

Aprovechamiento de la fracción orgánica de los residuos sólidos en un Campus universitario

Use of the organic fraction of solid waste in a University Campus

RODRIGUEZ-PIMENTEL, Reyna Isabel†*

Universidad Tecnológica de Nezahualcóyotl

ID 1^{er} Autor: *Reyna Isabel, Rodriguez-Pimentel* / **ORC ID:** -5456-0842, **Researcher ID Thomson:** I-6643-2018, **CVU CONACYT ID:** 275545

R. Rodriguez

reyna.rodriquezpi@utn.edu.mx

N. Zapata (Dr.). Ciencias agropecuarias y biotecnología. Proceedings-©ECORFAN-Mexico, 2019.

Abstract

An alternative for the use of the organic fraction of urban solid waste (FORSU) is aerobic degradation (compost) and anaerobic digestion. At the Technological University of Nezahualcoyotl, there is a population of approximately 5480 people and a per capita generation of 0.54 Kg / h.d, generating approximately 260 Kg / day of organic waste. The aerobic degradation of the organic fraction of urban solid waste (FORSU) is the degradation of organic matter by microorganisms in the presence of oxygen. Consequently, the type of waste and aeration are important factors in aerobic degradation, so it is necessary to characterize the fractions of the composition of the waste generated in the cafeterias of the university and propose strategies to obtain a quality product and with the adequate nutrients for the soil. In this work several tests were carried out with different inocula to favor the composting process for fruit and vegetable residues, generated from the preparation of food, and gardening, obtaining a compost with the appropriate characteristics to be used in the gardens of the campus. And with the prepared food waste, anaerobic digestion will be carried out in two stages, and due to the large amount of citrus fruit, co-digestion was used with different types of manure: cow, pig and sheep in which CH₄ was obtained 28, 3.3, 2.7 and in OFMSW 6.3 L, during the experimentation time. This will allow the application of the biogas generated as an energy source in some university facility, in this way the organic waste generated in the campus will be used for its application as a soil improver in the gardens and as an energy source.

Co-digestión, Composta, Digestión anaerobia

Introducción

En últimos años el proceso de digestión anaerobia y la degradación aerobia (composteo) de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU) y de otros residuos biodegradables ha cobrado especial interés entre los investigadores y los gobiernos de todo el mundo. Esto se debe a la recuperación de energía en forma de biogás rico en metano y de la generación de digestato que puede ser utilizado como fertilizante. El auge de la digestión anaerobia de la FORSU y elaboración de composta se da a partir de los programas gubernamentales que promueven la separación en fuente, debido a que se reducen problemas en el proceso por la disminución de compuestos inertes³ y es posible utilizar el digestato y la composta como fertilizante. De ahí que en algunos Campus Universitarios han realizado estudios, para tratar sus propios residuos. Para alcanzar la sustentabilidad ambiental es de suma importancia considerar la aplicación de métodos biotecnológicos que reduzcan el volumen y favorezcan la reutilización de los residuos. El objetivo de este trabajo es aprovechar la FORSU generada en la Universidad Tecnológica de Nezahualcóyotl para la producción de biofertilizante y energía mediante el proceso de composteo y digestión anaerobia.

El primer tema de este trabajo serán los aspectos relevantes de los tratamientos de composteo y digestión anaerobia, en la segunda parte se desarrollará el trabajo experimental que se llevó a cabo.

Fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU)

La definición de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU) varía de forma regional y nacional; en Estados Unidos se considera a la FORSU como una mezcla de residuos de comida, jardinería y papel (Palmisano & Barlaz, 1996). En la Unión Europea son los residuos verdes de jardines y parques y residuos de cocina (Al Seadi *et al.*, 2013). Los residuos orgánicos, son biodegradables, se componen naturalmente y tiene la propiedad de poder desintegrarse o degradarse rápidamente, se componen de restos de comida y restos vegetales de origen domiciliario. La producción y composición de la FORSU depende de factores como la zona geográfica, la cantidad de habitantes y su poder adquisitivo, así como el tipo de actividad productiva, las costumbres alimenticias regionales, la temporada del muestreo y el sistema de recolección de los residuos (Hansen *et al.*, 2007).

Características físicas de la FORSU

Existen diferentes criterios para categorizar a los RSU y a la FORSU. En la siguiente figura se presenta una imagen de los diferentes compuestos que constituyen a la FORSU de acuerdo con el criterio de categorización de Greenfinch. Su clasificación consta de 16 fracciones (la fracción semillas y piedras no aparece en la foto): se observa la heterogeneidad de los constituyentes en su concepto de FORSU.

Independientemente de una separación por compuestos similares, en cada fracción se observan características físicas diferentes, en especial referentes al tamaño. En esta categorización no figuran los residuos de poda y jardinería que en otros proyectos son considerados y que en México se incluyen en los residuos que constituyen la FORSU.

Figura 6.1 Categorización de FORSU del proyecto Greenfinch



Fuente: Modificado de VALORGA (2010)

Características químicas de la FORSU

Desde el punto de vista químico la FORSU tiene características tan variadas como los componentes que la constituyen. Existen parámetros que se determinan de forma común en todos los trabajos encaminados a utilizar FORSU como sustrato en digestión anaerobia como son humedad, sólidos totales (ST), sólidos volátiles (SV), relación SV/ST y, de forma menos frecuente, nitrógeno Kjeldahl (NK) y fósforo total (PT). Estas características se usan para determinar de forma preliminar el contenido de materia biodegradable y la relación de nutrientes en el sustrato. Diversos trabajos se han centrado en caracterizar químicamente a la FORSU, como forma de evaluar las diferencias en su composición química debidas a la gestión de los RSU, aspectos medioambientales, regionales, estacionales y socioeconómicos (Alibardi & Cossu, 2015) y cómo estas características influyen la *metanización* y calidad de la composta. La composición elemental de los residuos es la clave para evaluar la recuperación de sus nutrientes como el nitrógeno, fósforo y carbono; además permite estimar valores teóricos de producción de biogás (Buffiere *et al.*, 2006). Aunque se han realizado diversos estudios para conocer esta composición, lamentablemente para el caso de México y en específico del Distrito Federal se cuenta con poca información al respecto.

Degradación aerobia de la FORSU

La degradación aerobia (compostaje) es un proceso de mineralización, mediante el cual los microorganismos degradan la materia orgánica en CO₂, H₂O y el producto final, es el compost. La aireación es uno de los factores más importantes en los sistemas de compostaje. Se requiere una concentración mínima de oxígeno del 5 % en los espacios porosos de la pila de compostaje para mantener condiciones aeróbicas (Kulcu & Yaldiz, 2004).

1. Efecto del pH en la degradación aerobia de la FORSU

El pH es uno de los factores ambientales más importantes en el proceso de compostaje. Se ha observado que la disminución inicial de pH está asociada con la formación de ácidos, el pH bajo puede inhibir severamente el progreso de las reacciones en el proceso de compostaje (Nakasaki *et al.*, 1993). El pH ligeramente ácido de la FORSU se debe a la presencia de ácidos orgánicos de cadena corta, que no solo se producen a partir de materias primas, sino también se generan durante la fase inicial de compostaje (Reinhardt, 2002). El control de pH durante la fase inicial de compostaje se ha llevado a cabo utilizando compuestos alcalinos (por ejemplo, NaOH, cenizas y cal), de esta forma, se evita que el pH baje demasiado durante el período de actividad inicial y se favorece una tasa de degradación de la materia orgánica más rápida.

Sin embargo, los materiales alcalinos pueden tener un efecto adverso sobre las actividades de los microorganismos debido a los posibles efectos inhibidores causados por un incremento en el pH. La formación microbiana y la descomposición de los ácidos orgánicos dependen del nivel de oxígeno y la temperatura. Concentraciones altas de oxígeno dan lugar a concentraciones más bajas de ácidos orgánicos en el compost y una descomposición más rápida de los ácidos, en consecuencia, un rápido aumento en el pH.

2. Efecto de la relación Carbono/Nitrógeno en la degradación aerobia de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos

Durante la actividad de los microorganismos implicados en el compostaje se genera la síntesis de biomasa microbiana que contiene aproximadamente 50 % C, 5 % de N y 0.25 % P con base en peso seco (Sadaka & El-Taweel, 2003). Por lo cual, la relación inicial Carbono / Nitrógeno (C/N) es uno de los factores más importantes que afectan el proceso de compostaje y la calidad del compost. La relación C/N se ha utilizado como una directriz de la calidad del producto final; se propone una relación inicial C/N de 25 a 30 para un proceso en óptimas condiciones. Sin embargo, el establecimiento de la relación C/N para la puesta en marcha del proceso no es una garantía de resultados favorables, ya que esta relación C/N no suele considerar la biodisponibilidad o biodegradabilidad. Los efectos de la relación C/N en el compostaje de residuos sólidos urbanos se ha estudiado por muchos investigadores hasta el momento, observando que una relación C/N alrededor de 25 o 30 es óptima, y que relaciones de C/N mayores a estos valores, la velocidad de descomposición de materia orgánica es más lenta, mientras que relaciones C/N más bajas a 20 se puede tener una pérdida de nitrógeno (Nakasaki *et al.*, 1992).

3. Inoculación

La inoculación puede tener un efecto positivo sobre el compostaje, especialmente en la primera etapa termófila del proceso. Sin embargo, solo un porcentaje de inoculación es por lo general probado (Wei *et al.*, 2007). Los efectos de la inoculación durante el compostaje se pueden encontrar en la literatura (Zeng *et al.*, 2009) y se ha demostrado que la inoculación con microorganismos adecuados pueden activar la biodegradación de la materia orgánica y mejorar la calidad del compost (Tuomela *et al.*, 2000). Cariello *et al.*, (2007) mostraron que pilas inoculadas alcanzaron las características de estabilidad y madurez, cuatro semanas antes que la pila control sin inoculación. Estos resultados indicaron que el inóculo fue útil para acelerar el proceso de compostaje en residuos urbanos.

4. Degradación anaerobia de la FORSU en dos etapas

La digestión anaerobia de los residuos sólidos municipales en una sola etapa se ve afectada por la acumulación de ácidos grasos volátiles, por lo que inhibe la etapa metanogénica (Pavi *et al.*, 2017). El proceso de digestión anaerobia de dos fases se considera que es eficaz cuando se tratan residuos con alta carga orgánica ya que la hidrólisis se considera la etapa limitante (Shin *et al.*, 2001). Se compone de dos reactores separados, uno para la hidrólisis / acidogénesis y otro para la acetogénesis / metanogénesis (Koppar & Pullammanapallil, 2008). Esta separación física hace que sea posible superar el problema de las diferencias en las condiciones óptimas de actividad de los microorganismos y su cinética de crecimiento (Shin *et al.*, 2001) mediante la optimización de las condiciones que son favorables para el crecimiento de cada grupo de microorganismos en cada reactor (Cirne *et al.*, 2007) tales como bajos tiempo de retención hidráulico o de sólidos (TRH o TRS), producción y consumo de ácidos separados físicamente entre sí para mantener los niveles de pH adecuado en cada fase (Mata Alvarez, 2004), . Este tipo de separación de fases aumentaría la estabilidad del proceso, la cual no es posible en un proceso anaeróbico convencional, donde estos dos grupos de microorganismos se mantienen juntos en una sola fase en un delicado equilibrio (Demirel *et al.*, 2003).

Efecto de pH en la degradación anaerobia de la FORSU

El pH depende de la composición de los residuos y las condiciones medioambientales del proceso de digestión anaeróbica. Durante la digestión anaerobia en dos etapas, los dos procesos como acidificación y metanogénesis requieren que el pH este nivelado para obtener un proceso óptimo.

Varios autores sugieren que el pH óptimo para mejorar la actividad de las bacterias en la hidrólisis y acidogénesis está comprendido entre 5 y 6 (Converti *et al.*, 1999) o pH 4-6.5 (Yu *et al.*, 2002), 5.5 y 6.5 (Arshad, 2011); el pH y la temperatura afectan el crecimiento de microorganismos y la hidrólisis de la materia orgánica en partículas a las sustancias solubles (Kim 2003; Mahmud 2004). A bajos pH y alta concentración de lípidos puede también afectar la hidrólisis (Palenzuela Rollon, 1999). En la etapa de acetogénesis se puede llegar a la acumulación de grandes cantidades de ácidos orgánicos que producen pH debajo de 5, predominando más el ácido acético y butírico y a pH de 6 incrementan los AGV totales predominando principalmente butirato (Jian 2013). Por debajo de un pH 4 la actividad microbiana se reduce en menor degradación de sustrato y por lo tanto menos conversión de carbohidratos complejos, proteínas y lípidos. En la segunda etapa es importante amortiguar el pH para asegurar la producción de metano en el sistema por lo que se le adiciona un buffer (carbonato de sodio) (Rodríguez *et al.*, 2015).

5. Co-digestión de residuos ganaderos con residuos de naranja

La utilización de residuos cítricos en la co-digestión anaerobia podría contribuir a solucionar el problema de gestión de estos residuos en las zonas de elevada producción. Sin embargo, la presencia de aceites esenciales en la corteza (mayoritariamente en el flavedo) dificulta el proceso por su efecto inhibitorio. Estudios anteriores a escala de laboratorio (Lane, 1984) muestran que el efecto inhibitorio depende de la concentración de aceites esenciales, ya que se reduce este efecto cuando la concentración en el digestor baja de 0,075 g/L. La concentración de aceites esenciales puede reducirse aplicando pretratamientos al residuo de naranja. Existen datos sobre co-digestión anaerobia de estiércol de vacuno y restos del procesado de la naranja obtenidos en un estudio realizado a escala piloto en 1995 en India (Srilata *et al.*, 1995), en el que se estudiaba el efecto del pretratamiento con diferentes hongos sobre la producción de biogás. La experiencia se realizó en un reactor de mezcla completa de 1500 L (propiedad de Khadi and Village Industries Commission), inicialmente cargado con estiércol de vacuno, siendo progresivamente reemplazado por residuos del procesado de naranja. Se trabajó en rango mesofílico (30°C) y con un TRH de 25 días. Se observó que el pretratamiento realizado aumentó la biodegradabilidad de los compuestos poliméricos presentes y, de esta manera, el contenido en azúcares y proteínas. Una alimentación de residuos del procesado de naranja con un 8% (peso seco) de residuo pretratado, aumentó los niveles de producción de biogás, alcanzándose una producción de 500-600 m³ biogás/T SV (equivalente a 450 - 540 m³ biogás/T residuo de naranja).

Respecto al proceso de co-digestión de mezclas de residuo ganadero y residuos de naranja y en base a la información obtenida se ha detectado la necesidad de una mayor profundización en aspectos como los siguientes:

- El pretratamiento con hongos del residuo de naranja mejora la producción de biogás, pero sería interesante probar otros pretratamientos (térmicos, mecánicos).
- Optimización del proceso en cuanto a producción de biogás y contenido en metano: Influencia de la temperatura, relación DQO/N en la mezcla de residuos, velocidad de carga orgánica, carga de sólidos de la mezcla alimentada, tiempo de residencia hidráulico.
- Tipo de reactor más adecuado para la co-digestión.

6. Digestión Anaerobia de residuos sólidos en dos etapas

Cuando se tratan residuos sólidos con altas cargas orgánicas es recomendable hacer el proceso de la digestión anaerobia en dos fases, (Vavilin *et al.*, 2008). Este proceso se compone de dos reactores separados, uno para la hidrólisis y acidogénesis y otro para la acetogénesis y metanogénesis (Koppar & Pullammanapallil, 2008). Esta separación física hace posible evitar problemas de operación por la inhibición con amonio y AGV que se producen en altas concentraciones, ya que en cada uno se logran mantener las mejores condiciones para la actividad de los microorganismos fermentadores y metanogénicos y su cinética de crecimiento (Cirne *et al.*, 2007). Algunos de los parámetros que se pueden controlar son bajos tiempo de retención hidráulico o de sólidos (TRH o TRS), producción y consumo de ácidos separados físicamente entre sí para mantener los niveles de pH adecuado en cada fase (Mata Álvarez, 2003).

Este tipo de separación de fases aumenta la estabilidad del proceso, la cual no es posible en un proceso anaerobio convencional, donde estos dos grupos de microorganismos cohabitan en una sola fase, en un delicado equilibrio (Demirel *et al.*, 2003).

Antecedentes de los sistemas de digestión anaerobia en dos etapas

La fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU) contiene entre un 15 y 20 % de sólidos volátiles fácilmente fermentables, con alrededor de 1 gDQO gSV⁻¹; por lo tanto es un sustrato adecuado para la digestión anaerobia en dos fases (Browne *et al.*, 2014; Ramírez *et al.*, 2014). La alimentación de los residuos sólidos, en cuanto a % ST en el reactor de hidrólisis y acidogénesis, en su variante de tratamiento en "seco" debe ser menor al 80% de humedad y en su variante en "húmedo", entre un 90% o más de agua (Shen *et al.*, 2013; Xu *et al.*, 2011; Tran *et al.*, 2012; Browne *et al.*, 2013, 2014). La tabla 1 resume las variantes de configuraciones de digestión anaerobia en dos fases, utilizada por varios equipos de investigadores. Los porcentajes de remoción de la fracción orgánica en general se describen entre un 30 - 90 %.

Tabla 6.1 Diferentes configuraciones de reactores utilizadas para la digestión anaerobia de la fracción orgánica de los Residuos Sólidos Urbanos (FORSU) en dos fases

Alimentación SV (g L ⁻¹)	1° etapa	2° etapa	VC _{SV} / η _{SV} ⁻¹	Y _{CH₄} SV ⁻¹	Referencia
202	LE	UASB	5.33/84	344	Browne <i>et al.</i> , 2014
140	LE	UASB	4/53	200	Ramírez <i>et al.</i> , 2014
109	LE	UASB	4/61	279	Rodríguez <i>et al.</i> , 2015
80	TA	TA	10/-	600	Shen <i>et al.</i> , 2013
47	TA	TA	10/63	440	Bo & Ping-Jing, 2014

VC_{SV} = Velocidad de carga de SV (g L⁻¹d⁻¹), η_{SV} = eficiencia de remoción SV (%), Y_{CH₄} SV⁻¹ = rendimiento de metano en la alimentación de SV (L kg⁻¹SV⁻¹_{alim}), LE = lecho escurrido, TA = tanque agitado

Las principales configuraciones reflejadas en la literatura de los reactores que tratan FORSU son: de lecho con lixiviación o "lecho escurrido" y reactores de tanque agitado; para la primera fase; y reactores UASB o de tanque agitado, para la metanogénesis. La mayoría de los procesos en seco utilizan reactores de lecho de lixiviación; mientras que en los procesos húmedos, se permiten hacer uso de reactores anaerobios de alto flujo, como los UASB (Browne *et al.*, 2014; Ramírez *et al.*, 2014).

Como se ha evidenciado, las configuraciones de reactores a tener en cuenta en un proceso de digestión anaerobia en dos etapas, son numerosas; las que en conjunto con el manejo de los parámetros operacionales podría ayudar a concebir un proceso eficiente de reducción de la carga orgánica aportada por la FORSU y con aprovechamiento de su capacidad energética; evitándose fallas operacionales durante el tratamiento.

Generalidades de la investigación

Objetivo general

Aprovechar la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos generados en la universidad Tecnológica de Nezahualcóyotl para la producción de biofertilizante y energía mediante el proceso de composteo y digestión anaerobia.

Objetivos específicos

- Realizar el muestreo y selección de la FORSU generadas en las cafeterías del campus para aplicar los diferentes tratamientos de acuerdo a su composición.
- Reducir el tamaño de partícula de los residuos de acuerdo al tratamiento seleccionado, mezclarlos con los estiércoles de vaca, cerdo y borrego, colocarlos en el compostero y biodigestor para la evaluación de los tratamientos.
- Evaluar los tratamientos aplicando la composta en los jardines del campus y el biogás en el laboratorio de química para seleccionar el mejor y aplicarlo a gran escala.

Hipótesis

Se generarán un mejorador de suelos y energía mediante el proceso de composteo y digestión anaerobia aplicándolo en el campus universitario para su aprovechamiento y así reducir la cantidad de estos.

Método Experimental

1. Muestreo de la FORSU

Se muestreo durante una semana la FORSU de las dos cafeterías del campus universitario, se colocaron en el piso y clasificaron las fracciones diariamente.

2. Caracterización de residuos cítricos y FORSU

Se seleccionaron las fracciones, se trituraron a través de un molino manual los de alimento, y con una trituradora de jardín los cítricos, con un tamaño de partícula entre 0.5 mm y 1 cm. La caracterización de cada lote se realizó en base a la determinación de los parámetros: pH, humedad, DQO, ST, SV y SF.

3. Co digestión

La experiencia se realizó en un reactor de 4L mezclando estiércol de vacuno, de cerdo y de borrego con residuos de naranja ya que es el más generado en las fracciones seleccionadas. Se trabajará a temperatura ambiente con un TRH de 25 días de acuerdo al procedimiento señalado en el siguiente punto, para el proceso de digestión anaerobia.

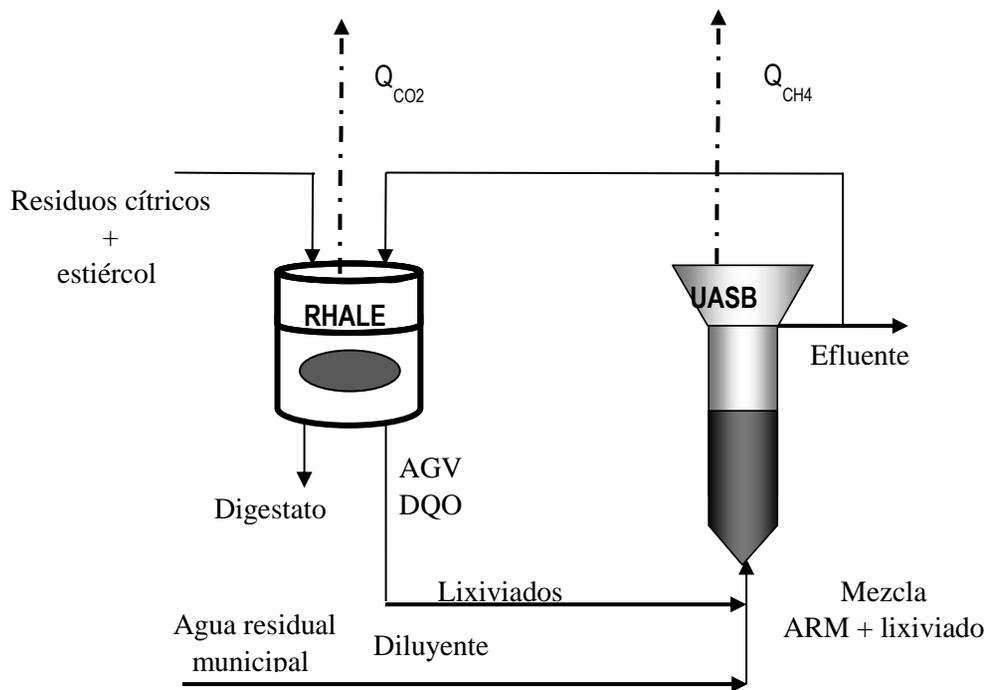
Reactor de lixiviación por lote

Para la primera fase (hidrólisis-acidogénesis) de residuos cítricos se utilizaron 4 reactores de acrílico de con un volumen útil de 4 L, equipado con orificios en la parte superior y una malla para retener los sólidos por la parte inferior. En el arranque del reactor los residuos serán triturados y alimentados al reactor (1 Kg) e inoculados con estiércol de vaca, cerdo y borrego colocando la misma cantidad de SV, además de un control (solamente cítricos).

En el caso de la fracción de alimentos, frutas y verduras se colocaron en otro reactor de 4 L sin inóculo. Diariamente se recolectará el lixiviado y se restablecerá la humedad en el sistema con un flujo de 125 mL/Kg de sólido.día del efluente del reactor metanogénico. El biogás será recolectado en una columna con salmuera ($\text{NaCl } 300 \text{ g L}^{-1}$ a pH 2). El reactor se incubo a temperatura ambiente y diariamente se retiraron los lixiviados producidos por la parte inferior. Este experimento servirá para conocer el comportamiento de la hidrólisis de los residuos de alimentos y los residuos cítricos, y se terminó cuando la concentración de la DQO en los lixiviados no presentan cambios significativos, es decir cuando el biosólido (digestato) se encuentre estabilizado.

El reactor hidrolítico anaerobio de lecho escurrido (RHALE) en continuo (figura 2), se alimentará con 0.5 Kg/d de FORSU e inoculada con 0.4 Kg de digestato proveniente del reactor en lote, descrito anteriormente y que presente los mejores resultados. El lixiviado será retirado diariamente del RHALE y alimentado con agua residual municipal a un reactor UASB con un volumen de 2.2 L a diferentes cargas orgánicas para la producción de metano. Se operará en las mismas condiciones del reactor en lote (pH, Sólidos, DQO, AGV, cantidad de efluente y biogás).

Figura 6.2 Reactor hidrolítico anaerobio de lecho escurrido alimentado en continuo (RHALE) y reactor UASB



4. Composteo

De los residuos de frutas y verduras se seleccionaron y se trituraron con un molino, se realizó la caracterización de los residuos a compostear: residuos de frutas y verduras, además de cítricos debido a que la gran cantidad generada diariamente, se determinaron parámetros como pH, humedad, C/N, y algunos nutrientes P, N, S.

Se colocaron en el suelo diferentes compostas con cítricos y con diferentes tipos de estiércol como son: de vaca, cerdo, y borrego para evaluar la eficiencia de degradación de los residuos y los nutrientes en la composta.

Y otra con los residuos de frutas y verduras sin presencia de estiércol.

El orden y la cantidad de cada uno de los componentes de la composta será la siguiente:

Una capa de tierra de 10 cm de tierra, 6 cm de residuos, 3 cm de estiércol, 5 cm de hojarasca, así sucesivamente hasta terminar en tierra.

Cubrir la composta durante 1 semana y monitorea la humedad y la temperatura durante esa semana, después se destapará y aireará traspaleando la composta para proporcionar oxígeno a la composta durante el tiempo que sea necesario hasta la degradación de la materia orgánica y se evaluarán la humedad, pH y degradación (visual). Al degradarse la materia orgánica se cernirá evaluará su calidad.

5. Métodos analíticos

El pH se determinará con un equipo potenciométrico HANNA HI 8424. La alcalinidad, DQO, ST, SV, serán determinados por métodos estandarizados (APHA, 2005). La DQO, en la FORSU fue determinada tomando un gramo de muestra molida y disuelta en 100 mL de agua destilada.

Para analizar los AGV del lixiviado se tomará una muestra de 1.5 mL y se centrifugará a 1120 G por 15 minutos. El sobrenadante obtenido se filtrará a través de un filtro de nitrocelulosa (millipore 0.45 μm), tomando una alícuota de 1 mL, aforándolo a un volumen de 50 mL con agua destilada. De esta dilución se tomará una alícuota de 950 μL , y se acidificará con 50 μL de HCl 2.2 M. La determinación de AGV se llevará a cabo en un cromatógrafo de gases HP 5890 con detector de ionización de flama (FID) con una columna capilar AT 1000 usando nitrógeno como gas acarreador a 5 mL min^{-1} , temperatura del detector e inyector de 200°C, con una rampa de 25°C min^{-1} .

El volumen generado de biogás en los reactores será determinado en una columna graduada con salmuera (NaCl , 300 g L^{-1}) y su composición será determinada usando un cromatógrafo de gases (GowMAC 580 series) con un detector de conductividad térmica (TCD) operando a las siguientes condiciones: Temperatura de la columna, detector e inyector: 140°C , 190°C , and 170°C , respectivamente con una rampa de $25^\circ\text{C min}^{-1}$. La columna esta empacada con Carbosphere 80/100, usando helio como gas de acarreo a una presión de 40 psi, un flujo de 25 mL.min^{-1} , y polaridad de 120 mA.

Para la determinación de humedad en los sólidos (residuos y estiércol) para la composta se aplicará la norma NMX-AA-16-1984, C/N la NMX-AA-67-1985, pH NMX-AA-25-1984. Para la determinación de los nutrientes se realizarán con técnicas gravimétricas.

Fósforo total por el método APHA 4500-P B 4 Digestión ácida con ácido sulfúrico y ácido nítrico, y APHA 4500-P C Fotometría con azul de molibdeno a 410 nm .

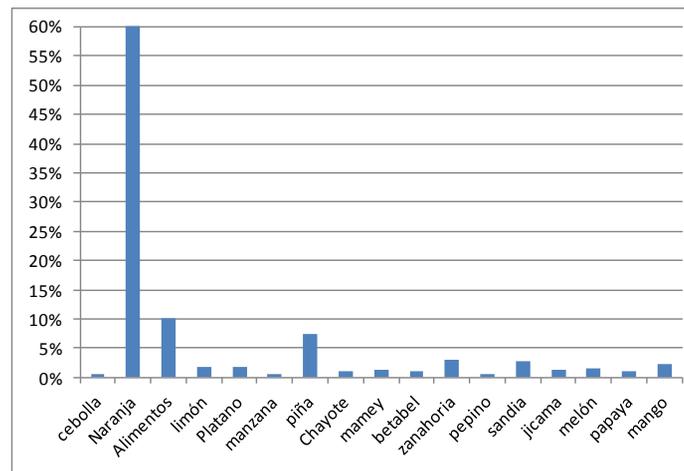
Nitrógeno amoniacal por el método APHA 4500-NH₃ D Destilación y neutralización. Basado en el método 4500N-C de APHA, AWWA y WCPF (1992).
Nitrógeno Kjeldahl Titulación Wieninger Digestión ácida con catalizador de selenio y posterior neutralización y titulación con H_2SO_4 0.02N.

Resultados

6. Muestreo de la FORSU

Se muestreo durante una semana la FORSU en las dos cafeterías del campus generado un promedio de 35 Kg/d , el porcentaje de cada fracción se muestran en la siguiente gráfica:

Figura 6.3 Composición de la FORSU



Como se observa el porcentaje mayor lo ocupan los residuos cítricos con un 69%, seguido por los de alimentos (10%), por lo que se plantearon diversos tratamientos para su aprovechamiento.

Selección y caracterización de las fracciones

Se seleccionaron cada uno de los residuos en diferentes fracciones y se pesaron diariamente como se muestran en la gráfica anterior y en la figura 6.3.

Figura 6.4 Selección de las fracciones

Después se trituraron y se seleccionó cada fracción para cada uno de los diferentes tratamientos.

Caracterización del inóculo (estiércol)

Se determinó la caracterización de los diversos tipos de estiércol para los tratamientos de cítricos por digestión anaerobia como se muestra en la siguiente tabla:

Tabla 6.2 Caracterización de los diferentes inóculos (estiércol)

	Vaca	Cerdo	Borrego
pH	10	7.2	8.5
ST	0.844	0.280	0.868
SV (g/g)	0.698	0.211	0.371
SF	0.144	0.069	0.489
%Humedad	15	72	13

Montaje de reactores

Se colocaron en los reactores (figura 6.4) las cantidades de estiércol y de residuos cítricos en relación a tener la misma aportación de SV en los inóculos, excepto para los residuos de alimentos y frutas y verduras que no se adicionó, ya que se ha comprobado por anteriores experimentos que no hay influencia del inóculo con respecto a la degradación de los residuos, quedando de la siguiente forma:

Tabla 6.3 Formulación de los experimentos

Experimento	FORSU (Kg)	Cítricos (Kg)	Estiércol (Kg)		
			vaca	cerdo	borrego
1		1	0.150		
2		1		0.495	
3		1			0.280
4	1		-	-	-

Con esta cantidad de estiércol se tienen 23.5 g sólidos volátiles en cada reactor con cítricos.

Figura 6.4 Montaje de reactores

Caracterización de las fracciones para cada uno de los tratamientos



En la tabla 4 se presentan las características de cada una de las fracciones de los residuos en cada uno de los reactores. Como se observa la humedad de las mezclas es muy diferente ya que algunos estiércoles como el de borrego estaban muy secos.

Tabla 6.4 Caracterización de las fracciones en los tratamientos

	Cítricos – estiércol de vaca (c-v)	Cítricos- estiércol de cerdo(c-c)	Cítricos-estiércol de borrego (c-b)	Cítricos (c)	Residuos de alimentos y frutas y verduras (F)
pH		5.20	8	4.10	6
ST(g/g)	0.237	0.611	0.868	0.237	0.380
SV (g/g)	0.207	0.597	0.371	0.207	0.360
SF (g/g)	0.030	0.114	0.491	0.030	0.020
%Humedad	76	39	13	76	62
DQO (g/g)	0.095	0.094	0.130	0.090	0.100

En cuanto a la humedad se observa que el contenido de cítricos y cítricos con estiércol de cerdo, está en lo reportado por Hernández *et al.*, (2008) que mencionan que un contenido entre 70% - 80%; es el óptimo para que se lleve a cabo la digestión anaerobia de residuos sólidos urbanos y es un factor muy importante para la degradación de los residuos ya que evita el desarrollo de zonas inactivas, sin embargo la escasez o el exceso de agua en los residuos puede inhibir las transformaciones bioquímicas de los residuos (Filipkowska & Agopsowicz, 2004).

Además, como se mencionó en la metodología se adicionó efluente del UASB para favorecer la hidrólisis y amortiguar el pH de acuerdo a la cantidad de materia orgánica en el reactor, y fue la siguiente: 144, 187, 160, 125, 125 mL/d en c-v, c-c, c-b, c, y F respectivamente. Diariamente se retiraba el lixiviado y se restauraba la humedad adicionando la cantidad antes mencionada, esta cantidad se adiciono debido a los resultados obtenidos en experimentos anteriores (Feria 2016).

Sólidos

En la tabla 6.5 se muestra las eficiencias de degradación en los sólidos de los diferentes tratamientos después de 28 días de operación, en este caso se operaron los reactores en lote, y de acuerdo a los resultados se seleccionará el mejor para realizarlo en continuo y obtener mayor cantidad de metano.

Como se puede observar el mayor porcentaje de degradación en cuanto a SV esta en los experimentos de c-c, c, y F. Y en cuanto a DQO están c-c, cb, y F.

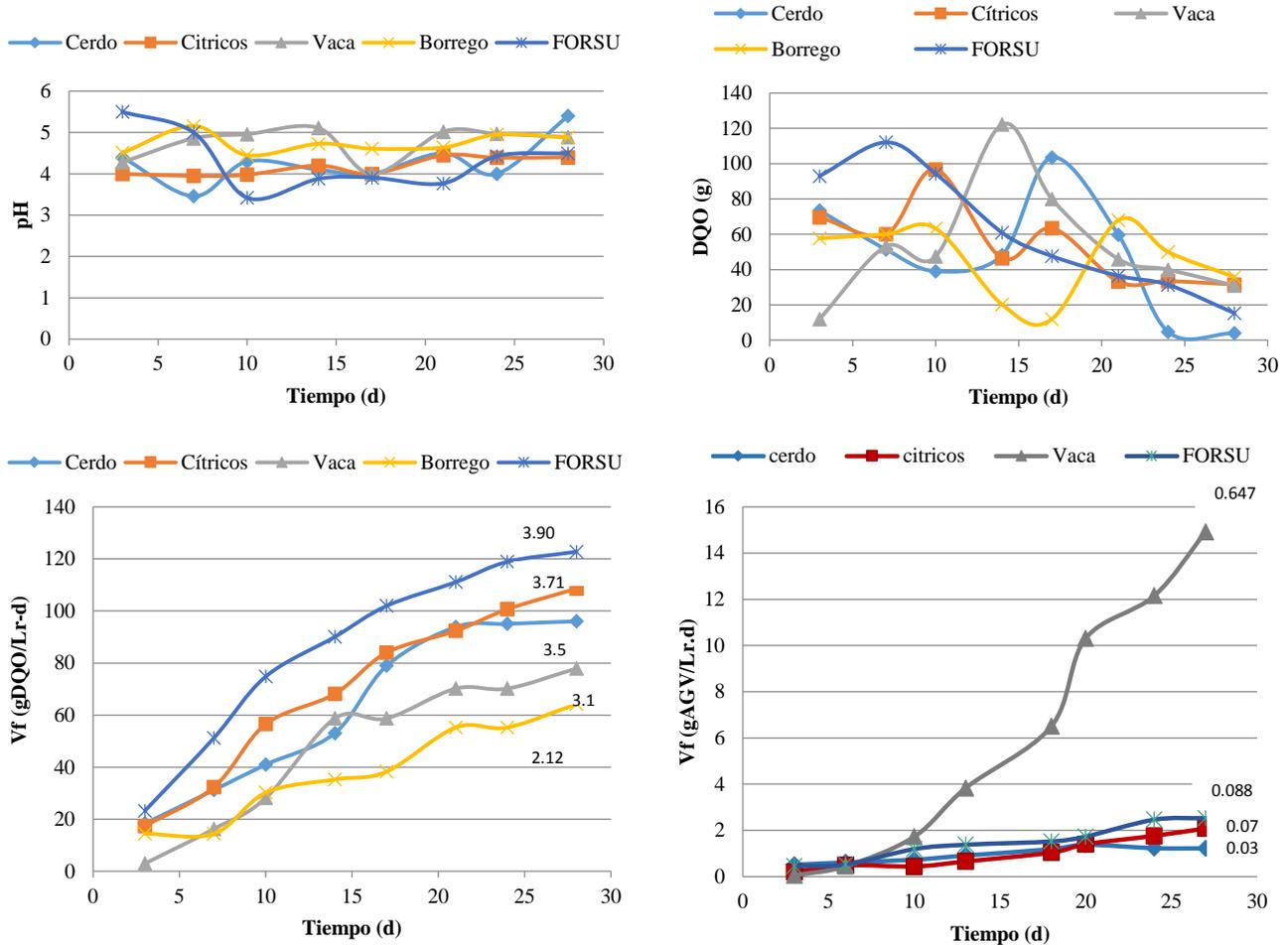
Tabla 6.5 Eficiencias de degradación en los sólidos

	Cítricos –estiércol de vaca (c-v)	Cítricos- estiércol de cerdo (c-c)	Cítricos-estiércol de borrego (c-b)	Cítricos (c)	Residuos de alimentos y frutas y verduras (F)
η_{SV}	25%	71%	31%	87%	74%
η_{DQO}	66%	71%	83%	34%	83%

Lixiviados

Con respecto a los lixiviados en la figura 5 se muestra el comportamiento con respecto a pH, DQO y ácidos grasos volátiles (AGV).

Figura 6.5 Comportamiento de los lixiviados durante el tiempo de experimentación



Se observa que el pH permanece en valores ácidos cercanos a 4, debido a las altas concentraciones de AGV provenientes de la acidogénesis cuyas especies en solución promueven la acidificación del lixiviado y del digestato. Esta tendencia en el pH es similar a lo descrito en otros estudios (Selvam *et al.*, 2010). En cuanto a la velocidad de formación de DQO y AGV la mayor es en la FORSU y en c-v respectivamente.

En cuanto a la composición de AGV se muestran en la tabla 6 en donde se observa que la mayor producción de AGV es en el experimento de c-v, pero es importante también visualizar que el ácido propionico es inhibidor de la metanogénesis lo que es importa evaluar este experimento por que se evaluarán los lixiviados en la segunda fase (producción de metano en el UASB).

Tabla 6.6 Composición de los AGV

	Cítricos (g)	Cítricos-vaca (g)	Cítricos-cerdo (g)	FORSU (g)
Acético	3.906	26.105	4.511	6.308
Propionico	4.427	20.487	3.972	2.756
Butirico	0.198	13.068	0.740	1.052
Isovalerico	-	-	-	0.240
Valerico	-	-	-	0.687
Caproico	0.349	2.714	-	0.124
Totales	8.8	62.37	9.223	11.635

UASB

En el UASB se colocaron 660 mL de lodo granular proveniente de una empresa de alimentos y se alimentó al reactor agua residual del campus para su estabilización después se le agregó el lixiviado del ensayo de estiércol de cerdo y vaca mezclado con agua residual a una velocidad de carga orgánica de 5 gDQO/L.d y a continuación los resultados obtenidos hasta el momento:

Tabla 6.7 Generación de biogás y eficiencia del reactor

	Biogás (L)	CH ₄ %	UASB η (%)
Cítricos	4.08	60	75
Cítricos-vaca	40	70	85
Cítricos-cerdo	5.13	65	89
Cítricos-borrego	4.5	60	80
FORSU	9	70	90

Como se muestra en la tabla anterior la mayor producción metano se da en el tratamiento de c-v, y está determinado por la cantidad de AGV generados.

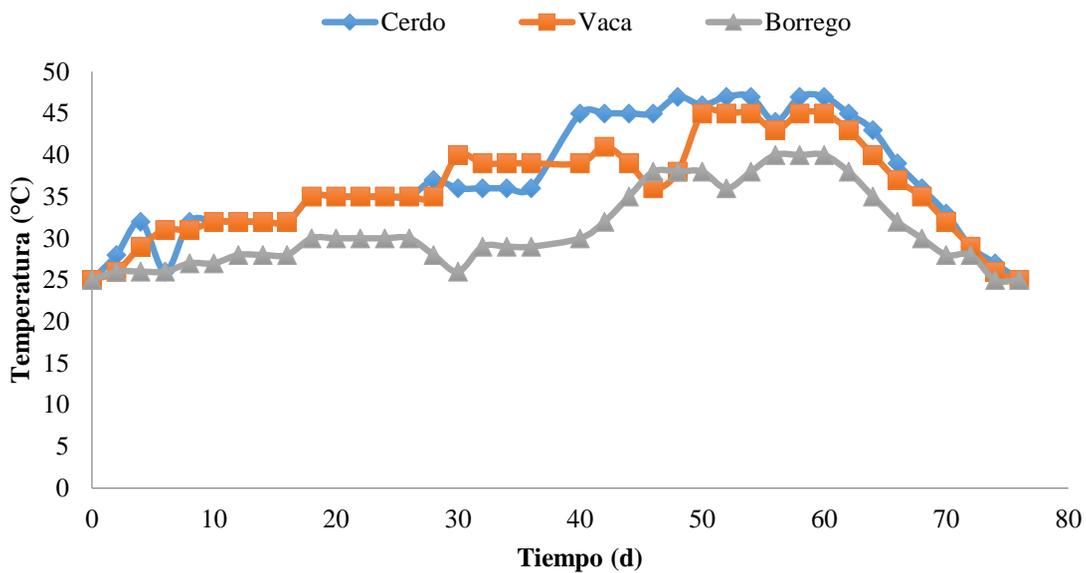
La composición de metano en el biogás obtenido hace posible que sea aprovechado como combustible, puesto que supera el 60 % necesario para que su capacidad energética se aproveche en numerosos usos, tales como: calefacción, cocción, combustión, etcétera.

Composta

Debido a la gran cantidad de cítricos se realizaron compostas con 17 Kg cada una los cítricos fueron triturados a un tamaño de 3 cm, se colocó una capa de tierra de 10 cm de tierra, 6 cm de residuos, 3 cm de estiércol, 10 cm de hojarasca, así sucesivamente hasta terminar en tierra figura 6.6.

Figura 6.6 Proceso de elaboración de composta

La temperatura se muestra en la Figura 6.7 y la humedad en las compostas y parámetros de pH, humedad, P₂O₅, Nitrógeno y Carbono se muestran en la tabla 6.8.

Figura 6.7 Evolución de la temperatura en las compostas**Tabla 6.8** Comparación de compostas

Composta	pH	Cenizas (%)	Humedad (%)	Carbono (%)	P2O5 (%)	Nitrógeno (%)
Cerdo	7.4	61	36	38	1.66	1.1
Vaca	8.33	25	33	75	3.52	2
Borrego	8.02	55	41	45	4.43	1.5

Todas las compostas entran dentro de los rangos óptimas como mejorador de suelos.

Conclusión

De acuerdo a la evaluación realizada de los sistemas se concluye que el mejor tratamiento para los residuos orgánicos generados dentro de la universidad es el composteo ya que se obtuvieron mejores degradaciones de estopor lo cual se decidió seguir con este tratamiento para controlar la generación de residuos dentro de la universidad, debido a que también en la digestión anaerobia se obtuvo como resultado una buena degradación pero una inhibición dentro del proceso por el alto contenido de ácido propiónico por lo cual no es óptima la generación de metano, de igual manera se descarta la digestión debido a que su operación y la purificación de biogás requiere de una alta inversión.

Referencias

- Al Seadi, T.; Owen, N.; Hellström, H.; Kang, H. (2013). Source separation of MSW: An overview of the source separation and separate collection of the digestible fraction of household waste, and other similar wastes from municipalities, aimed to be used as feedstock for anaerobic digestion in biogas plants. *IEA Bioenergy*.
- Alibardi, L.; Cossu, R. (2015). Composition variability of the organic fraction of municipal solid waste and effects on hydrogen and methane production potentials. *Waste management*. 36, 147—155.
- Buffiere, P.; Loisel, D.; Bernet, N.; Delgenes, J.P.; (2006). Towards new indicators for the prediction of solid waste anaerobic digestion properties. *Water science and technology*. 53 (8), 233-241.
- Cayuela M., Sánchez-Monedero M., Roig A. (2006) Evaluation of two different aeration systems for composting two-phase olive mill wastes. *Process Biochemistry* 41: 616-623.
- Cariello, M.; Castañeda, I.; Riobo, I.; González, J. (2007). Inoculante de microorganismos endógenos para acelerar el proceso compostaje de residuos sólidos urbanos. *Ciencia del suelo y nutrición vegetal*, (7), 26-35

- Cirne, D.; Lehtomäki, A.; Björnsson, L.; Blackall, L. (2007). Hydrolysis and microbial community analyses in two-stage anaerobic digestion of energy crops. *Journal. Applied Microbiology* (103) 516–527.
- Dede O., Köseoglu G., Özdemir S., Celebi A. (2006) Effects of organic waste substrates on the growth of *impatiens*. *Turk Journal. Agriculture* (30) 375-381.
- Fernández, E. (2004). Procedimiento para la purificación de biogás. Instituto Superior Politécnico José Antonio Echeverría. *Publicación CU 23003 A1*. Oficina Cubana de la Propiedad Intelectual. Habana, Cuba. 18 p.
- Hansen, T.; Jansen, J.; Spliid, H.; Davidsson, A.; Christensen, T. (2007). Composition of sourcesorted municipal organic waste collected in Danish cities. *Waste management*. 27 (4) 510—518.
- Horikawa, M.; Rossi, F.; Gimenes, M.; Costa C.; Da Silva, M. (2004). Chemical absorption of H₂S for biogas purification. *Brazilian Journal Chemical Engineering* 3 (21), 415 -422
- Kulcu, R.; Yaldiz, O. (2004). Determination of aeration rate and kinetics of composting some agricultural wastes. *Bioresource technology* 93(1), 49-57.
- Maldonado L. (2006) Reducción y reciclaje de residuos sólidos urbanos en centros de educación superior. *Ingeniería* 10(1): 59-68.
- Nakasaki, K., Yaguchi, H., Sasaki, Kubota, H. (1992). Effects of C:N ratio on thermophilic. Composting of garbage. *Journal of fermentation and bioengineering* 73(1), 43-45.
- Nakasaki, K.; Yaguchi, H.; Sasaki, Y.; Kubota, H. (1993). Effects of pH control on composting of garbage. *Waste management & research*, 11(2), 117-125.
- Palmisano, A. C., Barlaz, M. A., (1996). *Microbiology of solid waste*. Edición ilustrada, CRC Press, Inc. EEUU.
- Pavi S., Kramer L. Gómez L., Miranda L. 2017. Biogas production from co-digestion of organic fraction municipal solid waste and fruit and vegetable waste. *Bioresource technology*. 228 363-367.
- Reinhardt, t. 2002. Organic acids as a decisive limitation to process dynamics during composting of organic matter. *Springer*.
- Reyna I. Rodríguez-Pimentel, Suyen Rodríguez-Pérez, Oscar Monroy-Hermosillo and Florina Ramírez-Vives. 2015. “Effect of organic loading rate on the anaerobic digestion of the municipal solid waste (OFMSW) in two-stage”. *Water Science and Technology*. 223, 383-390 doi: 10.2166/wst.2015.223.
- Sadaka, S.; El-Taweel, A. (2003). Effects of aeration and C: N ratio on household waste composting in Egypt. *Compost science & utilization*, 11(1), 36-40.
- Shin, H., (2001). Performance of UASB Reactor treating leachate from acidogenic fermenter in the two-phase anaerobic digestion of food waste. *Water Research*. 35, 14: 3441–3447
- Taherzadeh M y Karimi K (2008), Pretreatment of Lignocellulosic Wastes to Improve Ethanol and Biogas Production: A Review, *International Journal of Molecular Sciences* 9(9), 1621-1651
- Tuomela M.; Vikman, M.; Hatakka, A.; Itävaara M.; (2000) Biodegradation of lignin in a compost environment: a review. *Bioresource technology*, 72(2), 169-183.
- Valorga., (2015). Valorga Internationala. <http://www.valorgainternational.fr/> (última consulta 11-03-2018).

VALORGAS., (2010). Compositional analysis of food waste from study sites in geographically distinct regions of Europe. MTT Agrifood Research Finland (Maa Ja Elintarviketalouden Tutkimuskeskus). VALORGAS Project. Finland.
<http://www.valorgas.soton.ac.uk/deliverables.htm> (última consulta, 11-03-2018)

Viquez, J. (2010). Remoción del sulfuro de hidrógeno (H_2S (g))/ácido sulfhídrico (H_2S (aq)) en el biogás. ECAG N°53, 16-21.

Wei, Z.; Xi, B.; Zhao, Y.; Wang, S.; Liu, H.; Jiang, Y. (2007). Effect of inoculating microbes in municipal solid waste composting on characteristics of humic acid. *Chemosphere*, 68(2), 368-374.

Yu, H.W.; Samani, Z.; Hanson, A.; Smith, G., (2002). Energy recovery from grass using two-phase anaerobic digestion. *Waste Management.*, 22, 1–5.

Zeng, G.; Huang, H.; Huang, D.; Yuan, X.; Jiang, R.; Yu, M.; Yu, H.; Zhang, J.; Wang, R.; Liu, X. (2009). Effect of inoculating white-rot fungus during different phases on the compost maturity of agricultural wastes. *Process biochemistry*, 44(4), 396-400.

Zhang, R.; El Mashad H.; Hartman K.; Wang F.; Liu G.; Choate C. & Gamble P. (2007). Characterization of food waste as feedstock for anaerobic digestion. *Bioresource Technology* 98, 929-935