively) were used as substrate components, mixed with peat in different percentages (0, 25, 50 and 75%, volume/volume) for seedling production of tomato, courgette and pepper. The composts obtained showed adequate physico-chemical and chemical properties, and a suitable degree of stability and maturity, with absence of phytotoxicity. Regarding their use as growing media, the substrates with 25% (volume/volume) of the compost C3, C4 or C5 had the best properties for their use as substrate components, only C3 reducing the seed germination in the courgette crop. In addition, at an economic level, the alternative of peat substitution at 25% with compost can suppose a reduction of 23% in the cost of the substrate. In the most conservative scenario, this reduction can be of 21%, also with an increase of 2.9% in the business contribution margin. Therefore, composting can be a suitable method not only for the management and recycling of these waste streams, but also for adding value to them, as components of growing media in seedling production.

Keywords: developing countries, municipal solid waste, compost, growing media, seedling production, economic value.

1. Introduction

Municipal solid waste (MSW) has become a matter of increasing global concern, due to the rapid increase in the world population and rate of urbanization, link to higher levels of consumption of goods and services, with a subsequent greater generation of solid waste. The amount of MSW produced worldwide is estimated between 1.3 and 1.9 billion tonnes per year, being projected to rise approximately 2.2 billion tonnes per year by 2025 (Hoornweg and Bhada-Tata, 2012; Leal Filho et al., 2015). The management of MSW constitutes a concern for the higher income nations (Eriksson et al., 2005). However, this situation is especially severe in developing countries, with a population that accounts for more than 70% of the world's population and where the economic growth and the rise in living standards of the growing populations are linked to an accelerated generation rate of MSW (Leal Filho et al., 2015). In Latin America, the daily MSW generation is estimated to be approximately 436,000 tonnes, with 0.93 kg/person/day (Tello Espinoza et al., 2010), with a predicted generation of 1.5 kg inhabitant⁻¹ day⁻¹ by 2025, the urban population producing the greatest percentage of

waste (Hoornweg and Bhada-Tata, 2012). Concretely, the generation of MSW in Ecuador was of 1.13 kg inhabitant⁻¹ day⁻¹ in 2012.

Incineration, landfilling, reuse and recycling, among others, currently constitute the main options for solid waste management (Lim et al., 2015). In most of the developing countries, such as Ecuador, landfilling and open dumping still constitute the main methods of solid waste disposal (Hoornweg and Bhada-Tata, 2012). Thus, in Latin America, about 60% of MSW is discarded in dumps (Hoornweg and Giannelli, 2007). This fact is mainly due to the lack of a suitable financial support and/or the necessary technical knowledge, which makes difficult the safe disposal and/or treatment of the wastes (Lim et al., 2015). Recently, in Ecuador, where the responsibility for MSW services is municipal, important efforts have been carried out concerning the management of this type of wastes. This situation has involved significant achievements in the coverage of some services, such as collection and disposal in suitable landfills. However, the lack of financial capability slows down the improvements reached in this sector (Jara-Samaniego et al., 2015). Thus, activities such as the reduction, recovery and recycling of wastes (for example, as biogas), selective collection, recycling of materials, composting and heat treatment with energy recovery are very incipient. This situation favours inadequate MSW disposal practices, such as dumping in streams and rivers, which produce serious pollution problems in the ground and surface waters. Therefore, it is necessary to develop waste management solutions, taking into account the characteristics and limitations present in developing countries, such as Ecuador.

The composting technologies can constitute a viable alternative for the management of the organic fraction of MSW in developing countries, due to its simplicity and quick and easy implementation and the lesser costs of this technology compared to other options, which required higher economic resources for their start-up and maintenance. In this sense, cost-benefit analysis of landfilling and composting indicates that composting is a more attractive alternative due to its lower environmental and social costs (UNEP, 2011). In addition, several life cycle assessment studies have reported that composting constitutes a more environmentally-friendly alternative than other organic waste disposal options, such as incineration and landfilling (Saer et al., 2013). In addition, composting of MSW not only allows the management of these waste streams, reducing the quantity of organic matter (OM) sent to landfills, with the consequent reduction of greenhouse gas emissions, but also the obtaining of an added value product that can be safely used as soil amendment or, if its quality is sufficiently high, as a total or partial substitute of traditional materials used as growing media for soilless crop production, such as peat. In this sense, the need for alternative materials to peat for the preparation of growing media, due to the environmental impact and economic cost of the exploitation and use of peat, and its partial and/or total substitution with composts from different raw materials, have been highlighted by numerous authors (Pérez-Murcia et al., 2006; Bustamante et al., 2008b; Jayasinghe, 2012; Zhang, et al., 2013; Ceglie et al., 2015).

In Ecuador, compost is particularly appropriate as an alternative component to peat for the preparation of growing media, since peat does not occur in the country. Thus, in this region there is a real opportunity to design management protocols that direct these streams to this application. However, the potential drawbacks derived from the alternative use of these materials could be, on the one hand, the variability of the raw materials that can result in an uneven compost quality and therefore, of plant nutrition and growth and, on the other hand, the presence of several characteristics that can limit their use as substrate for horticultural soilless crop production, reported in previous

studies, such as phytotoxicity, inadequate physical properties, excess of salts and/or nutrients and the presence of undesirable compounds such as heavy metals (Bustamante et al., 2008b; Rinaldi et al., 2011). Hence, the optimisation of the percentage of compost in the growing media is fundamental to avoid aspects potentially limiting to plant growth (Ceglie et al., 2015).

Therefore, the objectives of this work were: i) to evaluate composting as a method for the recycling of the organic streams derived from the collection of waste from landfill, markets and prunings in the area of study (Chimborazo Region, Ecuador); ii) to study the characteristics and effects of the most suitable composts obtained as partial peat substitutes in substrates for seedling production of three horticultural plant species, in order to evaluate the potential implementation of this technology in the particular conditions of the studied area; iii) to carry out a cost analysis of using composts for seedling production at a commercial level, based on a comparative analysis to determine the conditions under which the composts obtained are viable and can compete with a commercial substrate (peat); and iv) to estimate the economic value of the nutrients included in the composts obtained.

2. Material and methods

2.1. Composting procedure

The composting experiment was conducted at the Faculty of Sciences of the Higher Polytechnic School of Chimborazo (Ecuador), with the preparation of six composting piles of different wastes. Piles 1, 2 and 3 were elaborated using MSW from the landfill in the city of Riobamba. This is an unclassified residual stream (organics, 64.7%; plastic, 13.6%; paper and carton, 12.9%; glass, 2.0%; metals, 2.0%; other, 4.8%). Pile 1 was developed with MSW obtained at its point of entry into the landfill, without sorting; Pile 2 was made with the organic fraction of the MSW after manual sorting of recyclable items (paper, cardboard, plastics and metals); Pile 3 was developed after performing a secondary separation of the previous organic fraction of MSW, with the total elimination of material unfit for composting. Pile 4 was prepared using organic wastes from markets, which enter the landfill separately and are composed of residues of fruits (orange, apple, banana, pineapple, coconut, watermelon) and vegetables (carrots, beans, cauliflower, lettuce, corn, peas, cabbage, coriander, tomato, celery). Pile 5 was prepared with a mix of market and pruning wastes (*Acacia* L., *Ficus* L., *Populus* L. and urban garden herbaceous/grass cuttings) in the proportion 1:4, w/w (fresh mass basis). Finally, Pile 6 contained a mixture of *Lantana camara* L. and prunings (1:2, w/w, fresh mass basis).

The trapezoidal piles (2 x 3 x 1.5 m) of approximately 1000 kg were composted by the turning composting system. The temperature (never above 65 °C) and moisture content (never less than 40%) were controlled by adding the necessary water and turning the pile. The bio-oxidative phase was completed when the temperature of the piles was stable and close to that of the surrounding environment. Then, the composts were left to mature for two months. The initial bulk densities of each pile were 0.16; 0.21; 0.26; 0.29; 0.20 and 0.26 kg/L and the initial C/N ratios were 22.4; 24.0; 28.3; 18.7; 25.8; and 24.4 respectively.

2.2. Experiment of seedling production

The experiment was developed in a commercial greenhouse (Semilleros El Raal-Cox, S.L.) placed in Orihuela (Spain). The composts C3, C4 and C5, from Piles 3, 4 and 5, respectively, were chosen on the basis of their lower phytotoxicity (GI) compared to the other composts. Ten growing media were made by mixing peat with different percentages (25, 50 and 75%, volume/volume) of compost (C3, C4 and C5), using peat as control treatment. Three crops were selected according to their different salinity tolerance: low sensitivity, tomato (*Lycopersicon esculentum* Mill. cv. Malpica); moderate sensitivity, courgette (*Cucurbita pepo* L. cv. Mastil F1); and high sensitivity, pepper (*Capsicum annum* L. cv. Largo de Reus Pairal). These species were planted (sowing one seed per cell) in 80 x 50 cm polystyrene trays, each with 294 cells in the form of an inverted pyramid. The plot design was based on the use of two replicates per treatment. Germination occurred in a climate chamber at 27 ± 1 °C and a relative humidity of 95%. Afterwards, the trays were distributed randomly in a greenhouse with a polyethylene cover, without additional heating and natural daylight conditions. The trays were watered daily and twice a week were fertilised using a solution containing (mM): 49.4 phosphorus pentoxide (P_2O_5), 23.4 dipotassium oxide (K_2O), 136 nitrogen (N) [nitrate (NO_3^-) + ammonium (NH_4^+)], 22.8 calcium oxide (CaO), 6.25 iron (Fe), 0.54 zinc (Zn), 0.24 copper (Cu), 0.16 molybdenum (Mo) and 3.18 manganese (Mn). Seedlings were harvested when reached the commercial size for transplanting. The quality of the roots was assessed according to the following criteria: root density (1-low, 5-high), type of roots (1-thin and weak, 5-thick and strong) and root colour (1-dark, 5-white). Subsequently, the fresh weight of the seedlings were determined before drying at 60 °C in a forced-air oven for 72 h, to determine dry weight, and finally, prior to be analysed, were ground to 0.5 mm.

2.3. Analytical methods

In the compost samples, pH and electrical conductivity (EC) were determined in the 1:10 (weight:volume, w:v) water-soluble suspension (Bustamante et al., 2008a). Dry matter was determined in the samples after drying during 12 h at 105°C and the determination of organic matter (OM) was carried out through determination of the loss-on ignition at 430°C for 24 h (Bustamante et al., 2008a). Total organic C (C_{OT}) and total N (N_T) were analysed using an elemental analyser (Truspec CN, Leco, St. Joseph, Mich., USA) by dry combustion at 950 °C. Water-soluble organic carbon (WSC) was determined in a 1:20 (w/v) water-soluble extract and measured using an automatic carbon analyser (TOC-VCSN, Shimadzu Corporation, Kyoto, Japan), as were the 0.1 M NaOH-extractable organic carbon (Cex) and fulvic acid-like carbon (Cfa), the latter after precipitation of the humic acid-like carbon (Cha) from the NaOH-extraction at pH 2.0 (Sánchez-Monedero et al., 1996). The Cha was calculated by subtracting the Cfa from the Cex. In the acid extract of the $HNO_3/HClO_4$ digestion, P was assessed colourimetrically as molybdovanadate phosphoric acid, while K was determined by flame photometry (Jenway PFP7 Flame Photometer, Jenway Ltd., Felsted, Dunmow, Essex, UK). Cation exchange capacity (CEC) was determined with $BaCl_2$ -triethanolamine, water-soluble polyphenols were determined by the modified Folin-Ciocalteu method in a 1:20 (w/v) water extract and the germination index GI was determined using seeds of *Lepidium sativum* L., according to the methods described by Bustamante et al. (2008a). The determination of the physical and chemical substrate characteristics was carried out following the methods described by Bustamante et al. (2008b). All analyses were developed in triplicate.

2.4 Statistical methods

The two-way analysis of variance for repeated measures (two-way repeated measures ANOVA) was used to study the effect of the type of substrate, the percentage of compost in the mixture and the plant species. The Tukey-b test was used ($P < 0.05$) to compare the differences obtained. The Shapiro-Wilk and Levene tests were carried out prior to performing the ANOVA, to evaluate the normality and variance homogeneity, respectively. The SPSS v. 18.0 statistical software package was used for the data analysis.

2.5. Economic assessment of the substitution scenarios assayed

In the economic study to evaluate the potential alternative substitution options, only were used the scenarios where the results were statistically similar to that obtained using commercial peat at an agronomical level. To carry out this cost analysis cost accounting was used (Romero et al., 2006; Restrepo et al., 2013b). The economic assessment was based on a comparative analysis among the different alternatives considered without including fixed costs, such as the infrastructure depreciation cost (Restrepo et al., 2013b). Therefore, in this evaluation is accepted that the use of alternative substrates did not change the fixed costs, since it is assumed that these costs associated to all the alternatives are similar. Hence, all the operations were considered self-financing to avoid including financial variables (Restrepo et al., 2013b). Firstly, it is necessary to define the total variable production cost, included in the cost of the working assets, considering the average variable cost of each 1000 seedlings as a production unit. In the assessment were utilized values and data collected from different sources, such as public research and management organizations, as well as local producers associations and private companies of the seedling production sector. In the calculation of the cost structure was considered the additional consulting from four seedling production representative companies with similar production. In addition, in order to develop a suitable application of this analysis methodology was necessary to have information concerning the production structure of the companies. Therefore, it required the establishment of the particular conditions of the representative enterprises in the study area (García García et al., 2012). The analysts performed observations during half a year at full production, also considering the data from the general productive process of public institutions and from the collaborative enterprises in Ecuador. This information was collected through “in situ” interviews at three phases: i) interviews with the farmers; ii) questionnaires; and iii) validations of the information with determined questions directed to the interviewees. According to Samuelson and Nordhaus (1995), the opportunity costs were determined as the next-best alternative use of working capital in risk-free financial assets. For this, an interest rate of 2.0% was considered, based on factors such as the inflation adjustment and the current cost of money. The production variables obtained from the interviews (Table 6) were used to calculate incomes and costs. The relative importance of the cost of the growing medium was quantified through the use of the total variable cost, the production unit value being also calculated. The customer usually provides seeds to the commercial seedling company; when the nursery provides the seeds, the costs are directly transferred to the customer. Thus, total gross annual incomes were calculated without including the seeds. Also, the total variable costs and gross income might be calculated through the Contribution Margin (CM), the margin utilized before considering depreciation and fixed costs. CM was determined as the difference between the gross incomes (GI) and the incremental costs or variable costs (IC) (Restrepo et al., 2013b). In addition, the savings in the costs of peat, the evolution of

the average variable cost and the subsequent increase in the commercial Contribution Margin were considered for an enterprise representative of the seedling production sector.

2.6. Economic value of the nutrients included in the obtained composts

The economic value of the nutrients included in the composts elaborated was calculated considering the price of diammonium phosphate (DAP), *standard size, bulk, spot, f.o.b. US Gulf*; potassium chloride (muriate of potash), *standard grade, spot, f.o.b. Vancouver* and Urea; Black Sea, *bulk, spot, f.o.b. Black Sea (primarily Yuzhnyy) beginning July 1991; for 1985-91 (June) f.o.b. Eastern Europe*, provided by the World Bank. Based on these materials, the value of 100 kg of each respective compound (N, P₂O₅ and K₂O) was determined. Then, the economic value of the nutrients present in the composts was assigned, considering a content of 25% of fresh matter in all the composts.

3. Results and discussion

3.1. Temperature evolution of the composting piles

All the composting processes took place simultaneously, lasting the bio-oxidative phase 97 days in all the mixtures (Figure 1). At this point, the piles maintained during 15 days a difference of less than 10 °C between their average temperature and the ambient temperature (except Piles 5 and 6). The thermophilic phase in all cases was continuous once it had been reached. The elimination of unsuitable materials from Piles 2 and 3, with respect to Pile 1, produced a greater intensity (temperature and duration) of the thermophilic phase (Table 1), with respect to both exothermal accumulation and the number of days in the thermophilic phase, although the maximum temperature did not vary appreciably, since the unsuitable materials exercised some structuring effect. Pile 4, made from identified vegetable and fruit waste showed the greatest thermal peak, probably associated with high levels of sugars and water-soluble carbon (Bustamante et al., 2008a). The incorporation of woody pruning wastes (Piles 5 and 6) lengthened the composting process and gave it a low but persistent thermal profile similar to the composting of urban garden remains in developed countries (Brewer and Sullivan, 2003).

3.2. Quality of the composts obtained

In Table 2 are displayed the principal properties of the final composts. All the composts showed alkaline pH values, only C1 and C2 showing values close to neutrality. The EC values were low compared with commercial composts, probably due to the washing-out of salts by the high rainfall of the area (144 mm during the study period), since the process was developed in an open area.

All the composts showed notable contents of OM and total organic C, higher than the minimum values established by Spanish law and European guidelines and comparable to those achieved in industrial composting plants in Spain (Huerta-Pujol et al., 2011).

The values of the C/N ratio ranged from 12.4 to 16.6, always being less than 20, the threshold set by the Spanish legislation (BOE, 2013). It is remarkable the efficiency of the degradation of the OM of the residues, also showed in the decrease of C/N ratio throughout the composting process, which exceeded 32% in all cases and reached 40% for the composted pruning waste (Piles 5 and 6). López et al (2010) observed significant differences for this relationship between the separation in the plant (20.0) and separation at source (17.0), probably due to the increase of nitrogenous species, which was significant in the latter case (44% greater).

The concentration of the NPK macronutrients was comparable to other composts developed from MSW (Busby et al., 2007; Moldes et al., 2007). When the organic fraction was non-differentiated (C 1-3), the N content was around 1.6%. The compost made from vegetable-fruit waste (C 4) had the highest NPK content.

Regarding to the maturity parameters, almost all the composts satisfied the criteria related to the absence of phytotoxicity, as shown by the germination index (> 50%); the exception was the compost developed from unsorted MSW, which potentially limits plant production. The final contents of water-soluble polyphenols were low, although the initial contents were high (over 14 g kg⁻¹ for the compost made with vegetable-fruit waste). In this sense, similar results were observed in composts made from winery-distillery wastes (Bustamante et al., 2008a).

The cation exchange capacity exceeded 100 meq 100 g⁻¹ OM for all the composts. It is important to remark the increase in this parameter when the organic fraction of the MSW was sorted better and had a lower percentage of material unfit for composting.

In addition, the composts obtained also had satisfactory values of parameters related to the sanitation of the mixtures during the composting process: the analysis of pathogenic microorganisms (data not shown) showed the absence of *Salmonella* and contents of *E. coli* below the limit set by the Spanish legislation (BOE, 2013).

3.3. Properties of the growing media

Table 3 shows the physical and physico-chemical characteristics of the substrates, in comparison with the values of the ideal substrate, according to Abad et al. (2001) and Noguera et al. (2003). These properties were statistically affected by the origin and percentage of compost in the substrates, as observed by Zhang et al. (2013). The bulk density (BD) of the substrate increased when the percentage of compost augmented in the mixture; the values of this parameter for the mixtures with 50 and 75% of compost were superior to the ideal substrate. Other authors have also found an increase in the BD of the substrate with increasing compost proportion in the substrate (Hernández-Apaolaza et al., 2005; Bustamante et al., 2008b). As the percentage of compost in the substrate increased, the total pore space (TPS), aeration capacity (AC) and shrinkage decreased, whereas the total water holding capacity (TWHC) increased. In all the substrates with compost, the TPS values were lower than for the ideal substrate. All the growing media studied had low AC, which was dependent on the type of compost: the growing media with greatest values were peat and that with the lowest percentage of compost (25% v/v), while compost C5 had the most suitable values.

The EC and pH values increased with the percentage of compost in the growing media. In general, the pH values in all the substrates, including the control treatment (peat), were greater than the values proposed by different authors for an ideal substrate (Noguera et al., 2003; Sánchez-Monedero et al., 2004). Bustamante et al. (2008b) also reported increases in the pH when using composts made from distillery waste as components of growing media. All the substrates with more than 25% compost had EC values greater than the optimal value ($< 0.5 \text{ dS m}^{-1}$) (Abad et al., 2001). The substrates made with 25% compost showed EC values similar to the cited reference level, although higher than the control of peat. Salinity constitutes an essential aspect for the potential use of a material as substrate, since it constitutes the principal restrictive aspect for plant germination and growth (García-Gómez et al., 2002; Sánchez-Monedero et al., 2004; Bustamante et al., 2008b).

3.4. Seed germination and seedling growth and yield

The presence of compost C3 or C5 in the substrates did not affect tomato seed germination, obtaining values similar to those observed in the peat control (Table 4), but the proportion of 75% of compost C4 showed lower germination than for peat. With respect to courgette, the presence of 25 or 75% compost C3, 75% compost C4 or 50 or 75% compost C5 decreased seed germination compared to peat. In the case of pepper, the germination obtained with 25% compost C3 or C5, or 25 or 50% compost C4, was similar to that in peat, being lower for the other treatments. This general decrease in the germination rate could be mainly due to the higher salinity observed in these substrates (Table 3), which increased with the percentage of compost in the mixture, as it has been previously commented. Several authors (Gajdos, 1997; Sánchez-Monedero et al., 2004; Pérez-Murcia et al., 2006; Restrepo et al., 2013a) have also reported a decrease in the germination rate of seeds of various crops by increasing the compost percentage in the substrate, attributing this to an increase in substrate salinity.

In general, the addition of compost to the substrate increased the aerial fresh and dry weights of courgette, tomato and pepper (Table 5). Other authors (García-Gómez et al., 2002; Pérez-Murcia et al., 2006; Bustamante et al., 2008b; Jayasinghe, 2012) who used compost as a substrate component attributed the increase in plant growth to the significant incorporation of nutrients from the compost, especially N and P. The aerial plant fresh weight was also affected by the type of compost used, showing the growing media with compost C5, at doses of 25 and 50%, the greater values. However, the dry weight of the aerial biomass was not affected by this aspect, producing the compost dose of 25% the highest values. Regarding the effect of the crop species, pepper seedlings showed the lowest aerial fresh biomass production, followed by tomato and courgette seedlings. On the other hand, pepper seedlings also displayed the lowest values of dry weight of the aerial biomass, while courgette and tomato transplants showed similar results.

The root fresh and dry weight, respectively, were also influenced by the factors compost type, crop species and compost dose. The highest values of both were obtained for compost C5, while composts C3 and C4 gave values lower than those observed with peat. The greatest values of root fresh and dry weight were observed for the percentage of substitution of 25% of compost. Concerning the crop species, pepper seedlings showed the lowest root biomass, followed by courgette and tomato seedlings.

All the variables considered (compost type, dose and crop species) also affected the ratio aerial/root biomass ratio. This parameter provides information about the strength of the root system and its ability to withstand transplantation in the field: high values of this parameter indicate a risk of failure of crop development under field conditions. In general, in the treatments peat and compost C5, and the percentage of substitution of 25% were found the lowest values of that relationship, both on fresh and dry weight. The lowest aerial/root biomass ratio was for pepper, followed by tomato and courgette. The visual quality of the roots (density, type and colour) did not show an influence of the type of treatment, although it showed an effect due to the dose of compost, decreasing as the level of compost in the culture medium increased. Tomato was the crop with the best root quality, followed by pepper and courgette.

3.5. Cost analysis

To establish the cost analysis of the proposed combined solution of composting and seedling production, the cost structure was calculated for a standard enterprise representative of the nursery production sector in Ecuador, including the production variables of a Spanish company with similar characteristics (Table 7).

The labour costs constitute the principal costs at a quantitative level in this activity, representing the 54% of the total variable cost. The peat consumption is the following aspect in importance and supposes the 33% in Ecuador. Restrepo et al. (2013b) reported for Spain an average value of 20%, probably due to the bigger scale of Spanish seedling producers and the commercial trade off associated. In the internal European market, the average ex-works price of peat is 33.46 €/m³, being able to reach 40 €/m³ if non-professional uses are considered (Altmann, 2008).

Currently, there are no economic studies in Latin American countries about the use of alternative substrates for the substitution of commercial substrates in the commercial production of horticultural crops. The costs associated to composting processes are another difficult aspect to be considered, especially due to the huge differences between European and Latin America in terms of technology and development. IPTS (2011) establishes the cost of the composting process in developed countries between 20-60 €/ton depending on the technology applied, but it states that the price of compost in bulk is much lower and is mainly related to the transport costs, which increases it around 5 €/ton. If these costs are unified, it generates a compost whose price ranges between 28 and 70 €/ton depending on the European country. In Ecuador due to the scarcity of matured compost, the costs could reach to 150 €/ton due the importation from outside the country, with a tendency to the reduction, directly related to the increase of commercial composting treatment plants inside Ecuador. For our calculation, the value of 50 €/ton was used, considering the bulk marketing of municipal composts due to the investment costs related to packaging and also the quality perception from the end-users. The obtained composts showed higher bulk density than peat (average of 0.82 g/cm³ compared to peat, 0.21 g/cm³), then the cost of compost was established in 40 €/m³. However, other composting procedures oriented to better physico-chemical and physical properties could reduce bulk density of compost to average values around 0.5-0-6 g/cm³.

Determined economic indicators of the productive activity have been calculated to analyse the current situation and the alternatives that suppose the partial substitution of peat. The current price of the peat used as growing medium establishes the break-

even point of the alternative growing media; in the data analysis carried out, the price was established in 123 €/m³ (Table 6). Thus, the alternative growing media must have a lower cost in order to be able to be considered as an economic viable alternative. The cost of peat as a substrate is 8.61 € per 1000 units (commercial seedling plant).

As it has been established as a conclusion of the agronomic analysis of the experiment, the economic study was based on the optimum scenario of substitution at 25% for the three crops. Table 8 shows the evolution of the average cost of the substrate depending on the price established for compost in substitutions at 25% (volume:volume).

In addition, compost use with lower prices than the price of peat currently could decrease the average cost of the growing media used in the horticultural seedling companies. Hence, as an example, using the estimated price for compost (40 €/m³), a peat substitution with compost of 25% would imply a change in the cost from 8.61 a 6.65 €/1000 ud, e.g., a reduction of 23% in the cost of the substrate, being of 21% in the most conservative scenario (price of compost 70 €/m³). It is essential to indicate that compost is a by-product coming from solid waste and this utilization can provide it a value and, thus, a stable price in the market with an assured and stable supply.

In Table 9 is analysed the economic influence from savings in the cost of peat on the cost structure of the selected standard company representative of the studied sector (Table 7). Compost price significantly influences the total cost of the substrate and, consequently, the total variable cost and the unit variable cost. The decrease of the variable cost would have a direct effect on the increase in the contribution margin of the representative company (Table 9). The most conservative scenario (price of compost 70 €/m³), would increase the business contribution margin in a 2.9%. This value might be low and would not justify in some cases the change of the production strategy at a business level, but the result is important since it proves that currently these solutions are viable from an economic point of view and additionally, it can mean in most cases the difference between economic feasibility and infeasibility of a company. Considering other conditioning aspects, such as the rise of the resource peat and of the energy associated to its transport, together with potential regulatory and legal matters that reduce the use of peat, it makes that the trend in the future clearly favours the progressive substitution of peat with compost as growing medium in germination and propagation activities in the seedling production sector. Also, this fact must be joined to the progressive internalization of the environmental costs associated to peat.

3.6. Assessment of the economic value associated to the compost nutrients

Considering the average price for urea, DAP, and potassium chloride in 2015 according to the World Bank (euros/tonne) 241.83; 459.17 and 272.21 respectively, the value of the fertilising units of N, P₂O₅ and K₂O could be averaged in 0.53, 2.27 and 0.55 €/100 kg. Taking into account these values and the concentrations of these macronutrients in the final composts (Table 2), Table 10 shows the value for each nutrient in the composts elaborated (euros per tonne of compost, on a fresh matter basis). This demonstrates the additional value of compost supposes a value when its nutrient contents are considered, especially for the phosphorus value, representing 50% of the total value of the evaluated macronutrients, involving cost savings in the nurseries if an efficient nutrient management is carried out.

4. Conclusions

The composting strategy has been shown to be viable for the correct management of the municipal waste streams from the region of Chimborazo (Ecuador) and to be effective in the stabilisation and humification of the OM therein, as well as for the elimination of phytotoxicity. Noteworthy is the high fertiliser value, due to its NPK content, of the compost made with fruit and vegetable market waste. The compost made from urban garden waste, using plant species of Latin America, resembled such composts made in European countries.

The growing media with the proportion of 25% of compost did not induce a decrease in seed germination, and increased the above-ground fresh and dry weights and the root dry weight, compared with peat, despite having pH values higher than the ideal substrate pH value, which could be a limiting factor for their use. These composts could be used as a partial substitute for peat in substrates for crop seedlings, especially at the rate of 25%, since they enhanced the seedling growth of tomatoes, courgettes and peppers in comparison with peat alone. In addition, from the economic perspective, the alternative of peat substitution at 25% with compost can suppose a reduction of 23% in the cost of the substrate, in the most conservative scenario, being this reduction of 21%, also with an increase of 2.9% in the business contribution margin. Therefore, composting not only can constitute a viable and efficient method to manage waste fluxes in developing countries such as Ecuador, but also the composts obtained can show an additional economic value derived from their nutrient contents and their use as growing medium components, which could decrease the average cost of the growing media used in the horticultural nurseries.

5. Acknowledgements

This study has been financed by the National Secretary of Higher Education, Science, Technology and Innovation SENESCYT of Ecuador and constitutes a section of a doctoral thesis concerning the management options of municipal solid waste in the province of Chimborazo (Ecuador). The authors also wish to thank Dr. D.J. Walker for the English revision, the Riobamba Municipality, Polytechnic School of Chimborazo (Ecuador) and the Miguel Hernandez University (Spain) for their valuable scientific and technical help, as well as the company Semilleros El Raal-Cox S.L.

6. References

- 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. *Bioresour. Technol.* 77, 197–200.
- Altmann, M. 2008. Socio-economic impact of the peat and growing media industry on horticulture in the EU. Available online at: <http://www.epagma.eu/default/home/news-publications/publications.aspx> (Website accessed: November 14, 2015).
- BOE, 2013. Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes. BOE núm. 164, de 10 de julio de 2013, pp. 51119-51207 [in Spanish].
- Brewer, L.J., Sullivan, D.M., 2003. Maturity and stability evaluation of composted yard trimmings. *Compost Sci. Util.* 11 (2), 96-112.
- Busby, R.R., Torbert, H.A., Gebhart, D.L. 2007. Carbon and nitrogen mineralization of non-composted and composted municipal solid waste in sandy soils. *Soil Biology & Biochemistry* 39, 1277–1283.

- Bustamante, M.A., Paredes, C., Marhuenda-Egea, F.C., Pérez-Espinosa, A., Bernal, M.P., Moral, R., 2008a. 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., Moral, R., Agulló, E., Pérez-Murcia, M.D. and Abad, M. 2008b. Composts from distillery wastes as peat substitutes for transplant production. *Resour. Conserv. Recycl.* 52, 792-799.
- Ceglie, F.G., Bustamante, M.A., Amara, M.B., Tittarelli, F., 2015. The challenge of peat substitution in organic seedling production: optimization of growing media formulation through mixture design and response surface analysis. *Plos One* 10(6): e0128600. doi:10.1371/journal.pone.0128600
- Eriksson, O., Carlsson Reich, M., Frostell, B., Bjorklund, A., Assefa, G., Sundqvist, J.-O., Granath, J., Baky, A., Thyselius, L., 2005. Municipal solid waste management from a systems perspective. *J. Clean. Prod.* 13 (3), 241-252.
- Gajdos, R., 1997. Effects of two composts and seven commercial cultivation media on germination and yield. *Compost Sci. Util.* 5, 16-37.
- García García, J., A. Martínez, Romero, P. 2012. Financial analysis of wine grape production using regulated deficit irrigation and partial-root zone drying strategies. *Irrigation Science* 30, 179-188.
- García-Gomez, A., Bernal, M.P., Roig, A., 2002. Growth of ornamental plants in two composts prepared from agroindustrial wastes. *Bioresour. Technol.* 83, 81-87.
- Hoornweg, D., Bhada-Tata, P., 2012. What a waste. A global review of solid waste management. Urban development series papers. Urban Dev. Local Gov. Unit World Bank 15.
- Hoornweg, D., Giannelli, N., 2007. Managing Municipal SolidWaste in Latin America and the Caribbean: Integrating the Private Sector, Harnessing Incentives, GRIDLINES (28). Public-Private Infrastructure Advisory Facility, PPIAF, Washington, DC.
- Huerta-Pujol, O., Gallart, M., Soliva, M., Martínez-Farré, F.X., López, M., 2011. Effect of collection system on mineral content of biowaste. *Resour. Conserv. Recy.* 55(11), 1095-1099.
- Jara-Samaniego, J., Moral, R., Pérez-Murcia, M.D., Paredes, C., Gálvez-Sola, L., Gavilanes-Terán, I., Bustamante, M.A., 2015. Urban waste management and its potential agricultural use in South American developing countries: a case study of Chimborazo region (Ecuador). *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 46: 157-169.
- Jayasinghe, G.Y. 2012. Sugarcane bagasses sewage sludge compost as a plant growth substrate and an option for waste management. *Clean Technol. Environ. Policy* 14 (4), 625-632.
- Leal Filho, W, Brandli, L., Moora, H., Kruopien, J., Stenmarck, A., 2015. Benchmarking approaches and methods in the field of urban waste management. *J. Clean. Prod.* (in press). doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.09.065>.
- Lim, S.L., Lee, L.H., Wu, T.Y., 2015. Sustainability of using composting and vermicomposting technologies for organic solid waste biotransformation: recent overview, greenhouse gases emissions and economic analysis. *J. Clean. Prod.* (in press) doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.08.083>.
- López, M., Soliva, M., Martínez-Farré, F.X., Fernández, M., Huerta-Pujol, O., 2010. Evaluation of MSW organic fraction for composting: Separate collection or mechanical sorting. *Resour. Conserv. Recycl.* 54 (4), 222-228
- Moldes, A., Cendón, Y., Barral, M.T., 2007. Evaluation of municipal solid waste compost as a plant growing media component, by applying mixture design. *Bioresour. Technol.* 98, 3069-3075.
- Noguera, P., Abad, M., Puchades, R., Maquieira, A., Noguera, V., 2003. Influence of particle size on physical and chemical properties of coconut coir dust as a container medium. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 34, 593-605.
- Pérez-Murcia, M.D., Moral, R., Moreno-Caselles, J., Pérez-Espinosa, A., Paredes, C., 2006. Used of composted sewage sludge in growth media for broccoli. *Bioresour. Technol.* 97, 123-130.
- Restrepo, A.P., García García, J., Moral, R., Vidal, F., Pérez-Murcia, M.D., Bustamante, M.A., Paredes, C., 2013b. A comparative cost analysis for using compost derived from anaerobic digestion as a peat substitute in a commercial plant nursery. *Cien. Inv. Agr.* 40(2), 253-264.

- Restrepo, A.P., Medina, E., Pérez-Espinosa, A., Agulló, E., Bustamante, M.A., Mininni, C., Bernal, M.P., and Moral, R., 2013a. Substitution of peat in horticultural seedlings: suitability of digestate-derived compost from cattle manure and maize silage codigestion. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 44, 668–677.
- Rinaldi S, De Lucia B, Salvati L, Rea E., 2011. Understanding complexity in the response of ornamental rosemary to different substrates: A multivariate analysis. *Sci. Hortic.* 2011. 176, 218–224.
- Romero, P., J. García García, and P. Botía Ordaz, 2006. Cost-benefit analysis of a regulated deficit-irrigated almond orchard under subsurface drip irrigation conditions in South-eastern Spain. *Irrigation Science* 24, 175-184.
- Saer, A., Lansing, S., Davitt, N.H., Graves, R.E., 2013. Life cycle assessment of a food waste composting system: environmental impact hotspots. *J. Clean. Prod.* 52, 234-244.
- Samuelson, P.A., Nordhaus, W.D. 1995. *Economía*. McGraw-Hill. Madrid, España. 951 pp.
- 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 oxidable carbon. *Bioresour. Technol.* 57, 291-295.
- Tello Espinoza, P.T., Arce, E.M., Daza, D., Faure, M.S., Terraza, H., 2010. Regional Evaluation on Urban Solid Waste Management in Latin America and the Caribbean. Available at: [http://idbdocs.iadb.org/wsdocs/getdocument.aspx? docnum%2F436846537](http://idbdocs.iadb.org/wsdocs/getdocument.aspx?docnum%2F436846537) (accessed 09.11.15.).
- UNEP, 2011. *Waste Investing in Energy and Resource Efficiency*. Available at: http://www.unep.org/greeneconomy/Portals/88/documents/ger/GER_8_Waste.pdf (accessed 09.11.15.).
- Verdonck, O., 1984. Reviewing and evaluation of new materials used as substrates. *Acta Horticulturae* 150, 467-473.
- Zhang, J.H., Tian, G.-M., Zhou, G.D., He, M.M., Wang, F., Yao, J.H. 2013. Evaluation of organic solid wasted composts as peat substitutes for seedling production. *Journal of Plant Nutr.* 36 (11), 1780-1794.



4. Discusión General

4.1. Compostaje de Residuos Sólidos Urbanos y afines

La problemática de la gestión de los residuos sólidos, en un contexto de concienciación mundial por la sostenibilidad económica, ambiental y social, es una preocupación creciente para los gobiernos de América Latina y el Caribe (ALC), por sus potenciales impactos negativos sobre la salud pública y el ambiente. El Proyecto Regional para la Evaluación de la Gestión de Residuos Sólidos Urbanos en América Latina y el Caribe (EVAL, 2010) proporciona una visión instantánea de cómo las ciudades latinoamericanas de todos los tamaños están enfrentando estos retos. Este compromiso de colaboración de tres instituciones regionales (Banco Interamericano de Desarrollo BID; Organización Panamericana de la Salud OPS y Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria AIDIS) también proporciona pistas importantes sobre cómo los países y las ciudades podrían hacer (y algunos están haciendo) un mejor trabajo para proveer servicios de gestión de residuos sólidos (Tello y col., 2010).

En Ecuador, como en la mayoría de los países de la región, se han establecido normativas nacionales bajo el amparo de la Ley de Gestión Ambiental. Así, el Texto Único de Legislación Secundaria del Medioambiente (TULSMA) contiene una serie de Normas Técnicas. En el Libro VI, Anexo VI se describe la Norma de Calidad Ambiental para el manejo y disposición final de desechos sólidos no peligrosos, cuyo objeto es la Prevención y Control de la Contaminación Ambiental, en lo relativo al recurso aire, agua y suelo. Bajo la responsabilidad del Ministerio del Ambiente de Ecuador (MAE) se creó el Programa Nacional de Gestión Integral de Desechos Sólidos (PNGIDS) con la finalidad de disminuir la contaminación ambiental y mejorar la calidad de vida a través de estrategias, planes y actividades de capacitación, sensibilización y estímulo. A pesar de estos esfuerzos, muchos residuos de origen urbano terminan en botaderos a cielo abierto. Esto causa la proliferación de vectores capaces de transmitir enfermedades, además, sus lixiviados (producidos por lluvias, procesos de evapotranspiración) provocan la contaminación de las aguas superficiales y de los acuíferos, pudiendo introducirse los contaminantes en la cadena alimentaria, aumentando la ocurrencia de enfermedades (Jaramillo y Zapata 2008). Actualmente la generación de residuos en el

país es de 4,06 millones de toneladas métricas al año y una producción per cápita de 0,74 Kg (MAE, 2016). Este valor es inferior al promedio generado en ALC 0,93 Kg/hab/día (Tello y col., 2011).

Dadas las condiciones de los países en desarrollo, urge encontrar soluciones ambientalmente amigables y económicamente factibles de cara a un futuro sostenible. En este sentido, la Economía circular nos indica que hay que convertir los residuos en nuevos recursos para “cerrar el ciclo de vida” y hacerlo con el máximo aprovechamiento y al menor coste posible. En Ecuador, el 61,4% corresponde a materia orgánica siendo el principal componente de los RSU (PNGIDS, 2013) y podría ser reciclada mediante procesos de compostaje para retornar al suelo, contribuyendo con la sostenibilidad de la producción agrícola, reducción de contaminación, aumento de tiempo de vida útil del vertedero al desviar grandes cantidades de materia orgánica, ingresos económicos por venta de productos y la mitigación de impactos ambientales. El compostaje de residuos sólidos municipales es la opción de gestión de residuos sólidos urbanos más rentable sobre los medios tradicionales, como el vertido o la incineración, ya que permite el reciclaje de potenciales nutrientes para plantas (Bundela y col., 2010). En India, el compostaje de RSU es visto como un método de bajo costo de desvío de residuos orgánicos; actualmente el 8-9% de RSM generados es usado para la producción de compost por parte de empresas públicas y privadas (Saha y col., 2010). El compostaje de RSU de Sao Paulo, la ciudad que más residuos produce en Brasil, es usado como fertilizante en agricultura urbana y rural (Siqueira y col., 2015). Según Papafilippaki y col. (2015), el compostaje de la fracción orgánica de residuos sólidos es una tecnología clave para el uso y transformación de materia orgánica en un producto útil para agricultura (Weber y col., 2014). Además, la aplicación de compost de RSU en suelos mejora las propiedades biológicas y físico-químicas afectando positivamente la fertilidad del suelo y el incremento de cultivos (Hargreaves y col., 2008; Carbonell y col., 2011; Webwe y col., 2014) por el aumento de materia orgánica, porosidad y capacidad de retención del agua, estabilidad estructural, aireación de la raíz, disponibilidad de nutrientes y decrecimiento de la erosión del suelo (Pinamonti y col., 1997). En los países mediterráneos, cuyos suelos son pobres en materia orgánica existen muchos antecedentes en la gestión mediante compostaje de los RSU. Así por ejemplo, los RSU compostados han sido valorados como enmendante para restaurar la cubierta de suelos

degradados en un área con clima mediterráneo, después de la aplicación se comprobó el incremento de los niveles de N, P, K y materia orgánica en los suelos (Walter y col., 2006). El compostaje de RSU, donde los componentes orgánicos compostables se encuentran mezclados con el resto de los residuos, conduce a la obtención de un compost de calidad más dudosa. Un estudio realizado por Huerta y col. (2010), sobre la comparación de las aportaciones en el uso de compost de 63 muestras de residuos sólidos municipales recogidos selectivamente (FORM) y de 178 muestras de la fracción orgánica de residuos municipales recogidos en masa y separados mecánicamente en las propias plantas (FO-RSU) indicó que por cada tonelada de materia orgánica aplicada, el compost de FORM aportaría mayor cantidad de materia orgánica estable, así como también de nitrógeno orgánico, nitrógeno no hidrolizable y potasio. En cambio, la aportación de metales pesados (Zn, Cu, Ni, Cr, Pb y Cd) sería menor. De los materiales estudiados, y de acuerdo con la clasificación establecida por el RD 824/2005, un 30% de los compost de FORM correspondía a la clase A y un 66% a la clase B, mientras que ninguna muestra de los compost FO-RSU cumplía los requerimientos de la clase A y sólo el 27% correspondía a clase B. Además, la presencia de componentes no compostables incide básicamente en dos aspectos de la calidad del compost: la contaminación por elementos potencialmente tóxicos y la presencia de componentes inertes como el vidrio y el plástico (Barredas, 2009). La evolución de los metales a lo largo del compostaje debería mantenerse constante, pero esto no es así en el caso de los RSU, debido a fenómenos de migración de elementos desde impropios a la fracción fermentable (Huertas-Pujol y col., 2011). Respecto a la calidad ambiental, la presencia de elementos contaminantes en los compost está estrechamente relacionada con la presencia de impropios en la fracción municipal (López y col., 2014).

Por ello, es clave conocer los flujos residuales urbanos, su naturaleza, tipología y producción como primer eslabón de la cadena de la gestión integral sostenible de los RSU.

Por esta razón en esta tesis nos planteamos como primer experimento, la cuantificación y caracterización de los RSU de la provincia de Chimborazo (residuos de vertedero, mercado, poda y un lodo de una laguna de aireación), incluyendo aspectos fertilizantes y medioambientales. El análisis indicó que todos los residuos presentaron contenidos de metales pesados más bajos que los límites permitidos en biosólidos por lo que pueden

ser considerados un producto de “calidad excepcional” de acuerdo a la guía EPA parte 503 Requisitos de biosólidos (US EPA, 1993). Sin embargo, la calidad de los flujos residuales municipales puede verse alterada durante su acopio para el transporte al botadero y producirse contaminación cruzada por falta de recogida selectiva o separación de flujos industriales y municipales. De hecho, en la caracterización de RSU, se encontró residuos sanitarios, eléctricos y electrónicos. Los desechos sanitarios contienen microorganismos que pueden ser dañinos para la población en general pudiendo liberarse al ambiente patógenos y contaminantes tóxicos (Organización Mundial de la Salud, 2015). Por otro lado, los equipos electrónicos utilizan numerosos componentes tóxicos como plomo, litio, mercurio, bromo y cadmio, entre otros, por su carácter contaminante producen una alta contaminación (Recicla Chile, 2007). En nuestra investigación, los compost provenientes de RSU elaborados directamente con residuos acopiados en el botadero (C1, C2 y C3 experimento 3), mostraron menor calidad orgánica (valores más bajos de MO, C_{OT} , N_T , P, Cext, Caf, Ca) en comparación a los compost obtenidos de flujos limpios de mercado y poda (C4, C5, C6).

La calidad del compost de RSU depende de muchos factores: la fuente y naturaleza de los residuos, el diseño y procedimiento de compostaje y la duración del período de maduración (Hargreaves y col., 2008). Un estudio realizado sobre la valoración de compost de RSU producido en varias ciudades de la India, indica que cuando los residuos compostados son separados en la fuente se mejora significativamente los contenidos de materia orgánica total, N total y contenidos de P total a la vez que hay una considerable reducción de contenidos de metales pesados en el producto final (Saha y col., 2010). Así, la calidad del compost determina su aplicación (cultivo de alimentos, flores, césped, jardines, rehabilitación de ciertos tipos de suelos degradados, etc.) y su valor. En Colombia, un país sudamericano con una realidad parecida a Ecuador, se indica que el compost obtenido de RSU presenta bajo contenido de carbono y altos valores de cenizas y densidad aparente, lo cual puede estar asociado a la presencia de impurezas por la deficiencia en la separación en la fuente (Oviedo y col., 2012). Respecto a los nutrientes, es indispensable el mejoramiento en el contenido de fósforo que permita incrementar el valor agronómico del producto. Estos elementos son aspectos comunes que muestran la necesidad de identificar alternativas de acondicionamiento para optimizar tanto los procesos de transformación como la calidad del producto. Por otro lado, a pesar de que

no se desarrolla separación en la fuente, en todos los casos el contenido de metales pesados no supera los límites indicados en la norma colombiana. La vocación agrícola y pecuaria de las zonas y las cantidades de biorresiduos generados muestran la necesidad de fortalecer la implementación de opciones como el compostaje (Ocaña-Oviedo, R. y col., 2012).

Con el objetivo de mejorar la calidad del compost obtenido, muchos países han incluido en su normativa la obligatoriedad de la recolección selectiva de materia orgánica de los residuos. Con la aplicación efectiva de la separación en la fuente se espera una mayor eficiencia de operación, así como una disminución en los tiempos de procesamiento y en la calidad de residuos a disponer (Marmolejo y col., 2010). Un aspecto a considerar, es que la región en estudio no cuenta con sistemas de recolección diferenciada de RSU. Esto puede ser una limitación para la sostenibilidad de sistemas de compostaje por la menor calidad de la materia prima y el producto, incidiendo en la comercialización del compost e incrementando los riesgos a la salud y la contaminación ambiental. Como una alternativa, en Riobamba, actualmente se puede compostar flujos limpios de residuos de mercado y poda. Los residuos orgánicos que se generan en mercados poseen características físicas y químicas que los convierten en una fuente viable para la fabricación de compost. Por otro lado se crearía una vía de creación de empleos, mediante la implementación de este tipo de procesos. Esto puede ser una opción económica y factible para el tratamiento de los residuos orgánicos de mercado y reducir la cantidad de RSU en alrededor del 10% (Buenrostro y col., 2000). Los resultados de co-compostaje de residuos de mercado y poda como agente estructurante (experimento 2), confirman estas observaciones: todos los compost cumplieron con los requisitos de contenidos de MO, Corg/Nt, CIC, polifenoles hidrosolubles, IG, microelementos y metales pesados (excepto para el Cd en el compost C3 de acuerdo a Criterios Ecológicos para Enmiendas de suelo) establecidos en las diferentes directrices. Debido a la heterogeneidad de los materiales usados para el compostaje, los cuales pueden favorecer valores que cumplen con los criterios de la relación C/N, se determina en muchos casos índices que correlacionan la calidad inicial y final. Entre ellos está el valor T (cociente entre relación C/N final frente a relación C/N inicial). Los valores fueron inferiores a 0,70, donde este resultado se considera como un indicativo de compost maduro (Bernal y col., 2009). Con el fin de evaluar los cambios químicos en la MO durante el proceso de compostaje,

se realizaron análisis termogravimétricos. En la misma línea de razonamiento, el índice R1, se define como la relación entre la pérdida de masa en el rango 420-550°C (debido a materia aromática) en relación a la pérdida de masa en el rango de 200-420°C (debida a moléculas de carbohidratos) durante el proceso de combustión (Marhuenda y col., 2007). El R1 se incrementa al aumentar la refractancia de la materia orgánica remanente y en nuestros experimentos de compostaje aumentó durante el proceso en todas las pilas. Esto se debe a la descomposición de materia termolábil en las etapas tempranas, lo cual produce con el tiempo una acumulación de materiales más recalcitrantes (Marhuenda y col., 2007). También se observó que la mayor pérdida de masa ocurre en el rango 250-350°C y es más alta en la muestra inicial debido a la mayor descomposición de material termófilo. Estos resultados muestran una mejora en la calidad de los compost obtenidos con flujos limpios.

En este sentido se recomienda orientar la valorización de residuos hacia clasificación en origen mediante recogida selectiva y especialmente identificando flujos limpios y concentrados puntualmente como residuos de mercados especialmente vegetales, verduras, hortalizas y frutas. Este tipo de materiales pueden dar origen a compost de alta calidad ambiental, y además tener materiales fibrosos que permiten alcanzar compost con densidades aparentes bajas (poco pesados) que podrían usarse en cultivo sin suelo, en sustitución de materiales tradicionales no existentes en Latinoamérica como turbas.

4.2. Compost como sustrato de cultivo

La turba es el componente más utilizado en la formulación de sustratos de cultivo en el mundo. El tamaño del mercado de los medios de cultivo en Europa se estima en cerca de 37 millones de m³, y la turba representa más del 80% del total de los materiales usados como sustrato (Spaey y col., 2012). La turba representa uno de los mayores costos en la producción de semilleros afectando sensiblemente el costo final de las plantas (Aleandri y col., 2015). A modo de ejemplo, solamente en el año 2009 en España se consumieron 224.623,8 t de turba, de las cuales 169.537,5 t fueron importadas, en su mayor parte de Alemania, pero también de Estonia, Letonia, Países Bajos y Lituania (Marchán y col., 2010). Sin embargo, en los últimos años, factores ambientales y económicos han

provocado que los gobiernos soliciten la búsqueda de alternativas que eviten la indiscriminada explotación de turberas al ser recursos no renovables (Boldrin y col., 2010), relacionados a las emisiones de gases efecto invernadero a la atmósfera (Cleary y col., 2005), ocasionando la destrucción de estos ecosistemas a lo ancho del mundo (Holmes y col., 2000; Nieto y col., 2016). La utilización de productos orgánicos como el compost para la elaboración de sustratos en sustitución de materiales no renovables, permite tanto el uso sostenible de los recursos naturales como la generación del mínimo impacto ambiental (López. y col., 2012). Son muchos los trabajos que contemplan el uso del compost como sustrato, a partir del aprovechamiento de numerosos residuos como los hortícolas (Mendoza-Hernández y col., 2011), restos de poda en combinación con biosólidos (Tapia y col., 2009), lodos residuales (Ortega y Ordovás, 2011), residuos vitivinícolas (Agulló y col., 2009, Carmona y col., 2009). Sin embargo, el uso del compost como componente de sustratos puede causar algunos problemas como una consecuencia de su alto contenido de salinidad (Castillo y col., 2004), inadecuadas propiedades físicas (por ejemplo porosidad), y variable calidad y composición (Hicklenton y col., 2001).

De modo general, los compost de RSU suelen presentar contenidos totales de micronutrientes (Fe, Cu y Zn) y metales pesados (Ni, Cd, Pb, Hg) superiores a los que presentan los sustratos habituales basados en turba y corteza de pino, con lo que las concentraciones de estos elementos aumentan directamente con la proporción de compost (Masaguer y col., 2015). En el caso de cultivos hortícolas la presencia de concentraciones elevadas de metales en el medio de cultivo supondría un riesgo para la cadena trófica.

En nuestro trabajo hemos explorado esta posibilidad, la de sustituir turba por compost elaborados con RSU en Ecuador. Para conocer el tipo y la proporción de compost a utilizar, así como las plantas, es necesario realizar estudios in situ, pues no es posible extrapolar los resultados. Del experimento 3, se seleccionaron los compost C3, C4 y C5 en base a su menor fitotoxicidad. El compost C3 corresponde a materia orgánica retirada manualmente de RSU tomados del botadero, C4 son residuos compostados de materia orgánica de mercado libre de impropios y C5 es el compost obtenido de la mezcla de *Lantana camara* y poda de árboles y arbustos en proporción 1:2. Estos compost se utilizaron en distintas dosis (25, 50 y 75%) para el reemplazo de turba con semillas de

diferente sensibilidad a la salinidad: tomate (sensibilidad baja), calabacín (sensibilidad media) y pimiento (sensibilidad alta). El análisis de las propiedades físicas de los medios de cultivo indica que fueron estadísticamente influenciadas por el tipo y proporción del compost como lo observó Zhang y col. (2013). Se puede decir que la germinación disminuyó al aumentar la dosis de compost. En general, estos compost podrían utilizarse como sustituto parcial de la turba en sustratos de semilleros de vegetales, especialmente a la dosis 25% para la cual ha mostrado beneficios en el crecimiento de tomate, calabacín y pimiento en comparación con la turba. Otros autores (García-Gómez y col., 2002; Pérez-Murcia y col., 2006; Bustamante y col., 2008b; Jayasinghe, 2012) atribuyeron el incremento en el crecimiento de la planta a las entradas de nutrientes, particularmente N y P, presentes en los compost. En compost de RSU y lodos de depuradora con restos de poda, López y col. (2014) encontraron contenidos de P entre 4 y 9 veces superiores al de una turba fertilizada. Un estudio para la producción de plántulas de tomate en un sustrato de turba con 30% de RSU indica que los buenos resultados probablemente se deban a un correcto balance entre el suministro de nutrientes por parte del compost de RSU y las características físicas de la turba comercial, particularmente la porosidad y aireación del sustrato (Tzortzakis y col., 2012). Además, esta proporción reduce los efectos negativos de altos valores de pH y CE, en medios de cultivo, y proveen plántulas comparables a las que se obtienen usando mezclas de turba estándar (Herrera, F., 2008). Como conclusión podemos indicar que la creciente y justificada presión social para concienciar sobre el uso indiscriminado de materias no renovables como la turba, por sus potenciales impactos negativos al ambiente, hace de fuerza motriz para que el uso de compost gane terreno como una alternativa viable para el uso en medios de cultivo. Para esto, y en el caso de los compost de RSU y asimilados es necesario mejorar los métodos de clasificación en la fuente y recolección selectiva junto con los procesos de compostaje y orientarlos al cumplimiento de estos requisitos.

4.3. Evaluación del compost: aspectos fertilizantes y valor económico

El compost es un material de alta variabilidad en su naturaleza y composición y es quizás por ello que su valor económico es también volátil. Las ventajas del compost como ingredientes de medios de cultivo incluye sus beneficios ambientales, contribución

nutricional, potenciales impactos positivos sobre la microbiota del suelo, y la supresividad contra patógenos del suelo (Tejada y col., 2009; Knapp y col., 2010; Boldrin y col., 2010; Fuchs, 2010; Yogey y col., 2010; Tejada y Benítez, 2011). Como hemos visto, la paulatina sustitución de compost por turba en medios de cultivo, a más de los beneficios ya indicados, trae consigo una disminución de los costes de los sustratos debido a los más bajos precios del compost, siempre que aseguremos una sustitución adecuada y verificable científicamente. No existen muchos estudios que pongan en valor esta sustitución, pues depende de los costes directos e indirectos en cada país. En 2013 se realizó un estudio sobre una alternativa viable a nivel agronómico y económico sobre la sustitución de turbas al 25% por compost derivados de digeridos obtenidos de la biometanización de residuos vacunos en tomate, melón y pimiento y una sustitución al 50% respecto al cultivo de tomate. El estudio concluyó que, en las condiciones actuales y para el mercado español, el coste de sustrato de cultivo por cada 1000 plántulas se puede abaratar entre el 20% y el 43%, pudiendo incrementar hasta en un 4,6% el margen bruto comercial de una empresa tipo, para el escenario más favorable de sustitución de compost-turba (Restrepo y col., 2013). En nuestro trabajo hemos desarrollado una aproximación similar para evidenciar, con estudios de contabilidad de costes y determinados indicadores económicos y demostrar la viabilidad económica de la sustitución de turba por compost para una empresa tipo de semilleros en Ecuador. Para desarrollar la evaluación económica de forma previa se trabajó con los compost propios (empleados en el experimento de semilleros) y sólo se consideraron los escenarios en los que los resultados agronómicos fueron estadísticamente similares a los obtenidos utilizando turba comercial (compost C3, C4 y C5 al 25%). Los resultados indican que si se utiliza como sustrato la turba al 100% el costo asciende a 8,61 € para 1000 unidades de planta de semilleros comerciales, mientras que una sustitución de turba por compost al 25% supondría un costo de 6,65 €, es decir, habría una reducción del 23% en el coste del sustrato. Esta consideración se realizó con un precio del compost de 50 €/m³. En un margen más conservador, con un precio de compost de 70 €/m³ la reducción sería del 21%. Con esto el Margen bruto empresarial se incrementaría en 2,9%. A futuro, los márgenes de utilidad podrían ser mayores, pues al ser la turba un recurso no renovable, se podrían implementar potenciales normativas que reduzcan su uso con lo que su costo aumentaría; también habría que considerar una progresiva internalización de costes medioambientales. Por tanto, la sustitución de turba por cantidades establecidas de

compost se presenta como una opción que además de estar apoyada por investigaciones de campo, resulta económicamente viable para la empresa.

Otro aspecto económico que se consideró en la investigación fue la estimación del valor económico de los nutrientes presentes en los compost de los experimento 2 y 3. Este se estableció considerando el precio promedio de la urea, difosfato de amonio (DAP) y cloruro de potasio en el año 2015 de acuerdo al Banco Mundial (euros/tonelada) y promediando el valor de las unidades fertilizantes de N, P₂O₅ y K₂O (€/100 Kg) considerando un contenido de 75% de materia seca. Con estos valores y la concentración de los nutrientes se estableció el valor de cada compost. En el caso de los compost del experimento 3, el valor combinado promedio es de 29,5€/tonelada y para los compost del experimento 2 corresponde a 37,7€/tonelada, lo que indica una mayor concentración de nutrientes. Estos valores implicarían un ahorro adicional de coste en los semilleros de Ecuador.

En conclusión podríamos decir que los escenarios de valorización de RSU en cualquier país pero especialmente en aquellos en vías de desarrollo deberían seguir una jerarquía que permita:

- a) Identificar, clasificar y separar las diferentes tipologías de residuos orgánicos en origen.
- b) Establecer estrategias de compostaje que permitan una eficiente higienización y que estén orientadas a mercados específicos de usuarios del compost (cultivo sin suelo, enmienda orgánica etc.).
- c) Desarrollo de productos fertilizantes adaptados y normalizados que incluyan en todo o en parte estos compost de alto valor añadido.
- d) Validación de las potencialidades en condiciones reales comerciales y permitir el desarrollo del producto mediante retroalimentación entre el productor y usuario.
- e) Poner en valor esta propuesta de gestión, cuantificando el valor social, económico y medioambiental de todo el proceso de tránsito desde residuo a recurso.

Resulta muy complejo realizar un análisis económico total de los beneficios de compostar RSU y de su utilización como abono, enmienda y sustratos como medios de cultivo, debido a la cantidad de variables involucradas: tipo de compostaje, ahorro de combustible, aumento del tiempo de vida útil de vertederos, residuos empleados, volumen de producción, aportes de materia orgánica, nutrientes de los compost, sustitución de turba, aspectos ambientales como la disminución de emisiones de gases de efectos invernadero y la incorporación de carbono al suelo, disminución de fertilizantes inorgánicos, etc. De ahí que las valoraciones económicas del proceso de compostaje y sus posteriores usos sean limitadas a pocos casos específicos y en lugares y condiciones puntuales. Sin embargo, las aproximaciones realizadas y que subyacen en las investigaciones relacionadas son generalmente positivas. Esto motiva a seguir investigando nuevas estrategias de manejo de residuos para lograr un desarrollo sustentable mediante el cierre de los ciclos de la materia.





5. Conclusión general y perspectivas de futuro

La propuesta para una gestión integral sostenible de la fracción orgánica de los residuos urbanos y afines de la zona de estudio basada en su compostaje incluyó diferentes fases enumeradas en los objetivos de esta tesis doctoral, y que se resumen en el conocimiento de dicha fracción, la propuesta y validación de escenarios viables de compostaje, su validación en usos agronómicos, con el establecimiento de un análisis final de dicha secuencia a nivel económico y ambiental. Como es fácil suponer no se puede realizar un estudio que abarque todos los aspectos de forma exhaustiva, pero consideramos que se ha conseguido contribuir al conocimiento para poder establecer dicha gestión integral a escala real.

La identificación y caracterización de fuentes de materia orgánica disponibles en la región y que actualmente terminan en un botadero a cielo abierto fue el punto de partida de esta investigación, pues permitió conocer que estos residuos presentan niveles aceptables de nutrientes, alta biodegradabilidad y baja concentración de metales pesados lo que los hace aptos para ser sometidos a procesos de compostaje. La calidad de la materia orgánica inicial y de los compost obtenidos posteriormente se estableció mediante el análisis de sus principales propiedades físicas, físico-químicas y biológicas.

En función de la composición se configuraron diferentes procesos de compostaje, agrupados en dos experimentos independientes:

- uno inicial, coincidente con el experimento 2, donde se establecen condiciones ideales (fracciones orgánicas clasificadas y recolectadas separadamente y en origen junto a agentes estructurantes puros y separados por especies vegetales),
- finalmente se establecieron procesos de compostaje más próximos a la realidad de una recogida no selectiva de la fracción orgánica, usando diferentes variables para poder establecer materiales compostados más próximos a la realidad de la gestión de este flujo residual (experimento 3).

En el experimento de compostaje inicial se utilizó como componente mayoritario residuos de mercado (MW) recogido en origen selectivamente y como agente estructurante poda de árboles (PT) y poda de palma ornamental (PP) configurando 3 pilas, analizando todo una serie de parámetros clave a nivel de proceso y producto (pH, CE, MO, Nt, Corg/Nt, IG, P, K, Ca, Mg, Fe, Mn, Cu, Zn, Cd, Cr, Ni, Hg, Pb, polifenoles hidrosolubles, CIC, análisis termogravimétricos). Todas las alternativas propuestas alcanzaron rápidamente temperaturas termófilas observándose pérdidas de MO más altas durante el primer mes debido a la intensa actividad microbiana lo que indica además una alta biodegradabilidad de los residuos, situación a tener en cuenta si se considera escenarios de co-compostaje enfocados a una reducción más eficiente. El análisis termogravimétrico confirmó la dinámica de pérdidas de MO, pues el índice R1 se incrementó durante el compostaje. Los valores obtenidos de MO, Corg/Nt, CIC, T valores, polifenoles hidrosolubles, IG están dentro de los rangos sugeridos por distintos autores como indicativos de madurez del compost. Los valores de pH y CE son comparables con compost similares en otros experimentos, no siendo limitantes para su uso general. El análisis de microelementos y metales pesados indica que están dentro de los parámetros establecidos en las directrices consideradas, a excepción del contenido de Cd para el compost de la P3 (Criterios Ecológicos para Enmiendas de Suelo).

En el experimento de compostaje final y más próximo a la realidad de los flujos residuales en el área de estudio, se desarrollaron 6 propuestas de compostaje mediante el sistema de pilas con volteo debido a su fácil implementación y bajo costo. Los compost obtenidos de RSU mezclados tomados directamente del botadero de Riobamba (con grado decreciente de elementos impropios mediante clasificación manual, C1 < C2 < C3) mostraron un menor contenido de nutrientes (MO, C_{OT}, N_T, Cext, Caf) que los otros 3 compost (que contienen flujos residuales de naturaleza más limpia ya sea por su origen y por estar menos mezclada) y su calidad mejoró con la eliminación de impropios. El compost proveniente de residuos de mercado (C4) presentó contenidos más altos de N_T, P, K, Cext, Cah, Caf, mientras que los compost con poda como componente principal (C5, C6) presentaron en general valores más altos de MO asociados a su menor biodegradabilidad.

La validación en usos agronómicos se realizó en el uso más exigente, como es el cultivo en contenedor para el desarrollo de plántulas desde semilla, eligiendo además compost procedentes del experimento de compostaje final y más próximo a la realidad de los flujos residuales en el área de estudio con el fin de poder establecer conclusiones conservadoras. En este sentido los compost seleccionados para el experimento de semilleros fueron C3, C4 y C5 (fitotoxicidad más baja). El progresivo reemplazo de turba por compost influyó en las propiedades del sustrato, disminuyendo su calidad con respecto a la turba en dependencia del tipo y sobre todo de la proporción del compost. Así, el compost C5 en sustitución de turba al 25% presentó valores comparables al sustrato ideal a nivel físico e hidrofísico. La germinación de las plántulas usadas (tomate, calabacín y pimiento) disminuyó al aumentar la dosis de compost; la germinación de tomate no estuvo influenciada por la adición creciente de C3 y C5 y sólo el C4 75% mostró una germinación menor que la turba (correlacionado con la baja sensibilidad de las plántulas de tomate con respecto a la salinidad del compost). La adición de compost a los sustratos incrementó el peso fresco y seco de la biomasa aérea en los tres cultivos debido a la mayor entrada de nutrientes proveniente del compost. De nuevo el compost C5 25% presentó el mayor peso fresco de biomasa aérea. El calabacín fue el cultivo con mayor peso de biomasa fresca y seca. Se estableció la relación biomasa aérea/raíz, como un parámetro indicativo de la firmeza del sistema radicular y su habilidad para resistir el trasplante en el campo y se determinó que las plántulas de pimiento en el sustrato C5 25% presenta los mejores resultados (valores más bajos). Actualmente, en la región de estudio, la turba es el único sustrato utilizado en semilleros comerciales.

Por último se realizó un análisis de la secuencia de valorización a nivel económico y ambiental. Considerando el uso de compost como medio de cultivo alternativo a la turba, se exploró el escenario de sustitución del 25% pues los resultados agronómicos fueron estadísticamente similares a los obtenidos usando turba comercial. Los resultados nos indican para dicho experimento una reducción del 23% en el coste del sustrato con un precio de compost de 40 €/m³ y en un escenario más conservador, con un precio de compost de 70 €/m³, el margen bruto empresarial se incrementaría en un 2,9%. Esto evidencia el alto interés que la solución de sustitución parcial de turba por compost puede suponer a nivel de viabilidad económica para una empresa tipo en Ecuador.

En cuanto al valor económico de los nutrientes contenidos en el compost elaborados en ambos experimentos de compostaje, y en función de sus contenidos en unidades fertilizantes NPK se establecieron valores que oscilan entre 24 y 46 €/tonelada, dependiendo este valor del contenido de P y especialmente K, que son los de mayor valor equivalente. Los procesos de compostaje concentran estos nutrientes aumentando el valor de los flujos residuales y facilitando el tránsito de residuo a recurso. En esta línea el uso de flujos residuales que incluyan frutos comestibles facilitará el aumento de contenidos potásicos y por tanto su valor final, aunque debe ser también prioritario el desarrollo de compost equilibrados.

A nivel medioambiental, los compost elaborados superan los índices de calidad medioambiental a nivel de estabilización, higienización y contenido en metales pesados, y en escenarios reales los compost obtenidos con residuos propios de la región en estudio, han mostrado ser apropiados para su uso como sustituto parcial de turba en semilleros debido a una correcta estabilización de la materia orgánica y a la ausencia de efectos fitotóxicos. La presencia de macronutrientes, le da un valor añadido que puede ser internalizado en su valor final.

Perspectivas de futuro

Las principales perspectivas de futuro se agrupan en acciones que permitan difundir los resultados obtenidos, y extrapolar las estrategias a condiciones reales en el área de estudio. Con ello conseguiríamos reducir significativamente las fracciones municipales y afines arrojadas al botadero así como recorrer el camino existente entre el concepto de residuo y recurso. Por ello proponemos de forma específica y no excluyente una hoja de ruta que incluya las siguientes iniciativas:

- Organizar eventos de carácter científico-técnico que permitan difundir los resultados de investigaciones en el campo de los residuos creando espacios de diálogo entre prestadores de servicios, profesionales, consultores y representantes de instituciones públicas y privadas.



- Promover y realizar investigación aplicada sobre la ingeniería del compostaje adaptada al entorno socio-económico y ambiental. Se ha detectado que uno de los problemas más críticos en la gestión de residuos en países en desarrollo está relacionada con el uso inapropiado de tecnologías y tendencias al importar equipos que no se ajustan a la realidad local.
- Proponer mejoras en los procesos de recogida de residuos orgánicos de mercado para obtener flujos más limpios.
- Identificar y trabajar con otros tipos de residuos limpios, por ejemplos residuos ganaderos que terminan en botaderos.
- Construir una Planta piloto demostrativa de compostaje para residuos de mercado y con esta experiencia, a futuro trabajar con RSU.
- Replicar en Ecuador experimentos de Semilleros aumentando la tipología de los compost y vegetales usados como una opción de reemplazo de la turba.
- Realizar pruebas de campo para la valorización agronómica de la capacidad fertilizante de compost provenientes de flujos limpios.
- Valorizar los compost de flujos de residuos limpios en huertos escolares y urbanos en barrios de la ciudad.
- Estudiar alternativas para acortar el tiempo de compostaje.
- Realizar procesos de co-compostaje de flujos limpios en mezcla con otros residuos de la región con el fin de mejorar la concentración de nutrientes.



6. Bibliografía

- Agrocalidad. Instructivo de la Normativa General para promover y regular la Producción Orgánica-Ecológica-Biológica en Ecuador. [Fecha de consulta: 11/09/2015]. Accesible en: <http://www.agrocalidad.gob.ec/wp-content/uploads/pdf/certificacion-organica/1.Normativa-e-instructivo-de-la-Normativa-General-para-Promover-y-Regular-la-Produccion-Organica-Ecologica-Biologica-en-Ecuador.pdf>
- Agulló, E., Bustamante, M.A., Paredes, C., Pérez-Murcia, M.D., Pérez-Espinosa, A., Moral, R. 2009. Utilización de compost vitivinícolas como sustituto total o parcial de la turba: propiedades de las mezclas y efecto en la producción en semillero. *Actas de Horticultura*, 53: 96-101.
- Akinci, G., Guven, E.D., Gok, G. 2012. Evaluation of waste management options and resource conservation potentials according to the waste characteristics and household income: A case study in Aegean Region, Turkey. *Conservation and Recycling*, 58: 114-124.
- Albanna, M., 2013. Anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste. In: *Management of microbial resources in the environment*. Malik, A., Grohmann, E., Alves, M., (Eds), Springer Dordrecht Heidelberg New York London, pp. 553.
- Aleandri, M., Chilosi, G., Muganu, M., Vettraino, A., Marinari, S., Paolocci, M., Luccioli, E., Vannini, A. 2015. On farm production of compost from nursery green residues and its use to reduce peat for the production of olive pot plants. *Scientia Horticulturae*, 193: 3001-3017.
- Ansorena, J., Batalla, E., Merino, D. 2014. Evaluación de la calidad y usos del compost como componente de sustratos, enmiendas y abonos orgánicos. [Fecha de consulta: 12/08/2015]. Accesible en http://www.fraisoro.net/FraisoroAtariaDoku/Evaluacion_de_la_calidad_y_usos.pdf.
- Barradas, A. 2009. Gestión integral de Residuos Sólidos. Estado del arte. [Fecha de consulta: 20/05/2016]. Accesible en: http://oa.upm.es/1922/1/Barradas_MONO_2009_01.pdf.
- Bengtsson, G., Bengtsson, P., Mansson, K.F. 2003. Gross nitrogen mineralization and nitrification rates as a function of soil C/N ratio and microbial activity. *Soil Biology and Biochemistry*, 35:143-154.

- Benito, M., Masaguer, A., Moliner, A., Arrigo, N., Palma, M. 2003. Chemical and microbiological parameters for the characterization of the stability and maturity of pruning waste compost. *Biology and Fertility of soils*, 37:184-189.
- Bernal, M.P., Albuquerque, J.A., Moral, R. 2009. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresource Technology*, 100: 5444-5453.
- Bhide, A.D., Sundersan, B.B. 1983. *Solid Waste Management in Developind Countries*, Indian National Scientific Documentation Centre, New Delhi, India.
- Bidart, C., Frohling, M., Schultmann, F. 2013. Municipal solid waste and production of substitute natural gas and electricity as energy alternatives. *Applied Thermal Engineering*, 51: 1107-1015.
- BOE. 2010. Real Decreto 865/2010, de 2 de julio, sobre sustratos de cultivo. *Boletín Oficial del Estado*. 170: 61831-61859.
- BOE. 2013. Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes. *Boletín Oficial del Estado*. 164: 51119-51207.
- Boldrin, A., Harting, K.R., Laugen, M., Christensen, T.H. 2010. Environmental inventory modeling of the use of compost and peat in growth media preparation. *Resour. Conserv. Recycl.* 54:1250-1260.
- Brewer, J.L., Sullivan, D.M. 2003. Maturity and stability evaluation of compost of composted yard trimming. *Compost Science Utilization*, 11:96-112.
- Bueno, P., Díaz, M., Cabrera, F. 2008. Factores que afectan al proceso de compostaje. En: *Compostaje*. (Eds.) Moreno, J., Moral, R. Ed. Mundi-Prensa, Madrid, pgs 570.
- Bueno, P., Díaz, M., Cabrera, F. 2008. Factores que afectan al proceso de compostaje. En: *Compostaje*. (Eds.) Moreno, J., Moral, R. Ed. Mundi-Prensa, Madrid, pgs 570.
- Buenrostro, O., Cram, S., Bernache, G., Bocco, G. 2000. La digestión anaerobia como alternativa de tratamiento a los residuos sólidos orgánicos generados en los mercados municipales. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 16(1); 19-26.
- Bundela, P.S., Gautam, S., Pandey, A. K., Awashi, M. K. y Sarsaya, S. 2010. Municipal solid waste management in Indian cities-A. *Journal of Environmental Sciences* 1(4): 591-606.

- Bustamante, M.A., Paredes, C., Moral R., Agulló, E., Pérez-Murcia, M.D., Abad, M. 2008. Compost from distillery wastes as peat substitutes for transplant production. *Resour. Conserv. Recycl.*, 52: 792-799.
- Carbonell, G., Miralles de Imperial, R., Torrijos, M., Delgado, M., Rodríguez, J.A. 2011. Effects of municipal solid waste compost and mineral fertilizer amendments on soil properties and heavy metals distribution in maize plants (*Zea mays* L.). *Chemosphere*, 85(10):1614-1616.
- Carmona, E., Moreno, M.T., Pajuelo, P. Martínez, M.D., Ordovás, J. 2009. Empleo del compost de orujo de vid como sustrato para semilleros de lechuga. *Actas de Horticultura*. 53:121-125.
- Castillo, J.E., Herrera, F., López-Bellido, R.J., López-Bellido, F.J., López-Bellido, L., Fernández, E.J. 2004. Municipal solid waste (MSW) compost as a tomato transplant medium. *Compost Science and Utilization*, 12: 86-92.
- Chica, A., Artola, A., Rosal, A., Solé-Mauri, F., Fernández F., García-Morales, J., Dios, M., Díaz, M., Plana, R., Font, X. 2015. Procesos de biotransformación de la materia orgánica: Ingeniería y aspectos técnicos de la estabilización aerobia. (Eds.) Moreno, J., Moral, R., García-Morales, J., Pascual, J., Bernal, M.P. Ed. Mundi-Prensa, Madrid, pgs 289.
- Chica, A., García-Morales, J. 2008. Aspectos técnicos en el desarrollo y control del proceso de compostaje. En: *Compostaje*. (Eds.) Moreno, J., Moral, R. Ed. Mundi-Prensa, Madrid, pgs 570.
- Cleary, S., Roulet, N.T., Moore, T.R. 2005. Greenhouse gas emissions from Canadian peat extraction, 1900-2000: a life-cycle analysis, *AMBIO*, 34:456-461.
- Doon, S. 2014. Improved soil fertility from compost amendment increases root growth and reinforcement of surface soil on slopes. The James Hutton Institute. England, 458-465.
- Ekinci, K., Keener, H.M., Elwell, D.L. 2004. Effects of aeration strategies on the composting process: Part I. Experimental studies. *Trans. ASAE*, 47(5): 1697-1708.
- Elías, X. 2012. El compostaje. Proceso de tratamiento aerobio. En: *Reciclaje de Residuos Industriales*. Ed.: Díaz de Santos. Madrid, pgs. 150.

- Elías, X., Campos E., Flotats, X. 2012. Procesos biológicos: la digestión anaeróbica y el compostaje. En: Tratamientos y Valorización Energética de Residuos. Ed.: Díaz de Santos, Madrid.
- European Commission and Joint Centre. 2014. End-of-waste criteria for biodegradable waste subjected to biological treatment (compost & digestate): Technical proposals.
- FAO, 2011. The state of the world's land and water resources for food and agriculture. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Italy, Rome.
- FAO. Manejo de cultivo. [Fecha de consulta: 24/08/2015]. Accesible en: <http://www.fao.org/3/a-a1374s/a1374s03.pdf>.
- Fuchs, J.G., 2010. Interactions between beneficial and harmful microorganism: from the composting process to compost application. In: Insam, H., Franke-Whittle, I., Goberna, M. (Eds.). *Microbes at Work From Wastes to Resources*. Springer-Verlag. Heidelberg. 213-229.
- Fundación Natura REPAMAR-CEPIS-G.T.Z. 1998. Evaluación de los proyectos de compostaje en el Ecuador. [Fecha de consulta: 08/08/2013]. Accesible en: <http://www.bvsde.opsoms.org/eswww/repamar/gtzproye/compost/compost.html>
- García-Gómez, A., Bernal, M.P., Roig, A., 2002. Growth of ornamental plants in two composts prepared from agroindustrial wastes. *Bioresour. Technol.*, 83: 81-87.
- Gustavsson, J., Cederberg, C., Sonesson, U. 2011. Pérdidas y desperdicio de alimentos en el mundo. FAO. [Fecha de consulta: 1/06/2016]. Accesible en: <http://www.fao.org/docrep/016/i2697s/i2697s.pdf>
- Gustavsson, J., Cederberg, C., Sonesson, U., van Otterdijk, R., Meybeck, A. 2011. Global food and food waste – extent, causes and prevention. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Italy, Rome.
- Gutiérrez, M.C., Martín, M.A., Chica, A.F. 2014. Usual variables and odour concentration to evaluate composting process and odour impact. *Environmental Technology*, 35(6): 709-718.
- Hargreaves, J.C., Adl, M.S., Warman, P.R. 2008. A review of the use of composted municipal solid waste in agriculture. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 123: 1-4.
- Hernández, T. 2013. Evaluación técnica y económica del desarrollo de un sustrato natural a base de fibra de palma (*Elaeis guineensis*), cascarilla de arroz (*Oryza sativa*)

carbonizada y humus de lombriz (*Eisenia foetida*) para la germinación de varias hortalizas. Trabajo de titulación. Universidad de las Américas. Ecuador.

- Herrera, F., Castillo, J.E., Chica, A.F., López Bellido, L. 2008. Use of Municipal solid waste compost (MSWC) as a growing medium in the nursery production of tomato plants. *Bioresource Technology*. 99: 287-296.
- Hicklenton, P.R., Rodd, V., Warman, P.R. 2001. The effectiveness and consistency of source-separated municipal solid waste and bark compost as components of container growing media. *Sci. Hort.*, 91: 365-378.
- Holmes, S., Lightfoot-Brown, S., Bragg, N. 2000. Alternatives, A review of performance, future availability and sustainability for commercial plants production in the UK. Report ADAS Horticulturae, DEFRA, Horticulturae, Potatoes Division.
- Hong Kong SAR Environment Bureau, 2013. Hong Kong blueprint for sustainable use of resources 2013-2022, <http://www.enb.gov.hk/en/files/WastePlan-E.pdf>
- Hong, R.J., Wang, G.F., Guo, R. Z., Cheng, X., Liu, Q., Zhang, P.J., Qian, G.R. 2006. Life cycle assessment of BMT based integrated municipal solid waste management: Case study in Pudong. China. *Resources, Conservation and Recycling*, 49(2):129-146.
- Huerta, O., Martínez, X., Gallart, M., Soliva, M., López, M. 2010. El uso de compost de Residuos Sólidos Municipales como enmienda orgánica: Aportaciones de diferentes componentes según origen. *Jornadas de la Red Española de Compostaje. Compostaje de Residuos Orgánicos y Seguridad Medioambiental*, 1-9.
- Huerta-Pujol, O., Gallart, M., Soliva, M., Martínez-Farré, F.X., López, M. 2011. Effect of collection system on mineral content of biowaste. *Resour. Conserv. Recycl.*, 55 (11): 1095-1099.
- Iannotti, D.A., Grebus, M.E., Toth, B.L., Madden, L.V., Hoitink, H. 1994. Oxigen respirometry to assess stability and maturity of composted municipal solid-waste. *Journal of Environmental Quality*, 23: 1177-1183.
- INEC. 2010. Fascículo provincial Chimborazo. [Fecha de consulta: 10/11/2015]. Accesible en: <http://www.ecuadorencifras.gob.ec/wp-content/descargas/Manualateral/Resultados-provinciales/chimborazo.pdf>

- Jara, J. 2014. Manejo y caracterización de Residuos Sólidos Urbanos de la Provincia de Chimborazo. Ecuador y su potencial uso en agricultura. Trabajo de Fin de Máster. Universidad Miguel Hernández de Elche, España.
- Jaramillo, G., Zapata, I. 2008. Aprovechamiento RSU en Colombia. Monografía de Especialización. Universidad de Antioquia, Colombia.
- Jayasinghe, G.Y. 2012. Sugarcane bagasses sewage sludge compost as a plant growth substrate and an option for waste management. *Clean Technol. Environ. Policy*, 14: 625-632.
- Jhorar, B.S., Phogat, V. y 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.
- Knapp, B.A., Ros, M., Insam, H. 2010. Do compost affect the soil microbial community? In: Insan, H., Franke-Whittle, I., Goberna, M. (Ed.). *Microbes at Work From Wastes to Resources*. Springer_Verlag. Heidelberg, pp 271-291.
- Kumar, S., Bhattacharyya, J.K., Vaidya, A.N., Chakrabarti, T., Devotta, S., Akolkar, A.B. 2009. Assessment of the status of municipal solid waste management in metro cities, state capitals, class I cities, and class II towns in India: An insight. *Waste Management*, 29: 883-895.
- Lisaridi, K.E., Stentiford, E.I., Evans, T. 2000. Windrow composting of wastewater biosólidos: process performance and product stability assessment. *Water Science and Technology*, 42(9): 217-226.
- López López, N., López Fabal, A. 2012. Uso de un sustrato alternativo a la turba para la producción viverística de plantas hortícolas y aromáticas. *Recursos Rurais*, 8:31-37.
- López, M., Canet, R., Huerta-Pujol, O., Gea, M., Pérez-Murcia, M.D., Martínez, F. 2014. Recursos orgánicos: Aspectos agronómicos y medioambientales: Valorización de la fracción orgánica de residuos municipales: Materia prima, proceso y producto. Ed. Mundi-Prensa, Madrid, pgs 230.
- MAE. 2016. Programa Nacional para la Gestión Integral de Desechos Sólidos PNGIDS. [Fecha de consulta: 09/02/2016]. Accesible en: <http://www.ambiente.gob.ec/programa-pngids-ecuador/>
- Marchán, C., Regueiro, M., Rubio, J. 2010. Panorama minero 2008-2009. Instituto Geológico y Minero de España.

- Marhuenda-Egea, F., Martínez-Sabater, E., Jorda, J., Sánchez-Sánchez, A., Moral, R., Bustamante, M., Paredes, C., Pérez-Murcia M.D. 2007. Evaluation of the aerobic composting process of winery and distillery residues by thermal methods. *Thermochimica Acta*, 454: 135-143.
- Marmolejo, L., Oviedo, E., Jaimes, J., Torres, P. 2010. Influencia en la separación en la fuente sobre el compostaje de residuos sólidos municipales. *Agronomía Colombiana*, 28(2).
- Masaguer, A., Benito, M. 2008. Evaluación de la calidad del compost. En: *Compostaje*. (Eds.) Moreno, J., Moral, R. Ed. Mundi-Prensa, Madrid, pgs 570.
- Masaguer, A., López-Fabal, A., Carmona, E., Fornés, F., Ordovás, J., Gómez, M., Moreno, M., Marfá, O., Cáceres, R., López, R., Belda, R. 2015. Recursos orgánicos: Aspectos agronómicos y medioambientales: Uso del compost como componente de sustratos para cultivo en contenedor. Ed. Mundi-Prensa, Madrid, pgs 244.
- Mendoza-Hernández, D., García-de-la-Fuente, R., Belda, R.M., Fornes, F., Abad, M. 2011. Compostaje y vermicompostaje de residuos hortícolas: evolución de parámetros físicos y químicos durante el proceso. Consecuencias ambientales. *Actas de Horticultura*, 59:22-27.
- Moreno, J., Moral, R., García, J., Pascual, J., Bernal, M. 2015. Ingeniería y aspectos técnicos de la estabilización aeróbica. En: *De Residuos a Recurso*. Ed.: Mundi-Prensa. pp. 25-45.
- Moreno, J., Mormeneo, S. 2008. Microbiología y bioquímica del proceso de compostaje. En: *Compostaje*. (Eds.) Moreno, J., Moral, R. Ed. Mundi-Prensa, Madrid, pgs 570.
- Navarro, G., Navarro, S. 2014. Residuos orgánicos de utilización agrícola. En: *Fertilizantes: química y acción*. Ed.: Mundi-Prensa. pp. 185-195.
- Nieto, A., Gascó, G., Paz-Ferreiro, J., Fernández, J.M., Plaza, C., Méndez, A. 2016. The effect of pruning waste and biochar addition on Brown peat based growing media properties. *Scientia Horticulturae*, 199: 142-148.
- OPS. 2005. Informe de la Evaluación Regional de los servicios de Manejo de Residuos Sólidos Municipales en América Latina y El Caribe. [Fecha de consulta: 12/07/2013]. Accesible en: http://www.bvsde.paho.org/curso_mrsm/e/fulltext/informe.pdf.

- Organización Mundial de la Salud. 2015. Desechos de las actividades de atención sanitaria. [Fecha de consulta: 25/05/2016]. Accesible en: <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs253/es/>
- Orozco, C., Pérez, A., González, M., Rodríguez, F., Alfayete, J. 2011. Tratamiento de residuos urbanos. En: Contaminación ambiental. Una visión desde la química. Ed. Paraninfo, Madrid.
- Ortega, M.C., Ordovás, J. 2011. Aprovechamiento de los lodos residuales de la industria del mármol como componente de sustratos de especies para fitorremediación. Actas de Horticultura, 59: 38-41.
- Oviedo-Ocaña, R., Marmolejo-Rebellon, R., Torres-Lozada, P. 2012. Perspectivas de aplicación del compostaje de biorresiduos provenientes de Residuos Sólidos Municipales. Un enfoque desde lo global a lo local. Revista Ingenierías Universidad de Medellín, 11 (20).
- Pappafilippaki, A., Paranychianakis, N., Nikolaidis, N. 2015. Effects of soil type and municipal solid waste compost as soil amendment on *Cichorium spinosum* (spiny chicory) growth. Scientia Horticulturae, 195: 195-205.
- Pascual, J.A., Moreno, J., Ros, M., Vargas, M. 2015. Procesos de biotransformación de la materia orgánica: Aspectos biológicos de la estabilización aeróbica. (Eds.) Moreno, J., Moral, R., García-Morales, J.L., Pascual, J.A, Bernal, M.P. Ed. Mundi-Prensa, Madrid, pgs 316.
- PDOT-GAPDCH. 2011. Plan de desarrollo y ordenamiento territorial de Chimborazo. [Fecha de consulta: 09/02/2016]. Accesible en: [http://www2.congreso.gob.pe/sicr/cendocbib/con4_uibd.nsf/A1F8ECA5CDBE757705257CCA005F61B3/\\$FILE/1_pdfsam_Banco_programas_proyectos.pdf](http://www2.congreso.gob.pe/sicr/cendocbib/con4_uibd.nsf/A1F8ECA5CDBE757705257CCA005F61B3/$FILE/1_pdfsam_Banco_programas_proyectos.pdf)
- Pérez-Murcia, M.D., Moral, R., Moreno-Caselles, J., Pérez-Espinosa, A., Paredes, C., 2006. Used of composted sewage sludge in growth media for broccoli. Bioresour. Technol., 97: 123-130.
- Pinamonti, F., Stringari, G., Gasperi, F., Zorzi, G. 1997. The use of compost: its effects on heavy metals levels in soil and plants. Resour. Conserv. Recycl., 21: 129-143.
- Power, N.M., Murphy, J.D. 2002. Composting of biodegradable municipal waste in Ireland. WIT Transactions on Ecology and Environment, 92: 302-312.

- Programa Nacional para la Gestión Integral de Desechos Sólidos (PNGIDS). 2013. [Fecha de consulta: 10/02/2015]. Accesible en: <http://webcache.googleusercontent.com/search?q=cache:LerFA208sSYJ:cimaecuador.com/presentaciones/estrategias/1paulaguerra.ppt+&cd=5&hl=es&ct=clnk&gl=ec>
- Raviv, M., Lieth, J. 2008. *Soilless Culture: Theory and Practice*. Ed. Elsevier Science. 787 pgs.
- Recicla Chile. 2007. Residuos electrónicos. La nueva basura del siglo XXI. [Fecha de consulta: 25/05/2016]. Accesible en: <file:///C:/Users/USUARIO/Desktop/Estado%20del%20arte/electr%C3%B3nicos%20Chile.pdf>.
- Restrepo, A.P., García García, J., Moral, R., Vidal, F., Pérez-Murcia, M.D., Bustamante, M.A., Paredes, C. 2013. A comparative cost analysis for using compost derived from anaerobic digestion as a peat substitute in a commercial plant nursery. *Cien. Inv. Agr.*, 40(2), 253-264.
- Román, P., Martínez, M., Pantoja, A. 2013. *Manual de Compostaje del Agricultor. Experiencias en América Latina*. [Fecha de consulta: 01/05/2015]. Accesible en: <http://www.fao.org/docrep/019/i3388s/i3388s.pdf>.
- Rosal, A., Pérez, J., Arcos, M., Dios, M. 2007. La Incidencia de Metales Pesados en Compost de Residuos Sólidos Urbanos y en su uso Agronómico en España. *Información Tecnológica*, 18(6):75-82.
- Saha, J.K., Panwar, N., Singh, M.W. 2010. An assessment of municipal solid waste compost quality produced in different cities of India in the perspective of developing quality control indices. *Waste Management*, 30: 192-201.
- Savvas, D., Gianquinto, G., Tuzel, Y., Gruda, N. 2013. Soilless culture. In "Good Agricultural Practices for greenhouse vegetable crops. FAO. Plant Production and Protection paper 217. Ed. FAO, pgs 633.
- Shekdar, AV. (2009.). Sustainable solid waste management: an integrated approach for Asian countries. *Waste Management*, 29: 1438-1448.
- Siqueira, T., Ribeiro, M., Lopes, C. 2015. Composting of municipal solid waste in the state of Sao Paulo (Brazil). *Ambiente & Sociedade*, 18(4): 243-264.

- Sonneveld, C., Voogt, W. 2009b. Soil and Substrate Testing to Estimate Nutrient Availability and Salinity Status. *Plant Nutrition of Greenhouse Crops*. 53-81.
- Spaey, D., Traon, D., Joas, R. 2012. Study on Options to Fully Harmonise the EU Legislation on Fertilising Materials Including Technical Feasibility. Environmental, Economic and Social Impacts. The European Commission, Brussels (accessed 01-06-15) <http://ec.europa.eu/enterprise/sectors/chemicals/files/fertilizers/annexes.16jan2012.en.pdf>.
- Spiers, T.M., Fietje, G. 2000. Green Waste Compost as a Component in Soilless Growing Media, *Compost Science and Utilization*, 8(1): 19-23.
- Sundaresan, A., Bhide. 1983. Solid Waste Management in Developing Countries. India. Indian National Scientific Documentation Centre, 222.
- Tapia, Y., Frutos, I., Eymar, E., Masaguer, A. 2009. Lixiviación de Cd y otros metales pesados en compost de restos de poda con biosólidos y compost de corteza de pino. *Actas de Horticultura*, 53: 126:134.
- Tejada, M., Benítez, C. 2011. Organic amendment base on vermicompost and compost: differences on soil properties and maize yield. *Waste Manag. Res.*, 29: 1185-1196.
- Tejada, M., Hernández, M.T., García, C. 2009. Soil restoration using composted plant residues: effects on soil properties. *Soil Till. Res.*, 102: 109-117.
- Tello, P., Martínez, E., Daza, D., Soulier, M., Terraza, H. 2011. Informe de la Evaluación Regional del Manejo de Residuos Sólidos Urbanos en América Latina y el Caribe 2010. [Fecha de consulta: 10/02/2015]. Accesible en: <http://idbdocs.iadb.org/wsdocs/getdocument.aspx?docnum=36466973>.
- TULSMA Libro VI. Anexo 6. Norma de Calidad Ambiental para el Manejo y Disposición Final de los Desechos Sólidos no Peligrosos. [Fecha de consulta: 16/02/2015] Accesible en: <http://faolex.fao.org/docs/pdf/ecu112185.pdf>.
- Tzortzakis, N., Dagianta, E., Daskalakis, G., Manios, V., Paterakis, C., Manios, T. 2011. Municipal solid waste compost: a growing medium component for melon seeding production. *Proceeding 5th European Bioremediation Conference in Chania (Grecia)*.
- Tzortzakis, N., Gouma, S., Paterakis, C., Manois, T. 2012. Deployment of Municipal Solid Wastes as a Substitute Growing Medium Component in Marigold and Basil Seedling Production. *The Scientific World Journal*, 12: 123-126.



- Vavrina, C. 1995. Municipal solid waste materials as soilless media for tomato transplant. *Proceeding of the Florida State Horticultural Society*, 108: 232-234.
- Walter, I., Martínez, F., Cuevas, G. 2006. Plant and soil responses to the application of composted MSW in a degraded, semiarid shrubland in central Spain. *Compost Science and Utilization*, 14(2): 147-154.
- Weber, J., Kocowicz, A., Bekier, J., Jamroz, E., Tyszka, R., Bebicka, M., Patylak, D., Kordas, L. 2014. The effect of a sandy soil amendment with municipal solid waste (MSW) compost on nitrogen uptake efficiency by plants. *Eur. J. Agron.*, 54:54-60.
- WRAP. 2004b. To support the development of standards for compost by investigating the benefits and efficacy of compost use in different applications. Technical report.
- Wu, L., Ma, L. Q., Martínez, G.A. 2000. Comparison of methods for evaluating stability and maturity of biosólidos compost. *Journal of Environmental Quality*, 29: 424-429.
- Yogev, A., Raviv, M., Hadar, Y., Cohen, R., Wolf, S., Gil, L., Katan, J. 2010. Induced resistance as a putative component of compost suppressiveness. *Biol. Control.*, 54: 46-51
- Zhang, J.H., Tian, G.M., Zhou, G.D., He, M.M., Wang, F., Yao, J.H. 2013. Evaluation of organic solid wasted composts as peat substitutes for seedling production. *Journal of Plant Nutr.* 36 (11): 1780-1794.
- Zucconi, F., Pera, A., Forte, M., De Beltoldi, M., 1981. Evaluating toxicity of immature compost. *Biocycle.* 22: 54-57.

