



Universidad Nacional Autónoma de México

Programa de Maestría y Doctorado en Ingeniería

**PRETRATAMIENTO ENZIMÁTICO Y DIGESTIÓN ANAEROBIA DE
LA FRACCIÓN ORGÁNICA DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS
MUNICIPALES DE LA CIUDAD DE MÉXICO**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:

MAESTRA EN INGENIERÍA

INGENIERÍA AMBIENTAL-RESIDUOS SÓLIDOS

PRESENTA

I·Q·I· Rosalinda Campuzano Ángeles

TUTOR:

Dr. Simón González Martínez



**INSTITUTO
DE INGENIERÍA
UNAM**

2011

JURADO ASIGNADO:

Presidente:	M. en I. Gustavo Solórzano Ochoa
Vocal:	Dr. Simón González Martínez
Secretario:	Dr. Jorge Gómez Hernández
1er. suplente:	M. en C. Constantino Gutiérrez Palacios
2do .suplente:	Dra. María del Carmen Durán de Bazúa

Lugar donde se realizó la tesis:

Laboratorio de Ingeniería Ambiental, edificio 5, Instituto de Ingeniería, UNAM

TUTOR DE TESIS:

Dr. Simón González Martínez

FIRMA

DEDICATORIA

A mi Madre. Quien con su ejemplo me ha enseñado que a pesar de las adversidades de la vida, siempre vale la pena seguir haciendo el esfuerzo de superarme tanto en lo profesional como en lo personal

A mi Padre y a Manuel. Quienes me motivaron e inspiraron, aunque se adelantaron en el camino. Por enseñarme en vida a luchar por mis sueños y por demostrarme que a pesar del dolor se puede seguir adelante y volver a sonreír. Los extraño siempre...

A mis Hermanos. Que han estado siempre a mi lado a pesar del tiempo y la distancia

RECONOCIMIENTOS

- ② A la **Universidad Nacional Autónoma de México** y en especial al **Instituto de Ingeniería** por abrirme las puertas de sus instalaciones y poder desarrollar mi trabajo de tesis.
- ② Al **Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT)** por otorgarme la beca que me permitió realizar mis estudios de maestría.
- ② Al **Dr. Simón González Martínez** por todo el tiempo y paciencia que tuvo conmigo, pero sobre todo por la orientación y consejos que me permitieron desarrollar con éxito mi trabajo. Gracias por ser mi tutor.
- ② A los **maestros Gustavo Solorzano, Constantino Gutiérrez, al Dr. Jorge Gómez y la Dra. Carmen Durán** por los comentarios, consejos y aportes que me permitieron mejorar mi tesis.
- ② A **Lucero Cobos** por todo el apoyo brindado tanto en el laboratorio como en lo personal.
- ② A **compañeros David Gómez, Ricardo Medina, Circe Bañillo, Karen Flores y Sandra Arzate**, por el esfuerzo puesto en el trabajo de laboratorio.

NOTAS ACLARATORIAS SOBRE TÉRMINOS UTILIZADOS EN ESTE DOCUMENTO

Existen algunos términos que se utilizan de manera común dentro de los ámbitos técnico y científico y que a continuación se aclaran

Composta La Real Academia Española acepta el término **compost** y el verbo **compostaje**. Es común ver, en la literatura proveniente de Latinoamérica, incluido México, el uso del término *composta* en vez de *compost*. En este documento se usa el término *composta* ya que es común en México

Digestión anaerobia Estos términos son un anglicismo que proviene de los términos **anaerobic digestion** y que se usa en el idioma español en todos los países de habla hispana de manera regular. Estos términos están definidos por el Glosario de Términos Ambientales Español-Alemán-Inglés publicado y aceptado por la Universidad Técnica de Dresden y la Agencia de Cooperación Técnica de Alemania (GTZ). Uno de los miembros del jurado de este trabajo solicitó que fueran sustituidos por “digestión” o “degradación anaerobia”, ya que considera que *digestión anaerobia* constituye un pleonismo. Los otros miembros opinaron que debe conservarse en el texto *digestión anaerobia*. Se incluye este párrafo en deferencia a esta persona.

ÍNDICE

	Pág.
RESUMEN	1
ABSTRACT	2
1. INTRODUCCIÓN	3
1.1. Objetivo general	5
1.2. Objetivos específicos	5
1.3. Alcances	5
2. GESTIÓN DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS EN EL DISTRITO FEDERAL, MÉXICO	7
2.1. Clasificación de los residuos sólidos del Distrito Federal	8
2.2. Fuentes generadoras	9
2.3. Composición	13
2.4. Ciclo de vida	15
2.5. Separación mecanizada de los residuos sólidos urbanos	19

3. APROVECHAMIENTO DE LA FRACCIÓN ORGÁNICA DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS	23
3.1. Procesos termoquímicos	23
3.1.1. <i>Incineración</i>	23
3.1.2. <i>Gasificación</i>	25
3.1.3. <i>Pirólisis</i>	27
3.2. Procesos biológicos	28
3.2.1. <i>Degradación aerobia</i>	28
3.2.2. <i>Digestión anaerobia</i>	29
3.2.2.1. Principios microbiológicos y bioquímicos	30
3.2.2.2. Factores que influyen en la digestión anaerobia	32
3.2.2.3. Procesos tecnificados	35
4. PRETRATAMIENTOS PARA MEJORAR LA HIDRÓLISIS	38
4.1. Pretratamiento físico	38
4.2. Pretratamiento térmico	39
4.3. Pretratamiento químico	39
4.4. Pretratamiento enzimático	40
5. METODOLOGÍA	44
5.1. Obtención y almacenamiento de la muestra	45
5.2. Preparación y caracterización de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos	46
5.3. Lixiviación de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos	47
5.4. Pretratamiento enzimático y caracterización de la fase líquida y bagazo	49
5.5. Potencial bioquímico de metano	52

6. RESULTADOS	54
6.1. Obtención y almacenamiento de la muestra	54
6.2. Preparación y caracterización de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos	56
6.3. Lixiviación de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos	58
6.4. Pretratamiento enzimático y caracterización de la fase líquida y bagazo	67
6.5. Potencial bioquímico de metano	72
7. CONCLUSIONES	79
8. REFERENCIAS	82
ANEXO 1. PROTOCOLO DE PRUEBA DE POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO	90
ANEXO 2. RESULTADOS ESTADÍSTICOS	94

ÍNDICE DE FIGURAS

	Pág.
Figura 2.1 Fuentes generadoras de residuos sólidos urbanos	11
Figura 2.2 Generación per cápita por zona geográfica	12
Figura 2.3 Generación de residuos por delegación	12
Figura 2.4 Composición de los residuos sólidos urbanos del Distrito Federal	13
Figura 2.5 Diagrama de flujo de los residuos sólidos del Distrito Federal	16
Figura 2.6 Ubicación de las estaciones de transferencia y sitios de disposición final para los residuos generados en el Distrito Federal	18
Figura 3.1 Comparativo del porcentaje de incineración de residuos sólidos municipales en Europa al 2009	24
Figura 3.2 Etapas de la digestión anaerobia	31
Figura 5.1 Esquema metodológico de la experimentación	45

Figura 5.2	Esquema metodológico del pretratamiento enzimático	51
Figura 5.3	(a) Botella de reacción de 250 ml con septo y (b) Prueba montada de potencial bioquímico de metano	53
Figura 6.1.	Diagrama del método de cuarteo	55
Figura 6.2	Esquematización de la toma de muestra de la FORSU en las estaciones de transferencia hasta su almacenamiento	55
Figura 6.3	Valores de los diferentes parámetros durante la lixiviación con y sin sustitución de agua.	60
Figura 6.4	Linealización de las curvas de lixiviación	64
Figura 6.5	Curvas de lixiviación con sustitución de agua. Valores experimentales (exp) y ajustados (ajus).	65
Figura 6.6	Producción de metano de los lixiviados resultantes del pretratamiento enzimático comparadas con sus controles y testigos	75
Figura 6.7	Producción de metano para los bagazos resultantes del pretratamiento enzimático comparadas con sus controles y testigos	77

ÍNDICE DE TABLAS

	Pág.
Tabla 2.1 Fuentes generadoras de residuos sólidos, actividades y tipos de residuos que generan	10
Tabla 2.2 Clasificación de los residuos sólidos de la Ciudad de México	14
Tabla 2.3 Características de las plantas de selección	18
Tabla 2.4 Características de las plantas de composta del Distrito Federal	20
Tabla 3.1 Composición del gas de síntesis y del gas pobre	26
Tabla 3.2 Efectos derivados de la limitación de nutrientes	34
Tabla 5.1 Estaciones de transferencia de la Ciudad de México	45
Tabla 5.2 Clasificación de los residuos sólidos urbanos (RSU)	46
Tabla 5.3 Determinaciones y métodos a para caracterizar la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU)	48

Tabla 5.4	Nomenclatura de los tratamientos de lixiviación	49
Tabla 5.5	Determinaciones y métodos para caracterizar los lixiviados	50
Tabla 5.6	Características de las enzimas	50
Tabla 5.7	Matriz de pruebas experimentales	52
Tabla 6.1	Resultados del muestreo y clasificación en las estaciones de transferencia	56
Tabla 6.2	Cálculo para la muestra representativa.	57
Tabla 6.3	Resultados de la caracterización de la FORSU.	58
Tabla 6.4	Concentraciones experimentales de la lixiviación sin sustitución de agua	59
Tabla 6.5	Concentraciones experimentales de la lixiviación con sustitución de agua	59
Tabla 6.6	Factores de estudio y tratamientos efectuados por la combinación de estos	61
Tabla 6.7	Resumen de los mejores tratamientos, del 1 al 6, por parámetro y hora de acuerdo con la prueba de Tukey	62
Tabla 6.8	Constantes y coeficiente de regresión de cada parámetro determinado en las lixivaciones con sustitución de agua	63
Tabla 6.9	Porcentajes de disolución por hora de muestre en la lixiviación sin sustitución de agua	66
Tabla 6.10	Porcentajes de disolución por hora de muestre en la lixiviación con sustitución de agua	66
Tabla 6.11	Caracterización del bagazo resultante de los tratamientos de lixiviación	67

Tabla 6.12	Dosis de enzima teórica recomendadas por el proveedor	68
Tabla 6.13	Caracterización bromatológica de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos y cálculo de la cantidad de enzima teórica	68
Tabla 6.14	Resultados de la caracterización de los lixiviados resultantes del pretratamiento	69
Tabla 6.15	Resultados de la caracterización de los lixiviados resultantes del pretratamiento en unidades de masa de sólidos disueltos en los lixiviados con respecto a un kilogramo de FORSU	70
Tabla 6.16	Caracterización del bagazo resultante del pretratamiento enzimático	71
Tabla 6.17	Composición del biogás generado diariamente por los testigos	72
Tabla 6.18	Composición del biogás generado diariamente por los lixiviados	72
Tabla 6.19	Composición del biogás generado diariamente por los bagazos	73
Tabla 6.20	Volúmenes finales de metano con respecto al contenido de materia orgánica medida como demanda química de oxígeno (DQO) y sólidos totales bajo condiciones normales (0°C y 1 atm)	74

LISTA DE ACRÓNIMOS

AC	Antes de Cristo
AACC	American Association of Cereal Chemists
ALDF	Asamblea Legislativa del Distrito Federal
CIRE	Centro Integral de Reciclado y Energía
COT	Carbono orgánico total
DBO	Demanda bioquímica de oxígeno
DGSU	Dirección General de Servicios Urbanos
DF	Distrito Federal
DQO	Demanda química de oxígeno
FDR	Fracción de rechazo
FORSU	Fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos
INEGI	Instituto Nacional de Estadística y Geografía
JICA	Japan International Cooperation Agency (Agencia de Cooperación Internacional del Japón)
LGPGIR	Ley General para la Prevención y Gestión Integral de Residuos
LRSDF	Ley de Residuos Sólidos del Distrito Federal
N-NH₄	Nitrógeno amoniacal
NK	Nitrógeno Kjeldahl
OLADE	Organización Latinoamericana de Energía
ONU	Organización de la Naciones Unidas
PBM	Potencial bioquímico de metano
PBP	Planta de Bordo Poniente

PET	Polyethylene terephthalate (polietileno de tereftalato)
PGIRSDF	Programa de Gestión Integral de los Residuos Sólidos
pH	Potencial de hidrógeno
P-PO₄	Fósforo como ortofosfato
PSC	Planta se Santa Catarina
PSJA	Planta de San Juan de Aragón
PT	Fósforo total
PVC	Poly-(vinyl chloride) [poli-(cloruro de vinilo)]
RSU	Residuos sólidos urbanos
SDF	Sólidos disueltos fijos
SDT	Sólidos disueltos totales
SDV	Sólidos disueltos volátiles
SFT	Sólidos fijos totales
SSV	Sólidos suspendidos volátiles
STT	Sólidos totales totales
SVT	Sólidos volátiles totales
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket (Lecho de lodos anaerobios de flujo ascendente)

RESUMEN

Es ya conocido que dentro de las etapas que integran el proceso de digestión anaerobia, la hidrólisis es la etapa limitante. Diversos trabajos se han centrado en dar alternativas (pretratamientos), para aumentar la solubilización de sustratos complejos como es la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU) y de esta forma aumentar el aprovechamiento de los sólidos que constituyen el sustrato. El presente trabajo busca estudiar el efecto de aplicar un pretratamiento enzimático sobre la FORSU de la Ciudad de México, buscando mejorar de esta forma su hidrólisis e incrementar la solubilidad de las sustancias que la componen. Se estudió el efecto de cuatro enzimas comerciales, celulasa, amilasa, proteasa y lipasa, las cuales fueron adicionadas en una mezcla FORSU-agua y agitadas a 700 rpm durante una hora, posteriormente se realizó una separación de fases, obteniéndose un lixiviado y un bagazo. Ambas fases se sometieron a una prueba de potencial bioquímico de metano (PBM), como método para determinar el efecto del pretratamiento. Se pusieron en contacto 100 g de FORSU con 300 ml de agua limpia, representando esta mezcla una unidad experimental. Cada enzima presenta su actividad óptima a diferentes condiciones de temperatura y pH, por lo que se usaron diferentes unidades experimentales por cada enzima y unidades experimentales a las condiciones óptimas de temperatura y pH de cada enzima, pero sin la adición de éstas (control por cada enzima) y dos testigos a temperatura ambiente, agitados a la misma velocidad y tiempo. Un testigo fue separado en sus fases y el otro utilizado en mezcla. Únicamente la adición de celulasa no representó un efecto positivo en la disolución de nutrientes, mientras que el aumento más significativo se presentó con la enzima lipasa. La relación demanda química de oxígeno / demanda bioquímica de oxígeno (DQO/DBO) permitió visualizar la biodegradabilidad de los lixiviados resultantes. Esta relación osciló entre 0.41 y 0.52, observándose los valores más altos con la adición de las enzimas con respecto a sus controles y testigos. La prueba de PBM se efectuó con una relación sustrato-inóculo de 0.4 g como DQO y 2 g de sólidos suspendidos volátiles (SSV), respectivamente, en reactores de 250 ml con un volumen útil de 100 ml. Para los lixiviados se observó una generación exponencial durante las primeras 48 horas y prácticamente desde el tercer día tendió a una asíntota. Con las características de los lixiviados con adición de enzima se esperaba un aumento más significativo en la producción de biogás, sin embargo al realizar la biometanización en una etapa, se pudo ver inhibida la actividad de los microorganismos metanogénicos por producción de ácidos grasos volátiles o bien por la acción de la enzima. La mayor producción de biogás se obtuvo con las enzimas proteasa y amilasa y la menor con la celulasa.

Palabras clave: Hidrólisis, solubilización, pretratamiento enzimático, lixiviado, bagazo, potencial bioquímico de metano

ABSTRACT

It is already known that hydrolysis is the limiting step within the stages involved in the process of anaerobic digestion. Several studies have focused on providing alternatives (pretreatment) to increase the solubilization of complex substrates such as the organic fraction of municipal solid waste (OFMSW) and thus increase the use of solid of the substrate. This paper aims to study the effect of applying an enzymatic pretreatment on OFMSW of Mexico City, looking for improvement of its hydrolysis and to increase the solubility of its substances. The effect of four commercial enzymes, cellulase, amylase, protease and lipase were studied, which were added in mixture OFMSW-water and agitated at 700 rpm for one hour, subsequently conducted a phase separation, resulting in a leachate and a bagasse. Both phases were subjected to a test of biochemical methane potential (BMP) as a method to determine the effect of pretreatment. One hundred grams of OFMSW with 300 ml of clean water were mixed; this mixture represents an experimental unit. Each enzyme has its optimum activity at different temperature and pH, which used different experimental units for each enzyme and experimental units at optimum temperature and pH of each enzyme, but without the addition of these (control for each enzyme) and two blanks at room temperature, stirred at the same speed and time. One blank was separated into its phases and the other used as a mixture. Only the addition of cellulase was not a positive effect on the dissolution of nutrients, while the biggest increase was presented with the enzyme lipase. The ratio chemical oxygen demand / biochemical oxygen demand (COD / BOD) allowed visualization of the biodegradability of the resulting leachate, this ratio ranged between 0.41 and 0.52, the highest values were observed with the addition of enzymes with respect to their controls and blanks. The BMP test was performed with an substrate-inoculum ratio of 0.4 g COD and 2 g of volatile suspended solids (VSS) respectively in 250 ml reactors with a working volume of 100 ml. For the leachate was observed exponential generation during the first 48 hours and almost from the third day tended to an asymptote. With the characteristics of the leachate with addition of enzyme was expected to increase more significantly in the production of biogas, however to make biomethanization at one stage, was shown to inhibit the activity of methanogenic microorganisms for production of volatile fatty acids or by the action of the enzyme. The highest production of biogas was obtained with the enzyme protease and amylase and the lowest with cellulase

Keywords: Hydrolysis, solubilisation, enzymatic pretreatment, leachate, bagasse, biochemical methane potential

1. INTRODUCCIÓN

La Ciudad de México junto con su zona conurbada y población flotante es considerada una de las cinco ciudades más pobladas a nivel mundial con alrededor de 20 millones de habitantes (ONU, 2010) y tan sólo en la Ciudad de México hay cerca de 9 millones de habitantes, lo que permite entender la gran cantidad de residuos que se generan diariamente. La situación actual en el manejo de los residuos sólidos urbanos de la Ciudad de México ha rebasado la capacidad tanto en infraestructura como en su correcta gestión. Tomando en cuenta que el Distrito Federal genera diariamente 13,000 toneladas de residuos sólidos urbanos (RSU) de los cuales aproximadamente un 13% son reciclados o reutilizados (PGIRSDF, 2009) y el restante 87% va al único sitio en donde el Distrito Federal puede disponer de manera oficial sus residuos, el relleno sanitario de Bordo Poniente.

La composición de los residuos generados en masa es de 52% de restos de comida, jardinería y estiércol (orgánicos) y 48% mal llamados inorgánicos que se componen de 14% de papel y cartón, 11% de plásticos, 6% vidrio, 4% metales, 1% textiles y un 12% de otros (INEGI, 2009). Lo anterior representa un gran problema de contaminación ambiental, por lo que el aprovechamiento de los RSU es un tópico de interés internacional (Consonni *et al.*, 2004).

En últimas fechas se ha escuchado constantemente que la vida útil de Bordo Poniente (el cual se encuentra operando su IV etapa) ha llegado a su fin y aunque siguen disponiéndose residuos, de forma oficial se encuentra clausurado. La realidad es evidente: es necesario buscar alternativas viables que permitan el manejo integral de los residuos sólidos urbanos. En el 2003 se publicó la Ley de Residuos Sólidos del Distrito Federal (LRSDF), la cual obliga a los ciudadanos a realizar la separación *in situ* de

las fracciones consideradas por esta ley como orgánicas e inorgánicas, así como fomentar el aprovechamiento de las diferentes fracciones de los residuos sólidos urbanos (RSU). Aunque dicha ley y el programa establecido para el periodo 2004-2009 no se han logrado cumplir, es importante considerarla como sustento legal que respalde las investigaciones encaminadas a su cumplimiento.

Considerando los antecedentes, urge dar opciones para el aprovechamiento de las fracciones de los RSU y con especial atención a la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU), debido a los grandes volúmenes que se generan diariamente. Existen diversas tecnologías que permiten valorizar los RSU, las cuales se pueden analizar con base en la fracción a utilizar. Los procesos térmicos permiten reducir en volumen y en masa los residuos mezclados, con el aprovechamiento de la energía calorífica generada, pero son tecnologías que requieren de grandes costos de inversión y de un exhaustivo control para evitar emisiones de gases contaminantes a la atmósfera.

Las alternativas biotecnológicas para el aprovechamiento de la FORSU son en principio dos: la degradación aerobia y la degradación anaerobia. La primera permite obtener un sólido que podría emplearse como mejorador de suelos y es comúnmente conocido como composta, y la segunda, la digestión anaerobia, puede producir biogás como valor agregado.

Si bien el proceso de digestión anaerobia es ampliamente conocido, en la actualidad se desarrollan diversas investigaciones encaminadas a mejorarlo, para obtener un biogás de mejor calidad que sea aprovechable haciendo uso de tecnologías eficientes y económicamente rentables. En Europa las tecnologías para la biometanización de los residuos orgánicos son ya aplicadas a nivel industrial mediante diversos procesos, como son: Valorga, Dranco, Kompogas y BTA, entre otros. Sin embargo, en México no hay tecnología para su aplicación a escala industrial, ni procesos tecnificados para la biometanización de los residuos orgánicos con excepción de la recuperación de biogás en rellenos sanitarios.

La digestión anaerobia es un proceso de degradación de la materia orgánica en ausencia de oxígeno y dentro de las diversas etapas que la conforman la que limita el proceso es la hidrólisis (para sustratos complejos), debido a la complejidad de las moléculas que integran la fracción orgánica (Mata-Álvarez, 2002). Los hidratos de carbono, proteínas y lípidos que conforman la fracción orgánica deben ser previamente hidrolizados por las bacterias para la producción de ácidos grasos, aminoácidos y azúcares

entre otros compuestos, que son usados para el metabolismo de las bacterias metanogénicas para la producción de CO₂ y CH₄, mezcla conocida como biogás.

El proceso de hidrólisis, en la primera etapa de la digestión anaerobia es efectuado por enzimas secretadas por los microorganismos. Las enzimas son proteínas que se encargan de realizar las transformaciones bioquímicas necesarias para la supervivencia y reproducción de la bacterias y entre sus acciones se encuentra la de hidrolizar las macromoléculas para permitir su paso por la membrana celular de las bacterias y su posterior aprovechamiento en su metabolismo. Por este motivo el presente trabajo busca mejorar el proceso de hidrólisis de la FORSU mediante un pretratamiento biológico usando enzimas comerciales, esperando una mayor eficiencia en la hidrólisis de las macromoléculas que la componen.

1.1 Objetivo general

Mejorar la hidrólisis de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos de la Ciudad de México por medio de un pretratamiento enzimático.

1.2 Objetivos específicos

- Acondicionar la muestra de la FORSU para que su aprovechamiento sea máximo.
- Determinar el tamaño de partícula adecuado para que se vea favorecido el pretratamiento enzimático.
- Determinar las enzimas a utilizar con base en la caracterización bioquímica de la FORSU.
- Diseñar el sistema anaerobio para determinar la producción de metano a partir de los residuos tratados enzimáticamente.
- Aumentar la producción de biogás con los residuos tratados enzimáticamente en comparación con los que no fueron tratados.

1.3 Alcances

Los alcances establecidos para este trabajo son:

- a) Hacer un muestreo y clasificación de los residuos sólidos urbanos del Distrito Federal en las estaciones de transferencia del Distrito Federal.

- b) Determinar las propiedades químicas y bromatológicas de la FORSU.
- c) Evaluar la efectividad del pretratamiento enzimático de los residuos sólidos orgánicos de la ciudad de México cuantificando la producción de metano.

2. GESTIÓN DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS EN EL DISTRITO FEDERAL, MÉXICO

Con base en la situación actual en la gestión de los residuos sólidos urbanos de la Ciudad de México y las grandes cantidades de residuos que se generan diariamente, la Asamblea Legislativa del Distrito Federal (ALDF) consideró conveniente promulgar una ley que estableciera todos los procedimientos necesarios para dar un manejo integral a los residuos sólidos que se generan en el Distrito Federal.

La ALDF promulgó la Ley de Residuos Sólidos del Distrito Federal, la cual fue publicada en la Gaceta Oficial del DF el 22 de abril de 2003 (GDF, 2003). Sin embargo, el reglamento correspondiente se publicó en octubre de 2008 (GDF, 2008). La ley entró en vigor al siguiente día de su publicación, pero en su artículo tercero transitorio señala que en materia de separación de residuos sólidos, recolección selectiva y la instrumentación de planes de manejo se aplicaría a partir del 1 de octubre de 2004, misma fecha que se publica en la Gaceta Oficial del programa de gestión integral de los residuos sólidos 2004-2009 (PGIRSDF, 2004).

Esta ley está integrada por 77 artículos, divididos en siete títulos y nueve artículos transitorios. Esta ley es sólo aplicable en el Distrito Federal y tiene como objeto regular la gestión integral de los residuos sólidos considerados como no peligrosos, así como la prestación de servicio público de limpia. El día 13 de septiembre de 2010 se publicó el programa de gestión integral para el periodo 2009-2014, del cual se puede resaltar que se incluye como alternativa de aprovechamiento de la fracción orgánica a la digestión anaerobia (PGIRSDF, 2009).

2.1 Clasificación de los residuos sólidos

Se pueden resaltar dos clasificaciones de residuos sólidos, la establecida por la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de Residuos (LGPGIR) y la establecida por la Ley de Residuos Sólidos del Distrito Federal (LRSDF), la cual toma como base la LGPGIR.

La LGPGIR publicada en octubre de 2003, en su artículo 5°, da la definición de residuo y los clasifica estos en la siguiente forma:

Residuo.- Material o producto cuyo propietario o poseedor desecha y se encuentra en estado sólido o semisólido o es un líquido o gas contenidos en recipientes o depósitos, y que puede ser susceptible de ser valorizado o requiere sujetarse a tratamiento o disposición final conforme a lo dispuesto en esta ley y demás ordenamientos que de ella deriven.

Residuo de manejo especial.- Son aquellos generados en los procesos productivos, que no reúnen las características para ser considerados como peligrosos o como residuos sólidos urbanos, o que son producidos por grandes generadores de residuos sólidos urbanos.

Residuos incompatibles.- Aquellos que al entrar en contacto o al ser mezclados con agua u otros materiales o residuos, reaccionen produciendo calor, presión, fuego, partículas, gases o vapores dañinos.

Residuos peligrosos.- Son aquellos que poseen algunas de las características de corrosividad, reactividad, explosividad, toxicidad, inflamabilidad, o que contengan agentes infecciosos que les confieran peligrosidad, así como envases, recipientes, embalajes y suelos que hayan sido contaminados cuando se transfieran a otro sitio, de conformidad con lo que se establece la ley.

Residuos sólidos urbanos.- Los generados en las casas habitación, que resultan de la eliminación de los materiales que utilizan en sus actividades domésticas, de los productos que consumen y de sus envases, embalajes o empaques; los residuos que provienen de cualquier otra actividad dentro de establecimientos o en la vía pública que genere residuos con características domiciliarias, y los resultantes de las vías y lugares públicos, siempre que no sean considerados por esta ley como residuo de otra índole.

La Ley de Residuos Sólidos del Distrito Federal, establece en su artículo 3° la definición de cinco tipos de residuos: los urbanos, de manejo especial, orgánicos, inorgánicos y residuos sólidos.

Residuos urbanos.- Los generados en casa habitación, unidad habitacional o similares que resultan de la eliminación de los materiales que utilizan en sus actividades domésticas, de los productos que consumen y de sus envases, embalajes o empaques, los provenientes de cualquier otra actividad que genere residuos sólidos con características domiciliarias y los resultantes de la limpieza de las vías públicas y áreas comunes, siempre que no estén considerados por esta Ley como residuos de manejo especial.

Residuos inorgánicos: Todo residuo que no tenga características de residuo orgánico y que pueda ser susceptible a un proceso de valorización para su reutilización y reciclaje, tales como vidrio, papel, cartón, plásticos, laminados de materiales reciclables, aluminio y metales no peligrosos y demás no considerados como de manejo especial.

Residuos orgánicos: Todo residuo sólido biodegradable; provenientes de la preparación y consumo de alimentos, de la poda de árboles y de áreas verdes, estiércol, así como, residuos sólidos susceptible de ser utilizados como insumo en la producción de composta.

Residuos sólidos: El material, producto o subproducto que sin ser considerado como peligroso, se descarte o deseche y que sea susceptible de ser aprovechado o requiera sujetarse a métodos de tratamiento o disposición final.

Residuos de manejo especial: Los que requieran sujetarse a planes de manejo específicos con el propósito de seleccionarlos, acopiarlos, transportarlos, aprovechar su valor o sujetarlos a tratamiento o disposición final de manera ambientalmente adecuada y controlada.

2.2 Fuentes generadoras

México, al igual que muchos países del mundo, enfrenta grandes retos en la gestión integral de residuos sólidos debido, por un lado, al elevado índice de crecimiento demográfico e industrial del país y, por otro, a las grandes cantidades de residuos generados debido a la mercadotecnia que influye en la costumbre de la población induciendo al consumo de artículos desechables sin promover su manejo adecuado (SEMARNAT, 2001).

Las fuentes generadoras de los residuos sólidos urbanos son diversas, pero se pueden agrupar de acuerdo con el tipo de actividad en la cual se generan. La Dirección General de Servicios Urbanos (DGSU) del Distrito Federal clasifica a las fuentes y determina sus actividades representativas, como se presenta en la Tabla 2.1.

Tabla 2.1. Fuentes generadoras de residuos sólidos, actividades y tipos de residuos que generan.

Fuente	Actividades e instalaciones típicas o lugares donde se generan	Tipos de residuos sólidos
Domicilios	<ul style="list-style-type: none"> • Unifamiliar • Plurifamiliar 	<ul style="list-style-type: none"> • Urbanos • Residuos especiales • Peligrosos
Comercios	<ul style="list-style-type: none"> • Tiendas de autoservicios • Tiendas departamentales • Locales comerciales • Almacenamiento y abasto • Mercados • Central de abastos 	<ul style="list-style-type: none"> • Urbanos • Residuos especiales • Peligrosos
Servicios	<ul style="list-style-type: none"> • Restaurantes y bares • Servicios públicos • Hoteles y moteles • Centros educativos • Centros de espectáculo • Oficinas públicas • Oficinas privadas 	<ul style="list-style-type: none"> • Urbanos • Residuos especiales • Peligrosos
Controlados	<p>Se excluyen los considerados como residuos peligrosos</p> <ul style="list-style-type: none"> • Unidades médicas • Laboratorios • Transporte terrestre • Transporte aéreo • Centros de readaptación 	<ul style="list-style-type: none"> • Residuos especiales • Urbanos
Diversos	<ul style="list-style-type: none"> • Áreas verdes • Objetos voluminosos • Vía pública • Materiales de construcción y reparaciones menores 	<ul style="list-style-type: none"> • Urbanos • Residuos especiales • Peligrosos

Fuente: PGIRSDF, 2004 y JICA, 1999

Los datos publicados por la DGSU del DF en el manual para el manejo de residuos sólidos para el Distrito Federal de 2004, proporciona un panorama acerca de la situación de los residuos sólidos, cuyo porcentaje y tipos de residuos generados dependen de la fuente de donde provienen. En la Figura 2.1 se puede observar que la mayor contribución corresponde a los residuos domiciliarios, los cuales principalmente son residuos de tipo alimenticio.

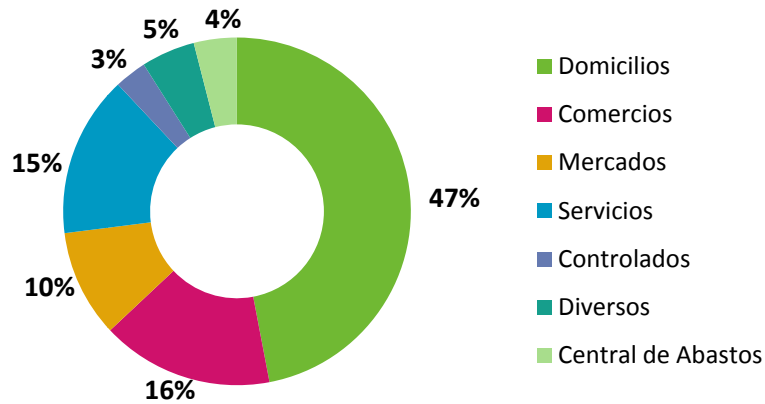


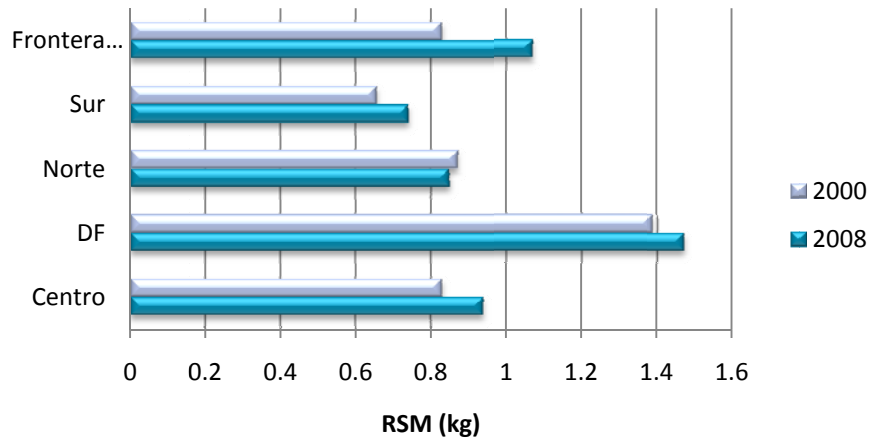
Figura 2.1. Fuentes generadoras de residuos sólidos urbanos. *Fuente:* PGIRSDF, 2004

A nivel nacional se analiza el panorama de la generación per cápita de los residuos sólidos por zonas, diferenciando al DF de la zona centro, y del norte se separa la región de la frontera. Lo anterior se debe a la gran diferencia existente entre su generación de residuos y la generación de las otras zonas, lo que representa un área de oportunidad en cuanto al manejo y aprovechamiento de los residuos.

Si bien es cierto que a nivel nacional existen propuestas de gestión integral de los residuos sólidos (GDF, 2003 y PNPGIR, 2009), éstas no se han llevado a cabo con éxito, ya sea por cuestiones educativas, políticas o económicas. Lo que sí es un hecho, es la creciente necesidad de buscar alternativas que permitan minimizar el impacto dañino al ambiente que provoca la mala gestión de los residuos sólidos y a que a la vez generan pérdidas económicas al desaprovechar estos recursos como materias primas para producir energía u otros productos.

En la Figura 2.2 se puede observar que del año 2000 al 2008 se presentó un incremento en la generación per cápita en todas las zonas del país con excepción de la zona norte en la cual se vio reducida la aportación de residuos sólidos por persona. Mientras que en los años cincuenta la generación de residuos era de 300 g por persona, en la actualidad el promedio nacional es de 1.43 kg por persona, lo que representa un incremento en un 376% (PNPGIR, 2009).

En el Distrito Federal la generación de residuos es diferente en cada delegación; en la Figura 2.3 se presenta un mapa de la ciudad seccionado por las cantidades generadas de residuos sólidos, ya que hay delegaciones con generación menor a 500 t/día y otras cuya generación rebasa las 800 toneladas diarias.



NOTA: Las cifras para el Distrito Federal la fuente las reporta por separado debido a sus características particulares de concentración de población y gran generación de basura.

Centro Aguascalientes, Colima, Guanajuato, Hidalgo, Jalisco, México, Michoacán de Ocampo, Morelos, Puebla, Querétaro de Arteaga, Tlaxcala y Veracruz de Ignacio de la Llave.

Norte Baja California, Baja California Sur, Chihuahua, Coahuila de Zaragoza, Durango, Nayarit, Nuevo León, San Luis Potosí, Sinaloa, Sonora, Tamaulipas y Zacatecas.

Sur Campeche, Chiapas, Guerrero, Oaxaca, Quintana Roo, Tabasco y Yucatán.

Frontera Norte Incluye los municipios de Baja California, Sonora, Coahuila de Zaragoza, Chihuahua, Nuevo León y Tamaulipas, que están dentro de la franja de 100 km, (a partir del 2005 se extiende a 300 km), al Sur del límite internacional con los Estados Unidos de América.

Figura 2.2 Generación per cápita por zona geográfica. Fuente INEGI, 2009.

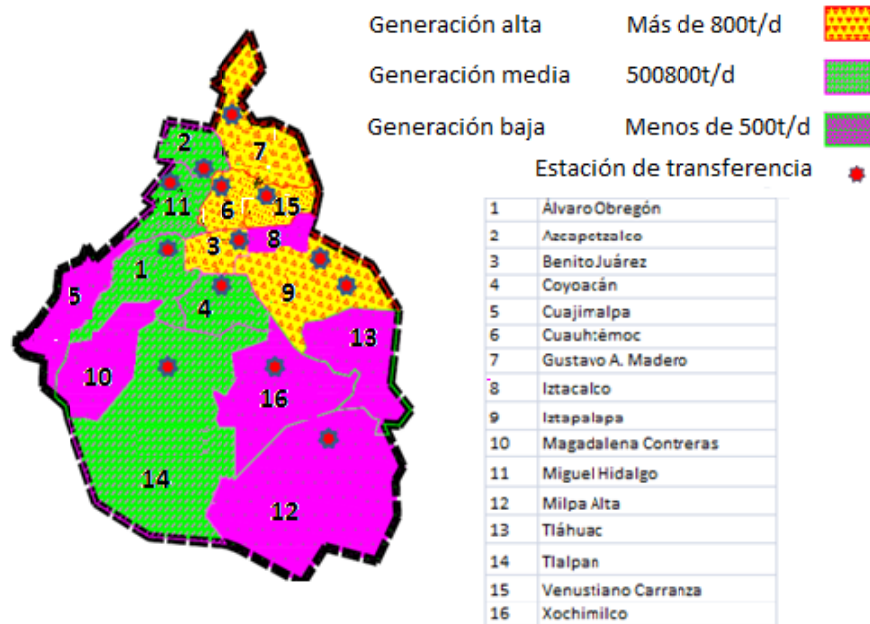


Figura 2.3 Generación de residuos por delegación. Fuente: PGIRSDF, 2009

2.3 Composición

La composición de los residuos que llegan a los sitios de disposición final es diversa, debido a que no se han cumplido con la ley y reglamento vigentes que regulan la gestión de los residuos sólidos, lo que genera que a los vertederos o sitios no controlados llegue el 87% de los residuos generados en el Distrito Federal (PGIRSDF, 2009).

Los datos de generación de residuos sólidos por tipo de residuo publicados por el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) al año 2008 se muestran en la Figura 2.4 donde se aprecia que más del 50% de la basura se compone de residuos orgánicos, provenientes de los restos de comida, jardines y otros y el restante se compone de metales, vidrios, papel, textiles, plástico y otros (residuos finos, pañales desechables).

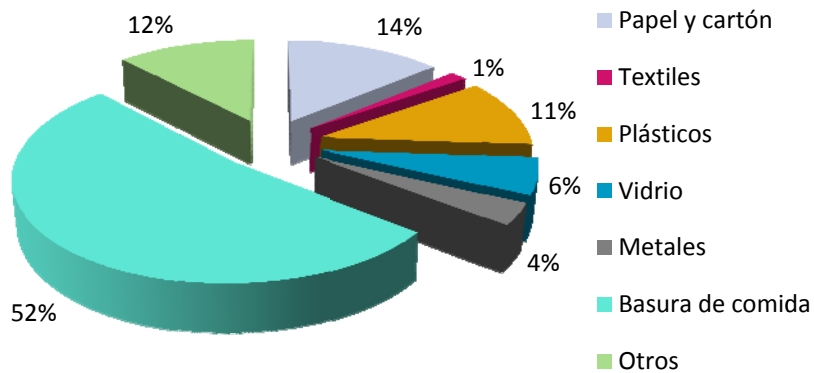


Figura 2.4 Composición de los residuos sólidos urbanos del Distrito Federal. *Fuente: INEGI, 2009.*

Estudios de la DGSU establecen la clasificación de los residuos sólidos urbanos en 5 fuentes generadoras y 19 subclasificaciones. Esta clasificación maneja 35 tipos de compuestos considerados los más representativos en la generación. En la Tabla 2.2 se muestran los resultados de la caracterización realizada por la Agencia de Cooperación Internacional Japonesa (JICA) que se realizó en 1999 con el fin de proponer una opción de manejo de los residuos sólidos de la Ciudad de México, con base en la clasificación utilizada por la DGSU y en la cual se resalta la generación de residuos orgánicos.

Tabla 2.2 Clasificación de residuos sólidos de la Ciudad de México.

Subproducto	Domiciliario	Comercial		Servicios						Especiales						Otros			Total (t/d)	Total (t/año)	
	Unifamiliar y plurifamiliar	Establecimientos comerciales	Mercados	Restaurantes y bares	Centros de espectáculos y recreación	Servicios públicos	Hoteles	Oficinas públicas	Centros educativos	Unidades médicas	Laboratorios	Centros veterinarios	Terminales terrestres	Terminal aérea	Vialidades	Centros de readaptación social	Áreas verdes	Objetos voluminosos			Material de construcción (rep. menores)
1 Abatelenguas	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2.99	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2.99	1,089.53
2 Algodón	113.46	1.20	13.27	0.00	0.00	0.64	0.02	16.60	0.26	2.99	0.41	0.09	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	148.93	54,360.91
3 Cartón	282.87	197.60	84.56	44.44	7.23	39.24	1.91	62.17	13.70	12.58	0.32	0.04	0.55	1.53	5.85	0.32	8.45	0.00	0.00	763.35	278,624.21
4 Cuero	5.81	0.00	0.00	0.15	0.00	6.25	0.00	0.00	0.06	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	12.26	4,475.27
5 Envases de cartón	103.44	33.82	35.49	10.64	3.39	3.35	0.39	0.00	9.23	1.62	0.00	0.01	0.07	0.00	10.54	0.03	6.59	0.00	0.00	218.51	79,756.15
6 Fibra dura vegetal	3.17	30.73	42.04	0.00	0.00	1.91	0.04	0.06	1.19	0.30	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	79.44	28,995.97
7 Fibra sintética	75.47	4.98	14.23	0.30	0.00	0.00	0.01	1.33	0.00	0.41	0.12	0.00	0.00	0.00	0.16	0.00	0.00	0.00	0.00	97.00	35,404.64
8 Gasa	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	5.71	0.23	0.10	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	6.04	2,203.14
9 Hueso	4.22	7.55	17.74	0.00	0.00	0.36	0.00	0.00	1.02	0.11	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	31.01	11,318.29
10 Hule	10.56	18.37	2.56	0.00	0.00	0.61	0.09	4.61	2.03	3.14	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	41.96	15,313.58
11 Jeringa desechable	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	4.24	0.05	0.22	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	4.52	1,647.98
12 Latas	83.38	5.32	23.50	1.86	0.81	5.25	0.26	1.55	7.46	2.62	0.00	0.04	0.57	0.92	7.63	0.00	0.00	0.00	0.00	141.16	51,524.86
13 Loza y cerámica	19.53	2.06	1.44	3.35	0.19	0.00	0.09	0.44	3.07	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	4.52	34.69	12,660.39
14 Madera	5.28	20.60	18.70	4.99	0.00	11.38	0.00	0.06	5.98	0.65	0.00	0.08	0.04	0.00	0.00	0.00	10.82	59.88	3.31	141.75	51,740.21
15 Mat. de construcción	33.25	0.00	0.00	3.87	0.06	0.00	1.47	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.16	0.00	0.00	0.00	0.00	206.15	244.95	89,404.93
16 Material ferroso	73.36	44.46	1.12	6.85	3.70	1.20	0.91	0.83	0.61	2.88	0.00	0.01	0.00	0.00	0.66	0.00	6.04	149.70	0.00	292.33	106,700.82
17 Material no ferroso	3.17	8.76	0.00	0.00	0.00	2.20	0.00	36.31	0.00	0.11	0.05	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	4.84	0.00	0.00	55.44	20,235.97
18 Papel bond	62.80	91.16	29.89	11.46	2.34	31.74	4.68	208.78	21.85	9.96	0.68	0.16	1.15	1.85	8.65	0.19	14.41	0.00	2.10	503.86	183,907.81
19 Papel periódico	243.29	102.15	72.57	7.07	2.08	26.24	2.66	66.12	10.66	6.62	0.48	0.33	0.77	4.43	15.52	0.48	4.69	0.00	0.00	566.15	206,643.66
20 Papel sanitario	463.35	33.31	68.26	25.31	6.28	7.11	4.14	11.05	16.35	16.67	0.38	0.12	1.92	2.58	15.22	0.29	0.00	0.00	0.00	672.32	245,397.90
21 Pañal desechable	177.85	2.40	0.00	0.60	0.06	0.54	0.45	0.00	0.46	2.17	0.00	0.00	0.25	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	184.77	67,440.32
22 Placa radiológica	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.46	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.46	166.08
23 Plástico de película	329.31	92.36	23.98	22.93	4.67	3.62	1.82	0.89	2.97	4.96	0.00	0.01	0.67	1.13	8.60	0.13	19.63	0.00	0.30	517.97	189,058.32
24 Plástico rígido	228.51	67.64	47.32	9.38	10.05	2.35	0.86	4.89	4.10	1.47	0.34	0.03	0.39	1.58	10.58	0.08	8.45	0.00	0.00	398.01	145,273.29
25 Poliuretano	8.44	1.89	1.28	0.22	0.00	4.57	0.00	0.00	1.02	1.15	0.09	0.04	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	18.71	6,827.33
26 Poliuretano no expandido	41.16	2.06	7.35	2.61	0.47	3.13	0.08	0.61	4.70	2.58	0.09	0.02	0.14	0.34	1.95	0.00	2.60	0.00	0.00	69.89	25,510.36
27 Residuo alimenticio	1,829.13	664.90	1,008.37	554.00	10.59	9.67	21.95	117.80	24.43	40.85	0.07	0.05	3.84	4.71	12.26	2.65	0.00	0.00	0.00	4,305.28	1,571,427.93
28 Residuo de jardinería	270.20	2.58	0.80	0.60	0.28	1.00	1.86	1.67	9.64	1.97	0.08	0.01	0.00	0.44	18.32	0.47	53.59	0.00	0.00	363.47	132,667.65
29 Toalla sanitaria	0.00	2.92	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.22	0.96	0.00	0.06	0.00	0.00	0.00	0.00	0.13	0.00	0.00	0.00	4.29	1,566.58
30 Trapo	33.78	3.43	4.80	0.89	0.75	0.00	0.87	1.72	1.56	0.76	0.07	0.00	0.00	1.41	0.00	0.19	0.00	89.82	0.00	140.04	51,116.06
31 Vendas	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.55	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	210.61
32 Vidrio color	211.09	30.39	4.80	11.39	3.06	4.76	1.57	1.44	3.72	10.15	0.19	0.03	0.44	2.33	13.81	0.03	0.00	0.00	0.00	299.19	109,205.81
33 Vidrio transparente	357.28	88.93	7.03	20.99	7.70	2.17	4.33	4.22	7.11	8.53	0.12	0.02	0.98	2.06	13.38	0.06	1.80	0.00	0.00	526.70	192,244.77
34 Residuo fino	63.86	1.20	63.46	0.22	1.80	0.00	0.13	0.06	1.11	0.65	0.00	0.00	0.00	1.04	6.43	0.00	55.58	0.00	0.00	195.54	71,373.20
35 Otros	140.38	153.82	4.00	0.22	0.00	0.00	0.19	11.71	1.27	1.71	0.13	0.38	0.70	2.53	10.39	1.21	13.82	0.00	0.00	342.46	124,998.63
Total	5,277.35	1,716.60	1,598.56	744.33	65.50	169.28	50.78	555.13	152.51	151.53	3.97	1.60	12.62	28.89	159.87	6.24	211.31	299.40	216.38	11,421.81	4,168,960.65

Fuente: JICA, 1999.

2.4 Ciclo de vida

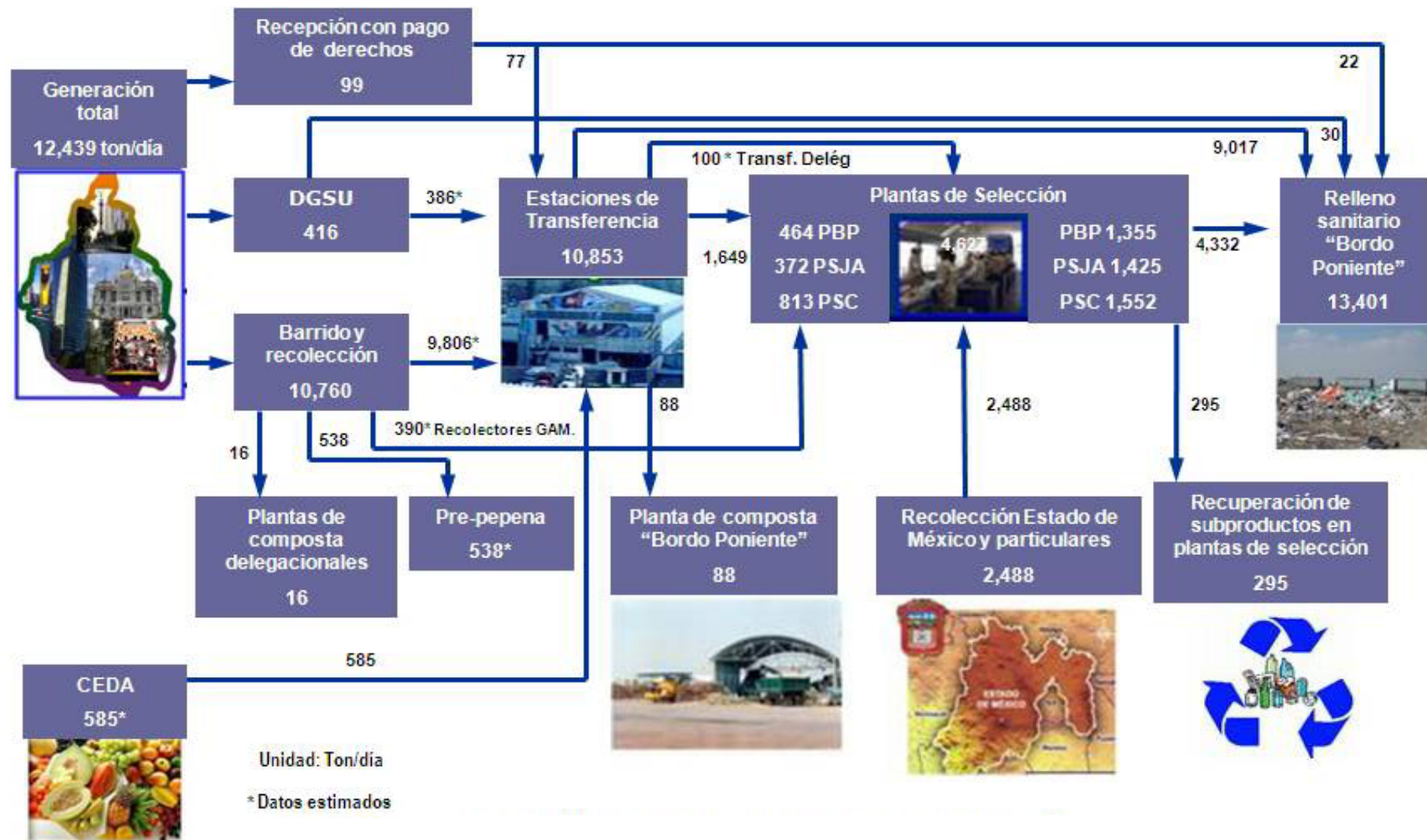
Los residuos sólidos urbanos inician su ciclo de vida al ser generados y lo terminan con su disposición final. Actualmente, el manejo tradicional consiste en su recolección y disposición final, sin que exista para ellos una gestión integral que involucre la modernización operativa y administrativa de los sistemas de recolección, tratamiento y disposición final, apoyados en tecnologías complementarias, economías de escala, esquemas regionales y de mecanismos de reducción, reutilización y reciclaje (3R) en corresponsabilidad con los diversos sectores de la sociedad (PNPGIR, 2009).

En la Figura 2.5 se presenta el diagrama de flujo de los residuos sólidos, desde su generación hasta su disposición final así como las cantidades de éstos en cada etapa. En esta figura se puede observar que dentro de la disposición final una parte es aportada por el Estado de México, lo que corresponde a 2,488 toneladas por día. En los siguientes puntos se da una explicación de cada etapa.

Almacenamiento.- A nivel doméstico, industrial, de servicios, etc., al generarse los residuos sólidos urbanos, éstos son almacenados hasta su recolección, para lo cual se dispone de diversos recipientes destinados para ello, como son botes, bolsas de plástico, cubetas y cajas. Ésta es una de las causas del mal manejo de los residuos, debido a que durante su almacenamiento se mezclan tanto orgánicos como inorgánicos.

Barrido.- Barrido es la recolección manual o mecánica de los residuos sólidos de las vías públicas, que están conformados principalmente de polvo proveniente del barrido de viviendas, superficie de rodamiento o partículas transportadas por el aire que se asientan en la superficie, así mismo, papeles, envases desechables, colillas de cigarro, madera, excrementos de animales, ramas y hojas de árboles. También se llegan a incluir en esta etapa residuos de domicilios en bolsas o costales y residuos de la construcción abandonados clandestinamente.

Las delegaciones son las encargadas de realizar el barrido en las vías secundarias y la DGSU en las vías primarias del Distrito Federal. El producto del barrido se lleva a las estaciones de transferencia y en el caso de los residuos de poda y jardinería a las plantas delegacionales de composta o la de Bordo Poniente.



NOTA: DGSU= Dirección general de Servicios Urbanos PBP =Planta de Bordo Poniente PSJA= Planta de San Juan de Aragón PSC= Planta de Santa Cartarina, GAM=Gustavo A. Madero

Figura 2.5 Diagrama de flujo de los residuos sólidos del Distrito Federal. Fuente: PGIRSDF, 2009

Recolección.- Cada delegación tiene a su cargo la recolección de los residuos y su transporte a las estaciones de transferencia, plantas de selección o directamente al sitio de disposición final. Los métodos de recolección domiciliaria son variados pero destacan el de esquina, de acera y los que son por medio de contenedores. Sin embargo, para la atención de lugares donde se perciben ingresos elevados, el intradomiciliario es el más utilizado. Para la recolección de grandes volúmenes de residuos provenientes de hoteles, mercados, centros comerciales, hospitales y escuelas, se utiliza el método de parada fija. (PGIRSDF, 2004).

La pepena ayuda a recuperar una gran cantidad de productos reciclables como cartón, papel, botellas de vidrio, latas de aluminio y otros metales e incluso colchones. Lamentablemente al buscar los productos antes mencionados los pepenadores abren y mezclan el contenido de todas las bolsas, impidiendo obtener una fracción orgánica limpia de otros residuos (PGIRSDF, 2004). Lo anterior toma en consideración que la separación *in situ* y la recolección separada de residuos orgánicos e inorgánicos aún no se efectúan de forma correcta (Muñoz y Sánchez, 2008).

En México, como en otros países de Latinoamérica, existen personas que no son contratadas por los organismos encargados de la recolección de los residuos sólidos, pero su participación es importante en su manejo, realizando la separación de los residuos sólidos reciclables mediante la pre-pepena y pepena y cuyos acuerdos con los choferes de los camiones han creado una red sin sustento legal (sector informal) para separar y comercializar los productos de la pre-pepena y de la pepena (Wamsler, 2000).

Transferencia.- Las estaciones de transferencia tienen como objetivo incrementar la eficiencia del servicio de recolección y minimizar el tiempo de traslado de los vehículos; en la Ciudad de México debido a su extensión se cuenta con 13 estaciones de transferencia (Figura 2.6) ubicadas en los puntos intermedios de las fuentes generadoras (PGIRSDF, 2009).

De las estaciones de transferencia los residuos son llevados a plantas de selección y composta o bien a los sitios de disposición final, para lo cual se cuenta con 238 tráileres distribuidos en las 13 estaciones subcontratados por la DGSU, los cuales pueden recibir la carga de 4 ó 5 vehículos recolectores (PGIRSDF, 2004 y 2009).

Tratamiento.- Parte de los residuos sólidos son enviados a plantas de selección y en el caso de residuos orgánicos a plantas de composta.

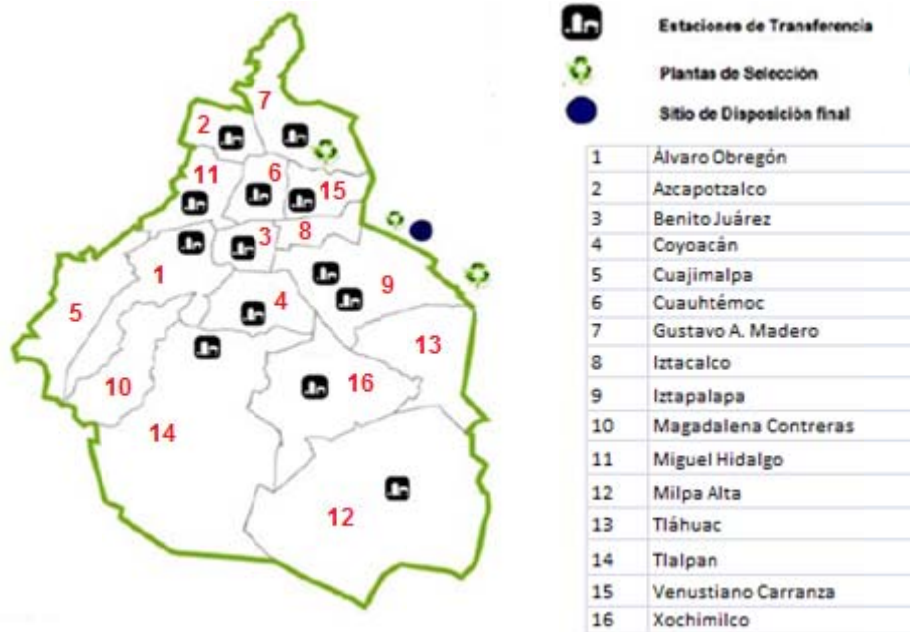


Figura 2.6 Ubicación de las estaciones de transferencia y sitios de disposición final para los residuos generados en el Distrito Federal. *Fuente: PGIRSDF, 2009*

Plantas de selección.- En el DF se cuenta con tres plantas de selección ubicadas en Bordo Poniente, Santa Catarina y San Juan de Aragón en las cuales se realiza la recuperación de materiales valorizables con una capacidad instalada de 4,700 t/día (PGIRSDF, 2009). El manejo de estas plantas se realiza conjuntamente entre la DGSU y el gremio de selectores. El material rechazado después de la selección es enviado a Bordo Poniente. Las características de estas plantas se muestran en la Tabla 2.3.

Tabla 2.3 Características de las plantas de selección

Característica	Bordo Poniente	San Juan de Aragón	Santa Catarina
Año de establecimiento	Julio de 1994	Julio de 1994	Marzo de 1996
Área del sitio	9500 m ²	8000m ²	5600m ²
Capacidad instalada (t/año)	912,500	730,000	730,000
Ingreso (t/año)	296,745	196,360	135,780
Porcentaje de recuperación	7.1	7.8	8.4

Fuente: PGIRSDF, 2009

Los principales materiales recuperados por estas plantas son (DGSU, 2002):

- Latas de aluminio
- Latas de aleaciones de hierro
- Fierro
- Lámina metálica
- Tubos y alambre de cobre
- Vidrio verde, ámbar y transparente
- Aluminio
- Cartón y papel
- “PVC” y “PET”
- Plástico rígido y nylon
- Trapo
- Colchón
- Chatarra

Plantas de composta.- Se cuentan con 10 plantas de composta en las delegaciones: Álvaro Obregón, Bordo Poniente, Cuajimalpa, Iztapalapa, Xochimilco y Coyoacán con una planta cada una y cuatro en Milpa Alta. En la Tabla 2.4 se enlistan sus características.

Disposición final.- Desde 1995 el sitio de disposición final de los residuos sólidos del Distrito Federal y parte de los del Estado de México es el relleno sanitario de Bordo Poniente ubicado en la zona Federal del lecho del Antiguo lago de Texcoco en terrenos a cargo de la Comisión Nacional del Agua (CNA), el cual consta de una extensión de 375 hectáreas en su etapa IV recibiendo diariamente 13,401 t/día. La entidad encargada de la disposición final de los residuos es la DGSU (PGIRSDF, 2009).

2.5 Separación mecanizada de los residuos sólidos

El manejo actual de los residuos sólidos en el Distrito Federal representa un problema para su reciclaje debido a que para aprovechar determinada fracción es necesario que previamente se haga la separación de la fracción de interés de la mezcla que llega a las estaciones de transferencia, mezcla que incluye residuos alimenticios, cartón, vidrio, papel, plásticos, textiles y otros.

Tabla 2.4 Características de las plantas de composta del Distrito Federal

Delegación	Características
Álvaro Obregón	A cargo de la Dirección de Preservación y Conservación del Medio Ambiente de la Delegación. Cuenta con una capacidad de operación de 5 t/día, su materia prima son residuos de poda, residuos domiciliarios a baja escala y estiércol de caballo.
Bordo Poniente	Está a cargo de la DGSU. Es la planta de mayor capacidad en México con 200 t/día de capacidad instalada de residuos, aunque sólo procesan 100 t/día. Su materia prima proviene de residuos de poda, de mercados (Jamaica y la Merced), así como la Central de Abastos y residuos domiciliarios de Tláhuac y Azcapotzalco principalmente.
Cuajimalpa	A cargo de la Jefatura de Unidad Departamental de Proyectos Agropecuarios de la Delegación. Su operación es al aire libre, con una capacidad de operación de 5 t/día con residuos de poda como materia prima.
Iztapalapa	A cargo de la Jefatura de Unidad Departamental de Prevención del Impacto Ambiental de la Delegación. Tiene una capacidad de operación de 6 t/día. La planta actualmente está fuera de operación porque la maquinaria está descompuesta.
Xochimilco	Está a cargo de la Dirección General de Medio Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Delegación Esta planta produce 8.9 t/día de composta con residuos de poda, domiciliarios a baja escala, estiércol.
Milpa Alta	Las cuatro plantas se encuentran a cargo de la Jefatura de la Unidad Departamental de Parques y Jardines de la Delegación. Su capacidad de procesamiento es de 15 t/día y su materia prima proviene de residuos de nopal, verdura, podas y residuos alimentarios seleccionados durante el programa de separación.
Ciudad Universitaria, UNAM Coyoacán	Tiene una capacidad para procesar 30 m ³ diarios de residuos orgánicos generados en Ciudad Universitaria y cuya composta resultante es usada en las áreas verdes de la misma universidad.

Fuente: PGIRSDF, 2009 y CIC 2011

Aproximadamente el 50% de los residuos domiciliarios corresponden a restos de comida o residuos de jardinería y poda (PGIRSDF, 2009), los cuales pueden ser aprovechados en diversos procesos como se describirá en el capítulo 3, principalmente mediante la degradación biológica ya sea bajo condiciones aerobias o anaerobias. Sin embargo, para llevar a cabo estos procesos es necesario que la materia prima, que en este caso es la FORSU, cuente con determinadas características en cuanto a composición, para obtener así un producto de calidad.

A nivel industrial existen plantas de separación de residuos sólidos, cuyo principal objetivo es la recuperación de materiales metálicos, ferrosos y no ferrosos, PET, cartón y vidrio, pero no entra dentro de sus prioridades la recuperación de la fracción orgánica, ya que hasta la fecha esta se ha manejado como una fracción ya inutilizable por la falta de cultura ambiental y la limitada visión que se le da al reciclaje.

Actualmente ya existen investigaciones orientadas a maximizar la separación de los RSU, en las cuales se le da más peso a la separación de la fracción orgánica para su posterior valorización, ya sea como composta o en la producción de biogás. Los procesos contemplan la implementación de equipos de última generación como son los equipos con tecnología de infrarrojo, rayos X y los que operan por separación por densidades y los neumáticos, además del uso de cribas circulares giratorias (“trommel” del alemán que significa “tambor”), cuyo principio de funcionamiento permite una previa separación de la fracción orgánica, pero con la presencia de algunos contaminantes de tamaño similar. En México se utiliza el “trommel” en la planta de composta de Mérida Yucatán para la separación de la fracción orgánica a degradar y en la planta de selección de Santa Catarina, en donde es utilizado para la separación de otras fracciones como el PET, vidrio o latas (Muñoz, 2006).

El objetivo de la separación mecanizada de los residuos sólidos urbanos obedece a la separación de materiales útiles que puedan ser transformados en nuevos productos (Tchobanoglous *et al.*, 1994). Hasta el día de hoy no hay un tren de separación cuya eficiencia sea del 100% y considerando los costos que implica el realizar una selección en plantas, es mejor buscar que la separación sea desde la fuente, logrando así tener fracciones limpias, fácilmente aprovechables y evitar el consumo de energía para su separación, logrando el manejo integral y sustentable de los residuos sólidos. Existen diversas formas de separar las fracciones de los residuos, los cuales se pueden clasificar de acuerdo con:

Separación por tamaño

- Cribas giratorias
- Cribas de malla elástica
- Cribas planas o parabólicas

Separaciones balísticas

- Balísticas de lanzadera
- Balísticas de rebote
- Balísticas de plano inclinado

Separación de fracciones metálicas

- Separadores metálicos tipo OVER-BAND
- Separadores magnéticos de tambor
- Separadores electrostáticos
- Separadores de inducción

Separaciones neumáticas

- Ciclones
- Campanas de aspiración
- De zig-zag

Mesas neumáticas

- De cascada o contracorriente
- Centrífugas

Separaciones por densidad

- Balsas de decantación
- Equipos centrífugos
- Cribas hidráulicas

Separaciones manuales

- Por bandas transportadoras

3. APROVECHAMIENTO DE LA FRACCIÓN ORGÁNICA DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS

En el presente capítulo se hace un análisis de las alternativas que existen para el aprovechamiento de la fracción orgánica de los residuos sólidos y que no se han implementado en México, ya que únicamente se ha dado uso a los restos orgánicos para la producción de composta y no se han logrado instalar procesos mediante los cuales se recupere energía ya sea como gases de combustión o biogás.

En los siguientes subtemas se presentan los procesos termoquímicos y biológicos existentes para la valorización de la FORSU.

3.1 Procesos termoquímicos

3.1.1 Incineración

La incineración es un proceso de oxidación térmica al que se someten los materiales sólidos y líquidos, sean residuales o no, a temperaturas superiores de 850°C buscando sobrepasar los 1000°C para asegurar la destrucción de las moléculas orgánicas complejas (Romero, 1998) y con cantidades estequiométricas o en exceso de 6% de aire (Colomer y Gallardo, 2007) reduciendo, aunque dependiendo de su composición, un 90% su volumen y un 70% su masa. Los productos de la combustión son gases calientes de los cuales se puede recuperar energía.

En la actualidad, en gran parte de los países europeos se realiza la incineración de los residuos sólidos urbanos que ya no van a aprovecharse por medio de otros procesos y no pueden ser dispuestos en rellenos sanitarios. En la Figura 3.1 se muestra la tendencia a la incineración de los RSU de algunos países europeos en donde Luxemburgo esta a la cabeza con el 36% de sus residuos generados en el año 2009.

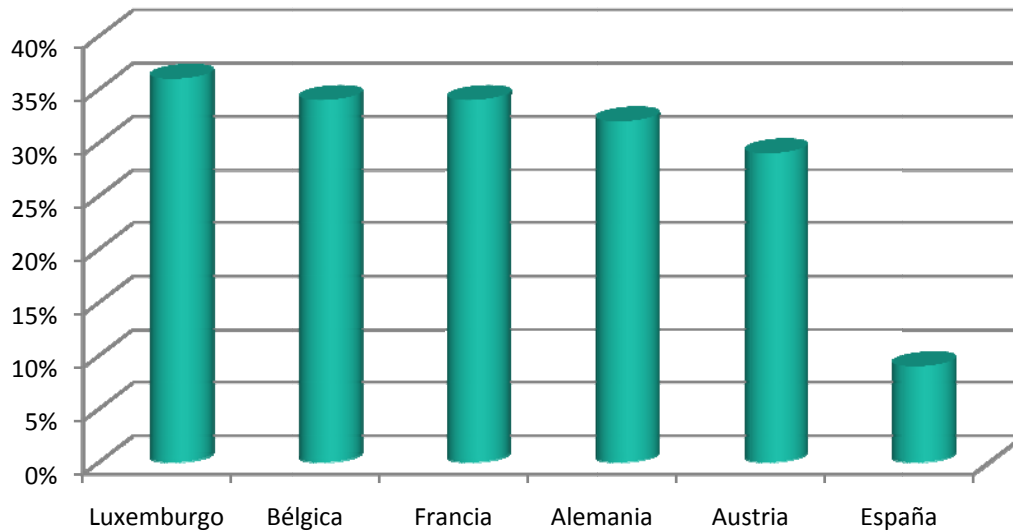


Figura 3.1 Comparativo del porcentaje de incineración de residuos sólidos municipales en Europa al 2009. *Fuente: Eurostat, 2011*

De acuerdo con la normativa europea toda planta incineradora debe diseñarse con valorización energética y cumpliendo con el decreto 1217/1997 el cual hace hincapié en las emisiones de contaminantes a la atmósfera (Colomer y Gallardo, 2007). Los sistemas de incineración de residuos pueden diseñarse para operar con dos tipos de materiales: residuos sólidos no seleccionados (quemados en bruto) y residuos sólidos procesados en forma de combustible derivado de residuos (CDR).

Incineración de combustión en bruto.- El procesamiento que se da a los residuos antes de ser alimentados a la tolva es mínimo y básicamente consiste en eliminar aquellos residuos que a simple vista puedan causar interferencia en la combustión. Sin embargo, se considera que casi cualquier objeto, aunque sea voluminoso puede ser incinerado.

Incineración alimentada por combustible derivado de residuos (CDR).- La materia prima alimentada a este proceso es previamente separada de residuos no combustibles como metales y vidrios y, en

algunos casos, plásticos por medio de separación primaria. Este proceso de incineración es más eficiente que el de alimentación en bruto, ya que además de que la alimentación se realiza en forma triturada o en “pellets”, los sistemas de incineración CDR son de menor tamaño que los sistemas de combustión en bruto y con mejor control de la combustión y del rendimiento de los lavadores de gases y equipos de retención de partículas.

A pesar de que la incineración se ha manejado ampliamente para el tratamiento de residuos sólidos dentro del cuadro de gestión integral, con la previa minimización y reutilización de los residuos, es importante considerar el impacto que puede tener este proceso en el ambiente debido a emisiones atmosféricas, como los compuestos organoclorados, los gases de combustión y las partículas que representan la porción inorgánica y/o no combustible que se libera durante el proceso. Debido a los efectos nocivos de los productos de una combustión incompleta se ha buscado desarrollar nuevas tecnologías que permitan tener sistemas de incineración cuyo proceso de combustión sea más eficiente, logrando mayores rendimientos y mayor eficacia en la eliminación de contaminantes por medio de depuradores de gases.

Actualmente en la Ciudad de México existe la iniciativa de la creación de varios Centros Integrales de Reciclado y Energía (CIRE) en los cuales se plantea la incineración de los residuos sólidos urbanos, los cuales después de una selección previa, ya no puedan ser reciclados o aprovechados por medio de otro proceso. Cabe mencionarse que la incineración no resulta un proceso rentable por los costos de inversión que representan los equipos de lavado de gases que se requieren para cumplir las normas que regulan la emisión de gases a la atmósfera.

3.1.2 Gasificación

Se define a la gasificación como un proceso termoquímico en el que un sustrato carbonoso que puede ser sólido o líquido se transforma en una mezcla gaseosa de bajo poder calorífico mediante reacciones termoquímicas con un gas oxidante o reductor con aplicación de calor (Manahan y Larsen, 1999). La oxidación parcial se consigue limitando la cantidad de oxígeno en la postcombustión. Los productos logrados con este proceso son normalmente monóxido de carbono, dióxido de carbono, hidrógeno, y el resto es una mezcla de metano, agua y, en menor proporción, hidrocarburos superiores (Blanco, 2008).

Como productos de la gasificación se puede obtener un gas de síntesis o un gas pobre; la principal diferencia entre ambos es su composición. En la Tabla 3.1 se presentan sus diferencias en cuanto a composición y poder calorífico. La obtención de uno o de otro depende del suministro de oxígeno. Si es alimentado a través del aire se le denomina gas pobre, mientras que, si la gasificación se lleva a cabo en presencia de oxígeno puro o aire enriquecido con oxígeno puro, el gas resultante es un gas de síntesis con un mayor poder calorífico.

Tabla 3.1 Composición del gas de síntesis y del gas pobre.

Contenido	Gas pobre	Gas de síntesis
Composición (% volumen seco)		
Monóxido de carbono	11-30	40-50
Dióxido de carbono	6-16	10-20
Hidrógeno	10-20	25-30
Metano	1-15	4-8
Nitrógeno	50	-
Poder calorífico (kcal/m ³)	1,000	2,500

Fuente: Gutiérrez, 2009.

El calor que se requiere para llevar a cabo la gasificación se obtiene a partir de combustibles tradicionales o por medio de plasma a altas temperaturas. El intervalo de temperaturas de la gasificación oscila entre 800 y 1800°C. Este proceso es tan versátil que se puede alimentar con diferentes combustibles como carbón, coque de petróleo, basura seleccionada y biomasa (carbón vegetal, madera y residuos de madera) y múltiples residuos agrícolas (estopas de coco, pajas de cereal, cáscaras de arroz, entre otros). Por las diferencias químicas, físicas y morfológicas de los combustibles que se pueden alimentar, las exigencias del proceso son diferentes, para lo cual existen diferentes tecnologías de gasificación.

Para elegir la tecnología a utilizar se deben considerar las propiedades de los combustibles a alimentar, tales como: contenido energético, contenido de humedad, materias volátiles, contenido y composición de cenizas, reactividad, densidad aparente, tamaño de partícula y distribución por tamaño; cada una de estas características interviene directamente en el proceso. De acuerdo con la Organización Latinoamericana de Energía (OLADE, 1997), los procesos y equipos de gasificación se pueden clasificar de acuerdo con su fuente de energía, presión de operación del gasificador, movimiento

relativo de los gases y el combustible, régimen del flujo en el gasificador, la forma de cargar el combustible y descargar cenizas y clase de carburante utilizado.

Actualmente en México no existen empresas que operen con esta tecnología para tratar los RSU, tanto por la mala gestión que hasta la fecha tienen los residuos y a los elevados costos de operación (Blanco, 2008). A nivel mundial existen empresas que usan el proceso de gasificación de sus RSU para la obtención de gas de síntesis y su posterior aprovechamiento como energía, entre los países que ya han implementado esta tecnología a gran escala se encuentran Alemania, España, Suiza, Australia y Estados Unidos (Blanco, 2008).

3.1.3 Pirólisis

A la descomposición térmica de un material en ausencia de oxígeno se le denomina pirólisis. La descomposición se lleva a cabo por una compleja serie de reacciones químicas por intercambio de calor. La temperatura a la que se lleva a cabo este proceso comienza a 250°C y se completa alrededor de los 500°C, pero el intervalo de temperaturas comúnmente utilizadas oscila entre los 400 y 800°C (Colomer y Gallardo, 2007). En este proceso se presenta la generación de productos primarios y secundarios, cuya distribución depende de la temperatura a la que se realiza la pirólisis. Entre los productos primarios se encuentran:

- Gases.- compuestos principalmente de CO, CO₂, CH₄, C₂H₆ y pequeñas cantidades de hidrocarburos ligeros.
- Líquidos.- Mezcla de varios productos como cetonas, ácido acético, compuestos aromáticos, y otras fracciones más pesadas.
- Sólidos.- Residuo carbonoso, denominado en inglés “char” que puede ser utilizado como combustible o para producción de carbón activado (Manahan y Larsen, 1999).

Los productos secundarios, son precursores de sustancias útiles para diversos procesos industriales, entre los cuales se encuentran:

- Energía.- en forma de biogás, hidrocarburos líquidos y carbón (para combustión).
- Estériles.- principalmente compuestos inorgánicos libres de contaminantes (mejoradores de suelos).

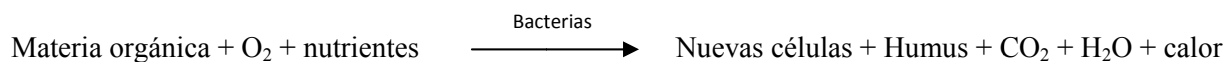
- Metales ferrosos y no ferrosos.
- Vidrio

Existen diversas tecnologías que se basan en la pirólisis, como es el caso de la termólisis, proceso que no sobrepasa los 500°C y que puede ser utilizado para procesar la fracción de rechazo (FDR) de los residuos, de tal forma que se cierre su ciclo de tratamiento (Blanco, 2008). El proceso de pirólisis aunque recientemente se ha mencionado como un proceso novedoso, en realidad se ha utilizado desde hace muchos años en la producción de carbón activado. Actualmente se realizan investigaciones para utilizar esta tecnología en el tratamiento de los RSU.

3.2 Procesos biológicos

3.2.1 Degradación aerobia

Dentro de los procesos biológicos el más común es la degradación aerobia o el compostaje, cuyo objetivo es la transformación de la materia orgánica en un material húmico estable conocido como composta, por medio de la acción de diversos microorganismos aerobios, como bacterias, hongos y actinomicetos, de acuerdo con la siguiente ecuación.



Si bien es cierto que el control de la degradación aerobia es más sencillo que el de la digestión anaerobia (Tchobanoglous *et al.*, 1994), se debe seguir un procedimiento para evitar el establecimiento de procesos anaerobios indeseables. Los principales usos de la composta son como mejorador de suelo en áreas verdes y en actividades agronómicas, para lo cual se ha perfeccionado un proceso que permite tener el control de las variables que afectan a la degradación aerobia.

Dentro del proceso de composta, hay diversas variables que se deben controlar para que la composta obtenida presente las características fisicoquímicas y microbiológicas deseadas con base en la normativa aplicable en cada país. Independientemente del arreglo que se elija para realizar el compostaje, estas variables son: tamaño de partícula, relación carbono-nitrógeno, humedad, pH, aireación, mezcla-volteo, temperatura y control de patógenos.

Los tipos de arreglos existentes son:

- 1) Pilas móviles
- 2) Pilas estáticas
- 3) Biorreactores

A pesar de que el compostaje es ampliamente conocido y aplicado en varios países de Europa, en México no ha tenido el mismo auge, debido principalmente por la mala calidad de la composta resultante cuya consecuencia es que no tiene buena aceptación en el mercado (Ayala y Meraz, 2009). Para procesar residuos orgánicos en el Distrito Federal existen 9 plantas de composta en operación con una capacidad aproximada de operación de 236 t/ día; sin embargo, solamente se están procesando 136 t/día. Dentro del programa de gestión integral de residuos sólidos para el Distrito Federal 2009-2014 se tiene como objetivo aumentar en 10% la fracción orgánica que se procesa en las plantas de composta, así como el estudio de la viabilidad y factibilidad de la implementación de una planta de composta regional.

3.2.2 Digestión anaerobia

Mientras que en la naturaleza la digestión anaerobia se ha llevado a cabo en forma natural por más de 3,500 millones de años para degradar la materia orgánica (Maltin, 2003) y es un proceso que se basa en una tecnología antigua en el mundo, actualmente ha tenido gran auge en las investigaciones para el aprovechamiento de la FORSU. Existe evidencia histórica que en algunas culturas antiguas como los asirios en el siglo 10 AC y los persas en la decimosexta centuria AC ya utilizaban este proceso para la producción de biogás, pero no fue hasta 1859 cuando se industrializó con la instalación de la primer planta en Bombay, India (Müller, 2007).

La degradación anaerobia de la materia orgánica es un proceso que se lleva a cabo en ausencia de oxígeno y en presencia de microorganismos anaerobios. La digestión anaerobia (DA) es consecuencia de una serie de interacciones metabólicas entre varios grupos de microorganismos, la cual ocurre en cuatro etapas principales: la hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis (Verma, 2002).

El biogás producido mediante la digestión de los residuos orgánicos puede ser utilizado directamente como combustible, o puede ser mejorado en calidad removiendo CO₂ y utilizado como combustible

para automóviles o para la producción de electricidad (Álvarez *et al.*, 2004). La composición de biogás puede variar dependiendo del sustrato y de las bacterias presentes, pero una composición típica es de 70% de metano, 25-30% de dióxido de carbono y 0.5% de sulfuro de hidrógeno y trazas de otros gases (Peters, 2007; Svensson *et al.*, 2005). En los últimos años el proceso de digestión anaerobia se ha presentado como una de las principales opciones para el manejo sustentable de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos gracias a su alta recuperación de energía y su limitado impacto al ambiente (Mata-Álvarez *et al.*, 2000).

3.2.2.1 Principios microbiológicos y bioquímicos

En la degradación anaerobia intervienen un gran número de microorganismos que utilizan en forma secuencial los productos metabólicos generados por cada uno (Molina, 2007). Para un mejor estudio y comprensión de la digestión anaerobia, diversos autores dividen al proceso en cuatro etapas: hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis (Álvarez *et al.*, 2004; Molina, 2007). Sin embargo sólo son dos grupos de bacterias las que llevan a cabo estas etapas, por lo que se puede manejar como un proceso de dos etapas principales, la acidogénesis y la metanogénesis. En la Figura 3.2 se observa una representación de los pasos que integran la digestión anaerobia. El primer paso es la hidrólisis de los grandes polímeros a sus monómeros, como son los azúcares, aminoácidos, péptidos y ácidos grasos, que pueden ser aprovechados por las bacterias en la etapa de acidogénesis, formándose productos intermedios como propionato, butirato e hidrógeno. Los ácidos grasos resultantes de la etapa de acidogénesis son convertidos a acetato durante la acetogénesis, el cual es utilizado como sustrato para las bacterias acetotróficas y el CO₂ y el H₂ utilizado por las bacterias hidrogenofílicas, en ambos casos para la producción de metano.

Hidrólisis.- El primer grupo de bacterias que actúa en la digestión anaerobia son las bacterias acidogénicas quimiorganótrofas heterótrofas facultativas y/o anaerobias, las cuales transforman la materia orgánica en ácidos grasos volátiles. Como primer etapa de su catabolismo requieren hidrolizar las grandes moléculas, debido a que éstas no pasan por su pared celular si no están disueltas (López, 1998). La hidrólisis es la etapa en la cual las exoenzimas de los microorganismos acidogénicos rompen los enlaces de los polímeros orgánicos como los hidratos de carbono, proteínas y grasas para obtener sus unidades más pequeñas tales como azúcares, ácidos grasos y aminoácidos. Las enzimas que interfieren en esta etapa son principalmente celulasas, proteasas y lipasas.

Si el sustrato se encuentra disuelto es fácilmente aprovechado por las bacterias y es por eso que gran parte de las investigaciones estudian y modelan la cinética de la acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis. Sin embargo, esto no sucede en el caso de los residuos sólidos y es necesario incluir la hidrólisis en el modelo cinético (Mata-Álvarez, *et al.*, 2000). La hidrólisis es considerada la etapa limitante en el proceso de digestión anaerobia de la FORSU debido a la diversidad física y química de las sustancias que la componen, lo que provoca que haya un mayor grado de dificultad para las bacterias acidogénicas al momento de llevar a cabo la hidrólisis. Ésta es la razón por lo cual esta etapa ha tenido especial atención de parte de los investigadores (Mata-Álvarez *et al.*, 2000).

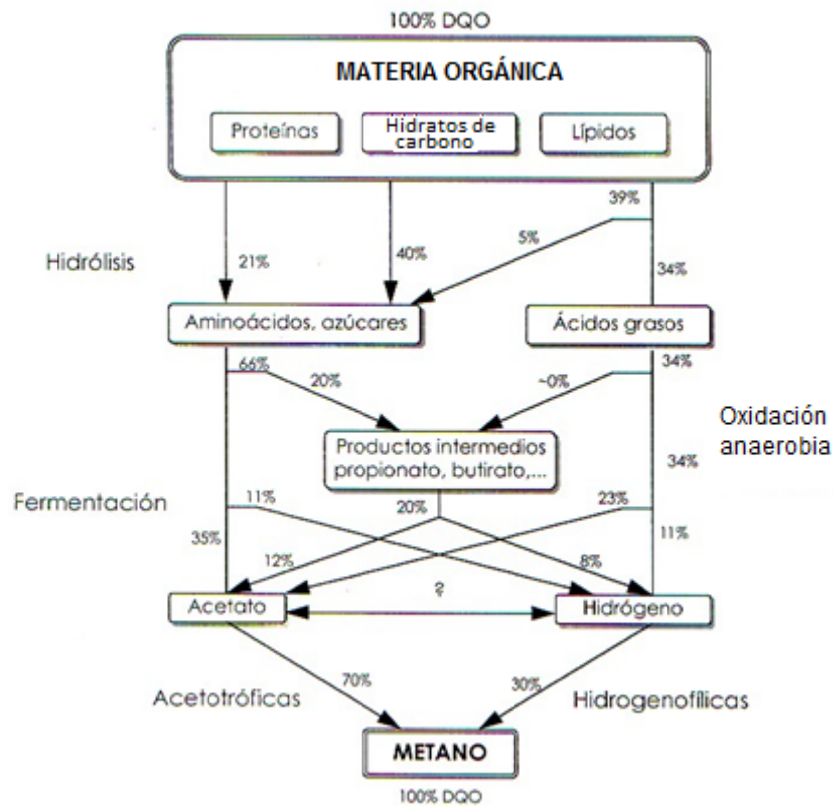


Figura 3.2 Etapas de la digestión anaerobia. Fuente: Gujer y Zehender, 1983 (modificado).

Acidogénesis.- Los productos de la hidrólisis, los cuales ya pueden atravesar las paredes celulares son utilizados por los mismos microorganismos en una segunda y tercera etapa de su catabolismo en las cuales se generan ácidos grasos volátiles, aldehídos, alcoholes, agua, hidrógeno y dióxido de carbono. Entre las principales bacterias acidogénicas se encuentran los géneros *Pseudomonas*, *Flavobacterium*, *Alcaligenes*, *Escherichia* y *Aerobacter* (López, 1998)

Acetogénesis.- Es la etapa en la cual los productos de la acidogénesis, diferentes al ácido acético, son convertidos a ácido acético, el cual puede ser utilizado en la siguiente etapa de la digestión anaerobia, por las bacterias metanogénicas.

Metanogénesis.- Este proceso es realizado por el reino Archea a partir de un limitado número de compuestos como el propionato, el formiato, el H_2/CO_2 , el metanol y principalmente por el acetato. En esta etapa intervienen dos grupos de bacterias metanogénicas: en primera instancia las bacterias metanogénicas quimiorganótrofas heterótrofas utilizan como fuente de carbono compuestos orgánicos, mismos que obtienen de las etapas previas de la digestión anaerobia (acidogénesis y acetogénesis), obteniendo como productos de su catabolismo al CH_4 y al CO_2 en una relación 1:1 y, en segundo lugar, las bacterias metanogénicas quimiolitótrofas autótrofas que requieren como fuente de carbono al CO_2 y al H_2 mismos que obtienen del desecho de las quimiorganótrofas que actuaron en primera instancia, logrando de esta forma incrementar el contenido de metano en el biogás. Ambos grupos de bacterias son anaerobias y la más mínima presencia de oxígeno puede llegar a inhibir su desarrollo. Las bacterias metanogénicas más estudiadas pertenecen a los géneros *Methanobacterium*, *Methanosarcina*, *Metanosaeta* y *Methanococcus* (Demirel y Yenigün, 2002).

3.2.2.2 Factores que influyen en la digestión anaerobia

Los parámetros operacionales más relevantes de la digestión anaerobia son: la temperatura (digestión mesofílica y termofílica), el contenido de humedad (digestión húmeda o seca), característica del sustrato (digestión simple o co-digestión), pH, relación de nutrientes y configuración del reactor (digestión de una etapa y dos etapas) y los cuales de no ser controlados, pueden inhibir alguna de las etapas del proceso (de Baere *et al.*, 2010).

Temperatura.- La digestión anaerobia se puede llevar a cabo bajo tres condiciones: mesofílicas, termofílicas y psicofílicas (Álvarez *et al.*, 2004), pero con la temperatura, la viscosidad y la tensión superficial se ven afectadas y con esto la transferencia de masas y la velocidad de degradación. Los mejores resultados se han reportado trabajando bajo condiciones mesofílicas y termofílicas, debido a que bajo condiciones psicofílicas la hidrólisis es más lenta y la presencia de material complejo o particulado puede constituir un inconveniente en el proceso de degradación (Mahmoud *et al.*, 2003). La etapa de metanogénesis también se ve afectada a bajas temperaturas, reportándose disminuciones de 78% en la velocidad de producción de biogás al disminuir la temperatura de 27 a 10°C (Agrawal *et al.*,

1997). Por último a temperaturas bajas los compuestos gaseosos son más solubles, se aumenta la viscosidad de los líquidos y la cinética se vuelve más lenta que en condiciones mesófilas (Lettinga *et al.*, 2001) y Nedwell (1999) reporta una disminución de afinidad de los microorganismos por el sustrato en condiciones psicrófilas.

Por las limitantes presentadas en condiciones psicrófilas, la digestión anaerobia es operada típicamente bajo dos intervalos de temperatura, mesófila (35-40°C) y termófila (50-55°C). Aún cuando el intervalo termófilo es más eficiente y logra la destrucción de patógenos, diversos procesos operan bajo condiciones mesófilas por ser un proceso más estable, con menor requerimiento energético y que es menos susceptible a la toxicidad por amoníaco cuando el sustrato tiene altas cantidades de nitrógeno. Por lo anterior, en Europa el 68% de las plantas instaladas a escala industrial operan bajo condiciones mesófilas (de Baere *et al.*, 2010).

pH.- Los microorganismos trabajan bajo ciertas condiciones específicas, entre las cuales se puede destacar la influencia del pH, debido a que la mayoría de los microorganismos tienen regiones óptimas de pH y con una mínima variación se puede ver inhibida su actividad, por lo tanto cada fase de la digestión anaerobia presenta un pH óptimo por la comunidad bacteriana involucrada, aunque en términos generales el proceso de digestión anaerobia se opera en un intervalo neutro para favorecer el desarrollo de las bacterias metanogénicas.

En el caso de desear favorecer la fase de hidrólisis-acidogénesis, se puede operar a pH inferiores (5-5.5), y depende del sustrato utilizado. Así, para celulosa comercial, se han reportado pH óptimos entre 5.2 y 6 (Chyi y Levine, 1992), para lodos primarios y secundarios de 6.8 (Perot *et al.*, 1998) y para gelatina se han hallado efectos favorables a pH cercanos a 6 (Yu y Fang, 2003). Las bacterias metanogénicas se ven inhibidas a pH menores de 6.

Nutrientes.- Todos los microorganismos tienen requerimientos nutricionales necesarios para que efectúen sus actividades de desarrollo y reproducción, estos requerimientos son tanto macro y micro nutrientes. Los macronutrientes hacen referencia al contenido de carbono, fósforo, nitrógeno, oxígeno, hidrógeno y azufre, siendo los tres primeros nutrientes primarios y de los cuales es necesario mantener una relación acorde con las necesidades de las bacterias.

Los micronutrientes se refieren a los elementos traza que también son necesarios para el metabolismo de las bacterias, pero no todos son imprescindibles entre los micronutrientes se encuentran: níquel, cobalto, magnesio, zinc, molibdeno, cobre, vanadio, boro y vitaminas (Burgess *et al.*, 1999). Cuando los microorganismos se encuentran en condiciones ambientales y nutricionales adecuadas, son capaces de generar la energía necesaria para sustentar su desarrollo y en el caso de estar limitados de nutrientes, y en condiciones ambientales modificadas (presión osmótica, temperatura, pH, etc.), las bacterias modifican su comportamiento mediante diferentes mecanismos, que les permiten redireccionar sus rutas metabólicas con el fin de evitar una perturbación estructural o metabólica (Porrier, 2006). Los posibles efectos derivados de las limitaciones nutricionales se presentan en la Tabla 3.2.

Tabla 3.2 Efectos derivados de la limitación de nutrientes

Nutriente limitante	Acción
Carbono-energía	Disminución de la fuente de carbono para la biosíntesis o energía
Nitrógeno o azufre	Inhibición de las síntesis de proteína
Fósforo	Reducción de la síntesis de ácidos nucleicos y/o producción de energía
Magnesio o potasio	Reducción de la síntesis de ácidos nucleicos o pared celular y/o estructura de la membrana o permeabilidad

Fuente: Cooney et al., 1976

Contenido de humedad.- En cuanto a la digestión húmeda o seca, ambos procesos presentan ventajas y desventajas, tanto del punto de vista de proceso como de costos de los equipos, debido a que las características en cuanto a la operación y manejo del sustrato si la digestión se lleva vía húmeda o seca son diferentes. Vía seca los costos de los equipos disminuyen por requerir equipos de menor tamaño, pero la digestión vía húmeda logra un mejor mezclado en el reactor, disminuye los tiempos de reacción y el costo de los equipos de bombeo del sustrato (de Baere *et al.*, 2010).

Configuración De las transformaciones implicadas en la biometanización de los residuos orgánicos, de manera general, se pueden dividir en dos etapas principales: 1) hidrólisis, acidificación y licuefacción de una parte importante de los residuos (Sanders *et al.*, 2000; Von Münch y Greenfield, 1998) y, 2) transformación a metano de los ácidos grasos volátiles, hidrógeno y dióxido de carbono producidos en la etapa anterior (De Baere, 2000). Debido a que las características de desarrollo de los

microorganismos que actúan en cada una de las etapas son muy diferentes entre sí, diversos procesos han desarrollado las dos etapas por separado para optimizar las condiciones de cada fase (Ince, 1998).

En el proceso de una etapa el balance de ambos grupos de microorganismos es delicado debido a sus diferencias fisiológicas, necesidades nutricionales, cinética de crecimiento y sensibilidad a las condiciones ambientales (Demirel y Yenigün, 2002). Por estos problemas en el sistema de una etapa Pohland y Ghosh (1971) fueron los primeros en proponer un sistema de dos etapas (ácido-formadores y metano-formadores), en las cuales se daban las condiciones ambientales óptimas para cada grupo de microorganismos, logrando mejorar el control y la estabilidad del proceso (Demirel y Yenigün, 2002)

3.2.2.3 Procesos tecnificados

La cantidad de residuos orgánicos tratados por medio de digestión anaerobia a gran escala ha mostrado un crecimiento significativo en Europa durante las últimas dos décadas, de acuerdo con de Baere *et al.* (2010). Entre 1991 y 2010, se han instalado 184 plantas industriales para la digestión de residuos orgánicos. Esta alternativa de tratamiento para la fracción biodegradable de los residuos sólidos domiciliarios toma auge a principio de la década de 1990 (Comett-Ambriz, 2005), alcanzando para el año 2001 una capacidad instalada total de 1,000,000 de toneladas, solamente de residuos biodegradables e incrementando para el 2010 a casi 6,000,000 de toneladas (de Baere *et al.*, 2010).

Actualmente dentro de la Unión Europea, Alemania es el principal proveedor de tecnologías y España es el país con la mayor capacidad de procesamiento biológico de residuos sólidos orgánicos para la producción de biocombustibles (Archer *et al.*, 2005). En contraste, en México aún no se ha desarrollado la tecnología necesaria para implementar la digestión anaerobia de la fracción orgánica de los residuos sólidos como opción de tratamiento y para producción de biogás. Esta alternativa de tratamiento para los residuos es atractiva ya que permite la recuperación de energía, en forma de metano, además de permitir la reducción del volumen de residuos que se envían a rellenos sanitarios, así como la destrucción de organismos patógenos aerobios (Vikas *et al.*, 2001).

Existen diferentes procesos ya desarrollados y en operación para la digestión anaerobia como son: Kompogas, RefCom, SEBAC, Biocel, Linde BRV, Linde KCA, Biostab, Valorga, Dranco y BTA. De todos ellos, los más relevantes son los últimos tres y en seguida se da una descripción general de sus condiciones de operación y situación actual.

Proceso Valorga.- La empresa Valorga de origen francés instaló la primera planta de digestión anaerobia en Amiens, Francia, con una capacidad instalada de 55,000 toneladas métricas al año. El proceso se desarrollaba bajo condiciones secas (30 a 35% de sólidos totales) en 3 digestores de 2,400m³ cada uno. La planta cuenta con un sistema de clasificación de materiales, para que sólo la fracción orgánica entre al sistema, aunque cabe mencionarse que esta práctica ya no es necesaria debido a la legislación europea que exige la separación de los residuos *in situ*.

Para 1991 se instaló otra planta con esta tecnología en Tahití con capacidad de 50,000 t/año y se construyó una tercera planta en los países bajos con una capacidad de 52,000 t/año para residuos clasificados. Actualmente se está trabajando en la implementación del complejo de biometanización de Valdemingómez, Madrid, bajo el proceso Valorga con una capacidad instalada de 110,000 t/año, pero no hay información acerca de si ya está en operación. El proceso Valorga funciona en 7 países europeos: España, Suiza, Alemania, Países Bajos, Bélgica, Italia y Francia (de la Cruz, 2005).

Especificaciones del proceso

- Proceso de una sola etapa
- Sistema de recirculación de biogás para inducir mezclado vertical
- Tiempo de residencia de 18-25 días
- Eficiencia de producción de 99 m³/t de RSU sin clasificar y de 146 m³/t de FORSU
- Alimentación de 25-35% de sólidos
- Los lixiviados se usan para la alimentación del digestor.
- El residuo sólido es secado y vendido como composta
- Producción anual de biogás de 5.5 millones de m³
- Opera bajo condiciones mesofílicas.

Proceso Dranco.- Es un proceso que deriva del proceso Valorga. Su nombre se debe a sus siglas en inglés “Dry Anaerobic Composting”. La primera planta instalada fue en la ciudad de Brecht, Bélgica, en 1992 con una capacidad de 10,500 t/año de residuos clasificados. El proceso Dranco actualmente cuenta con aproximadamente 17 plantas en operación distribuidas en Europa y Asia (Jornada Técnica sobre Residuos, 2009).

Especificaciones del proceso

- Proceso de una sola etapa

- Se alimenta mediante bombas de desplazamiento positivo
- Tiempo de residencia de 14 a 30 días
- Alimentación de 15-40% de sólidos
- Producción anual de biogás de $6 \text{ m}^3/\text{m}^3$ del digestor de residuos
- Opera bajo condiciones termofílicas
- Reactor no mezclado
- Rendimiento de 100 a 200 m^3/t

Proceso BTA.- La primera planta con el proceso BTA fue instalada en Helsingor, Dinamarca, a finales de 1991 y es un proceso desarrollado en Alemania que se distingue por ser un proceso de vía húmeda de dos etapas (hidrolítica y metanogénica). En esta tecnología se hace un tratamiento previo de los residuos sólidos antes de ser alimentados al reactor hidrolítico, por medios mecánicos, térmicos y químicos. Actualmente las plantas que operan con procesos BTA se ubican en Alemania, Bélgica, Dinamarca, España e Italia (BTA, 2007; Fernández, 2008).

Especificaciones del proceso

- Opera vía húmeda
- La alimentación se hace con un contenido del 10 al 15% de sólidos
- Consta de dos etapas de digestión; la hidrolítica y la metanogénica.
- Se auxilia de “*pulpers*” para ajustar el porcentaje de sólidos y asegurar que sólo se alimente la fracción orgánica
- Opera bajo condiciones mesofílicas
- Reactor hidrolítico con mezcla
- Reactor de metanogénesis de biomasa inmovilizada
- Tiempo de residencia hidráulica para cada uno de los reactores es de 7 días

4. PRETRAMIENTOS PARA MEJORAR LA HIDRÓLISIS

Debido a que la hidrólisis es la etapa que limita el proceso de digestión anaerobia, se han probado diversos pretratamientos para contrarrestar esta limitante y acelerar la hidrólisis de sustratos complejos y, en consecuencia, la solubilización (Romero *et al.*, 2010). Diversos estudios se han centrado en el pretratamiento de sustratos con contenido de hidratos de carbono, proteínas y/o lípidos con baja biodegradabilidad, previamente a ser sometidos a tratamientos biológicos debido a los efectos que pueden tener estos compuestos sobre el proceso (velocidad de hidrólisis, producción de biogás, tiempo de residencia hidráulica). Vidal *et al.* (2000) reportan que la biodegradabilidad anaerobia de aguas residuales de la industria de lácteos es más lenta por el alto contenido de grasas.

Algunos de los métodos de pretratamiento que han sido estudiados son: térmico, químico, ultrasónico, mecánico y biológico (Izumi *et al.*, 2010; Mata-Alvarez *et al.*, 2000), de los cuales se han obtenido buenos resultados para favorecer la solubilización del sustrato.

4.1.- Pretratamientos físicos

La reducción del tamaño de partícula del sustrato tiene dos efectos: primero, si el sustrato tiene alto contenido de fibra y baja degradabilidad, la trituración del sustrato aumenta la producción de biogás; segundo, se puede lograr una digestión más rápida. Lo anterior se debe a que al disminuir el tamaño de partícula se aumenta el área superficial disponible para los microorganismos, lo que resulta en un aumento en la disponibilidad de alimento para las bacterias, por lo tanto incrementa la biodegradabilidad (Mshandete *et al.*, 2006).

Kim *et al.* (2000) reportaron que el coeficiente de velocidad máximo de la reacción (k) se duplicó al utilizar el sustrato a un tamaño de partícula de 1.02 mm en vez de 2.14 mm. Izumi *et al.* (2010) trabajaron con tamaños de partícula de 0.888 a 0.393 mm reportando solubilidad (relación entre DQO disuelta con la DQO total) de 28% a 40%, respectivamente. En este estudio, la digestión anaerobia se efectuó en una etapa provocando un aumento en la producción de AGV y la posterior inhibición de la metanogénesis, por lo que el efecto del tamaño de partícula no pudo ser evaluado por producción de biogás.

4.2 Pretratamientos térmicos

Li y Noike (1992) estudiaron el efecto de someter lodos activados a diferentes temperaturas en el intervalo de 62 a 175°C durante diferentes tiempos desde 15 hasta 120 min, obteniendo el mejor resultado en términos de aumento en la producción de biogás (el doble que el control) y remoción de DQO (más del 60%) a 175°C y 60 minutos. Otros estudios también se han enfocado en los lodos activados al ser menos biodegradables que los lodos primarios (Perez *et al.*, 2010), obteniéndose resultados que indican que someter los lodos a tratamiento térmico puede llegar a aumentar la producción de biogás o metano hasta en un 90% con un pretratamiento a 170°C durante 60 min (Tanaka *et al.*, 1997) y de tan sólo un 26% sometiéndolos a 70°C durante 7 días (Gavala *et al.*, 2003). Bougrier *et al.* (2008) muestran en su trabajo que a 95°C se puede aumentar la solubilización de los lodos en un 10%, mientras que a 190°C puede aumentarse por encima del 50%.

La aplicación de tratamientos térmicos en la fracción orgánica de residuos sólidos ha sido poco documentada y no se han encontrado trabajos de investigación enfocados a su aplicación como pretratamiento para mejorar la producción de biogás.

4.3 Pretratamientos químicos

Según Lefebvre *et al.* (1998) la aplicación de NaOH puede aumentar la relación entre la DQO disuelta con la DQO total y además reducir el contenido de sólidos volátiles del sustrato durante un proceso de digestión anaerobia. Karlsson (1990) reporta una reducción del 28% en los lípidos de los lodos finales al aplicar diversos pretratamientos ácidos (HCl) y alcalinos (NaOH y Ca (OH)₂) a residuos de lodos activados.

Massé *et al.* (2001) trabajaron con la aplicación de pretratamiento alcalino en las grasas de aguas residuales de aves de corral. Adicionando de 2-16 g/l de NaOH al agua residual no se vio efecto en el aumento de la DQO disuelta, únicamente se obtuvo una reducción en el tamaño de partícula (al 73% del tamaño inicial) con la adición de 6-12 g NaOH/l.

Se han efectuado diversos estudios aplicando reactivos químicos en combinación con otros tratamientos. Romero *et al.* (2010) reportan que a 160°C, 6.5 bar de presión y la adición de NaOH en una concentración de 3 g/l durante 30 minutos, aumenta hasta en 180% la DQO en el lixiviado resultante del pretratamiento, mientras que a 180°C y 200 °C el aumento de la DQO soluble ya no es significativo. Fernández-Güelfo *et al.* (2011) obtuvieron incrementos de hasta 246% en la DQO disuelta al someter la FORSU a 180°C, 5 bar de presión y la adición de 3 g/l de NaOH. Ma *et al.* (2010) aplicaron diversos pretratamientos a residuos de pollo logrando aumentos de 32% en la solubilidad con respecto a su control al someter los residuos a un pretratamiento con ácido clorhídrico y a 120°C y un 20% de aumento al someterlos únicamente a 120°C.

López y Espinosa (2007) reportan en su trabajo que la adición de 70 meq/l (2.6 g/l) de Ca(OH)₂ a la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos logra aumentar un 47% la DQO soluble. Este aumento se traduce en un 13% de aumento en la solubilidad del sustrato con el cual se logró un incremento del 172% en la producción de biogás al someterlo a un proceso de digestión anaerobia.

4.4. Pretratamientos enzimáticos

Como se mencionó en la descripción de la hidrólisis, las encargadas de hidrolizar las moléculas del sustrato son las enzimas extracelulares presentes en las bacterias acidogénicas. Las enzimas son catalizadores biológicos, proteínas que tienen la capacidad de acelerar ciertas reacciones químicas (Montes y Magaña, 2002) y que tienen un alto grado de especificidad, lo que significa que únicamente se unen a ligandos específicos (sustratos) mediante sitios activos. En algunos casos la función de las enzimas depende de componentes no proteicos llamados cofactores que puede ser un ión metálico o una molécula orgánica (coenzima) (Lehninger *et al.*, 2005). Las exoenzimas para la degradación de polímeros atacan en los extremos reductores de la molécula, liberando monómeros o dímeros de modo secuencial (Moore, 1998).

Las enzimas se clasifican en 6 grupos de acuerdo con la reacción que catalizan (Lehninger *et al.*, 2005):

1. Oxidorreductasas.- Oxidan o reducen sustratos
2. Transferasas.- Movilizan las moléculas de un sustrato a otro.
3. Hidrolasas.-Forman dos productos a partir de un único sustrato mediante hidrólisis, acoplado un átomo de hidrógeno del agua a un componente y el grupo hidroxilo a otro.
4. Isomerasas.- Cambian la configuración isomérica de una molécula.
5. Liasas.- Rompen los enlaces carbono-carbono formando dos productos más simples en el que, a diferencia de las hidrolasas, el agua no interviene.
6. Ligasas.- Forman nuevos enlaces. El ATP proporciona la energía.

En el proceso de digestión anaerobia las enzimas que actúan son las hidrolasas en la etapa de hidrólisis/acidificación para romper los polímeros que constituyen el sustrato. Existen procesos que usan estas enzimas en la hidrólisis de residuos lignocelulolíticos para la obtención de azúcares fermentables y su posterior uso para la producción de biocombustibles como el bioetanol y el biohidrógeno. Sin embargo existen muy pocos reportes del uso de estos pretratamientos para la producción de metano (Gómez, 2008).

Massé *et al.* (2001) utilizaron 3 enzimas comerciales para la hidrólisis de las grasas de aguas residuales de aves de corral. Utilizaron las enzimas lipasas: lipasa pancreática PL-250, lipasa bacteriana LG-1000 y lipasa vegetal EcoSystem plus. Los mejores resultados los obtuvieron con la enzima lipasa pancreática PL-250 al observarse una reducción al 60% del tamaño inicial de las partículas de grasa del agua residual.

Entre los estudios que se han realizado acerca de la aplicación de enzimas comerciales para mejorar la hidrólisis de sustratos complejos y la posterior producción de ácidos grasos volátiles y/o metano se tienen reportes de Rintala y Ahring (1994) quienes determinaron el efecto de la adición de tres enzimas por separado (mezcla de xilanasa y celulasa, proteasa y lipasa) y en mezcla a residuos sólidos domiciliarios, aplicándolos a una prueba de actividad específica de metano. Los resultados reportan que únicamente con la adición de 0.5 ml/kg SV de proteasa se obtuvo un incremento del 11% de metano con respecto del control, mientras que las pruebas restantes no mostraron diferencias significativas al control. Sonkaya *et al.* (2001) reportaron aumentos de 7 al 14% en la producción de

biogás con granos de trigo al someterlos previamente a la acción de tres enzimas (celulasa, amilasa y proteasa).

Romano *et al.* (2009) realizaron diversas pruebas para analizar el efecto de las enzimas Novozyme 342 (celulasa y hemicelulasa) y Novozyme 188 (glucosidasa) en mezcla con la enzima Celuclast 1.5L (celulasa) sobre pasto de trigo. El experimento se realizó con tres configuraciones diferentes: adicionando la enzima Novozyme 342 al reactor en un proceso de una etapa, utilizando la enzima Novozyme 342 como pretratamiento y posteriormente efectuando la digestión en una etapa. Por último, adicionaron las enzimas Novozyme 188 y Celuclast 1.5L en el reactor de hidrólisis/acidogénesis en un sistema de dos etapas. Los mejores resultados se lograron en el sistema de dos etapas con la adición de la mezcla de enzimas Novozyme 188 con Celuclast 1.5L aumentando la producción de metano en 38% con respecto al control, seguida del sistema en una etapa aplicando la enzima Novozyme 342 como pretratamiento con un aumento del metano producido del 7% y no en acción sinergista con el inóculo, cuya prueba no mostró resultados favorables.

Gómez (2008) trabajó con pretratamientos químicos y enzimáticos sobre paja de avena, obteniendo una mayor remoción de celulosas en un 68% con el pretratamiento enzimático y de 85% de remoción de hemicelulosas con el tratamiento ácido el mayor porcentaje de remoción de lignina se logró con el tratamiento alcalino con un 51%.

De acuerdo con la composición reportada por Jansen *et al.* (2004), los residuos que ellos emplearon tienen es 14.54% de celulosa, 16.46% proteínas, 13.32% almidones, 14.23% grasas, 8.24% azúcares y 13.19% de cenizas. Para hidrolizar estos sustratos se requieren las enzimas hidrolíticas: celulasas, lipasas, amilasas y proteasas.

Celulasa.- Enzima capaz de hidrolizar celulosa, compuesto presente en la estructura de los vegetales, el cual es un polisacárido formado por unidades de anhidro-glucosa que se mantienen unidas mediante enlaces β -1,4 glucosídicos. La configuración β permite a la celulosa formar cadenas largas y lineales que se encuentran unidas con otras cadenas mediante enlaces hidrógeno intramolecular, formando una estructura cristalina y organizada, difícilmente hidrolizable (Ljungdahl y Eriksson, 1985). La acción enzimática de la celulasa es secuencial y requiere la acción sinergista de un grupo de celulasas que presentan diferentes sitios de enlace debido a la naturaleza compleja de la molécula de celulosa (Lee,

1997). El sistema de celulasa típico incluye tres tipos de enzimas: la endo- β -1,4-glucanasa (Cx), la exo- β -1,4-glucanasa (C1) y la β -1,4-glucosidasa (Cb) (Palmqvist y Hahn-Hägerdal, 2000).

Amilasa.- Enzima que hidroliza al almidón, polisacárido presente en vegetales y principalmente en semillas de cereales y tubérculos. La enzima actúa sobre el almidón hidrolizando los enlaces glucosídicos α -(1,4) y/o α -(1,6). El producto comercial se integra de una mezcla de enzimas, siendo las dos más importantes la α -amilasa y la β -amilasa. Todas las α -amilasas son endoenzimas, lo cual implica que únicamente atacan los enlaces internos α -1,4 glucosídicos convirtiendo el almidón en glucosa, maltosa, maltotriosina y sobre todo α -dextrinas. Mientras que la β -amilasa actúa sobre los extremos no reductores de la amilosa, amilopectina o glicógeno, hidrolizando enlaces glucosídicos alternantes, produciendo formas β -anoméricas de maltosa; también se produce glucosa y maltotriosa (Vargas, 2002).

Proteasa.- Las proteasas hidrolizan a las proteínas. Las proteínas están principalmente constituidas por una cadena polipeptídica sin ramificar formada por L- α -aminoácidos unidos por enlaces amida entre el α -carboxilo de un extremo y el α -amino del siguiente (Fersht, 1980). Las enzimas proteolíticas o proteasas se clasifican en cuatro grupos con base en su mecanismo de acción: a) serina-proteasa; b) aspártico-proteasa; c) sulfhidril-proteasa o cisteína-proteasa y d) metalo-proteasa. El mecanismo de acción de las proteasas consiste en hidrolizar enlaces peptídicos y según el tipo de enzima, la acción puede ser sobre los enlaces internos de la cadena polipeptídica (endopeptidasas) o en los enlaces de aminoácidos situados en los extremos NH_2 o CHOO (exopeptidasas) (Devlin, 2004).

Lipasa.- Las lipasas son enzimas que hidrolizan los enlaces ésteres en los triglicéridos con la consecuente producción de ácidos grasos libres y glicerol en las reacciones lipolíticas. Son activas únicamente si son adsorbidas en una interfase oleo-acuosa (Alcántara y Sinisterra, 2008). Las lipasas pueden ser específicas y no específicas; dentro de las específicas se encuentran las lipasas 1,3-específicas que conducen al 2-acil-monoglicéridos y las lipasas 2-específicas de las cuales se obtienen 1,3-diglicéridos, mientras que las lipasas no específicas hidrolizan todas las posiciones del triglicérido (Alcántara y Sinisterra, 2008). Comercialmente existen diversas lipasas con diferentes secuencias de aminoácidos y diferentes tamaños, pero en todos los casos el plegamiento de las lipasas corresponde al modelo α/β hidrolasa. El plegamiento incluye la triada típica de las lipasas (serina, histidina, y ácido glutámico o aspártico), así como un hueco en donde encaja un oxianión.

5. METODOLOGÍA

La metodología propuesta está encaminada a lograr una mayor eficiencia en el aprovechamiento de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU) en un proceso de digestión anaerobia, mediante la aplicación de enzimas comerciales (pretratamiento enzimático). Con esto se busca mejorar la hidrólisis de una muestra de la fracción orgánica de los residuos sólidos de la Ciudad de México para, de esta forma, aumentar su solubilidad y en consecuencia su biodisponibilidad en el proceso de digestión anaerobia.

La experimentación constó de 5 etapas esquematizadas en la Figura 5.1. La primera etapa incluyó la obtención y almacenamiento de la muestra que fue sometida a los tratamientos de lixiviación y de adición de enzimas (color azul). Esta muestra se obtuvo de realizar un muestreo en las trece estaciones de transferencia de la Ciudad de México. En la segunda etapa (color rojo) se buscó conocer la composición de la FORSU mediante la determinación de diferentes parámetros que permitieron conocer su potencial para ser aprovechada en el proceso de digestión anaerobia. En la tercera etapa (color verde), como método para determinar el grado de disolución de la FORSU sin la aplicación del pretratamiento, se propusieron seis tratamientos de lixiviación, buscando conocer cuál disolvía la mayor cantidad de nutrientes y sólidos. La cuarta etapa (color anaranjado) correspondió al pretratamiento enzimático en la cual se adicionaron enzimas comerciales y se caracterizaron de las fases resultantes (lixiviado y bagazo). En la última etapa (color rosa) las fases resultantes del pretratamiento enzimático fueron sometidas a un proceso de metanogénesis para cuantificar la mejora en la hidrólisis de los sólidos de la FORSU mediante la determinación del metano generado. En los siguientes subcapítulos se realiza una descripción a detalle de cada una de las etapas.

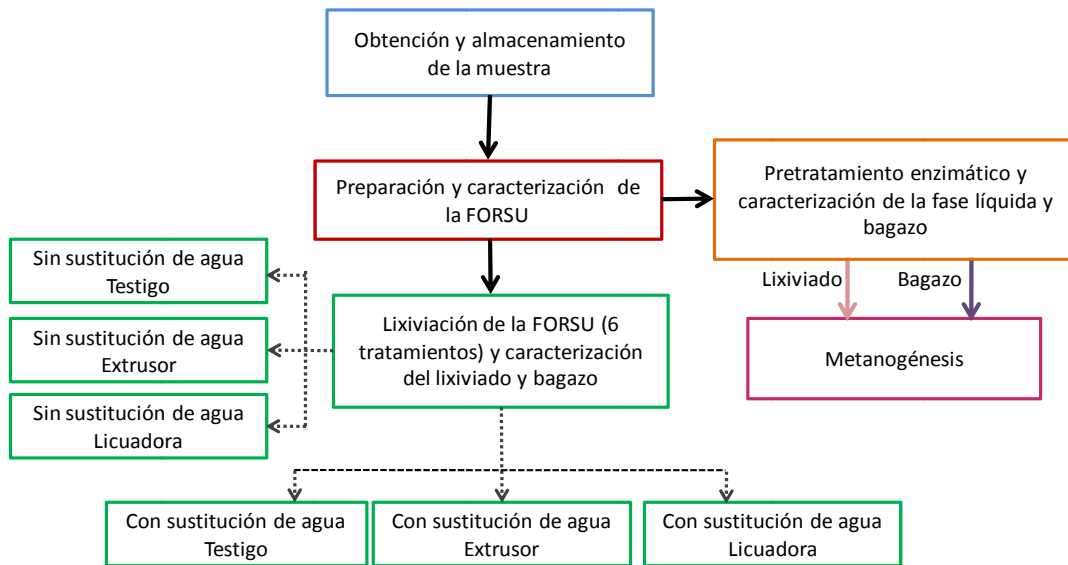


Figura 5.1 Esquema metodológico de la experimentación.

5.1 Obtención y almacenamiento de la muestra

El estudio toma como base el aprovechamiento de la FORSU generada en la Ciudad de México, por lo que es necesario obtener una muestra representativa de toda la ciudad, lo cual obligó a realizar el muestreo en cada una de las estaciones de transferencia que existen en el Distrito Federal (Tabla 5.1) desde las cuales se transportan los residuos a las plantas de selección y al relleno sanitario de Bordo Poniente. El muestreo se basó en la norma mexicana NMX-AA-015-1985 por el método de cuarteo y la clasificación de los subproductos en la norma NMX-AA-022-1985, la cual clasifica las fracciones en 26 componentes. Ya separadas las fracciones se realizó el pesaje de cada una para conocer su composición en masa.

Tabla 5.1 Estaciones de transferencia de la Ciudad de México.

<i>Xochimilco</i>	<i>Coyoacán</i>
<i>Venustiano Carranza</i>	<i>Azcapotzalco</i>
<i>Tlalpan</i>	<i>Álvaro Obregón</i>
<i>Milpa Alta</i>	<i>Iztapalapa 1</i>
<i>Miguel Hidalgo</i>	<i>Iztapalapa 2</i>
<i>Gustavo A. Madero</i>	<i>Benito Juárez</i>
<i>Cuauhtémoc</i>	

Fuente: PGIRSDF 2009

En la Tabla 5.2 se muestran los 26 componentes en los que se clasifican los RSU de los cuales se resaltan aquellos que compusieron la muestra de la FORSU que se utilizó durante el presente trabajo, considerando a estos compuestos como la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos. La determinación *in situ* de la densidad de los residuos sólidos urbanos, y de la FORSU se realizó de acuerdo con la norma NMX-AA-019-1985.

Tabla 5.2 Clasificación de los residuos sólidos urbanos (RSU)

1. Algodón	14. Material de construcción
2. Cartón	15. Material ferroso
3. Cuero	16. Material no ferroso
4. Trapo	17. Papel
5. Envase de cartón encerado	18. Pañal desechable
6. Fibra dura vegetal (esclerénquima)	19. Plástico rígido y de película
7. Residuo fino (todo material que pase la criba M 2.00)	20. Poliuretano
8. Fibras sintéticas	21. Poliestireno expandido
9. Hueso	22. Residuos alimenticios (incluye todo residuo de fácil biodegradación)
10. Hule	23. Residuos de jardinería
11. Lata	24. Vidrio de calor
12. Loza y cerámica	25. Vidrio transparente
13. Madera	26. Otros

Fuente: NMX-AA-022-1985

5.2 Preparación y caracterización de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos

Para obtener una muestra representativa de la FORSU de la Ciudad de México (para el periodo estacional de otoño-invierno) se consideraron las cantidades totales que llegan por mes a las estaciones de transferencia obtenidas del inventario de residuos sólidos y con los resultados de los muestreos se determinó la fracción orgánica que llegó a cada estación. De esta manera se obtuvo la masa mensual de FORSU generada en el DF por estación y la suma representó el 100%.

De acuerdo con Burgess *et al.* (1999) y Schlegel (1997), uno de principales factores que afectan el metabolismo de las bacterias es la presencia y relación de nutrientes en el sustrato; por lo tanto, es importante conocer las cantidades y relación de nutrientes de la FORSU. También es importante determinar otros parámetros que permitan evaluar el potencial de aprovechamiento de la fracción

orgánica de los RSU de la Ciudad de México y la composición bromatológica que pueda definir las enzimas que conviene usar en el pretratamiento.

Para facilitar las determinaciones químicas y bromatológicas de la FORSU, una cantidad conocida de residuos se extrudió con un extrusor marca Nixtamatic y se licuó con una licuadora industrial marca International tipo LI-5 con una cantidad conocida de agua para homogeneizar la muestra y facilitar su manejo. En la Tabla 5.3 se presentan las determinaciones que se efectuaron a la FORSU y los métodos usados para cada caso (APHA, AWWA, WPCF, 1992).

5.3 Lixiviación de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos

Los microorganismos que realizan los procesos de degradación requieren de un sustrato en el cual se encuentre biodisponible la fuente de carbono, nitrógeno y fósforo necesarios para su metabolismo. Durante la lixiviación de la FORSU el agua arrastra material disuelto y suspendido, del cual sólo una parte del material disuelto está disponible para ser aprovechado por los microorganismos y la parte suspendida requiere de un tratamiento previo que rompa las grandes moléculas a compuestos solubles que la comunidad microbiana pueda aprovechar (Mata-Álvarez, 2002).

Por lo anterior, se propusieron 6 formas de lixiviar en las cuales se hacen variaciones en el tamaño de partícula de la FORSU por medio de equipo electromecánico y en los procesos difusivos por recambio de agua (Tabla 5.4). De esta forma se determina con cuál tratamiento de lixiviación se arrastra la mayor cantidad de compuestos solubles que puedan ser utilizados fácilmente por los microorganismos debido a que logran atravesar la membrana celular de éstos y, posteriormente, se hizo una comparación con los lixiviados resultantes de los pretratamientos propuestos.

Lixiviación sin sustitución de agua.-Se colocaron 3 kg de la mezcla representativa en un recipiente con 6 litros de agua durante 10 horas. Cada dos horas se tomó una muestra de 200 ml del lixiviado para su análisis. Para la obtención de los 200 ml de lixiviado se mezcló previamente el sistema y se cribó la mezcla para separar los sólidos de gran tamaño. Posteriormente una parte del agua se filtró por medio de un filtro de fibra de vidrio Whatman GFA con diámetro de poro de 1.6µm, y el agua restante se regresó al sistema. Para mantener la relación 1:2 entre los residuos y el agua, por cada 200 ml de lixiviado que se retiraron, se quitaron 100 g de residuos.

Tabla 5.3. Determinaciones y métodos para caracterizar la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU)

Determinación	Método
Humedad	Gravimetría, se obtiene por diferencia entre la masa inicial y los sólidos totales determinados (APHA, AWWA, WPCF 2540 B)
Sólidos totales (STT)	Gravimetría. Sólidos secados a una temperatura de 103 a 105°C (APHA, AWWA, WPCF 2540-B)
Sólidos volátiles totales (SVT) y fijos totales (SFT)	Gravimetría. Sólidos previamente secados a 103-105°C e incinerados a 550°C (APHA, AWWA, WPCF 2540-E)
Demanda química de oxígeno (DQO)	Fotometría. Digestión por reflujo cerrado a 150°C con reactivos preparados a 600 nm (APHA, AWWA, WPCF 5220-D)
Carbón orgánico total (COT)	Combustión infrarroja (APHA, AWWA, WPCF 5310-B)
Demanda bioquímica de oxígeno (DBO)	Diferencia de presión por consumo de oxígeno OxiTop IS 6 (GlobalW, 2010)
Nitrógeno Kjeldahl (NK)	Titulación. Digestión ácida con catalizador de selenio y posterior neutralización y titulación con H ₂ SO ₄ 0.02N por el método de Wieninger (Merck, 2009)
Fósforo total (PT)	Digestión ácida con ácido sulfúrico y ácido nítrico (APHA, AWWA, WPCF 4500-P B 4). Fotometría con azul de molibdeno a 410 nm. Reactivos Merck Spectroquant de 0.5 a 30 mg/l (APHA, AWWA, WPCF 4500-P C)
Potencial bioquímico de metano (PBM)	Desplazamiento de solución ácida saturada de NaCl por generación de biogás a 35°C (modificado de Shanmugam and Horan, 2009)
Hidratos de carbono	Fotometría con fenol y sulfato de hidracina a 490 nm por el método colorímetro de Dubois (Dubois <i>et al.</i> , 1956)
Grasas y aceites	Gravimetría. Extracción con éter y posterior evaporación (Método Soxhlet modificado de APHA, AWWA, WPCF 5520-D)
Proteínas	Fotometría con reactivos de Merck Bioquant a 546 nm por el método de Biuret (Merck, 2010)
Almidones	Fotometría con reactivos de Megazyme K-TSTA 04/2009 (c) por el Método AACC 76.13 (Megazyme, 2010)
Fibra cruda	Gravimetría. Digestión ácida y alcalina (NMX-F-090-S-1978)

Tabla 5.4. Nomenclatura de los tratamientos de lixiviación

Lixiviación sin sustitución de agua	Lixiviación con sustitución de agua
ST =Sin sustitución muestra testigo	CT =Con sustitución muestra testigo
SE =Sin sustitución muestra extrudida	CE =Con sustitución muestra extrudida
SL =Sin sustitución muestra licuada	CL =Con sustitución muestra licuada

Lixiviación con sustitución de agua.- Se colocan 3 kg de mezcla representativa de residuos en un recipiente con 6 litros de agua y cada dos horas se agita el sistema y el lixiviado se criba y filtra por medio de un filtro de fibra de vidrio Whatman GFA. El volumen de agua (lixiviado) retirada se sustituye con agua limpia de la llave y el bagazo retenido en los filtros se regresa al sistema; el procedimiento se repite hasta la décima hora. Se guarda una muestra de 200 ml del lixiviado para su análisis.

En ambas lixiviaciones el procedimiento se realiza con residuos sin previo tratamiento (muestra testigo) y con residuos previamente pasados por el extrusor (muestra extrudida) y pasados por el extrusor y licuados (muestra licuada). La importancia de caracterizar el lixiviado es conocer la cantidad de nutrientes y sólidos que fueron disueltos por medio de los diferentes tratamientos de lixiviación.

Las determinaciones realizadas en cada una de las muestra de lixiviado que se obtuvieron incluyen DQO, COT, DBO, NK, PT y PBM cuyo método se ha presentado en la Tabla 5.3 así como las presentadas en la Tabla 5.5. Para esta etapa del experimento los nutrientes del bagazo restante se determinaron por la diferencia entre las concentraciones de la FORSU y el lixiviado, en el caso de la lixiviación sin sustitución de agua con las concentraciones de la hora 10 y en la lixiviación con sustitución de agua con el acumulado de las diez horas.

5.4 Pretratamiento enzimático y caracterización de la fase líquida y bagazo

Se determinaron las cantidades de enzima que a adicionar para la hidrólisis de los polímeros que componen a la FORSU (hidratos de carbono, lípidos y proteínas) de acuerdo con los resultados que se obtuvieron de la caracterización de ésta. En la Tabla 5.6 se presentan los datos de las enzimas utilizadas, así como sus condiciones de operación, proporcionadas por el proveedor. Las muestras de enzimas para trabajar en el laboratorio fueron proporcionadas por la empresa ENMEX S.A. de C.V.

Tabla 5.5. Determinaciones y métodos para caracterizar los lixiviados

Determinación	Método
Sólidos disueltos totales (SDT)	Gravimetría. Sólidos que pasan por el papel filtro de fibra de vidrio (1.6 µm) secados a 180°C (APHA, AWWA, WPCF 2540-C)
Sólidos disueltos volátiles (SDV) y disueltos fijos (SDF)	Gravimetría. Sólidos que pasan por el papel filtro de fibra de vidrio (1.6 µm) previamente secados a 180°C e incinerados a 550°C (APHA, AWWA, WPCF 2540-E)
Nitrógeno amoniacal (N-NH ₄)	Fotometría con Indofenol a 630 nm Kit de Merck spectroquant de 2 a 150 mg/l (APHA, AWWA, WPCF 4500-NH ₃ D)
Fósforo como ortofosfato (P-PO ₄)	Fotometría con azul de molibdeno a 410 nm. Reactivos Merck spectroquant de 0.5 a 30 mg/l (APHA, AWWA, WPCF 4500-P C)

Tabla 5.6. Características de las enzimas

Enzima	Actividad declarada	Intervalo óptimo de temperatura (°C)	Intervalo óptimo de pH
Celuzyme ® BL (Celulasa)	30,000 U/g	40-57	4.3-6.5
HT Proteolitic ® 200 (Proteasa)	200 UN/g	45-55	6,5-8,0
Licuamil ® 1200 (Amilasa)	1,200,000MWU/g	65-75	5.0-7.5
Lipasa ® P (Lipasa)	24 USP/mg	40-50	7.0-8.0

U= unidades; una unidad es aquella que hidroliza un mmol de sustrato por minuto UN=Unidad Northrop; es la cantidad de enzima que proporciona un 40% de hidrólisis en un litro de sustrato de caseína en 60 min. MWU= Unidad Wohlgemuth modificada; cantidad de enzima que dextriniza un miligramo de almidón soluble a una dextrina en 30 min. USP= cantidad de enzima que libera un miliequivalente de ácido graso por minuto

En la Figura 5.2 se muestra el diagrama del pretratamiento enzimático. La aplicación de las enzimas se realizó de forma independiente (una enzima a la vez), para determinar la acción individual de éstas. Debido a que las condiciones óptimas de trabajo de cada enzima son diferentes, es necesario correr controles a las mismas condiciones de las pruebas pero sin enzima. Lo anterior permite determinar si la hidrólisis se debe a la acción de las enzimas o por hidrólisis térmica. Además de correr dos pruebas a

temperatura ambiente (testigos) que permitan observar el efecto del pretratamiento, un testigo se utilizó en mezcla y en el otro se realizó la separación de fases.

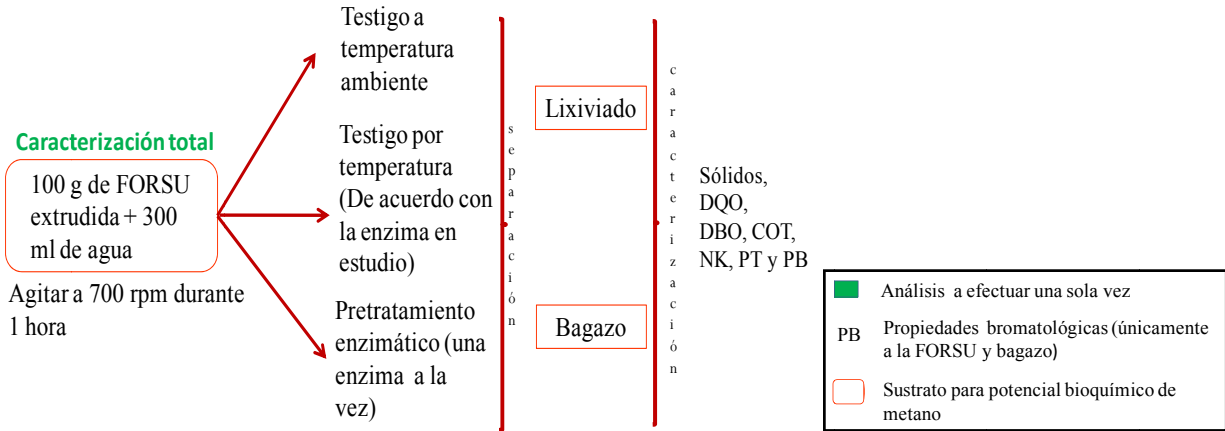


Figura 5.2 Esquema metodológico del pretratamiento enzimático

Las fases líquidas y sólidas resultantes de todas las pruebas fueron caracterizadas, para conocer el grado de disolución de los sólidos o en su caso el aumento de la biodegradabilidad. Además se determinaron parámetros como el COT, NK y PT que permitan conocer la relación de nutrientes que fueron alimentados en la prueba de potencial bioquímico de metano.

Para cada enzima, se colocan por duplicado 100 gramos de la muestra preparada de FORSU con 300 ml de agua limpia y se licúan por 30 segundos (estas mezclas fueron las unidades experimentales). Posteriormente, se ajusta el pH y la temperatura a las condiciones óptimas de operación de la enzima en estudio. A uno de los duplicados se le adiciona la enzima y el otro sirve como control a las mismas condiciones pero sin la adición de la enzima.

Logradas las condiciones de operación se agitan las unidades experimentales a 700 rpm durante una hora, después de la cual las fases líquida (lixiviado) y sólida (bagazo) fueron separadas. Además de los controles a las condiciones de operación de cada enzima, se realizaron dos testigos a temperatura ambiente y al pH natural de la mezcla FORSU-agua que fueron agitados a las mismas revoluciones por una hora, un testigo fue separado en su lixiviado y bagazo y el otro utilizado en mezcla (FORSU). En la Tabla 5.7 se presenta la matriz de pruebas y la nomenclatura utilizada.

Tabla 5.7. Matriz de pruebas experimentales (SE = Sin enzima)

Prueba	Nomenclatura	Temperatura (°C)	pH	Enzima adicionada
FORSU	FORSU	22	6.2	SE
Testigo	T	22	6.2	SE
Control-Celulasa	CC	45	6.5	SE
Enzima-Celulasa	EC	45	6.5	Celulasa
Control-Amilasa	CA	70	6.5	SE
Enzima-Amilasa	EA	70	6.5	Amilasa
Control-Proteasa	CP	50	7.0	SE
Enzima-Proteasa	EP	50	7.0	Proteasa
Control-Lipasa	CL	45	7.5	SE
Enzima-Lipasa	EL	45	7.5	Lipasa

5.5 Potencial bioquímico de metano

Durante el trabajo experimental el potencial bioquímico de metano (PBM) se llevó a cabo utilizando los sustratos especificados en los recuadros de la Figura 5.2. Después del tratamiento enzimático resultan dos sustratos (lixiviado y bagazo) y dos sustratos más por cada control, dando un total de 4 sustratos por cada enzima en estudio. Por lo tanto, se tiene un total de 16 sustratos entre las cuatro enzimas a usar y tres sustratos más entre los testigos, dando un total de 19 sustratos entre los lixiviados y bagazos a los cuales determinar el PBM.

Para la prueba de potencial bioquímico de metano, se usaron lodos granulares anaerobios de un reactor UASB de la planta de aguas residuales de Grupo Modelo S.A.B. de C.V. La prueba se llevará a cabo en botellas de 250 ml, adicionando el sustrato que proporcione 0.4 g de DQO y 40 ml del inóculo (lodos anaerobios metanogénicos) con una concentración aproximada de 50 gSSV/l, los cuales proporcionan 2 g de SSV.

Debido a la importancia de mantener un sistema perfectamente hermético (para evitar la difusión del oxígeno dentro del sistema y pérdidas del biogás generado), se usaron botellas en cuyas tapas se tiene acoplado un septo que permite hacer las conexiones pertinentes hacia las probetas que contienen el líquido que fue desplazado por el biogás generado. En la Figura 5.3a se presenta la botella seleccionada para la prueba, la cual tienen un volumen útil de 250 ml.

Los frascos fueron aforados a 100 ml con una solución amortiguadora de fosfato de potasio 0.1 M con un pH entre 7 y 7.2 y se adicionará 1 ml de solución de micronutrientes (Anexo 1). La prueba se llevó a cabo por 5 días en un baño a 35°C, midiendo el volumen del biogás generado mediante el desplazamiento de una solución salina acidulada y tomando muestra del biogás generado diariamente el cual se inyectó en un cromatógrafo de gases Fisher para conocer su composición (Anexo 1). En la Figura 5.3b se presenta el sistema montado y en funcionamiento.



Figura 5.3. (a) Botella de reacción de 250 ml con septo y (b) Prueba montada de potencial bioquímico de metano

6. RESULTADOS

6.1 Obtención y almacenamiento de la muestra

Los muestreos en las estaciones de transferencia fueron realizados del 20 de noviembre al 10 de diciembre del año 2009 por los grupos de trabajo de los doctores Alfonso Durán Moreno de la Facultad de Química de la UNAM y Simón González Martínez del Instituto de Ingeniería de la UNAM.

En cada estación de transferencia se usaron de 400 a 800 kg de residuos sólidos urbanos (RSU) para realizar el método de cuarteo. Después de acumular la media tonelada con residuos tomados de vehículos seleccionados de forma aleatoria (haciendo uso de tablas aleatorias) se procedió a realizar el cuarteo sobre una lona en la que se colocaron los residuos y se rompieron las bolsas que los contenían para mezclarlos. Después de la homogenización los RSU se dividieron en cuatro secciones conforme a la Figura 6.1. Se retiraron las esquinas opuestas y en las dos restantes se repitió la operación hasta dejar aproximadamente 50 kg para su clasificación. Se tomó una muestra de aproximadamente 10 a 11 kg de fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU); después de ser separada fue etiquetada en bolsas con cierre hermético con la fecha del muestreo y la estación de transferencia correspondiente. En la Figura 6.2 se presenta esquemáticamente el procedimiento desde la clasificación hasta el almacenamiento de la muestra.

Después de guardar la FORSU en las bolsas herméticas, éstas se transportaron al laboratorio para su posterior análisis. Su almacenamiento se hizo en un congelador tipo baúl a una temperatura de veinte grados Celsius bajo cero. El tiempo de transporte de las muestras no excedió de 8 horas de acuerdo con la norma NMX-AA-015-1985 y las cuales únicamente fueron descongeladas para su uso inmediato.

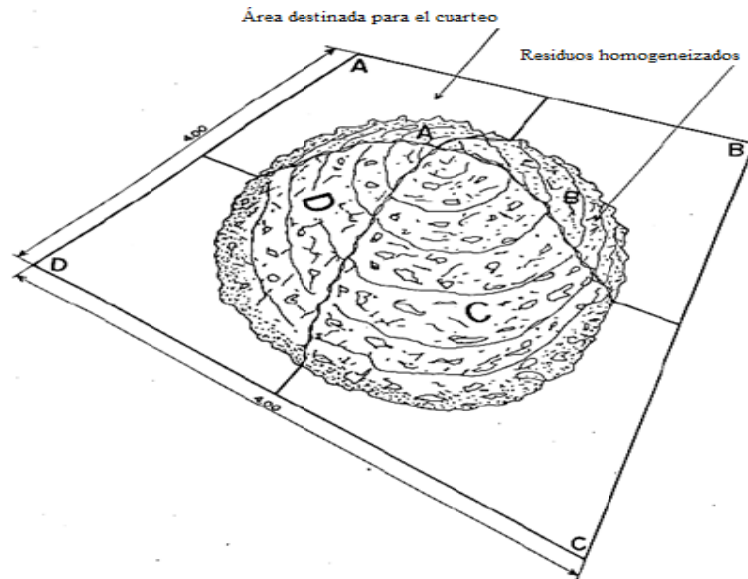


Figura 6.1. Diagrama del método de cuarteo. Fuente: SEMARNAT. NMX-AA-015-1985



Figura 6.2. Esquemático de la toma de muestra de la FORSU en las estaciones de transferencia hasta su almacenamiento.

En la Tabla 6.1 se muestran datos obtenidos en la clasificación, en la cual únicamente se presentan los correspondientes a la fracción orgánica y los datos de los residuos mezclados a partir de los cuales fue seleccionada la FORSU. Se puede resaltar que el porcentaje en masa (base húmeda) de la fracción orgánica es diferente entre cada estación de transferencia, con valores del 35% para la estación de Milpa Alta hasta un 64% correspondiente a la estación de Iztapalapa 2, lo que permite observar la gran diferencia que existe en la generación y composición de los RSU en cada estación de transferencia.

Tabla 6.1. Resultados del muestreo y clasificación en las estaciones de transferencia

Estación de transferencia	Fecha de muestreo	Masa de la muestra total para cuarteo (kg)	Masa de la muestra compuesta para clasificación (kg)	Masa volumétrica muestra compuesta (kg/m ³)	Contenido de la fracción orgánica en la mezcla (%)
Tlalpan	20/11/09	496.0	49.0	192.9	40
Milpa Alta	23/11/09	496.0	51.9	160.0	35
Benito Juárez	24/11/09	522.0	49.0	182.4	42
Miguel Hidalgo	26/11/09	492.0	54.2	200.3	50
Venustiano Carranza	30/11/09	413.7	41.8	201.4	47
Iztapalapa 1	01/12/09	761.8	50.1	232.3	63
Iztapalapa 2	02/12/09	760.1	50.0	288.0	64
Álvaro Obregón	03/12/09	535.4	50.5	145.7	42
Azcapotzalco	04/12/09	511.4	50.9	146.1	45
Xochimilco	07/12/09	422.8	50.0	145.7	42
Coyoacán	08/12/09	503.2	50.2	152.4	48
Gustavo A. Madero	09/12/09	520.8	50.0	166.9	46
Cuauhtémoc	10/12/09	493.8	50.0	147.7	47

6.2 Preparación y caracterización de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos

Para preparar la muestra representativa de toda la ciudad se realizó una media ponderada considerando la cantidad de residuos que entraron en cada estación en los meses de noviembre y diciembre de 2009 durante los cuales se realizó el muestreo. Con base en el porcentaje de residuos orgánicos clasificados en cada estación se obtuvo la cantidad mensual promedio de FORSU por estación y se calculó la fracción de FORSU que aporta cada una de las estaciones.

La estación con mayor aporte de FORSU se tomó como base para realizar los cálculos, tomando en consideración la cantidad de muestra que se tenía de esta estación. De acuerdo con los datos, Iztapalapa 2 es la estación en la que hay el mayor ingreso de FORSU al mes, que representa el 14% de la FORSU de la ciudad y de la cual se tenían 10.62 kg de muestra.

Haciendo una relación directa con Iztapalapa 2 se obtuvo la cantidad de FORSU que se requería mezclar para cada estación de transferencia, dando como resultado una muestra representativa de 75.73kg. En la Tabla 6.2 **Ai** corresponde a la cantidad de RSU que llega a cada una de las estaciones de transferencia por mes que, al multiplicarse por la columna **Bi** (fracción orgánica resultante del muestreo y caracterización en las estaciones de transferencia), arroja las cantidades reportadas en la columna **Ci**. Estas cantidades representan el aporte de FORSU por cada estación en un mes. La división de las cantidades individuales de FORSU de cada estación de transferencia entre el total (163,227 kg) permitió conocer la fracción de FORSU que aporta cada estación (columna **Di**) y establecer que Iztapalapa 2 es la estación con mayor aporte de residuos orgánicos con el 14%. En la columna **Ei** se presentan las cantidades que se mezclaron de cada estación de transferencia para realizar la muestra representativa.

Tabla 6.2. Cálculos para la muestra representativa

Estación de transferencia	(Ai) t/mes de RSU	(Bi)Fracción orgánica	(Ci)t/mes de FORSU (A*B)	(Di)Aporte de FORSU (Ci/C _T)	(Ei) kg de muestra por estación
Xochimilco	13,602	0.42	5,713	0.035	2.65
Venustiano Carranza	21,189	0.47	15,603	0.096	7.24
Tlalpan	14,976	0.40	5,990	0.037	2.78
Milpa Alta	2,241	0.35	784	0.005	0.36
Miguel Hidalgo	19,947	0.50	9,974	0.061	4.63
Gustavo A. Madero	24,866	0.46	11,438	0.070	5.31
Cuauhtémoc	25,732	0.47	12,094	0.074	5.61
Coyoacán	44,812	0.48	21,510	0.132	9.98
Azcapotzalco	38,796	0.45	17,458	0.107	8.10
Álvaro Obregón	33,198	0.42	13,943	0.085	6.47
Iztapalapa 1	35,908	0.63	22,622	0.139	10.50
Iztapalapa 2	35,767	0.64	22,891	0.140	10.62
Benito Juárez	7,638	0.42	3,206	0.020	1.49
		Total	163,227	1.0	75.73

Las muestras de FORSU indicadas en la columna **Ei** de la Tabla 6.2 fueron previamente limpiadas para evitar la presencia de objetos que contaminaran la muestra. Para cada estación de transferencia se

cortaron a mano con tijeras los residuos hasta un tamaño de 1 a 2 cm para conseguir la homogenización de la muestra. Ya cortada la FORSU se mezcló en un recipiente la proporción correspondiente de cada estación y se almacenaron en bolsas herméticas a veinte grados Celsius bajo cero.

Para la caracterización de la FORSU se licuó 1 kg de la muestra representativa con 2 litros de agua durante 5 min, hasta lograr su homogeneizado. Se caracterizó de acuerdo con los parámetros indicados en la Tabla 5.3 y los resultados se muestran en la Tabla 6.3 (todas las determinaciones se hicieron por duplicado por lo tanto no se presenta desviación estándar). De la composición de la FORSU se puede resaltar que el 68% corresponde a humedad y el 32% son sólidos de los cuales el 60% son compuestos orgánicos y el 40% restante son inorgánicos con una relación DBO/DQO de 0.49. El 1.6% corresponde a nitrógeno Kjeldhal y el 1.7% a fósforo total. De los polímeros que componen a la FORSU el 33%_{ST} son hidratos de carbono, el 10%_{ST} proteínas y 10 %_{ST} de grasas y aceites.

Tabla 6.3. Resultados de la caracterización de la FORSU.

Humedad (%)	ST (mg/kg)	SF (mg/kg)	SV (mg/kg)	DQO_t (mgO₂/kg)	COT (mg/kg)	DBO_t (mgO₂/kg)
68	324,544	131, 013	193, 531	230, 500	66,472	112,500
NK (mg/kg)	PT (mg/kg)	Azúcares totales (mg/kg)	Grasas y Aceites (mg/kg)	Proteínas (mg/kg)	Almidones (mg/kg)	Fibras crudas (mg/kg)
5,178	5,444	108, 352	32,680	32,364	20,800	34,306

(Todas las determinaciones se hicieron por duplicado, por lo tanto no se presenta desviación estándar)

6.3 Lixiviación de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos

Después de obtener las muestras de los lixiviados, se determinó la DQO para así conocer la cantidad esperada de DBO y efectuar dicho análisis de forma inmediata para no afectar los resultados por degradación natural de las muestras. El lixiviado restante se aciduló con una solución de HCl al 10% hasta un pH de 2 y se refrigeró a una temperatura de 4°C para su conservación durante la caracterización.

Las muestras de las seis lixivitaciones efectuadas (Tabla 5.4) fueron caracterizadas de acuerdo con lo indicado en la sección 5.3 de la metodología. Los resultados se presentan en las Tablas 6.4 y 6.5 con las cantidades disueltas por kilogramo de FORSU para cada uno de los parámetros determinados cada 2 horas. En la Figura 6.3 se observa que el mayor arrastre ocurre cuando se efectúa una lixiviación con sustitución de agua para los tres tamaños de FORSU manejados. Esta diferencia es clara ya que las

curvas de lixiviación con sustitución de agua muestran valores superiores a partir de la segunda hora y así hasta el final del experimento. Por otro lado, con la lixiviación sin sustitución de agua se obtiene únicamente un lixiviado con la concentración reportada a la décima hora y en la lixiviación con sustitución se tienen 5 lixiviados con valores de concentración más diluidos conforme se va cambiando el agua.

Tabla 6.4. Concentraciones experimentales de la lixiviación sin sustitución de agua

	ST	SE	SL	ST	SE	SL	ST	SE	SL	ST	SE	SL
	SD (mg/kg)			DBO (mg/kg)			DQO			COT (mg/kg)		
C _{2h}	31,020	25,420	40,820	19,856	17,816	29,779	38,933	34,933	57,267	15,510	12,874	21,240
C _{4h}	34,880	32,420	44,300	27,336	27,846	33,245	53,600	54,600	63,933	17,258	16,790	20,460
C _{6h}	37,240	44,780	45,960	30,396	35,156	36,539	59,600	68,933	70,267	18,862	23,040	22,680
C _{8h}	34,760	46,820	48,460	31,076	36,856	37,925	60,933	72,267	72,933	18,384	23,000	24,580
C _{10h}	41,220	47,860	51,360	34,000	40,000	40,005	66,267	76,933	76,933	19,608	23,000	25,080
	NK (mg/kg)			N-NH ₄ (mg/kg)			PT (mg/kg)			P-PO ₄ (mg/kg)		
C _{2h}	728	585	829	253	183	235	758	609	848	678	513	803
C _{4h}	865	720	882	233	199	237	789	764	909	734	666	751
C _{6h}	868	1,002	963	298	272	285	891	973	912	872	745	746
C _{8h}	924	1,072	1,019	305	285	330	955	993	961	726	758	746
C _{10h}	1,078	1,075	1,070	305	301	342	965	1,079	1,004	778	894	931

NOTA: Todas las muestras corresponde a la lixiviación sin sustitución de agua, ST= muestra testigo SE= muestra extrudida SL= muestra licuada. (Todas las determinaciones se hicieron por duplicado, por lo tanto no se presenta desviación estándar)

Tabla 6.5. Concentraciones experimentales de la lixiviación con sustitución de agua

	CT	CE	CL	CT	CE	CL	CT	CE	CL	CT	CE	CL
	SD (mg/kg)			DBO (mg O ₂ /kg)			DQO (mg O ₂ /kg)			COT (mg/kg)		
C _{2h}	30,760	33,160	43,540	19,346	23,790	29,664	37,933	36,600	54,933	15,036	15,824	22,260
C _{4h}	45,040	48,840	56,940	46,055	42,380	48,168	64,867	65,200	89,200	22,650	24,432	29,716
C _{6h}	55,200	58,280	65,300	64,231	61,620	61,812	90,466	94,800	114,466	27,554	28,756	33,680
C _{8h}	61,900	64,020	69,360	74,597	78,260	73,476	105,066	120,400	136,066	30,714	36,609	35,668
C _{10h}	65,960	66,860	71,800	83,306	93,816	84,600	117,333	144,333	156,666	32,722	37,501	36,124
	NK (mg/kg)			N-NH ₄ (mg/kg)			PT (mg/kg)			P-PO ₄ (mg/kg)		
C _{2h}	776	689	890	266	199	270	777	725	899	678	615	781
C _{4h}	1,117	1,142	1,408	389	296	362	1,107	1,260	1,249	1,045	956	1,054
C _{6h}	1,333	1,473	1,680	508	345	427	1,413	1,535	1,487	1,305	1,154	1,219
C _{8h}	1,529	1,753	1,884	617	380	472	1,653	1,715	1,712	1,483	1,485	1,339
C _{10h}	1,660	1,912	2,016	1,073	548	624	1,816	1,810	1,897	1,636	1,696	1,431

NOTA: Todas las muestras corresponde a la lixiviación con sustitución de agua CT= muestra testigo CE= muestra extrudida CL= muestra licuada. (Todas las determinaciones se hicieron por duplicado, por lo tanto no se presenta desviación estándar)

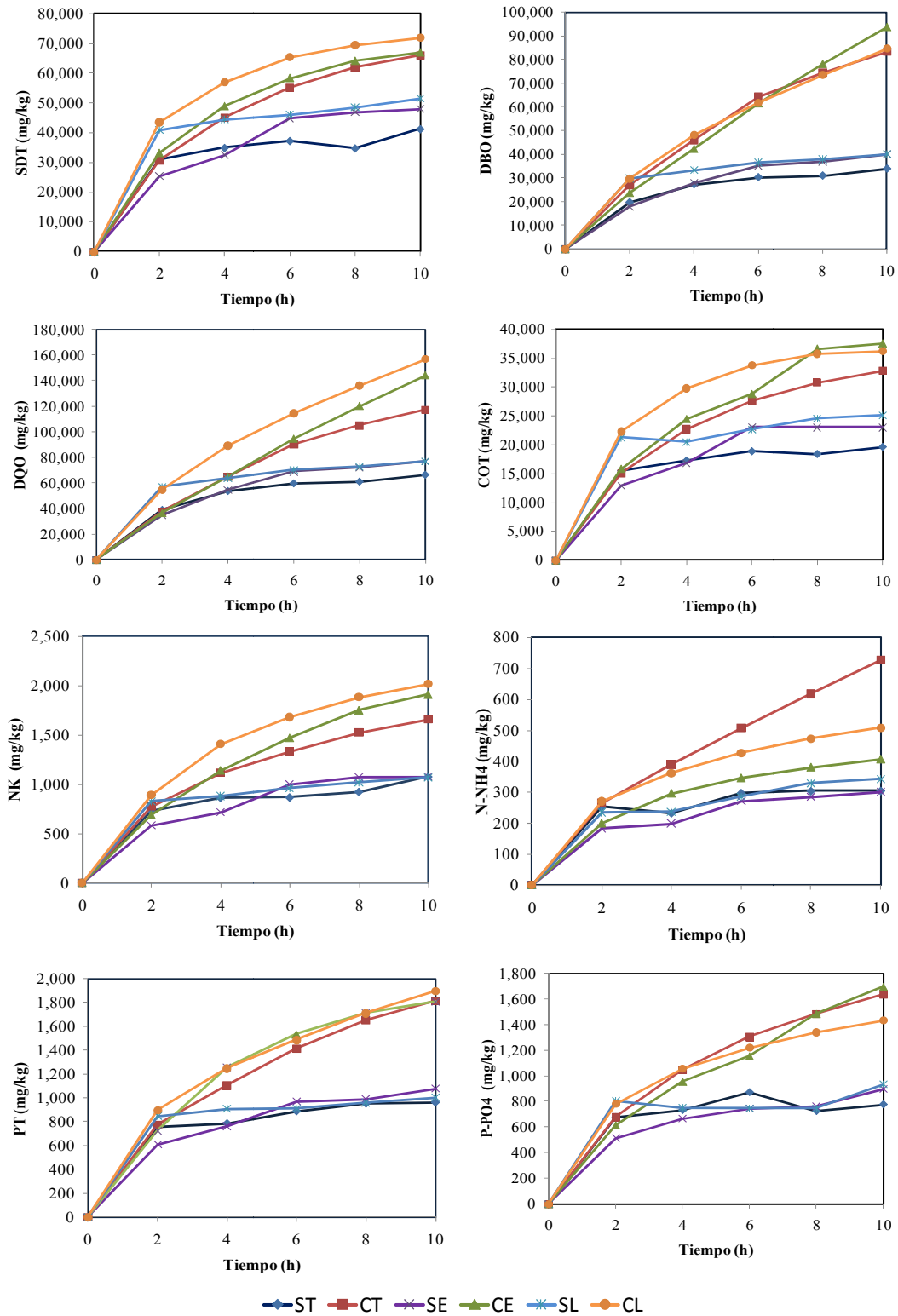


Figura 6.3. Valores de los diferentes parámetros durante la lixiviación con y sin sustitución de agua. ST= muestra testigo sin sustitución de agua; SE= muestra extrudida sin sustitución de agua; SL= muestra licuada sin sustitución de agua; CT= muestra testigo con sustitución de agua; CE= muestra extrudida con sustitución de agua; CL= muestra licuada con sustitución de agua

Se realizó un análisis estadístico de un solo criterio de clasificación por cada hora de muestreo y por cada variable de respuesta, considerando la combinación de los tratamientos como:

$$\tau_{ij} = A_i + B_j + AB_{ij} \tag{6-1}$$

Obteniéndose un modelo del experimento del tipo: $Y_{ir} = \mu + \tau_i + \varepsilon_{ir}$ 6-2

Donde el factor A_i corresponde a la variación del tamaño de partícula por equipo electromecánico y el factor B_j a la variación en los procesos difusivos por sustitución de agua, el AB_{ij} a la combinación de ambas variaciones. Y_{ir} =concentración del a r-ésimo lixiviado del tipo de lixiviación i-ésimo μ =Media general producida por los factores comunes en el experimento $\tau_i = \mu_i - \mu$ efecto del tipo de lixiviación i-ésimo y ε_{ir} =Fluctuación aleatoria asociada al r-ésimo lixiviado de la lixiviación i-ésima

La Tabla 6.6 muestra los factores y sus niveles de estudio, así como los tratamientos resultantes por la combinación de esto.

Tabla 6.6. Factores de estudio y tratamientos efectuados por la combinación de estos

Factor A_i	Factor B_j	Tratamiento
Testigo	Sin sustitución de agua	1 ($\tau_{1,1}$)
Testigo	Con sustitución de agua	2 ($\tau_{1,2}$)
Extrudida	Sin sustitución de agua	3 ($\tau_{2,1}$)
Extrudida	Con sustitución de agua	4 ($\tau_{2,2}$)
Extrudida y licuada	Sin sustitución de agua	5 ($\tau_{3,1}$)
Extrudida y licuada	Con sustitución de agua	6 ($\tau_{3,2}$)

En el Anexo 2 se muestra el análisis de varianza por cada parámetro bajo estudio para cada hora de análisis, el cual se realizó con el programa de análisis estadístico PASW Statistics 18. Se puede observar que para todas las respuestas el valor del parámetro $F_{\text{tabl}}(0.95, 5, 6)$ es de 4.39 menor que las F críticas arrojadas por el programa, además que la significancia es menor del 5% que se preestablece como error máximo permitido, lo cual significa que la variación en las respuestas se debe a los diferentes tratamientos aplicados (tratamientos de lixiviación) y no así a la fluctuación aleatoria que se puede presentar por los factores no comunes o no identificables de la experimentación (p.ej. heterogeneidad de la muestra).

Ya rechazada la hipótesis de nulidad de tratamientos, es necesario seleccionar el tratamiento que proporcione las mejores respuestas, debido a que estas representan un mayor arrastre de nutrientes en

el lixiviado y se busca una respuesta del tipo “a mayor es mejor”. Para seleccionar el mejor tratamiento para cada variable de respuesta se realiza una prueba de comparaciones múltiples (Tukey) que permite ver las diferencias estadísticas entre cada tratamiento y observar cuál es aquel que arroja la media de respuesta mayor. En el Anexo 2 se presentan los resultados de la prueba de Tukey para cada variable de respuesta y por cada hora de análisis y en la Tabla 6. 7 se muestra un resumen de la salida arrojada por el programa por variable de respuesta y por hora.

Tabla 6.7 Resumen de los mejores tratamientos, del 1 al 6, por parámetro y hora de acuerdo con la prueba de Tukey

hora \ Parámetro	2	4	6	8	10	Mayoría
SDT	6	6	6	6	6	6
DQO	6, 3	6	6	6	6	6
NK	3,6	6	6	5,6	3,2,1,5,6,4	6
N-NH₄	1, 4, 6	6,4	4	4	4	4
PT	3,6	6,5	6, 5	4, 6, 5	5,4,6	6
P-PO₄	3	6	6,4	6, 4	4	4
Mayoría	6	6	6	6	6	6

Se puede observar en la tabla que el mejor tratamiento es el 6, es decir la lixiviación con sustitución de agua y la muestra extrudida y licuada; sin embargo, es importante considerar que la concentración máxima que se puede obtener para cada variable de respuesta no se obtiene en las diez horas que duró la experimentación y este dato puede dar otro criterio de selección del mejor tratamiento al entrar en consideración los porcentajes de recuperación por periodo de tiempo.

Para conocer la concentración máxima de nutrientes en el lixiviado que se puede alcanzar en cada tratamiento y cada variable, se ajustó la curva experimental de los tratamientos con sustitución de agua (disuelven mayor cantidad de nutrientes) a un modelo hiperbólico, para el cual fue necesario graficar los inversos de las concentraciones y del tiempo para obtener las constantes del modelo:

$$C = \frac{C_{m\acute{a}x} * t}{k + t} \tag{6-3}$$

donde:

C_{máx} la concentración máxima de la variable de respuesta que se puede obtener con el tratamiento en mg/kg

t tiempo de contacto entre la FORSU y el agua en horas

- k** constante del modelo hiperbólico (tiempo al cual se obtiene la mitad de la concentración máxima) en horas
- C** concentración en el lixiviado a un tiempo “t” en mg/kg

En la Figura 6.4 se presentan las gráficas de los inversos de concentración y tiempo por cada parámetro estudiado, cabe señalar que únicamente se presenta la linealización para la lixiviación con sustitución de agua, ya que es evidente la mayor disolución de nutrientes en estos y esto permitirá obtener la máxima concentración posible. Con las constantes obtenidas del modelo hiperbólico (Tabla 6.8) y debido a los altos coeficientes de regresión que se presentan, es posible extrapolar las curvas a un periodo de tiempo mucho mayor al experimental, lo que permite observar, el tiempo lixiviación requerido para que la curva tienda a una asíntota.

Tabla 6.8 Constantes y coeficiente de regresión de cada parametro determinado en las lixiviaciones con sustitución de agua

	<i>CT</i>	<i>CE</i>	<i>CL</i>	<i>CT</i>	<i>CE</i>	<i>CL</i>	<i>CT</i>	<i>CE</i>	<i>CL</i>	<i>CT</i>	<i>CE</i>	<i>CL</i>
	SD			DBO			DQO			COT		
C_{máx}	91,836	91,768	85,962	182,256	314,961	145,450	256,700	484,567	269,353	46,729	56,818	44,053
k	4.00	3.53	1.96	11.56	24.67	7.86	11.56	24.67	7.86	4.22	5.22	1.95
R²	0.9988	0.9995	0.9986	0.9990	0.9985	0.9985	0.9990	0.9985	0.9985	0.9998	0.9923	0.9975
	NK			N-NH₄			PT			P-PO₄		
C_{máx}	2,218	3,481	3,009	1,073	548	624	2,545	3,193	2,416	2,458	2,604	1,749
k	3.76	8.12	4.73	6.24	3.49	2.67	4.66	6.70	3.44	5.28	6.57	2.51
R²	0.9961	0.9998	0.9988	0.9820	0.9996	0.9926	0.9880	0.9929	0.9884	0.9993	0.9880	0.9963

NOTA: Todas las muestras corresponde a la lixiviación con sustitución de agua; **CT**= muestra testigo; **CE**= muestra extrudida; **CL**= muestra licuada

En la Figura 6.5 se presentan las gráficas extrapolando la disolución de nutrientes a 60 horas, en las cuales se puede apreciar que en la disolución con respecto al tiempo tiende hacia una asíntota, es decir que llega un tiempo al que ya no se logra disolver más nutrientes. Además en las figuras se presentan los puntos experimentales lo que permite observar el buen ajuste que se obtiene con el modelo hiperbólico. Considerando las concentraciones máximas que es posible obtener para cada tipo de muestra, se presentan en las Tablas 6.9 y 6.10 los porcentajes de disolución por hora de muestreo experimental con respecto a la concentración máxima que puede obtenerse mediante el proceso de lixiviación.

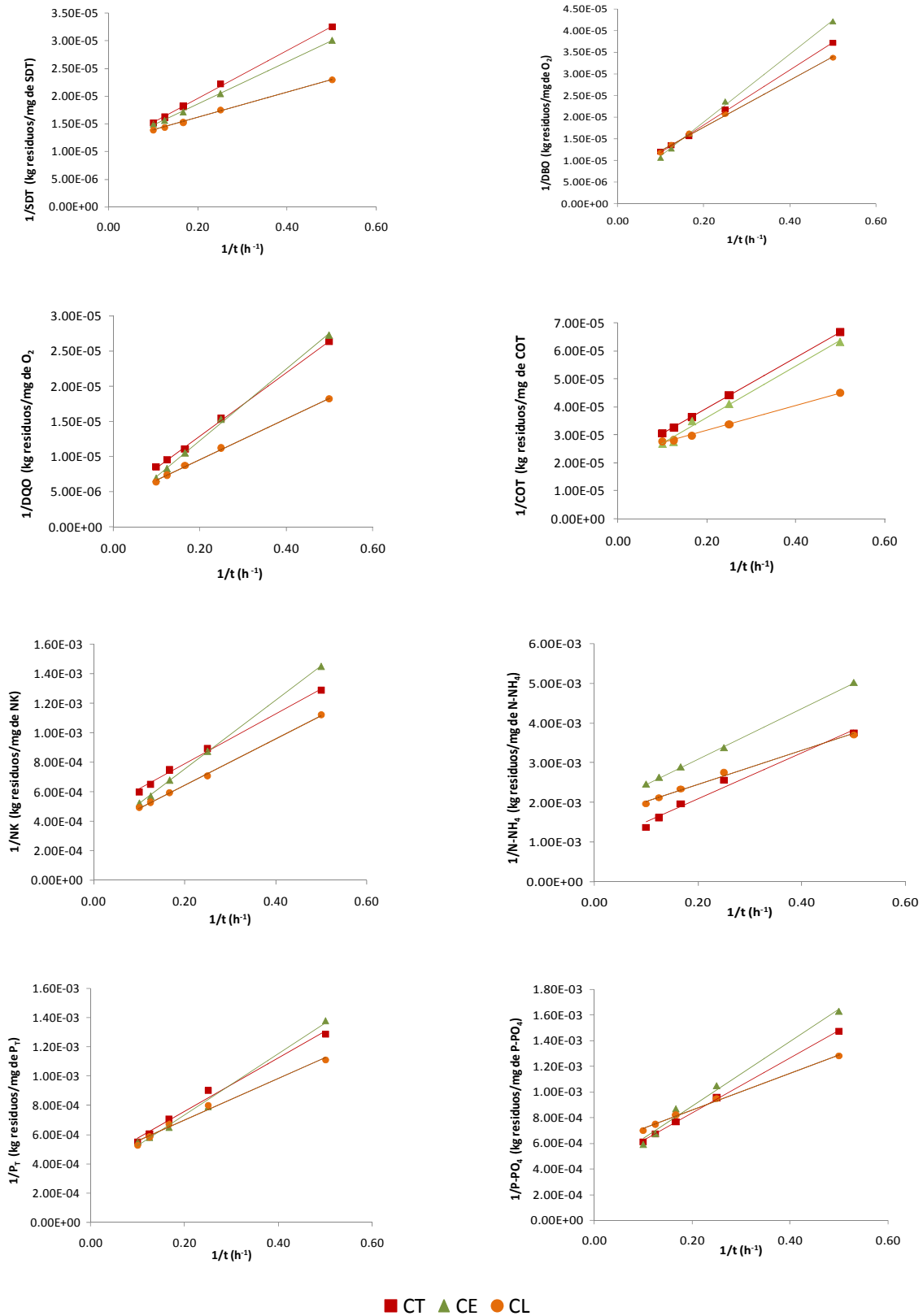


Figura 6.4. Linealización de las curvas de lixiviación (CT Testigo, CE Extrudido, CL Licuado).

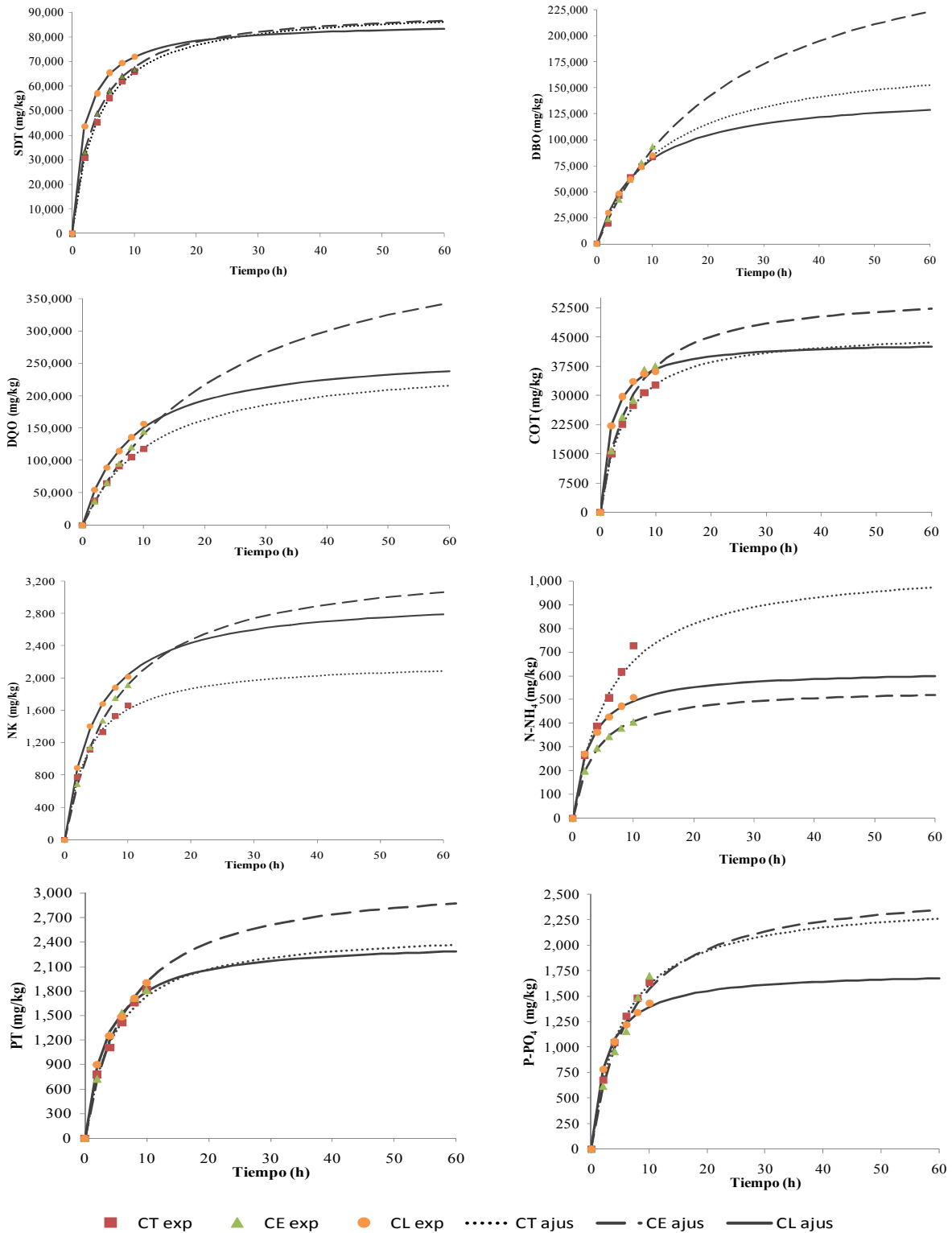


Figura 6.5 Curvas de lixiviación con sustitución de agua. Valores experimentales (exp) y ajustados (ajus). (CT Testigo, CE Extrudido, CL Licuado).

Tabla 6.9 Porcentajes de disolución por hora de muestreo en la lixiviación sin sustitución de agua

Muestra Parámetro	Testigo					Extrudida					Extrudida y licuada				
	2	4	6	8	10	2	4	6	8	10	2	4	6	8	10
SDT	33.8	4.2	2.6	0	4	27.7	7.6	13.5	2.2	1.1	47.5	4.1	1.9	2.9	3.3
DQO	15.2	5.7	2.3	0.5	2.1	7.2	4.1	3.0	0.7	1.0	21.3	2.5	2.4	1.0	1.5
DBO	10.9	4.1	1.7	0.4	1.6	5.7	3.2	2.3	0.5	1.0	20.5	2.4	2.3	1.0	1.4
COT	33.2	3.7	3.4	0	2.7	22.7	6.9	11.0	0	0	48.2	0	5.0	4.3	1.1
NK	32.8	6.2	0.1	2.5	6.9	16.8	3.9	8.1	2.0	0.1	27.5	1.8	2.7	1.9	1.7
N-NH ₄	23.5	0	6.1	0.6	0.1	33.4	2.9	13.3	2.3	2.9	37.6	0.3	7.7	7.2	2.1
PT	29.8	1.2	4.0	2.5	0.4	19.1	4.9	6.5	0.6	2.7	35.1	2.5	0.1	2.0	1.8
P-PO ₄	27.6	2.3	5.6	0	2.1	19.7	5.9	3.0	0.5	5.2	45.9	0	0	0	10.6

Tabla 6.10 Porcentajes de disolución por hora de muestreo en la lixiviación con sustitución de agua

Muestra Parámetro	Testigo					Extrudida					Extrudida y licuada				
	2	4	6	8	10	2	4	6	8	10	2	4	6	8	10
SDT	33.3	16.7	10.0	6.7	4.8	36.2	17.0	9.8	6.4	4.5	50.5	16.1	8.3	4.9	3.3
DQO	14.8	11.0	8.5	6.7	5.5	7.5	6.5	5.6	4.9	4.4	20.3	13.4	9.6	7.2	5.6
DBO	14.8	11.0	8.5	6.7	5.5	7.5	6.5	5.6	4.9	4.4	20.3	13.4	9.6	7.2	5.6
COT	32.2	16.5	10.1	6.8	4.9	27.7	15.7	10.1	7.0	5.2	50.7	16.6	8.2	4.9	3.3
NK	34.7	16.8	9.9	6.6	4.7	19.8	13.2	9.5	7.1	5.6	29.7	16.1	10.1	6.9	5.0
N-NH ₄	24.3	14.8	9.9	7.2	5.4	36.4	16.9	9.8	6.4	4.5	42.8	17.1	9.2	5.8	3.9
PT	30.1	16.2	10.1	6.9	5.0	23.0	14.4	9.9	7.2	5.5	36.8	17.0	9.8	6.4	4.5
P-PO ₄	27.5	15.6	10.1	7.0	5.2	23.3	14.5	9.9	7.2	5.4	44.4	17.1	9.1	5.6	3.8

Los parámetros en la lixiviación con sustitución de agua presenta una tendencia a disolver menos sustancias por cada hora que se muestreó; es decir si para los sólidos disueltos totales de la muestra testigo a la hora 2 se logró disolver el 33.3% de la concentración máxima posible, para la hora 4 se logra un 16.7% hasta llegar a un 4.8% a la décima hora. Por otro lado en la lixiviación sin sustitución de agua esta tendencia no es tan clara, ya que existen horas en las que no se presenta disolución de los componentes de acuerdo con los parámetros analizados y, en horas posteriores, se observan incrementos.

En cuanto al bagazo resultante de las lixivaciones, su caracterización se realizó por diferencia de los valores de la FORSU y los componentes disueltos en los lixiviados. Los resultados obtenidos para ST, DQO, COT, NK y PT del bagazo son presentados en la Tabla 6.11. Como se puede observar en la

tabla, la mayor reducción de sólidos se logró con la lixiviación con sustitución de agua y la muestra licuada con una reducción del 22% de los sólidos totales y la menor con reducción se presentó en la muestra testigo sin sustitución de agua con un 12.7%.

Tabla 6.11. Caracterización del bagazo resultante de los tratamientos de lixiviación

Muestra	ST (mg/kg)	DQO _{total} (mgO ₂ /kg)	COT (mg/kg)	NTK (mg/kg)	PT (mg/kg)
ST	283,324	164,233	46,864	4,100	4,479
SE	276,684	153,567	43,472	4,103	4,365
SL	273,184	153,567	41,392	4,108	4,440
CT	258,584	113,167	33,750	3,518	3,628
CE	257,684	86,167	28,971	3,266	3,634
CL	252,744	73,834	30,348	3,162	3,547

(Todas las determinaciones se hicieron por duplicado, por lo tanto no se presenta desviación estándar)

En la lixiviación con sustitución de agua la diferencia en reducción de sólidos entre la muestra extrudida y la muestra licuada es de tan solo 1.4% y la diferencia entre estas mismas muestras en la lixiviación sin sustitución de agua es de 1.1%, lo que no representa una gran diferencia en la reducción de sólidos entre los dos tamaños de partículas. La diferencia en la reducción de sólidos para la muestra extrudida en ambas lixivaciones indica que se logra un 5.9% más en la reducción en la muestra con sustitución de agua que si no se sustituye; para la muestra licuada este aumento es de 6.3%. Lo anterior demuestra que la variación por procesos difusivos es más significativa que la diferencia de tamaños de la muestra.

6.4 Pretratamiento enzimático y caracterización de la fase líquida y bagazo

Antes de iniciar el pretratamiento se verificó la actividad de las enzimas al hacer pruebas con diferentes concentraciones, partiendo al inicio con la cantidad teórica de enzima que el proveedor recomienda, de acuerdo con la cantidad de sustrato (Tabla 6.12) , después se usaron concentraciones superiores tomando en cuenta que el sustrato no se encuentra puro y que la FORSU es una mezcla compleja. Las muestras de enzimas fueron proporcionadas por la empresa ENMEX S.A. de C.V.

En la Tabla 6.13 se presentan los resultados de la caracterización bromatológica de la FORSU y se presentan también las cantidades teóricas de enzima a usar de acuerdo con los resultados y tomando como base el intervalo superior de la dosis recomendada. Se realizaron pruebas con 100 gramos de FORSU por cada enzima. Mediante la determinación de los sólidos disueltos, hidratos de carbono y

nitrógeno en los lixiviados se verificó la actividad de las enzimas y, además, se establecieron las cantidades de enzima a usar para el pretratamiento.

Tabla 6.12 Dosis de enzima teórica recomendadas por el proveedor

Enzima	Relación enzima-sustrato
Celuzyme ® BL	25-500 mg de enzima/ kg de sustrato
HT Proteolitic ® 200	100-1000 mg de enzima/kg de sustrato
Licuamil ® 1200	300-600 mg de enzima/kg de sustrato
Lipasa ® P	1,000-10,000 mg de enzima/kg de sustrato

Tabla 6.13. Caracterización bromatológica de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos y cálculo de la cantidad de enzima teórica

Sustancia (enzima usada)	% de ST	g de sustancia/100 g de FORSU	mg de enzima por cada 100 g de FORSU
Fibras crudas (celulasa)	11	3.52	1.76
Proteínas (proteasa)	10	3.2	3.52
Almidones (amilasa)	6.5	2.08	2.11
Grasas y aceites (lipasa)	10	3.2	35.2

De acuerdo con las pruebas de actividad se determinó adicionar 500 mg para Celuzyme BL, 1000 mg para HT proteolitic, 1000 mg para Licuamil 1200 y 1000 mg de Lipasa ® P, para unidades experimentales de 100 gramos de FORSU.

Después de aplicar el pretratamiento y separar las fases, tanto el lixiviado como el bagazo fueron caracterizados: los resultados de la caracterización de los lixiviados se presentan en la Tabla 6.14. El incremento en los sólidos disueltos debido a la adición de proteasa fue del 14% comparada con su control, además de aumentar la disolución de los nutrientes. Las concentraciones de COT, NK y PT incrementaron en 23, 46 y 15%, respectivamente, con respecto al control. El aumento en la DQO fue de 17% y de 25% para la DBO mostrando que la adición de proteasa aumenta la biodegradabilidad aerobia. El lixiviado resultante del pretratamiento con proteasa presentó una relación COT:NK:PT de 60:3:1 y su control los valores 56:2:1. En el caso de la adición de amilasa se logró un aumento en el

arrastre de nutrientes del 13, 46 y 15% para COT, NK y PT, respectivamente, pero únicamente se logró aumentar la disolución de sólidos en un 6%.

Tabla 6.14. Resultados de la caracterización de los lixiviados resultantes del pretratamiento

Lixiviado	SD (mg/l)	SF (mg/l)	SV (mg/l)	DQO (mgO ₂ /l)	COT (mg/l)	DBO (mgO ₂ /l)	NK (mg/l)	PT (mg/l)
Testigo	17,795	3,900	13,895	25,370	10,480	13,000	407	299
Control-Celulasa	21,570	5,830	15,740	33,370	15,300	16,000	520	335
Enzima-Celulasa	21,475	4,635	18,840	36,700	15,420	15,000	516	338
Control-Amilasa	26,210	4,850	21,360	38,000	17,940	16,000	525	270
Enzima-Amilasa	27,800	5,505	22,290	41,000	20,260	22,000	769	311
Control-Proteasa	22,270	5,345	16,925	34,500	15,000	16,000	535	266
Enzima-Proteasa	25,445	5,195	20,250	40,500	18,510	20,000	826	306
Control-Lipasa	16,400	5,400	11,005	26,435	12,490	13,000	384	170
Enzima-Lipasa	22,895	5,335	17,560	40,770	16,760	21,000	941	267

(Todas las determinaciones se hicieron por duplicado, por lo tanto no se presenta desviación estándar)

La mayor disolución de sólidos se presentó con la adición de lipasa, incrementando los SD en un 40% con respecto a su control. Este pretratamiento también logró el mayor aumento en el arrastre de nutrientes, incrementando en 34, 145 y 57% COT, NK y PT, respectivamente, dando una relación COT:NK:PT de 63:4:1 para el lixiviado con lipasa y de 73:2:1 para su control.

La adición de celulasa no causó efectos significativos en cuanto a la disolución de los sólidos de la FORSU, resultando los mismos valores entre el control y el pretratamiento y, en el caso de la DBO, el lixiviado resultante del pretratamiento tuvo un valor inferior al control. La relación COT:NK:PT fue de 46:2:1 y resultó la misma tanto para el lixiviado del pretratamiento como para el control.

De acuerdo con Deublein y Steinhauser (2008), la relación óptima C:N:P para un proceso de digestión anaerobia es de 100-200:3-4:1 y de C:N de 16-25:1. La relación C:N para los lixiviados del pretratamiento fue de 30:1, 26:1, 22:1 y 17:1, para la celulasa, amilasa, proteasa y lipasa, respectivamente, mientras que para sus controles fue de 29:1, 34:1, 28:1 y 33:1 en el mismo orden. Los únicos lixiviados que entraron en intervalo indicado por Deublein y Steinhauser (2008) fueron los lixiviados de los pretratamientos con proteasa y lipasa, estando este último muy cerca del intervalo inferior para carbono.

Si la relación C:N es muy baja , se puede incrementar la producción de amonio en el proceso de digestión anaerobia e inhibir la producción de metano y, si es elevada, puede haber consecuencias negativas en la producción de proteínas y, por lo tanto, en la energía y material estructural necesario para el metabolismo de los microorganismos. Con excepción de los lixiviados resultantes de los pretratamientos con proteasa y lipasa, el resto de los lixiviados tuvieron una relación más alta que la sugerida por Deublein y Steinhauser (2008). El efecto de estas relaciones se analizará en los resultados de potencial bioquímico de metano.

Para realizar una comparación del efecto del pretratamiento enzimático con el de lixiviación es necesario analizar las cantidades disueltas a partir de 1 kg de FORSU de cada parámetro determinado y de esta forma tener todos los resultados en las mismas unidades para hacerlos comparables. Los resultados del pretratamiento en unidades de masa por kilogramo de FORSU se presentan en la Tabla 6.15.

Tabla 6.15. Resultados de la caracterización de los lixiviados resultantes del pretratamiento en unidades de masa de sólidos disueltos en los lixiviados con respecto a un kilogramo de FORSU

Lixiviado	SD (mg/kg)	SF (mg/kg)	SV (mg/kg)	DQO (mgO₂/kg)	COT (mg/kg)	DBO (mgO₂/kg)	NK (mg/kg)	PT (mg/kg)
Testigo	47,691	10,459	37,232	67,983	28,086	34,840	1,090	800
Control- Celulasa	54,572	14,744	39,829	84,418	38,709	40,480	1,317	847
Enzima- Celulasa	54,970	11,866	43,104	93,952	39,475	38,400	1,320	865
Control- Amilasa	57,405	10,622	46,784	83,220	39,289	35,040	1,150	591
Enzima- Amilasa	61,983	12,276	49,707	91,430	45,180	49,060	1,714	693
Control- Proteasa	55,675	13,363	42,313	86,250	37,500	40,000	1,337	665
Enzima- Proteasa	64,370	13,143	51,226	102,465	46,830	50,600	2,090	774
Control- Lipasa	49,207	16,200	33,008	79,300	37,470	39,000	1,151	509
Enzima- Lipasa	65,244	15,205	50,039	116,185	47,766	59,850	2,681	760

(Todas las determinaciones se hicieron por duplicado, por lo tanto no se presenta desviación estándar)

De las propuestas de lixiviación indicadas en el capítulo 6.3, las muestras licuadas fueron las que lograron mayor arrastre de los sólidos de la FORSU con 51,360 mg/kg_{FORSU} y con 71,800 mg/kg_{FORSU} para las lixiviaciones sin y con sustitución de agua, respectivamente. En ambos casos esto se logró en la muestra de la décima hora, mientras que con el pretratamiento con lipasa en una hora a 45°C y agitación se lograron disolver 65,244 mg/kg_{FORSU}: se logró disolver 10% más sólidos en la lixiviación con sustitución de agua y la muestra licuada que con el pretratamiento con mayor disolución (enzima lipasa), pero esto se logró en un tiempo diez veces mayor. En cuanto a los nutrientes, lo máximo disuelto de carbono orgánico total mediante los tratamientos de lixiviación fue de 37,500 mg/kg_{FORSU} para la muestra extrudida con sustitución con agua a la hora diez. Comparando este último valor con los de la prueba de proteasa, se logró el mismo valor en el lixiviado del control a 50°C e incrementó esta cantidad en un 25% en el lixiviado resultante con la aplicación de proteasa. Se disolvieron 2,681 mgNTK/kg_{FORSU} con el pretratamiento con lipasa, lo cual representa un 33% más que el máximo disuelto por lixiviación con sustitución de agua. El fósforo se recuperó en mayor medida en el proceso de lixiviación con sustitución de agua logrando disolver hasta 1,696 mg/kg_{FORSU}, mientras que con los pretratamientos con enzimas la máxima cantidad disuelta fue de 865 mg/kg_{FORSU}.

En cuanto al bagazo resultante de cada prueba de los pretratamientos enzimáticos, en la Tabla 6.16 se presentan los resultados de la caracterización. La reducción de sólidos lograda con los pretratamientos va de un 17% con la celulasa a un 20% con la adición de lipasa, mientras que con el testigo únicamente se logró una disminución del 15% de los sólidos de la FORSU.

Tabla 6.16. Caracterización del bagazo resultante del pretratamiento enzimático

Muestra	ST (mg/kg)	DQO _{total} (mgO ₂ /kg)	COT (mg/kg)	NK (mg/kg)	PT (mg/kg)
Testigo	276,853	162,517	55,992	4,088	4,644
Control Celulasa	269,972	146,082	51,172	3,861	4,597
Enzima Celulasa	269,574	136,548	51,052	3,858	4,579
Control Amilasa	267,139	147,280	48,532	4,028	4,853
Enzima Amilasa	262,561	139,070	46,212	3,464	4,751
Control Proteasa	268,869	144,250	51,472	3,841	4,779
Enzima Proteasa	260,174	128,035	47,962	3,088	4,670
Control Lipasa	275,337	151,200	53,982	4,027	4,935
Enzima Lipasa	259,300	114,315	49,712	2,497	4,684

(Todas las determinaciones se hicieron por duplicado, por lo tanto no se presenta desviación estándar)

6.5 Potencial bioquímico de metano

La prueba de potencial bioquímico de metano se efectuó en un baño a 35°C durante 5 días en los cuales se construyó el perfil de generación de biogás de los 19 sustratos, midiendo los volúmenes de solución salina acidulada desplazados por el biogás producido en las probetas invertidas (Capítulo 5.5). Las primeras 24 horas las lecturas se tomaron cada hora al ser este el tiempo en el que se observó la mayor generación, la cual posteriormente fue tendiendo hacia valores constantes por lo que los volúmenes se fueron registrando en intervalos de tiempo más amplios.

Cada 24 horas, después de montar el sistema, se tomó muestra del biogás generado y se inyectó en el cromatógrafo de gases Fisher para conocer su composición. En las Tablas 6.17 a 6.19 se presentan los resultados de las composiciones registradas diariamente por cada sustrato.

Tabla 6.17 Composición del biogás generado diariamente por los testigos (en fracción volumen)

Sustrato	Día 1		Día 2		Día 3		Día 4		Día 5	
	CH ₄	CO ₂	CH ₄	CO ₂	CH ₄	CO ₂	CH ₄	CO ₂	CH ₄	CO ₂
FORSU	0.64	0.36	0.60	0.40	0.60	0.40	0.60	0.40	0.60	0.40
Testigo-Lixiviado	0.55	0.45	0.63	0.37	0.64	0.36	0.63	0.37	0.65	0.35
Testigo-Bagazo	0.61	0.39	0.54	0.46	0.62	0.38	0.64	0.36	0.67	0.33

(Las inyecciones para conocer la composición se hicieron por duplicado, por lo tanto no se presenta desviación estándar)

Tabla 6.18 Composición del biogás generado diariamente por los lixiviados (en fracción volumen)

Sustrato	Día 1		Día 2		Día 3		Día 4		Día 5	
	CH ₄	CO ₂	CH ₄	CO ₂	CH ₄	CO ₂	CH ₄	CO ₂	CH ₄	CO ₂
Control-Celulasa	0.56	0.44	0.63	0.37	0.66	0.34	0.65	0.35	0.67	0.33
Enzima-Celulasa	0.56	0.44	0.64	0.36	0.66	0.34	0.65	0.35	0.65	0.35
Control-Amilasa	0.64	0.36	0.64	0.36	0.71	0.29	0.73	0.27	0.75	0.25
Enzima-Amilasa	0.67	0.33	0.65	0.35	0.76	0.24	0.77	0.23	0.78	0.22
Control-Proteasa	0.64	0.36	0.65	0.35	0.71	0.29	0.73	0.27	0.72	0.28
Enzima-Proteasa	0.65	0.35	0.65	0.35	0.73	0.27	0.76	0.24	0.77	0.23
Control-Lipasa	0.64	0.36	0.64	0.36	0.69	0.31	0.73	0.27	0.75	0.25
Enzima-Lipasa	0.55	0.45	0.63	0.37	0.76	0.24	0.79	0.21	0.77	0.23

(Las inyecciones para conocer la composición se hicieron por duplicado, por lo tanto no se presenta desviación estándar)

Los gases producidos durante la digestión anaerobia de los lixiviados muestran una tendencia a aumentar la concentración de metano del día uno al cinco, llegando a tener una composición CH₄-CO₂ del 78-22% para el lixiviado resultante del tratamiento con amilasa y con un volumen final de biogás de 152 ml. Para el bagazo resultante de este tratamiento se logró una composición final de CH₄-CO₂ de 80-20%.

Tabla 6.19 Composición del biogás generado diariamente por los bagazos (en fracción volumen)

Sustrato	Día 1		Día 2		Día 3		Día 4		Día 5	
	CH ₄	CO ₂	CH ₄	CO ₂	CH ₄	CO ₂	CH ₄	CO ₂	CH ₄	CO ₂
Control-Celulasa	0.60	0.40	0.68	0.32	0.67	0.33	0.65	0.35	0.67	0.33
Enzima-Celulasa	0.60	0.40	0.67	0.33	0.68	0.32	0.66	0.34	0.67	0.33
Control-Amilasa	1.00	0.00	1.00	0.00	1.00	0.00	0.91	0.09	0.72	0.28
Enzima-Amilasa	0.00	1.00	0.74	0.26	0.68	0.32	0.68	0.32	0.80	0.20
Control-Proteasa	0.77	0.23	0.72	0.28	0.70	0.30	0.68	0.32	0.71	0.29
Enzima-Proteasa	0.73	0.27	0.70	0.30	0.70	0.30	0.67	0.23	0.71	0.29
Control-Lipasa	0.78	0.22	0.73	0.27	0.62	0.38	0.70	0.30	0.75	0.25
Enzima-Lipasa	0.76	0.24	0.73	0.27	0.72	0.28	0.70	0.30	0.74	0.26

(Las inyecciones para conocer la composición se hicieron por duplicado, por lo tanto no se presenta desviación estándar)

El menor contenido de metano se presentó en el biogás generado del lixiviado resultante del tratamiento con celulasa con una relación CH₄-CO₂ del 65-35%, casi igual a su control. Con excepción de la celulasa con las demás enzimas se consiguió un mayor contenido de metano que con respecto a sus controles.

En todos los casos los lixiviados y bagazos resultantes de los pretratamientos enzimáticos tienen una composición mayor o igual a las composiciones resultantes de los testigos. Los resultados de los testigos arrojan que la mayor concentración de metano se obtuvo con la digestión anaerobia del bagazo.

En el caso de los lixiviados resultantes de los pretratamientos enzimáticos se puede observar que el contenido de metano aumenta mientras que el del dióxido de carbono disminuye; en los bagazos esta tendencia no se presenta en todos los casos: hay bagazos en los que se observó aumento en el dióxido de carbono y disminución del metano al quinto día.

En la Tabla 6.20 se presentan los volúmenes de metano generados por cada sustrato con respecto a la DQO y sólidos totales alimentados para cada prueba. Se puede observar que la DQO que proporciona cada gramo de sólidos es diferente para cada sustrato y esto hace que los volúmenes en las dos diferentes unidades no tengan la misma tendencia y hay casos en los que el volumen de metano con respecto a la DQO es mayor en los controles que en las pruebas con enzimas. Analizando el volumen generado de metano por gramo de sólido total se observa de mejor forma el efecto de adicionar las enzimas debido a que con estas unidades se aprecia que se logra producir más metano con su aplicación (con excepción de lipasa), lo que se puede traducir en que las enzimas ayudan a que los sólidos sean más fácilmente degradados en condiciones anaerobias.

Tabla 6.20. Volúmenes finales de metano con respecto al contenido de materia orgánica medida como demanda química de oxígeno (DQO) y sólidos totales bajo condiciones normales (0°C y 1 atm)

Sustrato	Volumen (Nml/gST)	Volumen (Nml/gDQO)
FORSU	207	290
Testigo-Lixiviado	405	280
Testigo-Bagazo	146	263
Control-Celulasa (Lixiviado)	467	303
Enzima-Celulasa (Lixiviado)	478	283
Control-Amilasa (Lixiviado)	561	385
Enzima-Amilasa (Lixiviado)	575	380
Control-Proteasa (Lixiviado)	536	480
Enzima-Proteasa (Lixiviado)	604	538
Control-Lipasa (Lixiviado)	562	353
Enzima-Lipasa (Lixiviado)	491	283
Control-Celulasa (Bagazo)	115	150
Enzima-Celulasa (Bagazo)	199	240
Control-Amilasa (Bagazo)	114	158
Enzima-Amilasa (Bagazo)	0	0
Control-Proteasa (Bagazo)	197	163
Enzima-Proteasa (Bagazo)	199	173
Control-Lipasa (Bagazo)	194	175
Enzima-Lipasa (Bagazo)	223	198

(Las pruebas potencial bioquímico de metano se hicieron por duplicado, por lo tanto no se presenta desviación estándar)

En la Figura 6.6 se muestran los perfiles de producción de metano referidos a los gramos de sólidos totales de los lixiviados para cada enzima bajo estudio, así como la comparación con la generación de su respectivo control y testigos (FORSU y testigo-lixiviado). En la figura inferior izquierda se muestran los resultados para la celulasa, en el cual se observa que la generación entre su control y con enzima es prácticamente la misma y tan sólo 18% más que el testigo-lixiviado a temperatura ambiente y 131% más que la FORSU.

En el caso de la amilasa, a pesar de que hubo una mayor disolución de SD y nutrientes y un aumento en la biodegradabilidad del lixiviado con enzima, no se vio favorecida la generación de metano, al dar 561 y 575 Nml de CH₄ por gramo de ST en el control y con enzima, respectivamente. Estas producciones de metano representan un 38% y 42% más que la generación del testigo y un 71% y 78% más que la FORSU.

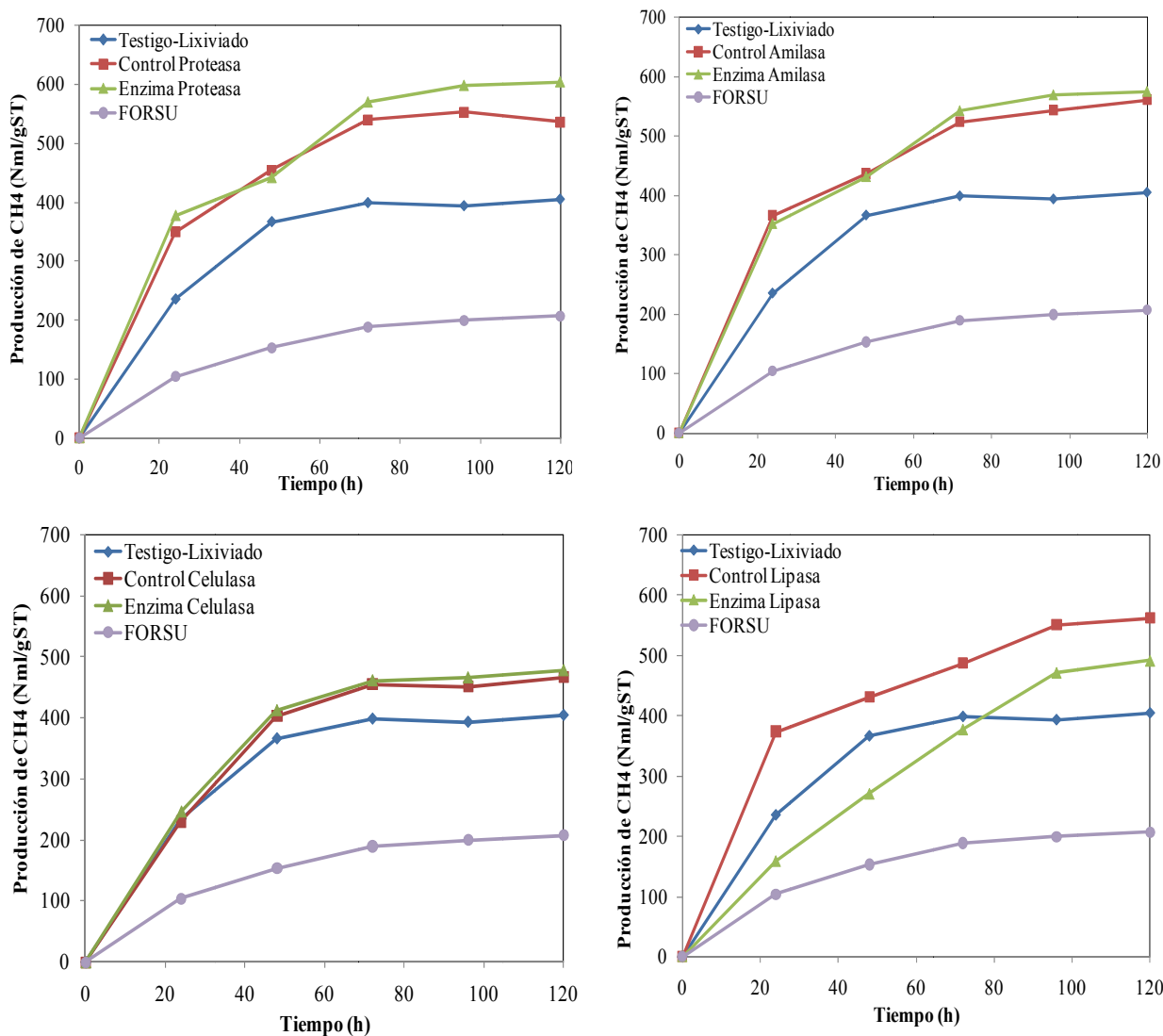


Figura 6.6. Producción de metano de los lixiviados resultantes del pretratamiento enzimático comparadas con sus controles y testigos **FORSU**=Fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos.

Con la adición de la enzima proteasa se logró obtener un 49% de metano más que el testigo a temperatura ambiente, un 13% más que su control y de 191% con respecto a la FORSU. Este caso fue el único con resultados favorables en la generación de metano al adicionar la enzima al compararla con su control, y fue el lixiviado que presentó los mayores incrementos en el metano producido en comparación con los testigos.

La generación de biogás con la adición de lipasa se vio inhibida, tal como se muestra en el perfil inferior derecho, con una producción de metano 13% menor que su testigo por temperatura.

Considerando los resultados de la caracterización de los lixiviados se esperaría que con este lixiviado se obtuviera la mayor generación de biogás, lo cual no se presentó por una inhibición no identificada.

Reportes de Rintala y Ahring (1994) arrojan que al adicionar 0.5 ml de enzima proteasa como pretratamiento por cada gramo de sólido volátil de residuos sólidos mezclados se logró una producción de metano 11% mayor a su control, mientras que las pruebas con lipasa y la mezcla de xilanas y celulasa no arrojaron diferencias significativas en el metano generado en comparación a sus respectivos controles. Por otro lado, el trabajo de Romano *et al.* (2009) muestra que la aplicación del pretratamiento da mejores resultados en la generación de metano si la digestión anaerobia se efectúa en dos etapas (acidogénesis y metanogénesis) que si se efectúa en una sola etapa. Lo anterior es debido a que se logra un mayor control del proceso en las etapas separadas, ya que en el proceso de una sola etapa se puede presentar inhibición si el sustrato es fácilmente biodisponible y la generación de ácidos grasos volátiles es mayor a su consumo.

La baja producción de biogás en los lixiviados resultantes de los tratamientos enzimáticos con respecto a sus controles se puede deber a la relación carbono-nitrógeno. Como se vio en el subcapítulo 6.4 únicamente los lixiviados resultantes de los pretratamientos con proteasa y lipasa estuvieron dentro del intervalo recomendado por Deublein y Steinhäuser (2008). Esto descarta inhibición por producción de amoníaco sobre todo en el caso de la lipasa, cuya generación de metano fue pobre. El resto de los lixiviados presentaron un valor alto para el carbono en la relación C:N lo que pudo causar que la formación de proteínas no fuera suficiente para el metabolismo de los microorganismos y que la producción de metano se viera limitada. También se considera que la actividad de las enzimas pudo afectar el metabolismo del inóculo y en consecuencia la producción de biogás.

En la Figura 6.7 se presentan los perfiles resultantes de generación de metano de los bagazos. En estos casos la comparación se hace con su respectivo control y el testigo-bagazo y la FORSU. En estos perfiles se puede observar de inicio que la generación de metano con excepción del bagazo de la enzima lipasa es siempre menor que la FORSU, tendencia contraria a los perfiles de los lixiviados.

Para los casos de los bagazos resultantes de los tratamientos con celulasa y lipasa se pudo observar que la producción de metano fue mayor que sus respectivos controles y no así para la proteasa en cuyo caso la producción fue prácticamente la misma. Considerando que el objetivo de las enzimas hidrolíticas es hidrolizar los polímeros que componen a la FORSU, se puede establecer que parte de los sólidos que

han sido hidrolizados no fueron disueltos en el lixiviado, pero sí se logró aumentar su biodisponibilidad en el bagazo, por lo cual se logra una mayor producción de metano con los bagazos de las pruebas donde se adicionaron las enzimas.

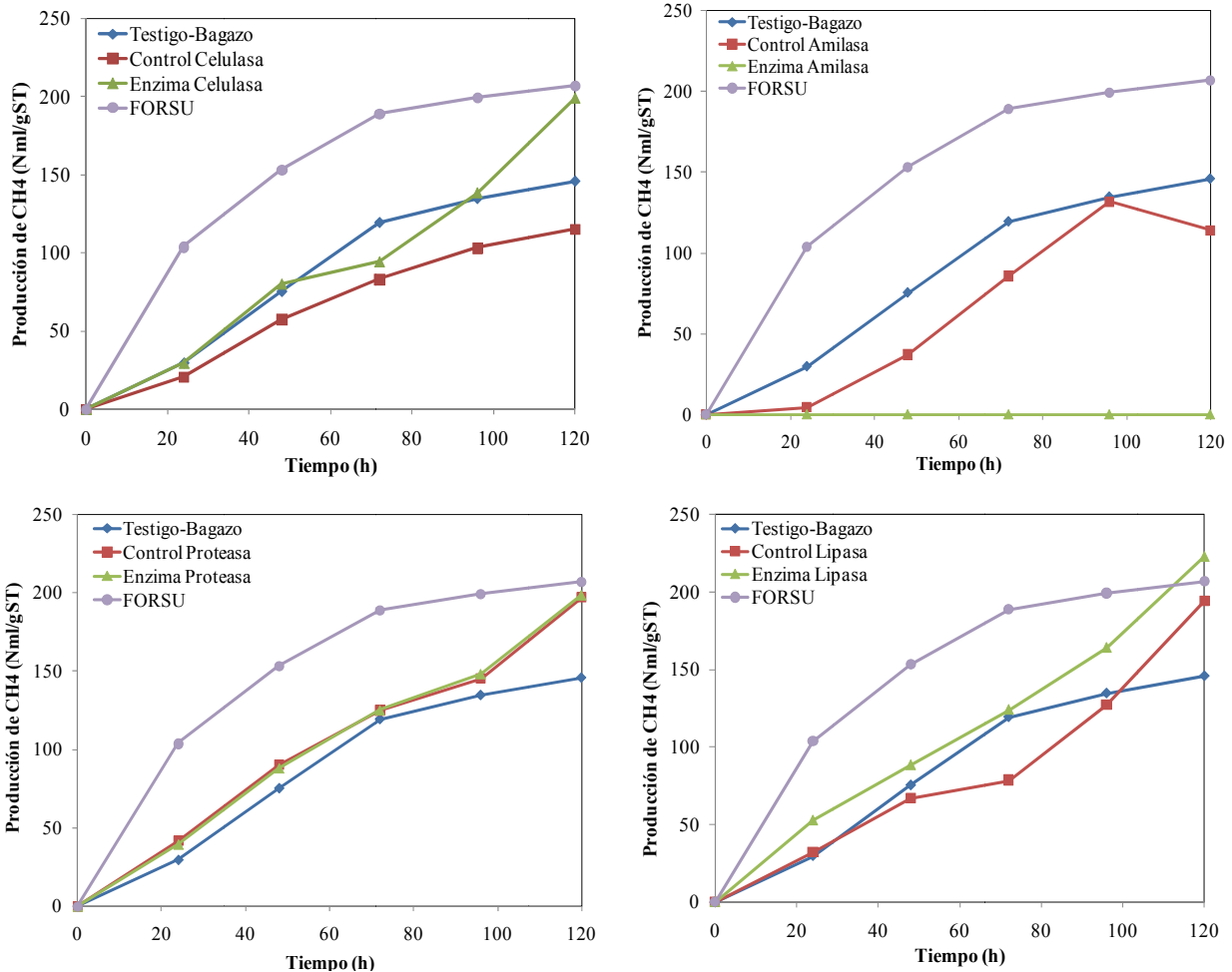


Figura 6.7. Producción de metano para los bagazos resultantes del pretratamiento enzimático comparadas con sus controles y testigos **FORSU**=Fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos.

En el caso del bagazo de la prueba con amilasa se registró una producción nula de metano, esto después de restarle la generación por consumo endógeno del inóculo utilizado.

Como se puede comparar en las Figuras 6.6 y 6.7, así como en la Tabla 6.20, la producción de biogás y más específicamente de metano de los bagazos es inferior a la lograda con los lixiviados, lo cual se entiende ya que en los lixiviados el sustrato se encuentra disuelto y es fácilmente disponible para los

microorganismos. En los bagazos sólo una parte de los sólidos está biodisponible para ser usados fácilmente y el resto requiere pasar por la etapa de hidrólisis antes de poder ser consumidos.

La mayor producción de metano por la FORSU en comparación con los bagazos es entendible al considerar que en ésta hay mayor cantidad de nutrientes debido a que no fue sometida a una previa lixiviación como en el caso de los bagazos. Los bagazos ya no contienen la misma cantidad de nutrientes que la FORSU y los sólidos que quedan en éstos, y que no lograron disolverse, son más difícilmente biodegradables.

7. Conclusiones

La composición compleja de los sólidos que integran la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU) propician que la etapa de hidrólisis sea limitante durante el proceso de digestión anaerobia, por lo que diversas investigaciones se han encaminado a la aplicación de pretratamientos para disminuir los tiempos de reacción que se requieren durante su digestión anaerobia y aumentar la producción de biogás.

Este trabajo se centró en la aplicación de pretratamientos enzimáticos sobre la FORSU generada en la Ciudad de México buscando aumentar la disolución de las sustancias que la componen. Se analizó la efectividad del pretratamiento comparándolo con seis métodos de lixiviación que solamente utilizaron la trituración como pretratamiento. Las principales conclusiones son:

- ⇒ Las muestras obtenidas en las 13 estaciones de transferencia indican que los residuos orgánicos que llegan a cada estación tienen una composición en masa diferente, es decir llegan a representar de un 35% para Milpa Alta hasta el 64% para Iztapalapa II. Para obtener una muestra representativa de toda la ciudad (para el periodo estacional otoño-invierno) fue necesario realizar una mezcla ponderada de acuerdo con las cantidades que llegan a cada estación de transferencia.
- ⇒ Al sustituir el agua utilizada para la lixiviación repetidamente es posible arrastrar más sustancias disueltas que cuando el agua no se sustituye por agua fresca: con sustitución de agua se alcanza la disolución entre 51 y 68% de la DQO total de 20 a 22% de los sólidos totales,

mientras que sin sustitución el arrastre es de 29 a 33% de la DQO y del 13 al 16% de los sólidos totales.

- ⇒ La extrusión de los residuos previamente a la lixiviación tiene un efecto positivo sobre la disolución de todos los nutrientes con excepción del nitrógeno amoniacal. Se pudo apreciar que licuar la muestra después de ser pasada por el extrusor no favorece en gran medida el arrastre de más nutrientes y sustancias solubles.
- ⇒ Los lixiviados resultantes después de los tres procedimientos de trituración con sustitución de agua presentaron una relación de DBO/DQO de 0.71 para el testigo, 0.65 para la muestra extrudida y de 0.54 para la muestra licuada. Con el mismo orden, para las lixiviaciones sin sustitución de agua estas relaciones fueron de 0.51, 0.52 y 0.52. Estos valores muestran que las sustancias contenidas en los lixiviados son fácilmente biodegradables.
- ⇒ En los lixiviados resultantes de los pretratamientos enzimáticos las relaciones DBO/DQO fueron de 0.41, 0.54, 0.49 y 0.52 para la celulasa, amilasa, proteasa y lipasa, respectivamente. Se considera, en todos los casos, que las sustancias contenidas en los lixiviados son altamente biodegradables y de fácil disponibilidad para los microorganismos.
- ⇒ Considerando que la lixiviación se realizó durante 10 horas, durante las primeras 6 horas de la lixiviación se logra disolver del 30 al 84% de las sustancias contenidas en la FORSU, mientras que durante las siguientes cuatro horas la disolución representa menos del 6% del total.
- ⇒ La aplicación de enzimas a la FORSU logró incrementar en un 7% la solubilidad de la FORSU con lipasa y proteasa y del 6% con amilasa. Debido a que, por protocolo de uso de las enzimas, la temperatura se incrementó desde 45 a 70°C durante la reacción, los valores anteriormente indicados representan el efecto combinado del aumento de la temperatura y la aplicación de las enzimas.
- ⇒ Con excepción de la celulasa, la adición de las enzimas tuvo un efecto positivo en la disolución de macronutrientes, aumentando hasta en un 54% el nitrógeno Kjeldahl (NK), 15% para fósforo total (PT) y 25% para carbón orgánico total (COT) con la adición de proteasa, 46%

NK, 15% PT y 15% COT con amilasa y un 145% NK, 57% PT y 27% COT con lipasa, siendo esta última enzima con la que se logró el mayor arrastre de sólidos y nutrientes.

- ⇒ La generación de biogás del lixiviado testigo durante las primeras 48 horas es de aproximadamente el 90% del total (con base en DQO total), disminuyendo la producción y tendiendo a un valor cuasi constante a partir del tercer día. Desde el tercer día la composición del biogás no presentó variaciones significativas, por lo que se puede afirmar que los cinco días propuestos para la prueba de potencial bioquímico de metano son suficientes para determinar la producción máxima de biogás.

- ⇒ De igual forma que para el lixiviado testigo, durante la digestión anaerobia de la FORSU testigo, durante las primeras 48 horas se produce el 75% del total de 5 días. La suma de la producción de biogás de los lixiviados y el bagazo es ligeramente inferior (94%) a la producción de biogás por la FORSU. Los bagazos produjeron menor cantidad de metano que la FORSU debido a que los sólidos que están fácilmente biodisponibles fueron disueltos en el agua durante la aplicación de los pretratamientos y la biodisponibilidad de los sólidos restantes que integran el bagazo es menor.

- ⇒ Por medio del pretratamiento enzimático fue posible mejorar la hidrólisis e incrementar la disolución de las sustancias contenidas en la FORSU pero no se logró un aumento significativo en la generación de biogás.

8. Referencias

- Agrawal L.K., Ohashi Y., Mochida E., Okui H., Ueki Y., Harada H., Ohashi A. (1997). Treatment of raw sewage in a temperate climate using a UASB reactor and the hanging sponge cubes process. *Water Science and Technology*. 36 (6-7), 433-440.
- Alcántara A., Siniesterra J. V. (2008). Lipasas. Biotransformations Group. Organic and Pharmaceutical Chemistry Department. Faculty of Pharmacy. Universidad Complutense de Madrid. Madrid, España.
- Álvarez R., Riera V., Villca S. (2004). Producción anaeróbica de biogás, aprovechamiento de los residuos del proceso anaeróbico, Instituto de Investigaciones en Procesos Químicos. Universidad Mayor de San Andrés. La Paz, Bolivia.
- APHA, AWWA, WPCF. (1992). Translation of: Standard methods for the examination of water and wastewater 17a ed. American Public Health Association, American Water Works Association y Water Pollution Control Federation. Washington D.C., EEUU.
- Archer E., Baddeley A., Schwager J., Whiting K. (2005). *Mechanical-biological-treatment: A guide for decision makers. Processes, policies and markets*, Juniper Consultancy Services Ltd. Londres, Reino Unido.
- Ayala H. C., Meraz C.R. (2009). Análisis de la evolución de la gestión de los residuos sólidos urbanos en el Distrito Federal: 1980-2008. *Revista de casos exitosos de programas de gestión integrada de residuos sólidos urbanos en América Latina y el Caribe*. Volumen 1 2009. <http://www.dirsa.org/pgirsu/articulos.html>

- Blanco S. P. (2008). Producción de gas de síntesis por medio de la tecnología de gasificación por arco de plasma térmico a partir de residuos sólidos urbanos, Tesis de licenciatura. Facultad de Química, UNAM. México D.F., México.
- Bougrier C., Philippe J., Carrère H. (2008). Effects of thermal treatments on five different waste activated sludge samples solubilisation, physical properties and anaerobic digestion. *Chemical Engineering Journal*. 21 (2), 236-244.
- Burgess J.E., Quarmby J., Stephenson T. (1999). Role of micronutrients in activated sludge-based biotreatment of industrial effluents. *Biotechnology Advances*. 17 (1), 49-70.
- BTA. (2007). BTA International GmbH. Dirección de internet <http://bta-international.de/historie.html?&lang=3>.
- CIC. (2011). Coordinación de la investigación científica. Desechos urbanos beneficio humano. UNAMirada a la ciencia.
http://www.cic-ctic.unam.mx/unamirada/download/pdf_prensa/unamirada_24.pdf
- Chyi Y.T., Levine A.D. (1992). Solubilization of particulate cellulose using anaerobic acidogenesis. *Water Science and Technology*. 26 (9-11), 2421-2424.
- Colomer F. J., Gallardo A. (2007). *Tratamiento y Gestión de residuos sólidos*, Editorial Universidad Politécnica de Valencia, España. Pp. 22-250.
- Comett-Ambriz I. (2005). Biopelículas en reactores de lecho móvil para el tratamiento de aguas residuales, trabajo de tesis de doctorado en proceso, Programa de Maestría y Doctorado en Ingeniería, UNAM. México D.F., México.
- Consonni S., Giugliano M., Grosso M. (2004). Alternative strategies for energy recovery from municipal solid waste. Part A: Mass and energy balances. *Waste management*. 25 (2), 123-135.
- Cooney C.L., Wang D.I.C., Mateles R.I. (1976). Growth of *Enterobacter aerogenes* in a chemostat with double nutrient limitations. *Applied and Environmental Microbiology*. 31 (1), 91-98.
- De Baere L. (2000). Anaerobic digestion of solid waste: state of the art. *Water Science and Technology*. 41 (3), 283-290.
- De Baere L., Mattheeuws B. and Velghe F. (2010). State of the art of anaerobic digestion in Europe. IWA Congress on Anaerobic Digestion, Guadalajara, México 2010.
- De La Cruz R. (2005). La experiencia francesa en tecnologías para el tratamiento de los residuos urbanos. http://www.borrmart.es/articulo_limpiezas.php?id=232&numero=54
- Demirel B., Yenigün O. (2002). Two-phase anaerobic digestion processes: a review. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*. 77 (7), 743-755.

- Deublein D, Steinhauser A. (2008). *Biogas from waste and renewable resources: An introduction*. Wiley-VCH Verlag GmbH and Co. KGaA. Weinheim, Alemania. Pp. 93-128.
- Devlin M. T. (2004). *Bioquímica*. Cuarta edición. Editorial Reverte S.A. Barcelona, España. Pp. 350-385.
- Dubois M., Gilles K. A., Hamilton J. K., Rebers P. A., Smith F. (1956). Colorimetric method for determination of sugars and related substances. *Analytical Chemistry*. 28 (3), 350-356.
- Eurostat (2011). Data centre on waste. Environment Eurostat. European Commission http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/waste/data/wastemanagement/waste_treatment
- Fernández G. L. A. (2008). Caracterización cinética de la degradación anaerobia termofílica seca de la FORSU. Efectos de diferentes pretratamientos sobre la biodegradabilidad del residuo, Tesis doctoral. Universidad de Cadiz. Cadiz, España.
- Fernández J., Pérez M., Romero L. I. (2008). Effect of substrate concentration on dry mesophilic anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste (OFMSW). *Bioresour. Technol.* 99 (14), 6075-6080.
- Fernández-Güelfo L.A., Álvarez-Gallego C., Sales D. and Romero L.I. (2011). The use of thermochemical and biological pretreatments to enhance organic matter hydrolysis and solubilization from organic fraction of municipal solid waste (OFMSW). *Chemical Engineering Journal*. 168 (1) 249-254.
- Fersht A. (1980). *Estructura y mecanismo de las enzimas*. Edición en español. Editorial Reverte. Barcelona, España. Pp. 15-20.
- Gavala H.N., Yenal U., Skiadas I.V. Wastermann P., Ahring B.K. (2003). Mesophilic, thermophilic anaerobic digestion of primary and secondary sludge. Effect of pre-treatment at elevated temperature. *Water research*. 37 (19), 4561-4572
- GDF. (2003). Gobierno del Distrito Federal. Ley de Residuos Sólidos del Distrito Federal. Publicada en la Gaceta Oficial del Distrito Federal el 22 de abril de 2003. México
- GDF. (2008). Gobierno del Distrito Federal. Reglamento de la ley de Residuos Sólidos del Distrito Federal. Publicada en la Gaceta Oficial del Distrito Federal el 7 de octubre de 2008. México.
- GlobalW. (2010). Global Water Instrumentation Inc. OxiTop IS6/IS 12 BOD Instrumentation manual. <http://www.globalw.com/products/oxitop.html>
- Gómez T. F. (2008). Métodos secuenciales de pretratamiento químico y enzimático de residuos agrícolas para la producción de metano, Tesis de maestría, Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C. San Luis Potosí, México.

- Gujer W., Zehnder A. J. B. (1983). Conversion Processes in Anaerobic Digestion. *Water Science & Technology*. 15 (8-9), 127-167.
- Gutiérrez D. M. (2009). Conversión térmica de la biomasa. Departamento de ingeniería de la madera. Universidad de Chile. Santiago de Chile, Chile.
- Ince O. (1998). Performance of a 2-phase anaerobic-digestion system when treating dairy wastewater. *Water research*. 32 (9), 2707-2713
- INEGI. (2009). Información estadística-medio ambiente. Sistema Nacional de Información Estadística y Geográfica. <http://www.inegi.org.mx/Sistemas/temasV2/Default.aspx?s=est&c=21385>
- Izumi K., Okishio Y., Nagao N., Niwa Ch., Yamamoto S., Toda T. (2010). Effects of particle size on anaerobic digestion of food waste. *International Biodeterioration and Biodegradation*. 64 (7), 601-608.
- Jansen J.C., Spliid H., Hansen T.L., Svärd A., Christensen T.H. (2004). Assessment of sampling and chemical analysis of source-separated organic household waste. *Waste Management*. 24 (6), 541-549.
- JICA (1999). Estudios sobre el manejo de residuos sólidos para la Ciudad de México de los Estados Unidos Mexicanos. Agencia de Cooperación Internacional del Japón (Japan International Cooperation Agency). México D.F., México.
- Jornada Técnica sobre Residuos. (2009). GT No. 1. Centro Tecnológico L'Urederra. Navarra, España. <http://www.redremar.com/Documents/Jornadas/GT1/Martamateo.pdf>
- Karlsson I. (1990). Carbon source for denitrification from pre-precipitated sludge. In: Hahn, H.H. and Klute, R., Editors, 1990. *Chemical Water and Wastewater Treatment*, Springer. Berlin, Alemania. 521-529.
- Kim I.S., Kim D.H., Hyun S.H. (2000). Effect of particle size and sodium ion concentration on anaerobic thermophilic food waste digestion. *Water Science and Technology*. 41 (3), 67-73
- Lee J. (1997). Biological conversion of lignocellulosic biomass to ethanol. *Journal of Biotechnology*. 56 (1), 1-24.
- Lefebvre X., Paula E., Maureta M., Baptisteb P., Capdevillea B. (1998). Kinetic characterization of saponified domestic lipid residues aerobic biodegradation. *Water Research*. 32 (10), 3031-3038.
- Lehninger A. L., Nelson D. L., Cox M. M. (2005). *Lehninger. Principios de bioquímica*. Cuarta edición ilustrada. Editorial Freeman. Barcelona, España. Pp. 190-205.
- Lettinga G., Rebac S., Zeeman G. (2001). Challenge of psychrophilic anaerobic wastewater treatment. *Trends in Biotechnology*. 19 (9), 363-370.
- Li Y-Y., Noike T. (1992). Upgrading of anaerobic digestion of waste activated sludge by thermal pretreatment. *Water Science and Technology*. 26 (3-4), 857-866

- Ljungdahl L.G., Eriksson K.E. (1985). Ecology of microbial cellulose degradation. Marshall, K.C., Ed. *Advances in Microbial Ecology*. vol. 8. Plenum Press, New York. 237–299.
- López G. R. (1998). Análisis del proceso de digestión anaerobia acelerada para la estabilización de la fracción orgánica de los residuos sólidos municipales, Tesis de licenciatura. Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, UNAM. México D.F., México.
- López M., Espinosa M. del C. (2007). Effect of alkaline pretreatment on anaerobic digestion of solid wastes. *Waste Management*. 28 (11), 2229–2234.
- Ma. J., Doung H.T., Smits M. Verstraete W., Carballa M. (2010). IWA Congress on Anaerobic Digestion, Guadalajara, México.
- Mahmoud N., Zeeman G., Gijzen H., Lettinga G. (2003). Solids removal in upflow anaerobic reactors, a review. *Bioresource Technology*. 90 (1), 1-9.
- Maltin C. (2003). A revolution of anaerobic digestion. World Climate and energy event. Rio de Janeiro, Brazil. Pp. 319-323.
- Manahan S. E., Larsen D. W. (1999). Proceso "Chemchar" para la gasificación de residuos peligrosos y mezclas de residuos radioactivos y peligrosos. *Tecnología Ciencia Educación*, Instituto Mexicano de Ingenieros Químicos (IMIQU). 14 (1-2), 51-58.
- Massé L., Kennedyb K. J., Chouc S. (2001). Testing of alkaline and enzymatic hydrolysis pretreatments for fat particles in slaughterhouse wastewater. *Bioresource Technology*. 77 (2), 144-155.
- Mata-Álvarez. J., Macé S. and Llabrés P. (2000). Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives. *Bioresource technology*. 74 (1) 3-16.
- Mata-Álvarez. J. (2002). Biomethanization of the organic fraction of municipal solid waste. IWA Publishing, Londres, Reino Unido. Pp. 1-18.
- Megazyme. (2010). Total starch assay procedure (Amyloglucosidase/ α -amylase method). Megazyme. <http://secure.megazyme.com/downloads/en/data/K-TSTA.pdf>
- Merck. (2009). Kjeldahl Analysis - Technical Information. Merck Chemicals Mexico. http://www.merck-chemicals.com/mexico/tabletas-de-kjeldahl/MDA_CHEM-117958/p_uuid?attachments=TI
- Merck. (2010). BIOQUANT Protein (Biuret method). Merck Chemicals International. http://www.merck-chemicals.com/bioquant-protein/MDA_CHEM-110307/p_uuid?attachments=PI
- Molina P. F. (2007). Comportamiento dinámico de digestores anaerobios, Tesis de Doctorado. Universidad de Santiago de Compostela. Galicia, España.
- Montes H. M. C., Magaña P.I. (2002). Enzimas con aplicación industrial. *Avance y perspectiva vol. 21*, 279-282

- Moore D. (1998). *Fungal morphogenesis*. Cambridge University Press. New York, EE.UU. Pp. 1-106.
- Mshandete A., Bjornsson L., Kivaisi A. K., Rubindamayugi M.S.T., Mattiasson B. (2006). Effect of particle size on biogas yield from sisal fiber waste. *Renewable Energy*. 31 (4), 2385-2392.
- Müller C. (2007). *Anaerobic digestion of biodegradable solid waste in low- and middle-income countries*. Eawag Aquatic Research. Dübendorf, Suiza.
- Muñoz G. A. (2006). Diseño de un separador por tamaño de residuos sólidos municipales, Tesis de maestría. Programa de Maestría y Doctorado en Ingeniería, UNAM. México D.F., México.
- Muñoz C.C., Sánchez M. F. (2008). Percepción y aplicación de la Ley de Residuos Sólidos del D.F. en su fase de recolección en una colonia de la Ciudad de México. *Ciencia y Tecnología*. Investigación Universitaria multidisciplinaria. Año 7 (7), 70-79.
- Nedwell D.B. (1999). Effect of low temperature on microbial growth: lowered affinity for substrates limits growth at low temperature. *FEMS Microbiology Ecology*. 30 (2), 101- 111.
- NMX-AA-015-1985. (1985). Norma Mexicana Protección al ambiente. Contaminación del suelo. Residuos sólidos municipales, muestreo, método de cuarteo. Secretaria de Comercio y Fomento Industrial. México D.F., México.
- NMX-AA-019-1985. (1985). Norma Mexicana Protección al ambiente. Contaminación del suelo-residuos sólidos municipales-peso volumétrico "in situ". Secretaria de Comercio y Fomento Industrial. México D.F., México.
- NMX-AA-022-1985. (1985). Norma Mexicana Protección al ambiente-contaminación del suelo-residuos sólidos municipales-selección y cuantificación de subproductos. Secretaria de Comercio y Fomento Industrial. México D.F., México.
- NMX-F-090-S-1978. (1978). Determinación de fibra cruda en alimentos. Secretaria de Comercio y Fomento Industrial. México D.F., México.
- OLADE. (1997). *Manual de gasificación. Empleo de gasificadores y gasógenos en las áreas rurales de América Latina*. Organización Latinoamericana de Energía. Quito, Ecuador..
- ONU (2010). World Urbanization Prospects: The 2009 Revision Population Database. Organización de las Naciones Unidas <http://esa.un.org/wup2009/unup/index.asp?panel=2>
- Owen W. F., Stuckey D.C., Healy Jr J.B., Young L.Y., McCarty P.L. (1979). Biossay for monitoring biochemical methane potential and anaerobic toxicity. *Water Research*. 13 (6), 485-492.
- Palmqvist E, Hahn Hägerdal B. (2000). Fermentation of lignocellulosic hydrolysates. II: Inhibitors and mechanisms of inhibition. *Bioresource Technology*. 74 (1), 25-33.
- Peters D. (2007). Raw materials. *Advances in Biochemical Engineering/Biotechnology*. 105, 1-30.
- Perez S., Dossat-Létisse V., Paul E., Lefebvre D., Lefebvre X. (2010). IWA Congress on Anaerobic Digestion, Guadalajara, México.

- Perot C., Sergent M., Richard P., Phan T.L.R., Millot N. (1988). The effects of pH, temperature and agitation speed on sludge anaerobic hydrolysis-acidification. *Environmental Technology Letters*. 9 (8), 741-752.
- PGIRSDF. (2004). Programa de Gestión Integral de los Residuos Sólidos para el Distrito Federal 2004-2009. Gaceta Oficial del Distrito Federal, Décima cuarta época, No. 101-Bis. México.
- PGIRSDF. (2009). Programa de Gestión Integral de los Residuos Sólidos para el Distrito Federal 2009-2014. Gaceta Oficial del Distrito Federal, Décima séptima época, No. 710. México.
- PNPGIR. (2009). Programa nacional para la prevención y gestión integral de los residuos 2009-2012. SEMARNAT. <http://www.semarnat.gob.mx/programassubsidios/Documents/PNPGIR.pdf>
- Pohland F.G., Ghosh S. (1971). Developments in anaerobic stabilization of organic wastes: The two-phase concept. *Environmental Letters*. 1 (4), 255-266
- Porrier G.P. (2006). Hidrólisis y acidificación psicrofílica de moléculas complejas en sistemas anaerobios, Tesis de Doctorado. Universidad de Santiago de Compostela. Galicia, España.
- Rintala J., Ahring B. (1994). Thermophilic anaerobic digestion of source-sorted household solid waste: the effects of enzyme additions. *Applied Microbiology and Biotechnology*. 40 (6), 916-919.
- Romano R. T., Zhang R. Teter S. and McGarvey J.A. (2009). The effect of enzyme addition on anaerobic digestion of Jose Tall Wheat Grass. *Bioresource Technology*. 100, 4564-4571.
- Romero S. A. (1998). Incineración de residuos sólidos urbanos. Departamento de Ingeniería Química. Universidad Complutense de Madrid. Madrid, España. 315-318.
- Romero M.A., Romero L.I., Álvarez-Gallego C.J. (2010). Comparison of three pretreatments for organic matter solubilization from OFMSW. IWA Congress on Anaerobic Digestion, Guadalajara, México.
- Sanders W.T.M., Geerink M., Zeeman G., Lettinga G. (2000). Anaerobic hydrolysis kinetics of particulate substrates. *Water Science and Technology*. 41 (3), 17-24.
- SEMARNAT. (2001). *Minimización y manejo ambiental de los residuos sólidos*. Publicado por SEMARNAT. Primera edición. México D.F., México. Pp. 17-41.
- Shanmugam P., Horan N. J. (2009). Simple and rapid methods to evaluate methane potential and biomass yield for a range of mixed solid waste. *Bioresource Technology*. 100 (1), 471-474
- Schlegel G.H. (1997). *Microbiología general*. Editorial Omega S.A. Barcelona, España. Pp. 193-283.
- Sonkaya V., Raizada N., Kalia V. (2001). Microbial and enzymatic improvement of anaerobic digestion of waste biomass. *Biotechnology Letters*. 23 (18), 1463-1466.
- Svensson L.M., Christensson K., Björnsson L. (2005). Biogas production from crop residues on a farm-scale level: Is it economically feasible under conditions in Sweden?. *Bioprocess and Biosystems Engineering*. 28 (3), 139-148.

- Tanaka S., Kobayashi T., Kamiyama K.I., Bildan L.N. (1997). Effects of thermochemical pretreatment on the anaerobic digestion of waste activated sludge. *Water Science and Technology*. 35 (8), 209-215.
- Tchobanoglous G., Theisen H., Vigil S.A. (1994). *Gestión integral de residuos sólidos Vol II*, Editorial Mc GrawHill/Interamericana de España, S.A. Pp. 611-800.
- Vargas S. L. (2002). Selección y evaluación de bacterias del género *Bacillus* productoras de amilasa en cultivo sumergido, Tesis de maestría. Universidad Mayor de San Marcos. Lima, Perú.
- Verma S. (2002). *Anaerobic digestion of biodegradable organics in municipal solid waste*. Columbia University, Department of Earth and Environmental Engineering. EE.UU.
- Vidal G., Carvalho A., Méndez R., Lema J.M. (2000). Influence of the content in fats and proteins on the anaerobic biodegradability of dairy wastewaters. *Bioresource Technology*. 74 (3), 231-239.
- Vikas S., Neena R., Vipin C.K. (2001). Microbial and enzymatic improvement of anaerobic digestion of waste biomass. *Biotechnology Letters*. 23 (18), 1463-1466.
- Von Münch E., Greenfield P.F. (1998). Estimating VFA concentrations in prefermenters by measuring pH. *Water Research*. 32 (8), 2431-2441.
- Wamsler C. (2000). El sector informal en la separación del material reciclable de los residuos sólidos municipales del Estado de México. Gobierno del estado de México y Agencia de Cooperación Técnica Alemana.
- Yu H.Q., Fang H.H.P. (2003). Acidogenesis of gelatin-rich wastewater in an upflow anaerobic reactor: influence of pH and temperature. *Water Research*. 37 (1), 55-66.

Anexo 1

Protocolo de prueba de potencial bioquímico de metano

CONCEPTO. El potencial bioquímico de metano es una prueba que establece la biodegradabilidad de un sustrato, la cual se determina mediante el biogás (metano-dióxido de carbono) producido de la muestra que es incubada con un inóculo de microorganismos metanogénicos bajo condiciones anaerobias.

MATERIAL	*Espátula	REACTIVOS
*Fracos de reacción de 250 ml con septo en el tapón	*Soporte metálico *Pecera	*Sustrato (lixiviados, dextrosa, acetato de sodio y residuos orgánicos)
*Jeringas de insulina con aguja desmontable	*Viales para centrífuga	*Lodos granulares anaerobios frescos
*Agujas desmontables	EQUIPO	*Solución de H ₂ SO ₄ 1 N
*Probetas graduadas de 250 ml	*Agitador magnético múltiple	*Solución de micronutrientes
*Fracos herméticos de 250-500 ml	*Barras magnéticas	*Solución amortiguadora de fosfatos de potasio (0.1M)
*Venoclis	*Batidora de inmersión	*Sal de mesa
*Vasos de precipitados	*Centrífuga para viales de 50 ml	*Nitrógeno gas
*Recipientes de 12 l	*Potenciómetro	*Agua destilada y potable
*Pipetas volumétricas 1 ml	*Calentador con recirculación	*Indicador verde de metilo
*Guantes de látex	*Cromatógrafo de gases Fisher	
*Piseta		

PROCEDIMIENTO

Obtener lodos granulares anaerobios frescos de una planta para tratamiento de aguas residuales. Determinar los sólidos suspendidos totales y volátiles (SST y SSV) para conocer su concentración. Por cada frasco de prueba de potencial de metano se requiere 2 g de lodos como SSV (concentración en los frascos de reacción entre 10 a 20 gSSV/l) y de 0.2 a 0.4 g de sustrato como DQO (concentración en el frasco de reacción de 2 a 4 g/l).

PASOS

1. Los lodos se colocan en un vaso de precipitados y se mezclan con una batidora de inmersión durante 20 segundos para romper los gránulos (disgregación)



2. Por cada 4 frascos de reacción se utilizan aproximadamente 160 a 200 ml de lodos que se reparten en 4 viales de la centrífuga. Centrifugarlos por 5 min a 2500 rpm
3. Eliminar el sobrenadante
4. Adicionar agua de la llave necesaria para completar 50 ml de cada vial y mezclarlos perfectamente antes de centrifugar nuevamente por 5 min a 2500 rpm.
5. Eliminar el sobrenadante y adicionar la solución amortiguadora de pH (0.1 M de pH 7.2) necesaria para ajustar la concentración de los lodos con solución amortiguadora a valores cercanos a 50 g SSV/l.
6. Si no se utilizan de inmediato los lodos, mantenerlos en solución amortiguadora y guardarlos en refrigeración (4°C) en un frasco hermético para evitar la pérdida de humedad
7. Una vez que los lodos son lavados, preparar las demás soluciones
8. Preparar la suficiente solución salina acidulada para llenar las probetas de 250 ml a utilizar y el recipiente en donde son invertidas. Saturar la solución con NaCl, adicionar indicador verde de metilo y bajarle el pH hasta 2-2.3 con una solución 1 N de H₂SO₄

9. Adicionar en los frascos de reacción de 250 ml los 40 ml de lodos y el volumen necesario de sustrato para conseguir la concentración establecida. Aforar a 100 ml con solución amortiguadora en el frasco de reacción
10. Adicionar 1 ml de solución de micronutrientes a los frascos de reacción con una pipeta volumétrica de 1 ml.

Solución	pH	Reactivo	Concentración (mg/l)
Solución de micronutrientes	Aprox. 1.63	FeCl ₃ · 4H ₂ O	2000
		CoCl ₂ · 6H ₂ O	2000
		MnCl · 4H ₂ O	500
		CuCl · 2 H ₂ O	30
		ZnCl ₂	50
		H ₃ BO ₃	50
		NaSeO ₃ · 5H ₂ O	100
		NiCl ₂ · 6H ₂ O	50
		EDTA	1000
		HCl 36%	1

11. Cerrar los frascos con el tapón con septo y desplazar el oxígeno del medio burbujando nitrógeno a través de una venocllisis y permitiendo la salida del aire por una aguja conectada a una manguera sumergida en agua para verificar el desplazamiento del aire en el medio.
12. Dejar los frascos con la venocllisis cerrada por 30 min a 35°C en baño maría
13. Colocar las mangueras de la venocllisis por debajo del soporte verificando que no queden aplastadas y dejándolas fuera del recipiente
14. Adicionar al recipiente la solución salina restante después de haber llenado las probetas hasta el tope, cuidando de que no entre solución en las mangueras de la venocllisis.
15. Invertir las probetas evitando que no se derrame el líquido e introducir la venocllisis correspondiente a la probeta.
16. Introducir los frascos en agua previamente temperada a 35°C y agitar a 140 rpm con agitadores magnéticos.
17. Registrar el volumen desplazado por aire en las probetas, previo a abrir la llave de paso de la venocllisis o en su caso retirarlo a través de succión.

18. Abrir la llave de paso de la venoclisis para que inicie el desplazamiento del gas en las probetas
19. Registrar el volumen desplazado cada hora durante los primeros 2 días y cada 3 horas durante los 3 días restantes de la prueba de potencial de metano (la frecuencia del registro del volumen depende de la generación de gas)
20. Verificar el pH de la solución salina observando el vire del indicador.



pH= 2



pH=2.5

21. Verificar que durante la prueba experimental de potencial de metano el sistema conserve las siguientes condiciones:
 - pH dentro del reactor: 7-7.2
 - pH de la solución salina de desplazamiento: 2-2.5
 - Temperatura de los reactores: 35°C
 - Temperatura de la solución salina de desplazamiento: ambiente
 - Agitación constante de los reactores a 140 rpm
 - Los reactores deben ser herméticos para evitar la entrada de oxígeno al sistema
 - Tiempo de la prueba: 5 días
22. Tomar una muestra de 1 ml del biogás a través del septo del frasco utilizando una jeringa de insulina de 1 ml con aguja desechable (purgar la jeringa 3 veces antes de la toma de muestra). Inyectar en el cromatógrafo de gases 0.5 ml de la muestra cada 24 horas iniciando en el tiempo cero (inyectar siempre a la misma hora).
23. El cromatógrafo Fisher proporciona como datos de salida picos de N₂, CH₄, y CO₂ a través de un registrador.
24. Se elaboran curvas de volumen y composición del biogás contra tiempo.

Anexo 2

Resultados estadísticos

Tablas de análisis de varianza (ANDEVA o ANOVA por sus siglas en inglés) por cada variable de respuesta (gl= grados de libertad, F= valor estadístico “F” o variación entre grupos, Sig= grado de significancia)

ANOVA a 2 horas						
		Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Sólidos disueltos totales a 2h	Inter-grupos	4.623E8	5	9.246E7	376.855	0.000
	Intra-grupos	1,472,000.000	6	245,333.333		
	Total	4.637E8	11			
Demanda química de oxígeno 1.6 a 2h	Inter-grupos	9.861E8	5	1.972E8	37.239	0.000
	Intra-grupos	3.178E7	6	5,295,926.000		
	Total	1.018E9	11			
Demanda química de oxígeno 0.45 a 2h	Inter-grupos	1.052E8	5	2.104E7	7.101	0.017
	Intra-grupos	1.777E7	6	2,962,370.417		
	Total	1.230E8	11			
Nitrógeno total Kjeldahl a 2h	Inter-grupos	115,956.417	5	23,191.283	50.334	0.000
	Intra-grupos	2,764.500	6	460.750		
	Total	118,720.917	11			
Nitrógeno amoniacal a 2h	Inter-grupos	12,914.667	5	2,582.933	35.302	0.000
	Intra-grupos	439.000	6	73.167		
	Total	13,353.667	11			
Fósforo total a 2h	Inter-grupos	102,235.667	5	20,447.133	95.696	0.000
	Intra-grupos	1,282.000	6	213.667		
	Total	103,517.667	11			
Ortofosfatos a 2 h	Inter-grupos	115,268.000	5	23,053.600	3842.267	0.000
	Intra-grupos	36.000	6	6.000		
	Total	115,304.000	11			
Demanda bioquímica de oxígeno a 2h	Inter-grupos	2.542E8	5	5.083E7		
	Intra-grupos	0.000	6	0.000		
	Total	2.542E8	11			

ANOVA a 4 horas

		Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Sólidos disueltos totales a 4h	Inter-grupos	8.178E8	5	1.636E8	475.644	0.000
	Intra-grupos	2,063,200.000	6	343,866.667		
	Total	8.199E8	11			
Demanda química de oxígeno 1.6 a 4h	Inter-grupos	1.649E9	5	3.299E8	228.744	0.000
	Intra-grupos	8,652,181.500	6	1,442,030.250		
	Total	1.658E9	11			
Demanda química de oxígeno 0.45 a 4h	Inter-grupos	7.917E8	5	1.583E8	251.536	0.000
	Intra-grupos	3,776,889.500	6	629,481.583		
	Total	7.955E8	11			
Nitrógeno total Kjeldahl a 4h	Inter-grupos	616,277.417	5	123,255.483	368.018	0.000
	Intra-grupos	2,009.500	6	334.917		
	Total	618,286.917	11			
Nitrógeno amoniacal a 4h	Inter-grupos	58,734.417	5	11,746.883	123.978	0.000
	Intra-grupos	568.500	6	94.750		
	Total	59,302.917	11			
Fósforo total a 4h	Inter-grupos	495,911.417	5	99,182.283	259.470	0.000
	Intra-grupos	2,293.500	6	382.250		
	Total	498,204.917	11			
Ortofosfatos a 4h	Inter-grupos	453,671.750	5	90,734.350	8,710.498	0.000
	Intra-grupos	62.500	6	10.417		
	Total	453,734.250	11			
Demanda bioquímica de oxígeno a 4h	Inter-grupos	80508E8	5	1.702E8		
	Intra-grupos	0.000	6	0.000		
	Total	8.508E8	11			

ANOVA a 6 horas

		Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Sólidos disueltos totales a 6h	Inter-grupos	1.057E9	5	2.114E8	345.399	0.000
	Intra-grupos	3,672,000.000	6	612,000.000		
	Total	1.061E9	11			
Demanda química de oxígeno 1.6 a 6h	Inter-grupos	4.274E9	5	8.549E8	142.245	0.000
	Intra-grupos	3.606E7	6	6,009,800.000		
	Total	4.310E9	11			
Demanda química de oxígeno 0.45 a 6h	Inter-grupos	1.430E9	5	2.860E8	273.301	0.000
	Intra-grupos	6,278,556.500	6	1,046,426.083		
	Total	1.436E9	11			
Nitrógeno total Kjeldahl a 6h	Inter-grupos	1,050,542.750	5	210,108.550	484.214	0.000
	Intra-grupos	2,603.500	6	433.917		
	Total	1,053,146.250	11			
Nitrogeno amoniacal a 6h	Inter-grupos	87,149.750	5	17,429.950	457.679	0.000
	Intra-grupos	228.500	6	38.083		
	Total	87,378.250	11			
Fósforo total a 6h	Inter-grupos	940,944.667	5	188,188.933	390.299	0.000
	Intra-grupos	2,893.000	6	482.167		
	Total	943,837.667	11			
Ortofosfatos a 6h	Inter-grupos	669,149.417	5	133,829.883	129.523	0.000
	Intra-grupos	6,199.500	6	1,033.250		
	Total	675,348.917	11			
Demanda bioquímica de oxígeno a 6h	Inter-grupos	2.491E9	5	4.982E8		
	Intra-grupos	0.000	6	0.000		
	Total	2.491E9	11			

ANOVA a 8 horas

		Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Sólidos disueltos totales a 8h	Inter-grupos	1.702E9	5	3.403E8	1,009.736	0.000
	Intra-grupos	2,022,400.000	6	337,066.667		
	Total	1.704E9	11			
Demanda química de oxígeno 1.6 a 8h	Inter-grupos	9.180E9	5	1.836E9	264.867	0.000
	Intra-grupos	4.159E7	6	6,931,963.667		
	Total	9.222E9	11			
Demanda química de oxígeno 0.45 a 8h	Inter-grupos	1.848E9	5	3.695E8	197.659	0.000
	Intra-grupos	1.122E7	6	1,869,574.333		
	Total	1.859E9	11			
Nitrógeno total Kjeldahl a 8h	Inter-grupos	1,692,648.000	5	338,529.600	245.400	0.000
	Intra-grupos	8,277.000	6	1,379.500		
	Total	1,700,925.000	11			
Nitrógeno amoniacal a 8h	Inter-grupos	161,096.667	5	32,219.333	483.290	0.000
	Intra-grupos	400.000	6	66.667		
	Total	161,496.667	11			
Fósforo total a 8h	Inter-grupos	1,576,202.000	5	315,240.400	1,282.334	0.000
	Intra-grupos	1,475.000	6	245.833		
	Total	1,577,677.000	11			
Ortofosfatos a 8h	Inter-grupos	1,322,570.000	5	264,514.000	260.477	0.000
	Intra-grupos	6,093.000	6	1,015.500		
	Total	1,328,663.000	11			
Demanda bioquímica de oxígeno a 8h	Inter-grupos	4.918E9	5	9.835E8		
	Intra-grupos	0.000	6	0.000		
	Total	4.918E9	11			

ANOVA a 10 horas

		Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Sólidos disueltos totales a 10h	Inter-grupos	1.536E9	5	3.073E8	606.088	0.000
	Intra-grupos	3,041,800.000	6	506,966.667		
	Total	1.539E9	11			
Demanda química de oxígeno 1.6 a 10h	Inter-grupos	1.485E10	5	2.970E9	365.245	0.000
	Intra-grupos	4.880E7	6	8,132,630.167		
	Total	1.490E10	11			
Demanda química de oxígeno 0.45 a 10h	Inter-grupos	2.602E9	5	5.204E8	163.398	.000
	Intra-grupos	1.911E7	6	3,184,703.833		
	Total	2.621E9	11			
Nitrógeno total Kjeldahl a 10h	Inter-grupos	4,432,101.417	5	886,420.283	2.524	0.145
	Intra-grupos	2,106,853.500	6	351,142.250		
	Total	6,538,954.917	11			
Nitrógeno amoniacal a 10h	Inter-grupos	270,197.417	5	54,039.483	2,324.279	0.000
	Intra-grupos	139.500	6	23.250		
	Total	270,336.917	11			
Fósforo total a 10h	Inter-grupos	2,064,898.000	5	412,979.600	172.039	0.000
	Intra-grupos	14,403.000	6	2400.500		
	Total	2,079,301.000	11			
Ortofosfatos a 10h	Inter-grupos	1,366,952.667	5	273,390.533	266.809	0.000
	Intra-grupos	6,148.000	6	1024.667		
	Total	1,373,100.667	11			
Demanda bioquímica de oxígeno a 10h	Inter-grupos	7.453E9	5	1.491E9		
	Intra-grupos	0.000	6	0.000		
	Total	7.453E9	11			

Comparaciones múltiples Tukey por parámetro de la muestra (HSD= honestly significant difference o diferencia honestamente significativa, Sig= significancia)

Sólidos disueltos totales a 2h

HSD de Tukey ^a		Subconjunto para alfa = 0.05				
Tratamiento	N	1	2	3	4	5
2	2	25,420.000				
4	2		30,760.000			
1	2		31,020.000			
5	2			33,160.000		
3	2				40,820.000	
6	2					43,540.000
Sig.		1.000	0.993	1.000	1.000	1.000

Demanda química de oxígeno 1.6 a 2h

HSD de Tukey ^a		Subconjunto para alfa = 0.05	
Tratamiento	N	1	2
2	2	34,933.500	
5	2	36,600.000	
4	2	37,933.500	
1	2	38,933.500	
6	2		54,933.000
3	2		57,266.500
Sig.		0.556	0.898

Nitrógeno total Kjeldahl a 2h

HSD de Tukey ^a		Subconjunto para alfa = 0.05				
Tratamiento	N	1	2	3	4	5
2	2	585.500				
5	2		688.500			
1	2		727.500	727.500		
4	2			775.500	775.500	
3	2				829.000	829.000
6	2					890.500
Sig.		1.000	0.518	0.341	0.258	0.170

Nitrógeno amoniacal a 2h

HSD de Tukey ^a		Subconjunto para alfa = 0.05		
Tratamiento	N	1	2	3
2	2	183.000		
5	2	199.000		
3	2		235.000	
1	2		252.500	252.500
4	2		265.500	265.500
6	2			270.000
Sig.		0.493	0.078	0.415

Fósforo total a 2h

HSD de Tukey ^a		Subconjunto para alfa = 0.05		
Tratamiento	N	1	2	3
2	2	608.500		
5	2		724.500	
1	2		758.000	
4	2		777.000	
3	2			847.500
6	2			899.500
Sig.		1.000	0.076	0.079

Ortofósforos a 2h

HSD de Tukey ^a		Subconjunto para alfa = 0.05				
Tratamiento	N	1	2	3	4	5
2	2	512.500				
5	2		615.500			
1	2			677.500		
4	2			678.000		
6	2				781.500	
3	2					803.000
Sig.		1.000	1.000	1.000	1.000	1.000

Sólidos disueltos totales a 4h

HSD de Tukey ^a		Subconjunto para alfa = 0.05				
Tratamiento	N	1	2	3	4	5
2	2	32,420.000				
1	2		34,880.000			
3	2			44,300.000		
4	2			45,040.000		
5	2				48,840.000	
6	2					56,940.000
Sig.		1.000	1.000	0.795	1.000	1.000

Demanda química de oxígeno 1.6 a 4h

HSD de Tukey ^a		Subconjunto para alfa = 0.05		
Tratamiento	N	1	2	3
1	2	53,598.500		
2	2	54,600.000		
3	2		63,933.500	
4	2		64,867.000	
5	2		65,210.000	
6	2			89,199.500
Sig.		0.950	0.880	1.000

Nitrógeno total Kjeldahl a 4 h

HSD de Tukey^a

Tratamiento	N	Subconjunto para alfa = 0.05			
		1	2	3	4
2	2	719.50			
1	2		865.500		
3	2		882.000		
4	2			1,117.000	
5	2			1,142.500	
6	2				1,408.000
Sig.		1.000	0.933	0.731	1.000

Nitrógeno amoniacal a 4h

HSD de Tukey^a

Tratamiento	N	Subconjunto para alfa = 0.05		
		1	2	3
2	2	199.00		
1	2	233.00		
3	2	237.00		
5	2		296.000	
6	2			362.000
4	2			389.500
Sig.		0.054	1.000	0.178

Fósforo total a 4h

HSD de Tukey^a

Tratamiento	N	Subconjunto para alfa = 0.05			
		1	2	3	4
2	2	764.500			
1	2	789.000			
3	2		909.000		
4	2			1,106.500	
6	2				1,248.500
5	2				1,260.000
Sig.		0.799	1.000	1.000	0.988

Ortofosfatos a 4h

HSD de Tukey^a

Tratamiento	N	Subconjunto para alfa = 0.05				
		1	2	3	4	5
2	2	512.500				
1	2		734.000			
3	2			751.000		
5	2				956.000	
4	2					1044.000
6	2					1053.000
Sig.		1.000	1.000	1.000	1.000	0.186

Sólidos disueltos totales a 6h

HSD de Tukey^a

Tratamiento	N	Subconjunto para alfa = 0.05			
		1	2	3	4
1	2	37,240.000			
2	2		44,780.000		
3	2		45,960.000		
4	2			55,200.000	
5	2			58,280.000	
6	2				65,300.000
Sig.		1.000	0.673	0.052	1.000

Nitrógeno total Kjeldahl a 6h

HSD de Tukey^a

Tratamiento	N	Subconjunto para alfa = 0.05				
		1	2	3	4	5
1	2	868.000				
3	2		963.000			
2	2		1002.500			
4	2			1332.500		
5	2				1,472.500	
6	2					1,680.000
Sig.		1.000	0.481	1.000	1.000	1.000

Nitrógeno amoniacal a 6h

HSD de Tukey^a

Tratamiento	N	Subconjunto para alfa = 0.05				
		1	2	3	4	5
2	2	272.000				
3	2	285.000	285.00			
1	2		298.00			
5	2			345.000		
6	2				427.000	
4	2					507.500
Sig.		0.390	0.390	1.000	1.000	1.000

Fósforo total a 6h

HSD de Tukey ^a				
Tratamiento	N	Subconjunto para alfa = 0.05		
		1	2	3
1	2	891.000		
3	2	911.500		
2	2	973.000		
4	2		1,413.000	
6	2		1,487.500	1,487.500
5	2			1,535.000
Sig.		0.065	0.095	0.368

Ortofosfatos a 6h

HSD de Tukey ^a				
Tratamiento	N	Subconjunto para alfa = 0.05		
		1	2	3
2	2	745.000		
3	2	746.000		
1	2	872.500		
5	2		1,153.500	
6	2		1,272.500	1,272.500
4	2			1,304.000
Sig.		0.051	0.067	0.909

Sólidos disueltos totales a 8h

HSD de Tukey ^a				
Tratamiento	N	Subconjunto para alfa = 0.05		
		1	2	3
1	2	34,760.000		
2	2		46,820.000	
3	2		48,460.000	
4	2			61,900.000
5	2			64,020.000
6	2			69,360.000
Sig.		1.000	0.178	0.071

Demanda química de oxígeno 1.6 a 8h

HSD de Tukey ^a					
Tratamiento	N	Subconjunto para alfa = 0.05			
		1	2	3	4
1	2	60,933.500			
2	2		72,266.500		
3	2		72,933.500		
4	2			104,767.000	
5	2				120,400.000
6	2				136,066.500
Sig.		1.000	1.000	1.000	1.000

Nitrógeno total Kjeldahl a 8h

HSD de Tukey ^a				
Tratamiento	N	Subconjunto para alfa = 0.05		
		1	2	3
1	2	924.000		
3	2	1,019.050	1,019.500	
2	2		1,072.000	
4	2			1,528.500
5	2			1,753.000
6	2			1,884.000
Sig.		0.237	0.721	1.000

Fósforo total a 8h

HSD de Tukey ^a			
Tratamiento	N	Subconjunto para alfa = 0.05	
		1	2
1	2	955.000	
3	2	961.000	
2	2	993.500	
4	2		1,653.000
6	2		1,711.500
5	2		1,715.000
Sig.		0.269	0.051

Ortofosfatos a 8h

HSD de Tukey ^a			
Tratamiento	N	Subconjunto para alfa = 0.05	
		1	2
1	2	726.500	
3	2	746.500	
2	2	758.000	
5	2		1,329.000
6	2		1,392.000
4	2		1,483.000
Sig.		0.906	0.444

Sólidos disueltos totales a 10h

HSD de Tukey ^a					
Tratamiento	N	Subconjunto para alfa = 0.05			
		1	2	3	4
1	2	41,190.000			
2	2		47,460.000		
3	2			51,360.000	
4	2				65,960.000
5	2				66,860.000
6	2				71,800.000
Sig.		1.000	1.000	1.000	0.794

Demanda química de oxígeno 1.6 a 10h

HSD de Tukey ^a				
Tratamiento	N	Subconjunto para alfa = 0.05		
		1	2	3
1	2	66,267.000		
2	2	76,933.000		
3	2	76,933.000		
4	2		117,034.000	
5	2			144,333.500
6	2			156,666.500
Sig.		0.065	1.000	1.000

Nitrógeno total Kjeldahl a 10 h

HSD de Tukey^a

Tratamiento	N	Subconjunto para alfa = 0.05	
		1	
3	2	1,069.500	
2	2	1,075.000	
1	2	1,078.000	
_ 5	2	1,912.500	
6	2	2,015.500	
4	2	2,660.000	
Sig.		0.209	

Nitrógeno amoniacal a 10h

HSD de Tukey^a

Tratamiento	N	Subconjunto para alfa = 0.05				
		1	2	3	4	5
2	2	300.500				
1	2	305.000				
3	2		342.000			
_ 5	2			405.500		
6	2				508.500	
4	2					727.000
Sig.		0.924	1.000	1.000	1.000	1.000

Fósforo total a 10h

HSD de Tukey^a

Tratamiento	N	Subconjunto para alfa = 0.05	
		1	2
1	2	965.000	
3	2	1,003.500	
2	2	1,079.500	
_ 5	2		1810.000
4	2		1816.000
6	2		1897.000
Sig.		0.306	0.538

Ortofosfatos a 10h

HSD de Tukey^a

Tratamiento	N	Subconjunto para alfa = 0.05			
		1	2	3	4
1	2	777.500			
2	2	894.500	894.500		
3	2		931.500		
_ 5	2			1464.500	
6	2			1482.000	
4	2				1636.000
Sig.		0.071	0.843	0.991	1.000