

**Análisis de alternativas de tratamientos de la
fracción orgánica de los residuos sólidos
urbanos para la EAP Zamorano**

Tania Valeria Chicaiza Palango

Escuela Agrícola Panamericana, Zamorano

Honduras

Noviembre, 2015

ZAMORANO
CARRERA DE INGENIERÍA EN AMBIENTE Y DESARROLLO

Análisis de alternativas de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos para la EAP Zamorano

Proyecto especial de graduación presentado como requisito parcial para optar
al título de Ingeniero en Agroindustria Alimentaria en el
Grado Académico de Licenciatura

Presentado por

Tania Valeria Chicaiza Palango

Zamorano, Honduras
Noviembre, 2015

Análisis de alternativas de tratamientos de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos para la EAP Zamorano

Presentado por:

Tania Valeria Chicaiza Palango

Aprobado:

Estela Aguilar, M.Sc.
Asesora principal

Laura Suazo, Ph.D.
Directora
Departamento de Ingeniería en
Ambiente y Desarrollo

Victoria Cortes, M. Sc.
Asesora

Raúl Zelaya, Ph.D.
Decano Académico

Análisis de alternativas de tratamientos de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos para la EAP Zamorano

Tania Valeria Chicaiza Palango

Resumen. La fracción orgánica que es parte de la composición de los residuos sólidos urbanos (RSU) presenta malas condiciones de manejo, lo cual genera problemas sociales, económicos y ambientales. Zamorano actualmente tiene una serie de alternativas para tratar los residuos orgánicos entre ellas la lombricultura y la compostera. En el presente estudio se evaluó el proceso de compostaje en Zamorano a través de un análisis de parámetros físico químicos (pH, humedad, sólidos volátiles, sólidos totales) en 11 pilas con diferentes componentes y tiempos de descomposición. Los resultados de pH y humedad revelan que el proceso se está llevando a cabo de manera adecuada. En el caso de los sólidos totales y volátiles no se pudo observar una tendencia debido a que las camas presentan diferente composición y se encuentran en la fase mesófila dos en la cual no hay tanta actividad microbiana lo cual índice en estos parámetros. Además se realizó un análisis de fortalezas y debilidades del tratamiento de la compostera indicando que este proceso biológico es una metodología que ayuda a reducir los residuos generando un único subproducto como es el humus, en comparación a otras alternativas que están en potencia como los biodigestores cuyos costos de inversión son altos pero que son recuperables en cortos tiempos, pues son tratamientos que generan más ventajas económicas y ambientales, ayudando a mitigar los gases de efecto invernadero como el metano el cual puede ser aprovechado para generar electricidad.

Palabras clave: Compostera, desechos alimenticios, digestión aeróbica, gestión de residuos.

Abstract: The organic fraction is part of the composition of municipal solid waste (MSW) that presents poor management conditions generating social, economic and environmental problems. In the actual study, it was identified composting, anaerobic digestion, vermiculture, pyrolysis, gasification, incineration and landfills like alternatives for the waste treatment. Also, it was made a comparative chart with advantages and disadvantages considering the most important characteristics in each one. It was realized a physicochemical analysis of 11 compost rows in the Pan-American Agricultural School, Zamorano where it was evaluated total solids, volatile solid, pH and humidity. It concluded that composting, vermiculture and anaerobic digestion were the most suitable biological methods to implement for developing countries because they have a lower costs. Also, it concluded that Zamorano composting complies with the right standards in the decomposition period with exception of total solids that didn't show an uniform reduction. Finally, it's recommended realizing physicochemical control more often in the Zamorano composting to obtain a most efficient process to help in the reduction of methane emissions.

Key words enzymatic Anaerobic digestion, composting, food waste, waste management

CONTENIDO

Portadilla	i
Página de firmas	ii
Resumen	iii
Contenido	iv
Índice de Cuadros, Figuras y Anexos.....	v
1. INTRODUCCIÓN.....	1
2. MATERIALES Y MÉTODOS.....	6
3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	8
4. CONCLUSIONES.....	16
5. RECOMENDACIONES.....	17
6. LITERATURA CITADA.....	18

ÍNDICE DE CUADROS, FIGURAS Y ANEXOS

Cuadros	Página
1. Resultados de los análisis químicos de muestras obtenidas en inicios de agosto del año 2015.	8

Figuras	Página
2. Diagrama de toma de muestras en la compostera.	6
3. Ubicación de las zonas cacaoteras en Honduras.	9
4. Variación de la humedad a través del tiempo.....	10
5. Variación del pH a través del tiempo	11

1. INTRODUCCIÓN

El rápido crecimiento demográfico, la urbanización y el cambio de estilo de vida en las diferentes áreas geográficas del mundo han aumentado significativamente la producción de los residuos sólidos urbanos (RSU) (Sharma y Shan 2012 y CPCB 2013). Lo cual genera una situación crítica, debido a la falta de disponibilidad de instalaciones adecuadas para que estos sean tratados (Manaf *et al.* 2009).

Hasta hace poco, la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos (FORSU) como los desperdicios de alimentos no representaban un mayor inconveniente ya que su disposición final era en vertederos o incineraciones (Amir *et al.* 2003). Sin embargo, debido a aspectos sanitarios, sociales y ambientales, el interés sobre un manejo adecuado de estos residuos ha ido aumentando (Sharholy *et al.* 2007). Muchas tecnologías se han implementado en el tratamiento de la fracción orgánica por su alto valor porcentual dentro de los componentes de los (RSU) (Nixon *et al.* 2013).

Para la implementación de una o más alternativas se debe tener un fuerte respaldo técnico y económico que justifique la decisión, ya que involucran inversiones y costos de operaciones elevado. Con frecuencia se ofrecen tecnologías que prometen terminar con el problema de los residuos. Estas alternativas pueden ser: procesos biológicos (lombricultura, compostaje y digestión anaerobia), térmicos (gasificación, pirolisis e incineración), fisicoquímicos (fermentación) y físicos (alimentación de animales) (Nixon *et al.* 2013).

Para el tratamiento de la fracción orgánica, compuesta por desechos de alimentos y subproductos agrícolas, el compostaje está ganando cada vez más atención. Esta tecnología se basa en la acción de diversos microorganismos aerobios (Chefetz *et al.* 1996), que actúan sobre la materia orgánica generando CO₂, vapor de agua y compost reduciendo el volumen y el peso en aproximadamente un 50% (Elwell *et al.* 1996 y Sánchez *et al.* 2002). Los factores clave que afectan el rendimiento del proceso de compostaje son la aireación, el contenido de sólidos totales (ST), sólidos volátiles (SV), la relación Carbono (C) Nitrógeno (N), temperatura, humedad y pH (Fogarty 1991).

Se define el contenido de ST como la materia que se obtiene como residuo después de someter a la muestra a un proceso de evaporación entre 103° C y 105° C, durante un tiempo de 24 h, según el método normalizado APHA-2005 (Komilis *et al.* 2004 y Raj y Antil 2011).

Los SV son los ST sometidos a 550 ± 500 °C en una mufla, según el método normalizado APHA-2005 Standards Methods. A esta temperatura la fracción orgánica se volatiliza, convirtiéndose en CO₂ y vapor de agua, quedando la fracción inorgánica en forma de cenizas. De ahí que se empleen los términos sólidos volátiles y sólidos fijos para hacer

referencia, respectivamente, a los componentes orgánicos e inorgánicos o minerales (Cheftz *et al.* 1998 y Raj y Antil 2011).

El pH tiene una influencia directa en el compostaje debido a su acción sobre la dinámica de los procesos microbianos. En muchos trabajos se usa esta variable para estudiar la evolución del compostaje. Sin embargo, su medida, que se realiza en el laboratorio sobre el extracto acuoso de las muestras tomadas en las pilas, es sólo una aproximación del pH “in situ” (Smars *et al.* 2002). 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 (Smars *et al.* 2002).

Según algunos autores la evolución del pH en el compostaje presenta tres fases. la fase mesófila inicial donde se observa una disminución del pH debido a la acción de los microorganismos sobre la materia orgánica más lábil, produciéndose una liberación de ácidos orgánicos (Sundberg 2005). Eventualmente, esta bajada inicial del pH puede ser muy pronunciada si existen condiciones anaeróbicas, pues se formarán aún más cantidad de ácidos orgánicos. En una segunda fase se produce una progresiva alcalinización del medio, debido a la pérdida de los ácidos orgánicos y la generación de amoníaco procedente de la descomposición de las proteínas (Sundberg 2005) Y en la tercera fase el pH tiende a la neutralidad debido a la formación de compuestos húmicos que tienen propiedades tampón (Sundberg 2005).

Otros estudios establecen una relación entre los cambios de pH y la aireación de la mezcla, concluyendo que un compostaje con la aireación adecuada conduce a productos finales con un pH entre 7 y 8. Valores más bajos del pH son indicativos de fenómenos anaeróbicos y de que el material aún no está maduro. Posteriormente estos mismos autores estudiaron las relaciones de pH y aireación en los microorganismos existentes en el proceso, y dedujeron que la degradación orgánica se inhibe a pH bajos, por lo que si el pH se mantiene por encima de 7,5 durante el proceso es síntoma de una buena descomposición (Fukuzaki *et al.* 1990, Magrí, 200, Smars *et al.* 2002 y Zeeman *et al.* 1985).

La humedad es otro parámetro fundamental dentro del proceso de compostaje, ya que permite la difusión de oxígeno en la matriz orgánica. Se recomienda que los valores en el compost deben permanecer entre el 50 y 60 %, si es menor de 40% disminuye la disponibilidad de nutrientes para los microorganismos y si sobrepasa el 70%, limita la difusión de oxígeno creando condiciones anaeróbicas y se una pérdida de nutrientes por lixiviación. Los factores climáticos como épocas de lluvias o extrema sequía pueden afectar la humedad, considerando tener sistemas de riego para dichas épocas.

El carbono y el nitrógeno son los dos constituyentes básicos de la materia orgánica. Los microorganismos que descomponen la materia orgánica utilizan el carbono como fuente de energía y nitrógeno para la formación de las paredes celulares, por lo que ambos son indispensables. La relación carbono/nitrógeno, representa la proporción relativa de estos dos elementos, y debe permanecer en las proporciones de 25 partes de Carbono por una de Nitrógeno, si la relación es muy alta (< 35:1), disminuye la actividad biológica; y si la relación es muy baja (<20:1), hay una pérdida de nitrógeno en forma de amoníaco. Es

importante realizar una mezcla equilibrada de los materiales para obtener una relación C: N ideal.

En la mezcla se recomienda colocar las fuentes de carbono y nitrógeno intercaladas, donde puede incluirse capaz de suelos o compost para inocular la mezcla con microorganismos. Los materiales se colocan en capas tipo pastel, comenzando por fuentes de carbono seguido por nitrógeno, suelo y de nuevo fuentes de carbono seguido de nitrógeno y terminando con suelo.

El objetivo del volteo es oxigenar y homogenizar la mezcla. En el caso de las composteras en surcos, una vez que la cama alcanza los 50°C, se recomienda realizar los cinco volteos en periodos de 15 días.

El proceso de compostaje puede dividirse en cuatro etapas dependiendo de la temperatura. La primera etapa mesófila, es donde actúan las bacterias del mismo nombre cuya temperatura de crecimiento se encuentra entre 25 a 45 °C. Esta etapa se caracteriza por una alta actividad bacterial. A medida que las bacterias van descomponiendo la materia orgánica, se da un incremento en la temperatura y por consiguiente la muerte de las bacterias mesófilas (Sundberg 2005).

La etapa termófila, inicia cuando la temperatura del compost sobrepasa años 45 °C. Durante esta etapa actúan hongos, bacterias y actinomicetos. Luego nuevamente se da una segunda etapa mesófila, que es donde los hongos y actinomicetos se encargan de descomponer los materiales con alto contenido de lignina y celulosa. La última etapa de maduración, es el periodo en el que el compost permanece a temperatura ambiente y se da la estabilización del humus y aparece consumidores de segundo y tercer nivel (Sundberg 2005). La temperatura óptima durante el proceso de compostaje es de 40 a 70 °C .Con este rango de temperatura se consigue eliminar microorganismos, patógenos, parásitos y semillas de malezas.

Los residuos que se pueden tratar a través de proceso de compostaje son principalmente de origen orgánico que pueden tener distinta procedencia jardín, ferias, de casa (cocina). El compost de mejor calidad se obtiene del tratamiento de restos de podas, hojas y otros residuos de jardín se obtiene el compost de mejor calidad. Otros elementos contenidos en la fracción orgánica de los RSU, como por ejemplo, restos de alimentos (residuos provenientes de las cocinas de los hogares), producen compost de menor calidad (Sekar *et al.* 2010).

Para llevar a cabo los procesos de compostaje se pueden utilizar dos tipos principales de plantas: cerradas (reactores) y abiertas (pilas aireadas) estas disponen de diversas áreas como ser: control de ingreso y pesaje, área o unidad de recepción de residuos y almacenamiento temporal, unidad de separación de materiales reciclables o reutilizables, bodega de materiales recuperados, unidad de compostaje y maduración del material orgánico putrescible, áreas de almacenamiento del producto final, áreas de almacenamiento temporal del material no compostable o de rechazo, áreas de oficina, bodegas, talleres y comodidades para el personal, laboratorios, unidades de control de emisiones (olores, líquidos, material particulado) (Wu *et al.* 2010).

Estas plantas pueden ubicarse dentro de zonas de uso industrial exclusivo (área urbana) o en áreas restringidas al desarrollo urbano específicamente en zonas de interés silvoagropecuario mixto. Actualmente, la legislación estadounidense recomienda no establecer estas plantas en zonas con riesgo de inundación, no construirse dentro de una distancia de 60 metros de colegios, centros de salud, residencias particulares, parques o zonas de uso público y deben contar con espacio suficiente para manejar los lixiviados que se produzcan (Dawson y Hilton 2011).

En cuanto al espacio necesario, una planta con separación y aireación manual requiere entre 1.6 y 1.8 ha. por cada 100 ton. recibidas diariamente, mientras que una planta con separación y aireación mecanizada la necesidad de terreno oscila entre 1.4 y 1.6 ha. por cada 100 ton. Por último una planta con separación mecánica y utilización de biodigestores requiere aproximadamente 1 ha. por cada 100 ton tratadas diariamente. Los potenciales impactos ambientales está el polvo y material particulado (producto de transporte de residuos y operación de planta), olores (provenientes de planta), ruidos (provenientes de transporte), residuos Líquidos (provenientes de operación planta), residuos sólidos (provenientes de operación planta) (Chambers *et al.* 2008).

Las ventajas del establecimiento de estas plantas es que se permite la reutilización y reciclaje de un porcentaje de los residuos, disminuye volúmenes de residuos en rellenos sanitarios, el proceso genera un producto que permite acondicionar suelos, potencial transformación de suelos estériles (arcillosos, arenosos) en suelos productivos, ayuda a disminuir emisiones de metano en rellenos sanitarios. Las desventajas es que tiene potenciales problemas de generación de olores y lixiviados, el proceso es sensible a la contaminación por presencia de materiales como plásticos y metales por lo que es necesaria una separación cuidadosa, riesgo por emisión de metano no apropiadamente manejadas, instalaciones a gran escala tienen altos costos de capital, mercado para el producto final no desarrollado (Ghosh 2004).

La Escuela Agrícola Panamericana Zamorano ha implementado una serie de alternativas para el manejo de residuos orgánicos, entre estas se encuentra la compostera y la lombricultura (Sierra 2015). Dicha compostera fue establecida en el 2008 y está localizada en zona dos, recibe la fracción orgánica del comedor estudiantil, kiosco de ventas, planta de post-cosecha, planta hortofrutícola y cafetería. Como fuente de carbono están el aserrín y el olote provenientes de la unidad de forestales y la unidad de granos y semillas respectivamente; y como fuentes de microorganismos está el estiércol de vaca, cerdos y aves provenientes de las respectivas unidades productoras de la EAP Zamorano. El manejo consiste en realizar seis volteos por semana en el primer mes y a partir del segundo va volteo semanal, para el proceso se maneja una relación C/N 25–35: 1 respectivamente (Sierra 2015).

En Zamorano no se cuenta con datos analíticos que permitan evaluar el desempeño del tratamiento de la fracción orgánica en la compostera, por lo que el objetivo general del presente trabajo es evaluar el desempeño del proceso de tratamiento mediante el monitoreo de los parámetros de control de este sistema.

Los objetivos específicos serán la i) comparación del pH, contenido de humedad, sólidos totales y volátiles en diferentes etapas del proceso de compostaje, ii) realizar un análisis de fortalezas y debilidades del tratamiento de residuos en la compostera, e iii) identificar alternativas complementarias de tratamiento con potencial de aplicación en Zamorano.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

Localización del estudio. La toma de muestra de residuos se realizó en la compostera, ubicada en zona 2 de la Escuela Agrícola Panamericana Zamorano, a 30 km al sureste de Tegucigalpa, Honduras.

Toma de muestras en la compostera. Se realizó el muestreo en 11 pilas compuestas por residuos orgánicos en diferentes proporciones y diversos tiempos de descomposición. Cada pila se identificó con un número del uno al once donde la pila uno indica la pila con mayor tiempo de descomposición y la pila 11 con menor tiempo de descomposición.

Con la ayuda de un barreno se extrajeron tres muestras en tres puntos dos a los extremos y uno al medio de cada pila. Cada muestra de 16 lbs se dividió en cuatro partes y se tomó una primera submuestra con cuatro libras, la cual también fue dividida en cuatro partes y se tomó una segunda submuestra, cada una con una libra. Este procedimiento se realizó nuevamente para el resto de las pilas y se colocaron las submuestras en bolsas de polietileno para ser transportados al laboratorio de Energía del Departamento de Ambiente y Desarrollo para su respectivo análisis. Con los resultados finales obtenidos se desarrolló un análisis estadístico descriptivo.

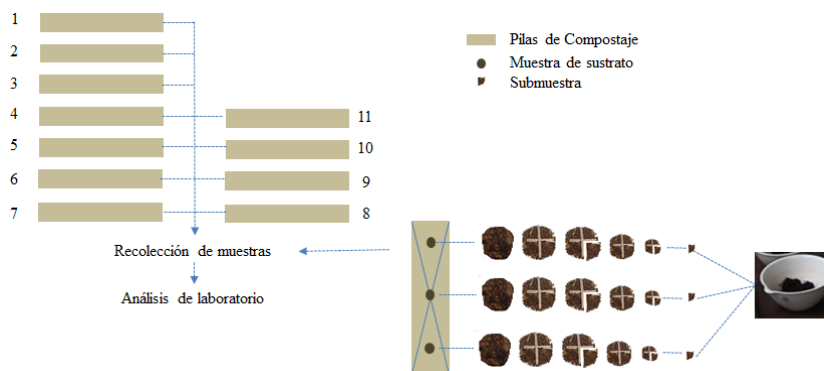


Figura 1. Diagrama de toma de muestras en la compostera.

Análisis de sólidos totales, sólidos volátiles y humedad. Las submuestras extraídas de la compostera fueron trituradas utilizando una licuadora de mano comercial con el objetivo de tener una muestra más homogénea y reducida a tamaño de partículas.

Para el análisis de sólidos totales se utilizó la metodología 2540-B Total Solids Dried at 103-105°C, descrita en el manual de APHA 1995. Inicialmente se tomó nota del peso del

crisol, luego se agregó 200 mg de la muestra obtenida en la compostera y se volvió a tomar nota el peso de la muestra húmeda más el peso del crisol, después se ingresó al horno a 100 °C por 24 h, se sacó se dejó enfriar y nuevamente se tomó el peso de la muestra seca más el peso del crisol y con estos datos se calculó el porcentaje de sólidos volátiles con la ecuación [1]. Seguidamente se calcularon los sólidos volátiles utilizando la misma metodología descrita anteriormente, la diferencia radica en que inicialmente el crisol fue colocado en una mufla por tres horas a 600 °C, una vez frío se procedió a tomar del peso para calcular SV utilizando la ecuación [2]. El contenido de humedad fue calculado utilizando la ecuación [3].

$$\% \text{ Sólidos Totales} = \frac{(A-B)}{(C-B)} \times 100 \quad [1]$$

$$\% \text{ Sólidos Volátiles} = \frac{(A-D)}{(A-B)} \times 100 \quad [2]$$

$$\% \text{ Humedad} = 100\% - \text{ST} \quad [3]$$

A= Peso de muestra seca + crisol

B= Peso de crisol

C= Peso de la muestra húmeda + crisol

D= Peso del residuo + crisol después de ignición

Análisis de pH. Se utilizó la metodología ASA 1973. Se tomó una muestra de 20 g de sólidos y mezclaron con 20 ml de agua destilada. Después se agitó por 30 minutos y se procedió a medir el pH utilizando el medidor Orion Star A211. Todos los análisis se realizaron por duplicado.

Revisión de la literatura y elaboración de matriz. Con la información encontrada en diferentes revistas científicas y bases de datos, sobre las tecnologías de tratamiento de los residuos sólidos urbanos. Se procedió hacer una descriptiva donde se detalló la siguiente información: tipo de tratamiento, su objetivo, principales componentes de la planta, características de los residuos a tratar, localización y necesidad de los espacios, potencial e impactos ambientales, ventajas y desventajas y estudios similares.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Análisis fisicoquímico de la compostera en Zamorano.

Sólidos volátiles y totales. En el caso de los sólidos volátiles, la pila once que tenía menor tiempo de descomposición mostró un porcentaje de 73%, en comparación con la pila uno que tenía mayor tiempo de descomposición y cuyo valor fue de 45.2%. Esta diferencia de valores entre pilas demuestra que a mayor tiempo de descomposición la materia orgánica experimenta un proceso de estabilización el cual se refleja en la reducción de los SV (Cuadro 1).

Existe poca variabilidad de los porcentajes de SV entre las diferentes pilas de descomposición, donde los valores se mantienen entre los rangos de 39 y 73%, esto puede ser debido al hecho que dichas pilas se encuentran en la fase mesófila dos que comprende desde el día 40 hasta el 110 en el proceso de descomposición donde se reporta poca actividad microbiana, la cual tiene un efecto directo sobre dicho parámetro. Estos datos son concordantes con lo informado en estudios de varios autores (Pérez 2008, Pineda 2011, Cheftz *et al.* 1998 y Raj, Antil 2011). Los porcentajes de sólidos totales al igual que de los volátiles no presentan mucha variación debido a las razones expuestas anteriormente.

Cuadro 1. Resultados de los análisis químicos de muestras obtenidas en inicios de agosto del año 2015.

Nº Cama	Tiempo (días)	p H	Sólidos Totales (%)	Sólidos Volátiles (%)	Humedad (%)
1	119	7.2	54.5	45.2	45.5
2	111	6.8	58.3	51.1	41.7
3	103	6.6	50.8	37.3	49.2
4	95	6.8	69.1	46.2	30.9
5	87	7.3	48.7	45.4	51.3
6	79	7.4	57.0	43.2	43.0
7	71	7.2	57.0	50.1	43.0
8	63	6.8	61.1	36.8	38.9
9	55	7.2	&	&	50.7
10	47	7.3	59.9	39.6	40.1
11	0	5.3	&	&	50.3

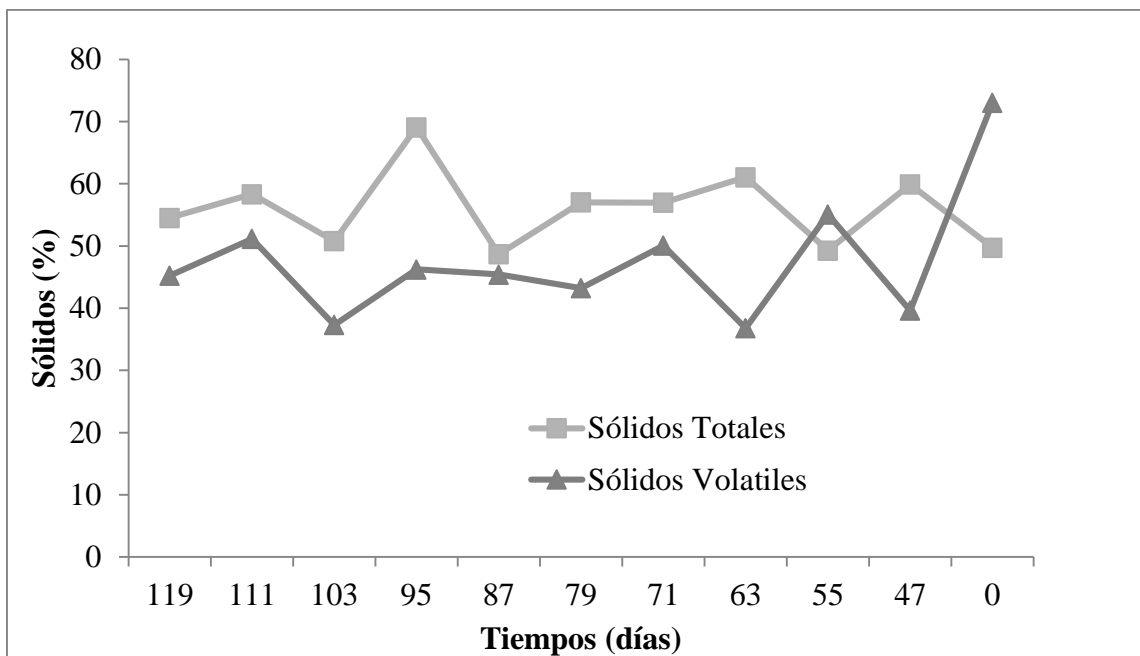


Figura 2. Ubicación de las zonas cacaoteras en Honduras.

Humedad. Al inicio del proceso de compostaje la pila se encontró con una humedad de 45% (Figura 3), además se observa la variación de humedad interna de la pila 4 y 8 que son bajas ocasionando disminución de nutrientes para los microorganismos, retardando el proceso de descomposición y provocando la muerte de microorganismos, las posibles razones pueden ser por la falta de aire, relación C: N incorrecta, que todo el nitrógeno ha sido consumido o que el material está muy seco o muy húmedo. Las soluciones serían mejorar con agua, voltear el abono, agregar materiales con alto contenido de nitrógeno o preparar la mezcla con una relación adecuada. (Lu *et al.* 2009 y Pérez 2008 y Pineda 2011).

Se esperó que en la pila con cero días de descomposición presente mayores porcentajes de humedad. Debido a la descomposición de residuos generó dichos resultados. A partir del día 47 los valores se mantuvieron estables hasta el día 119 ya que estuvieron en la segunda etapa mesófila de humedad en la cual los hongos y los actinomicetos se encargaron de descomponer los materiales con alto contenido de lignina y celulosa.

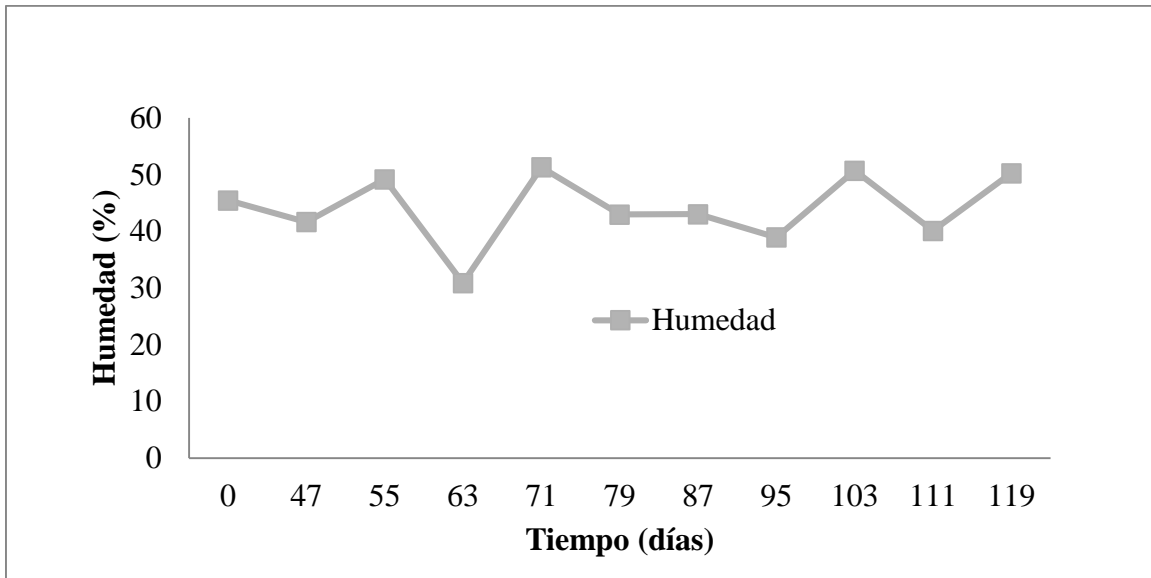


Figura 3. Variación de la humedad a través del tiempo

pH. El día cero el valor del pH fue de 5. Y a partir del día 47 el pH sufre la variación a 7. Durante la fase mesófila inicial, se observa la disminución del pH debido a la acción de los microorganismos sobre la materia orgánica más frágil, produciendo una liberación de ácidos orgánicos y partir del día 47 que se encuentra en la tercera fase, el pH tiende a la neutralidad debido a la formación de compuestos que tienen propiedades tampón.

Es importante considerar la aireación durante la mezcla ya que al final se puede obtener productos finales adecuado con pH entre 7 y 8, valores más bajos son indicativos de fenómenos anaeróbicos y que el material aún no está maduro, y en la relación a los microorganismos la degradación orgánica inhibe a pH bajos, por lo que si el pH que se mantienen en 7 (figura 4), es síntoma de una buena descomposición (Chiumenti *et al.* 2005, Smars *et al.* 2002 y Wu *et al.* 2006).

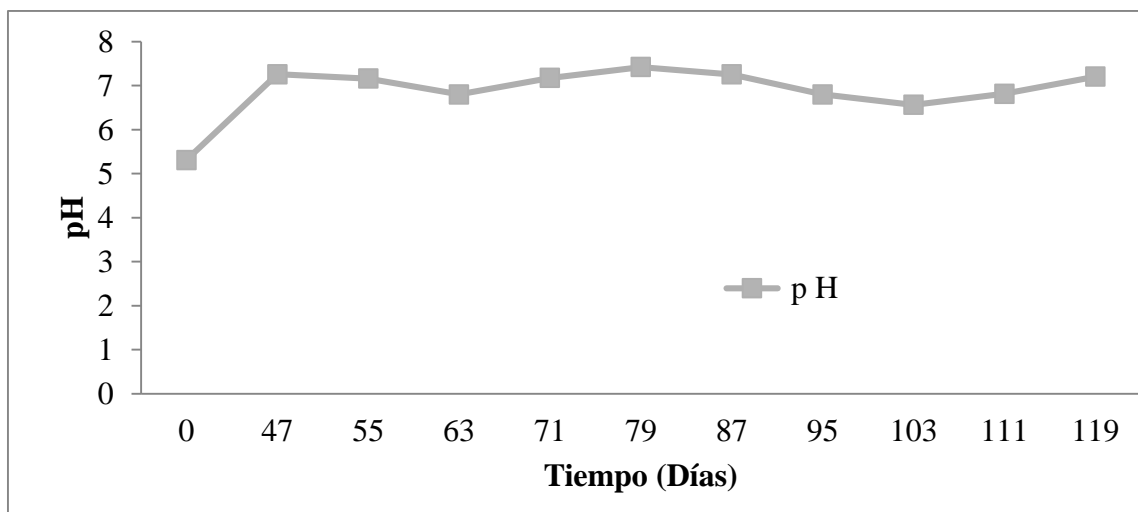


Figura 4. Variación del pH a través del tiempo

Revisión literaria. La revisión literaria permitió identificar diferentes alternativas de tratamientos de la fracción orgánica de los residuos urbanos más comunes en el mercado a nivel mundial.

Plantas biológicas para producir biogás. En las plantas biológicas se desarrolla un proceso bioquímico cuyo objetivo es producir la estabilización de la fracción orgánica contenida en los residuos domiciliarios, obteniendo como resultado del proceso un lodo digerido que puede ser utilizado como acondicionador agrícola, en tanto que la cantidad de biogás producido puede ser empleado como un recurso energético, mediante el cual los residuos se descomponen por la acción de microorganismos anaeróbicos para producir biogás (compuestos gaseosos y otro compuesto semilíquido o semisólido que puede ser empleado como fertilizante) (Khan 1994). La digestión anaerobia transforma la materia orgánica en una mezcla de 5% de biomasa y 95% de metano y anhídrido carbónico (llamado gas de digestión o biogás), susceptible de aprovechamiento y valorización económica (Khan 1994).

La recuperación del biogás permite su uso como combustible o generación de electricidad, lo que garantiza los costes de operación del proceso (Mata Álvarez *et al.*, 2000; De Baere, 2000). La composición o riqueza del biogás depende del material digerido y del funcionamiento del proceso. La composición media, en volumen, suele ser: 50- 60% de CH₄, 30-40% de CO₂ y menos del 5% de H₂O, H₂, H₂S, N₂, hidrocarburos y otros en la fase de estabilización del proceso (Carreras y Dorronsoro, 1999).

Clásicamente, la digestión anaerobia de la FORSU se ha desarrollado en el rango mesofílico de temperatura (35° C) debido, fundamentalmente, a las menores necesidades energéticas para el mantenimiento de la temperatura (Pérez *et al.* 2001). Sin embargo, en el rango termofílico de temperatura (55°C), la producción de energía del proceso (en forma de biogás) es excedente frente a las necesidades de calefacción, además de proporcionar una velocidad de degradación superior y mayor eficacia de destrucción de patógenos frente a su homóloga mesofílica (Schafer *et al.* 2003). Los principales componentes de una planta,

serán variadas dependiendo de la fracción inorgánica contenida en los residuos y los efluentes del digestor. (Cesaro y Belgiorno 2014).

La principal característica a considerar para seleccionar el método de tratamiento es la reacción orgánica presente en los residuos, los cuales, idealmente, deben ser previamente separados. También se puede procesar lodos y residuos agrícolas. La localización y necesidades de espacio, debe considerarse como una instalación de tipo industrial. (Mudhoo y Kumar 2013). Considerando los componentes clásicos de una planta de este tipo, se estima que para una instalación con capacidad para 1000 ton/día son necesarias entre cuatro a seis hectáreas. Los potenciales impactos ambientales están por el ruidos (transporte de vehículos), olores (provenientes de los residuos), material particulado, residuos líquidos (producto del proceso de digestión) y residuos sólidos (producto del proceso de digestión) (Bhattacharyya *et al.* 2008).

Su principal ventaja es la reducción del volumen de residuos que va a disposición final. Además requiere poco espacio, planta compacta por lo que son reducidos olores e impactos locales, producción de energía a partir de generación de metano y el lodo generado puede usarse como mejorador de suelo. Las desventajas es que sólo trata la materia orgánica, residuos potencialmente contaminantes, tecnología más cara que el compostaje, y un mercado inexistente para producto final (Dasgupta 2012).

Incineración. Tratamiento térmico que consiste en procesar materiales de origen orgánico contenido en los residuos sólidos, a alta temperatura y en presencia de oxígeno logrando de este modo la oxidación de los compuestos y elementos combustibles presentes con lo que se disminuye el volumen de los residuos pudiendo eventualmente generarse energía eléctrica mediante un aprovechamiento del calor o vapor producido por el sistema (Romero 1998 y Chang *et al.* 1998).

Principales componentes como: unidad de recepción, pesaje y almacenamiento de los residuos, unidad de pretratamiento o acondicionamiento de los residuos (trituration, secado), sistema de alimentación (por gravedad, mecánico o tornillo), cámara de combustión (horno rotatorio, parrillas, lecho fluidizado), cámara de post combustión, unidad de extracción de cenizas y escorias y la unidad de refrigeración y tratamiento de gases (Chang *et al.* 1998).

Características residuos a tratar, Fracción orgánica de residuos sólidos domiciliarios, industriales o peligrosos. Dependiendo del poder calorífico que tengan los residuos domiciliarios es necesario un secado previo para llevar a cabo el proceso de incineración. Algunos sistemas requieren que los residuos sean acondicionados previamente (tritutados, pelletizados). Localización y necesidades de espacio, para este tipo de plantas está restringida a áreas de tipo industrial. Una planta con capacidad para 100 ton de residuos al día requiere entre una y dos hectáreas de terreno, mientras que una planta de 300ton/día necesitará entre dos y tres hectáreas de terreno (Bie *et al* 2007).

Los potenciales impactos es que genera una serie de materiales contaminantes que son emitidos en el proceso de combustión y deben ser objeto de tratamiento para cumplir las normas sobre calidad de aire. Entre los componentes más importantes que son emitidos se

encuentran: emisiones gaseosas (funcionamiento de planta) ruidos, (asociados al transporte de los residuos y no al funcionamiento propio de la planta) y emisiones líquidas residuo sólido (cenizas) (Shi *et al.* 2008).

Sus ventajas son reducir el peso y volumen de los residuos (90% volumen). La reducción de los residuos es inmediata, es posible generar energía en forma de calor, agua caliente o electricidad, cenizas residuales pueden ser recicladas como material de construcción, disminuye la cantidad de residuos que van a relleno sanitario.

Las desventajas son altos costos de capital, necesidad de efectuar una separación en origen de la materia orgánica a procesar, algunos materiales requieren un secado previo para ser incinerados, como es el caso de los residuos sólidos domiciliarios, emisiones de contaminantes al aire, desaprobación del público por emisiones producidas y no ayuda a reducir la producción de residuos (Wei *et al.* 2009).

Gasificación: Es la conversión termoquímica de la materia orgánica cuyo objetivo en este proceso es la reacción de sustancias orgánicas con oxígeno o vapor para producir un gas combustible. El gas puede ser limpiado o quemado en un motor a gas o una turbina, o puede ser usado en calderas para generar vapor y a su vez producir electricidad (Ahsan 1999).

Las unidades principales que constituyen este tipo de plantas son: unidad de recepción y separación de residuos, unidad de pre procesamiento (trituration, secado de residuos), unidad de gasificación, unidad de limpieza del gas combustible, unidad de recirculación, unidad de combustión, sistema de generación de electricidad.

Las características de residuo a tratar, para este proceso generalmente se han usado biomasa, como por ejemplo madera chipeada, residuos agrícolas, plásticos y neumáticos. Sin embargo, la experiencia práctica de gasificación de RSD es pequeña y aún se encuentra en plena etapa de investigación y estudios. La localización, es en una zona de actividad industrial exclusiva. El espacio requerido por las plantas en operación (piloto/demostrativas para residuos domiciliarios), está entre las 2 y 3 Ha. (del Alamo *et al.* 2012). Potenciales impactos ambientales son: emisiones de contaminantes atmosféricos como dioxinas y gases ácidos, olores, ruidos e impacto vehicular por el transporte de residuos, residuos líquidos (proceso gasificación) y residuos sólidos (cenizas).

Sus desventajas son las emisiones de contaminantes atmosféricos como dioxinas y gases ácidos, olores, ruidos e impacto vehicular por el transporte de residuos, residuos líquidos (proceso gasificación) y residuos sólidos (cenizas). Estas desventajas en el gas producido deben ser tratadas para remover los contaminantes antes de ser combustionado. Este proceso conllevará a un alto consumo de agua (unidades de enfriamiento), costos de inversión elevados y tecnología no desarrollada para RSD (koukouzas *et al.* 2008).

Pirólisis. Tratamiento termoquímico, es una serie de complejas reacciones químicas, que se inician cuando un material es calentado (entre 400°C – 800°C), en ausencia de oxígeno para producir una mezcla de vapor (condensable o no condensable) y residuos sólidos. El

calor rompe las moléculas del residuo, convirtiéndolo en líquido o gases, que pueden ser usados como combustibles (Saffarzadeh *et al.* 2006 y Chen *et al.* 2015).

Los principales componentes de planta son: unidad de recepción de residuos, unidad de pre procesamiento y selección de residuos reactor de pirólisis, sistema de recirculación unidad de limpieza o lavado de líquido combustible (combustible pirólisis), sistema de combustión y generación de energía (vapor o electricidad) (Tursunov 2014).

Las características o tipos de residuo a tratar mediante pirólisis, son los siguientes: lodos deshidratados, plásticos triturados, residuos agrícolas, residuos municipales de origen orgánico seleccionados: residuos de cocina, pulpa de papel y residuos de jardines. Para su establecimiento, se considera una localización similar que para las plantas incineradoras, es decir, en zonas destinadas exclusivamente a la actividad industrial. El espacio requerido es de dos a cuatro hectáreas, aunque estos valores corresponden a plantas piloto ya que no existen plantas con capacidad industrial en operación (Ateş *et al.* 2013). Los potenciales impactos ambientales, son emisiones gaseosas, material particulado, residuos sólidos (cenizas), impacto vial por transporte de residuos y olores (producto de los residuos).

Las ventajas de este método, es su potencial uso de residuos para generar combustibles y energía eléctrica y para la cantidad de residuos que van a relleno sanitario. Y las desventaja donde la cenizas con potenciales características de residuo peligroso, tecnología no desarrollada para residuos domiciliarios y las plantas existente sólo a escala piloto o de demostración (Wang *et al.* 2015).

Relleno sanitario. Un relleno sanitario es una obra de ingeniería destinada a la disposición final de los residuos sólidos municipales, los cuales son confinados en el suelo, en condiciones controladas que minimizan los efectos adversos sobre el medio ambiente y la salud de la población. (Xiaoli *et al.* 2007, Yang *et al.* 2014 y Berthe *et al.* 2008).

Los rellenos sanitarios pueden clasificarse de acuerdo a varios criterios, pero el criterio más usado es el de método de construcción, y bajo este punto es posible distinguir: relleno de zanja o trinchera, relleno de excavación progresiva y otra categoría importante dentro de los rellenos sanitarios son los rellenos sanitarios manuales. Estos rellenos son operados exclusivamente por fuerza humana, aunque ocasionalmente puede intervenir maquinaria para apoyar la construcción de obras mayores, como por ejemplo abertura de zanjas. Se asume que funcionan con 2 operarios en terreno, para atender una población de hasta 10.000 habitantes, aunque también se sostiene que estos rellenos pueden atender localidades con un máximo de 50.000 habitantes (Xiaoli *et al.* 2007).

Los tipos de residuo a tratar son residuos domiciliarios o asimilables, según su localización y necesidades de espacio. Para la localización de los rellenos sanitarios tanto manuales como convencionales, es necesario considerar múltiples aspectos como: criterios técnicos, económicos, sociales, políticos y riesgos ambientales, entre ellos los rellenos sanitarios requieren de grandes extensiones de terreno. En cuanto al espacio requerido por rellenos manuales, este es considerablemente menor al de los rellenos convencionales, pudiendo en algunos casos alcanzar a un par de hectáreas (Aziz *et al.*, 2010).

Los potenciales impactos ambientales durante la etapa de operación son los siguientes: impactos por incremento de tráfico vehicular olores ruidos (transporte de residuos) material particulado, emisiones gaseosas (metano), potencial contaminación de aguas (líquidos percolados) y alteración del suelo. Los impactos de rellenos manuales esperables son los mismos que se presentan en el punto anterior, aunque dada la pequeña cantidad de residuos que manejan estos rellenos los impactos probables son reducidos.

Las ventaja son: la técnica probada, se logra la recuperación de terrenos inservibles y su transformación en suelo apto para parques, campos deportivos, terrenos agrícolas u otros, y potencial recuperación de metano para producir energía (Melnik *et al.* 2014). Las desventajas por los potenciales son problemas de olores y ruido, impactos negativos sobre flujo vehicular, requiere importantes áreas de terreno, no ayuda a reducir la producción de residuos.

4. CONCLUSIONES

- Los valores de pH y humedad reflejados de la compostera de Zamorano representan valores que están dentro de los rangos establecidos en la literatura.
- La variabilidad entre los porcentajes de sólidos totales entre las pilas se debe a su heterogeneidad en composición y por lo tanto en el tiempo que requiere los diferentes sustratos para descomponer estas son diferentes en composición y tiempo de descomposición.
- El relleno sanitario que años anteriores Zamorano tenía generaba más impactos ambientales en comparación a la compostera.
- Entre las alternativas estudiadas los biodigestores son los que presentan menos impactos ambientales. Los costos de su establecimiento son elevados. Los subproductos que generan son aprovechados para diferentes usos lo cual genera ganancias económicas y ambientales en reducidos espacios.

5. RECOMENDACIONES

- Para la obtención de los parámetros de desempeño durante un ciclo completo de tratamiento, es recomendable el desarrollo del monitoreo de una misma pila de compostaje.
- Para la evaluación complementaria del desempeño del proceso, es recomendable el monitoreo del contenido de nutrientes particularmente las proporciones de C: N.
- Considerar la digestión de anaerobia como otra alternativa de tratamiento de los residuos orgánicos en Zamorano.

6. LITERATURA CITADA

Ahsan. 1999. Solid waste management plan for Indian megacities. *Indian Journal of Environmental Protection*, (2): 90–95.

Amir, M., Hafidi, J., Bailly, J. 2003. Characterization of humic acids extracted from sewage sludge during composting and of their sephadex gel fractions. *Agromy*, (23): 269–275.

APHA (American Public Health Association). 2005. Standard methods for the examination of water and wastewater. 20 ed. American Public Health Association. Washington, EUA. 1,325 p.

ASA 1973.(American Society of Agronomy).1973. Soil And Waste pH. Madison, EUA. 9045D5.

Ateş, N., Miskolczi, N., 2013. Comparision of real waste (MSW and MPW) pyrolysis in batch reactor over different catalysts. Part I: Product yields, gas and pyrolysis oil properties. *Bioresour. Technol*, (133)443–454.

Aziz, H. Aziz, M.S. Yusoff, M.J.K. Bashir, M. Umar. Leachate characterization in semi-aerobic and anaerobic sanitary landfills: a comparative study. . *Environ. Manag.*, 91 (2010), pp. 2608–2614.

Berthe,C. Redon, E. Feuillade. 2008. Fractionation Of The Organic Matter Contained In Leachate Resulting From Two Modes Of Landfilling: An Indicator Of Waste Degradation. *Journal Of Hazardous Materials*. (154):262-271.

Bhattacharyya, S., Kumar, S. 2008. Studies on acidification in two-phase biomethanation process of municipal solid waste. *Waste Manag.* (28) 164–169.

BID (Banco Interamericano de Desarrollo) 1993. Guía para la evaluación de proyectos de desechos sólidos en pequeñas y medianas ciudades. Washington, DC, BID.

Bie, S. Li, H. Wang. 2007. Characterization of PCDD/Fs and heavy metals from MSW incineration plant in Harbin. *Waste Management*, (27) 1860–1869

Bouallagui, H., Cheikh, L. Marouani, M. 2003. Mesophilic biogas production from fruit and vegetable waste in tubular digester. *Bioresour. Technol.*, (89) 85–89.

Carreras, N.; Dorronsoró, J.L.(1999). Aprovechamiento energético del biogás generado a partir de residuos sólidos urbanos. *TecnoAmbiente*, 71:121-123.

Cesaro, V. 2014. Pretreatment methods to improve anaerobic biodegradability of organic municipal solid waste fractions. *Chem. Eng* 240:24–37.

Chambers, F., Nicholson, M., Aitken, E. 2003. Rowlands. Benefits of biosolids to soil quality and fertility. *Water Environ.*

Chang, W., Chen, Chang. 1998. Comparative evaluation of RDF and MSW incineration. *J. Hazard. Mater* 58:33–45.

Chefetz, P., Hatcher, Y., Hadar, Y. 1996. Chemical and biological characterization of organic matter during composting of municipal solid waste. *J. Environ. Qual* 25:776–785.

Chen, L., Yin, H., Wang, P. 2015. Reprint of pyrolysis technologies for municipal solid waste: a review. *Waste Manag* 37:116–136.

Chiumenti, R., Chiumenti, L., Díaz, G. 2005. LY Eggerth, N. Goldstein. Tecnologías de compostaje modernos. *BioCycle. compost. Org. Recycl. Singapur.*

CPCB. Junta central de control de contaminación 2013. El Tratamiento de Residuos Sólidos en India. Oficina Económica y Comercial de la Embajada de España en Nueva Delhi. p 8-9.

Elwell, H., Keener, R. 1996. Controlled high rate composting of mixtures of food residuals, yard trimmings and chicken manure. *Compost Science and Utilization* 4 (1):6–15.

Dasgupta, M., Mondal, J. 2012. Bio energy conversion of organic fraction of Varanasi's municipal solid waste. *Energy Procedia* 12:1931–1938.

Dawson, J. Hilton. 2011. Fertiliser availability in a resource-limited world: production and recycling of nitrogen and phosphorus. *Food Policy*. 12 p.

Del A., Hart, A., Grimshaw, P. 2012. Characterization of syngas produced from MSW gasification at commercial-scale Energos Plants. *Waste Manag* 32:1835–184.

Fogarty, O. 1991. Microbiological degradation of pesticides in yard waste composting. *Microbiol. Rev* 55: 225–233.

Fourti. 2013. The maturity tests during composting of municipal solid wastes. *Resour. Conserv. Recycl* 72: 43–49.

Fukuzaki, S., Nishio, N., Nagai, S. (1990). The use of polyurethane foam for microbial retention in methanogenic fermentation of propionate. *Applied Microbiology and Biotechnology* 3: 408-413.

Ghosh. 2004. Integrated vermin pisciculture an alternative option for recycling of municipal solid waste in rural India. *Journal of Bioresource Technology* 93 (1):71–75.

- Hsy y Lo. 1994. Environmental management of municipal solid wastes. *Indian Journal of Environmental Protection* 14 (1): 26–30.
- Komilis, R., Ham, J., 2004. Emission of volatile organic compounds during composting of municipal solid wastes. *Water Res* 38:1707–1714.
- Koukouzas, A., Katsiadakis, E., Karlopoulos, E., 2008. Co-gasification of solid waste and lignite. A case study for Western Macedonia. *Waste Manag* 28:1263–1275
- Magdelaine, M. Spiess, E. 2008. Poultry meat consumption trends in Europe. *World's Poultry Sci.* 24p.
- Magrí, A. (2007). Modelització del tractament biològic de la fracció líquida de purins orientat a l'eliminació de nitrogen. Tesi Doctoral. UdL. 23p.
- Malkow, J. 2004. Novel and innovative pyrolysis and gasification technologies for energy efficient and environmentally sound MSW disposal. *Waste Manag* 24:53–79.
- Manaf, M., Samah, N. 2009. La gestión de residuos sólidos urbanos en alasia. *Prácticas y desafíos. Residuos Administrar* 29: 2902 -2906.
- Mata, J., Macé, S., Lladrés, P. (2000). Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives. *Bioresource Technology* 74:316.
- Nixon, J., Dey, P., Ghosh, S. 2013. Evaluation of options for energy recovery from municipal solid waste in India using the hierarchical analytical network process. *Energy* 59:215-223.
- Melnyk, K., Kuklińska, L., Wolska, J. 2014. Chemical pollution and toxicity of water samples from stream receiving leachate from controlled municipal solid waste (MSW) landfill. *Environ. Res* 135: 253–261.
- Mudhoo, S., Kumar, J. 2013. Effects of heavy metals as stress factors on anaerobic digestion processes and biogas production from biomass. *Int. J. Env. Sci. Technol* 10 (6): 1383.
- Pérez, C. 2008. Evaluación de los efectos de la aireación en pilas de compostaje de biosólidos. *Ing. Civil. El Bio Bio, Concepción, Universidad del Bio Bio* p 9- 22.
- Pérez, M; Romero, L.I.; Sales, D. (2001) Organic matter degradation kinetics in an anaerobic thermophilic fluidized bed reactor. *Anaerobe* 7:25- 35.
- Pineda, C. 2011. Evaluación de diagramas de flujo de sistemas de tratamiento de deyecciones ganaderas que incluyan codigestión anaerobia. Tesis Ing. Amb. Catalunya, Universidad. Tècnica de Catalunya. p 11.
- Raj, R., Antil, S. 2011. Evaluation of maturity and stability parameters of composts prepared from agro-industrial wastes. *Bioresour. Technol.*, 102 (3): 2868–2873

Saldarriaga, J. 2009. Compuestos Orgánicos Volátiles (Vocs). En El Proceso De Compostaje De Los Residuos Sólidos Urbanos y su Efecto en la Salud Humana. Tesis M Sc Ing. Urb. Universidad de Medellín.25p.

Saffarzadeh, T., Shimaoka, Y., Motomura, K. 2006. Chemical and mineralogical evaluation of slag products derived from the pyrolysis/melting treatment of MSW. *Waste Manag.*, (26): 1443–145.

Romero, A. 1998. INCINERACION de RESIDUOS SOLIDOS URBANOS. Dpto. de Ingeniería Química. Facultad de CC. Químicas. Universidad Complutense de Madrid. 30p.

Sánchez J., Cegarra, D., García, A., 2002. Chemical and structural evolution of humic acids during organic waste composting. *Biodegradation* 13: 361–371.

Schafer, P.L.; Farrell, J.B.; Newman,G.; Vandeburgh, S.2003. *Advanced Anaerobic Digestion Processes*. *Waster Environment & Technology*, 38-49.

Sekar, S., Karthikeyan, P. 2010. Trends in patenting and commercial utilisation of poultry farm excreta. *World's Poultry Sci.*

Sharholy, M., Ahmad, K., Mahmood, G., 2007. Análisis de los sistemas de gestión de residuos sólidos municipales en Delhi una revisión. En: Libro de Actas del II. Congreso Internacional de la Química y Medio Ambiente, Indore, India.p773- 777.

Sharma, S., Shah, KW. 2012. Generation and disposal of solid waste in Hoshangabad. In: *Book of Proceedings of the Second International Congress of Chemistry and Environment*, Indore, India. p 749–751.

Shi, W., Wu, S., Lu, T., Chen, H.L., Huang, Y., Chen, J.H. 2008. Effect of MSW source-classified collection on the emission of PCDDs/Fs and heavy metals from incineration in China. *J. Hazard. Mater* 153: 685–694.

Sierra.A. 2015. Historia de la compostera de la EAP Zamorano. Unidad de Agricultura Organica, EAP Zamorano. Comunicación oral.

Smars, L. Gustafsson, B., Beck-Friis, H. 2002. Improvement of the composting time for household waste during an initial low pH phase by mesophilic temperature control. *Bioresour. Technol* 84 (3):237–241.

Sundberg, C. 2005. Improving compost process efficiency by controlling aeration, temperature and pH. Doctoral thesis, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala. 25p.

Torres , C., Oliveres, J., Cibrian, M. 2008. *Teoría y Práctica de Análisis Industriales II*. Editorial Amante. Tercera edición, México. 34p.

Tursunov, O. 2014.A comparison of catalysts zeolite and calcined dolomite for gas production from pyrolysis of municipal solid waste (MSW). *Ecol. Eng* 237–243.

Wang, L., Wang, A. 2015. Life cycle assessment of fast pyrolysis of municipal solid waste in North Carolina of USA. *Clean. Prod* 87:511–519.

Wei, W., Qi, Z., Zongshu, L., Haixiao, Z., Hongxia, Z., Lei 2009. A new gasification and melting incineration process of MSW with co-current shaft furnace. *J. Environ. Sci. Suppl* 108 :11.

Wu, X., Wang, D., Li, Z. 2010. Emission of volatile organic sulfur compounds (VOSCs) during aerobic decomposition of food wastes. *Atmos. Environ* 44:5065–50.

Wu, K., Sun, R., Li, Y. 2006. The bioenergy conversion study of thermophilic anaerobic digestion of MSW. *Res. Soil Water Conserv* 13:125–129.

Xiaoli, T., Shimaoka, C., Xianyan, G., Qiang, Z. 2007. Characteristics And Mobility Of Heavy Metals In An Msw Landfill: Implications In Risk Assessment And Reclamation. *J. Hazard. Mater* 144: 485–491.

Yang, A., Damgaard, F., Lü, L., Brogaard, P.J. He. 2014. Environmental impact assessment on the construction and operation of municipal solid waste sanitary landfills in developing countries: China case study. *Waste Manag* 34:929– 930.

Zeeman, G., Wiegant, W.M., Koster, M.E., Lettinga, G. 1985. The Influence of the Total Ammonia Concentration on the Thermophilic Digestion of Cow Manure. *Agricultural Wastes* 14:19- 35.