



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN INGENIERÍA
INGENIERÍA AMBIENTAL - RESIDUOS SÓLIDOS

INSTITUTO DE INGENIERÍA

**TRITURACIÓN DE LA FRACCIÓN ORGÁNICA DE LOS RESIDUOS
SÓLIDOS URBANOS DE LA CIUDAD DE MÉXICO Y PRODUCCIÓN
ANAEROBIA DE BIOGÁS**

T E S I S

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
MAESTRA EN INGENIERÍA

P R E S E N T A:

ING. DANIELA PAOLA RAMOS GONZÁLEZ

DIRECTOR DE TESIS:

DR. SIMÓN GONZÁLEZ MARTÍNEZ-Instituto de Ingeniería

COMITÉ TUTORAL:

DRA. PETIA MIJAYLOVA NACHEVA- Inst. Mexicano de Tec. del Agua
M. I. CONSTANTINO GUTIÉRREZ PALACIOS-Facultad de Ingeniería



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

JURADO ASIGNADO

Presidente: Dra. Petia Mijaylova Nacheva

Secretario: Dr. Simón González Martínez

Vocal: Dr. Alberto Tecante Coronel

1er Suplente: Dra. María Teresa Orta Ledesma

2do Suplente: M. I. Constantino Gutiérrez Palacios

Lugar donde se realizó la tesis:

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

Director de tesis:

Dr. Simón González Martínez

FIRMA

Dedicatoria

Mi tesis la dedico con todo mi amor y cariño...

A Dios

Por darme la oportunidad de llegar hasta este punto, pero sobre todo le agradezco por haber puesto en mi camino a aquellas personas que han sido mi soporte y estimulación durante toda mi vida.

A mi madre Sara González

Por apoyarme en todo momento e incondicionalmente, por sus consejos, sus cuidados, sus valores, su gran optimismo y la motivación constante, pero más que nada, por su amor mantenido a través del tiempo.

A mi hermano Sergio E.

Por su gran apoyo siendo uno de mis pilares fundamentales en esta vida para seguir adelante. Y a mi pequeño hermano Sebastián el cual alegra mis fines de semana con su sonrisa, espero que vea en mí un ejemplo a seguir.

A mi esposo Erly Corral

Por estar conmigo en cada paso que doy, por confiar plenamente en mí contribuyendo incondicionalmente a lograr mis metas y objetivos propuestos respetando mis ideas. Te amo.

A mis queridos tíos José Iván y Ana Lilia

Por los ejemplos de perseverancia y constancia, por el valor mostrado para salir adelante ayudándome en lo que fuera posible, dándome consejos y orientación.

A mi abuela Lucila

Por el amor y apoyo incondicional que ha dedicado a toda la familia recibiendo a todos en su casa con una sonrisa. Gracias por minorar la carga de trabajo y confiar en nosotros.

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca recibida para realizar mis estudios de maestría.

Esta tesis fue posible gracias al apoyo del proyecto FOMIX CONACYT-Gobierno del Distrito Federal número 94330 "Pretratamiento y acidificación bioquímica de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos de la ciudad de México".

Al Dr. Simón González, a la Dra. Petia Mijaylova y al M. Constantino Gutiérrez por su colaboración en el comité tutorial orientándome cada semestre y mejorar este trabajo de tesis con sus valiosos comentarios, muchas gracias por los días dedicados a este trabajo.

Al Dr. Alberto Tecante y a la Dra. María Teresa Orta por su participación en el jurado y por el tiempo que dedicaron para la revisión de este documento.

A mis amigas Candi Domínguez, Gabriela Suárez y Martha Díaz muchas gracias por compartir los buenos y malos momentos de esta maestría, por escucharme y apoyarme en esos días de estrés.

A mi compañera Rosalinda Campuzano por compartir su conocimiento conmigo brindándome horas enteras, y a todos aquellos que participaron directa o indirectamente en la elaboración de esta tesis.

ÍNDICE

SÍMBOLOS, FÓMULAS Y ACRÓNIMOS	iii
LISTA DE FIGURAS	iv
LISTA DE TABLAS	v
RESUMEN	vi
ABSTRACT	vii
1. INTRODUCCIÓN	1
1.1. Objetivo	2
1.2. Objetivos específicos	2
1.3. Alcances	2
2. RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS EN MÉXICO	3
2.1. Clasificación de los residuos sólidos	3
2.2. Situación actual de los residuos sólidos urbanos en la Ciudad de México	3
2.3. Fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU)	6
3. DIGESTIÓN ANAEROBIA PARA EL TRATAMIENTO DE LA FRACCIÓN ORGÁNICA DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS	8
3.1. Etapas de la digestión anaerobia	8
3.1.1. <i>Etapas de hidrólisis</i>	9
3.1.2. <i>Etapas acidogénica</i>	9
3.1.3. <i>Etapas acetogénica</i>	10
3.1.4. <i>Etapas metanogénica</i>	10
3.2. Factores que afectan a la digestión anaerobia	11
3.2.1. <i>Temperatura</i>	12
3.2.2. <i>Alcalinidad</i>	12
3.2.3. <i>pH</i>	13
3.2.4. <i>Nutrientes</i>	13
3.2.5. <i>Tóxicos e inhibidores</i>	13
3.2.6. <i>Tamaño de partícula</i>	14
4. TECNOLOGÍAS COMERCIALES PARA LA METANIZACIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS	15
4.1. Proceso de digestión anaerobia húmeda	15
4.1.1. <i>Proceso BTA</i>	16
4.1.2. <i>Proceso Ros Roca</i>	16
4.2. Proceso de digestión anaerobia seca	17
4.2.1. <i>Proceso Valorga</i>	17
4.2.2. <i>Proceso DRANCO</i>	19
4.2.3. <i>Proceso Kompogas</i>	20
4.3. Comparación de los procesos	21
5. PRETRATAMIENTOS DE LA FRACCIÓN ORGÁNICA DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS	24
5.1. Pretratamiento mecánico	25
5.2. Propiedades reológicas	26
5.3. Fundamentos de la trituración y molienda	27
5.4. Equipos para la reducción de tamaño	28
5.5. Medición del tamaño de la partícula	31

6. METODOLOGÍA	34
6.1. Etapa I: Muestreo	34
6.2. Etapa II: Homogeneización y reducción del tamaño de partícula	34
6.2.1. <i>Homogeneización</i>	34
6.2.2. <i>Reducción del tamaño de la partícula</i>	35
6.2.3. <i>Medición del tamaño de la partícula</i>	38
6.3. Etapa III: Caracterización de las muestras	38
6.4. Etapa IV: Potencial bioquímico de metano	39
6.4.1. <i>Reactores</i>	39
6.4.2. <i>Inóculo</i>	40
6.4.3. <i>Determinación del volumen de sustrato para montar PBM</i>	40
6.4.4. <i>Montaje</i>	41
6.5. Diseño estadístico	42
6.6. Técnicas analíticas	42
7. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	44
7.1. Muestreo	44
7.2. Homogeneización y reducción del tamaño de partícula	47
7.2.1. <i>Homogeneización</i>	47
7.2.2. <i>Extrusión</i>	47
7.2.3. <i>Licuefacción</i>	48
7.2.4. <i>Molienda</i>	48
7.3. Caracterización de las muestras	49
7.3.1. <i>Caracterización de la FORSU</i>	49
7.3.2. <i>Caracterización de Bagazos y Lixiviados</i>	51
7.3.2.1. <i>Demanda química de oxígeno (DQO) y demanda bioquímica de oxígeno (DBO)</i>	52
7.3.2.2. <i>Determinación de sólidos</i>	54
7.3.2.3. <i>Nutrientes (nitrógeno y fósforo)</i>	55
7.4. Potencial bioquímico de metano	56
7.4.1. <i>Producción neta de biogás</i>	56
7.4.1.1. <i>Producción de biogás de las muestras Triturada y Licuada</i>	57
7.4.1.2. <i>Producción de biogás de las muestras Extruida y Molida</i>	58
7.4.1.3. <i>Producción de biogás a los cinco días</i>	59
7.4.1.4. <i>Análisis estadístico de la producción de biogás a cinco días</i>	62
7.4.2. <i>Composición del biogás</i>	62
7.4.3. <i>Producción específica de metano</i>	64
8. CONCLUSIONES	67
REFERENCIAS	69
ANEXO 1	75
ANEXO 2	78
ANEXO 3	80

SÍMBOLOS, FÓRMULAS Y ACRÓNIMOS

%	Porcentaje
°C	Grados Celsius
AGV	Ácidos Grasos Volátiles
Ca(OH) ₂	Hidróxido de calcio
CaCO ₃	Carbonato de calcio
CH ₄	Metano
CO ₂	Dióxido de Carbono
CO ₃ ²⁻	Carbonato
d	Día
DBO	Demanda Bioquímica de Oxígeno
DQO	Demanda Química de Oxígeno
FORSU	Fracción Orgánica de los Residuos Sólidos Urbanos
H ₂	Hidrógeno
H ₂ O	Molécula química del agua
h	Hora
hab	Habitante
HCO ₃ ⁻	Bicarbonato
JICA	Agencia de Cooperación Internacional Japonesa
kg	Kilogramo
kWh	Unidad de potencia por tiempo <i>kilovatio-hora</i>
L	Litro
LGEEPA	Ley General de Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente
LGPGIR	Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos
LRSDF	Ley de los Residuos Sólidos del Distrito Federal
m ³	Metros cúbicos
mg	Miligramos
mL	Mililitros
N	Normal
NaOH	Hidróxido de sodio
NK	Nitrógeno Kjeldahl
NO ₃ ⁻	Nitrato
O ₂	Oxígeno
OH ⁻	Hidróxido
PGIRS	Plan de Gestión Integral de Residuos Sólidos
PO ₄	Fosfato
PT	Fósforo Total
RME	Residuos de Manejo Especial
RP	Residuos Peligrosos
RSU	Residuos Sólidos Urbanos
SF	Sólidos Fijos
SO ₄ ⁻²	Sulfato
ST	Sólidos Totales
SV	Sólidos Volátiles
ton	Toneladas
TRH	Tiempo de Retención Hidráulico

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1.	Generación de residuos sólidos por Delegación (SMAGDF, 2010)	5
Figura 2.2.	Composición general de los residuos sólidos en la Ciudad de México en el 2009 (modificado de Garcés-Rodríguez, 2010)	6
Figura 2.3.	Fracción orgánica e inorgánica de residuos recibidos en cada estación de transferencia (modificado de Garcés-Rodríguez, 2010)	7
Figura 3.1.	Proceso de la digestión anaerobia (modificado de Gujer y Zehnder, 1983)	11
Figura 4.1.	Esquema general del proceso BTA (modificado de BTA, 2012)	17
Figura 4.2.	Esquema general del proceso Ros Roca (modificado de Ros Roca, 2012)	18
Figura 4.3.	Esquema general del digestor del proceso Valorga (modificado de Fernández-Güelfo, 2008)	19
Figura 4.4.	Esquema general del digestor del proceso DRANCO (DRANCO, 2012)	20
Figura 4.5.	Descripción general del proceso Kompogas (modificado de Kompogas, 2012)	21
Figura 5.1.	Comportamiento de diversos fluidos independientes del tiempo (modificado de Ramírez-Navas, 2006)	27
Figura 5.2.	Fragmentación por a) impacto, b) frotamiento de cizalla, c) corte y d) compresión (modificado de Roberti, 2011).	28
Figura 5.3.	Trituradora de un solo rodillo dentado (Mc Cabe <i>et al.</i> , 2001)	29
Figura 5.4.	Extrusor (Nixtamatic, 2002)	30
Figura 5.5.	Molino sencillo de dos discos (Mc Cabe <i>et al.</i> , 2001)	31
Figura 5.6.	Representación de diámetros equivalentes para una imagen bidimensional (Allen, 1975)	33
Figura 6.1.	Esquematación de la metodología experimental	35
Figura 6.2.	Trituradora Industrial	36
Figura 6.3.	Extrusor Nixtamatic	37
Figura 6.4.	Molino manual	37
Figura 6.5.	Licadora Industrial International LI-5	37
Figura 6.6.	Microscopio óptico digital Olympus	38
Figura 6.7.	Equipo AMPTS completo	40
Figura 6.8.	Reactor	41
Figura 7.1.	Descarga de los camiones junto a la tolva	45
Figura 7.2.	Residuos orgánicos colocados sobre la lona de 4x4 m	45
Figura 7.3.	Formación de las cuatro zonas de residuos de acuerdo con el método del cuarteo	46
Figura 7.4.	Muestra del material seleccionado en un área de 1x1 m	46
Figura 7.5.	Fotografía de la muestra Triturada	47
Figura 7.6.	Fotografía de la muestra Extruida	48
Figura 7.7.	Fotografía de la muestra Licuada	49
Figura 7.8.	Fotografía de la muestra Molida	49
Figura 7.9.	Fotografías de los productor finales de los cuatro equipos, indicando el intervalo del tamaño de las partículas	50
Figura 7.10.	Producción neta promedio de biogás en la 1a prueba (muestras Triturada y Licuada)	58
Figura 7.11.	Producción neta promedio de biogás en la 2a prueba (muestras Extruida y Molida)	59
Figura 7.12.	Producción de biogás en relación con el tamaño de partícula	61
Figura 7.13.	Concentración promedio de metano	63
Figura 7.14.	Producción específica de metano de las muestras Triturada y Licuada (a) y	

	Extruida y Molida (b)	65
Figura A-1.	Producción neta de biogás de las muestras Triturada y Licuada	80
Figura A-2.	Producción neta de biogás de las muestras Extruida y Molida	81
Figura A-3.	Histograma de la distribución de los errores	84
Figura A-4.	Residuales vs. estimados	84

LISTA DE TABLAS

Tabla 2.1.	Clasificación de los residuos sólidos urbanos	4
Tabla 2.2.	Comparación de la composición de los residuos sólidos de la Ciudad de México	5
Tabla 4.1.	Tabla comparativa	23
Tabla 5.1.	Equipo, método de reducción y características del material a triturar	31
Tabla 6.1.	Técnicas y parámetros para la caracterización de las muestras	43
Tabla 7.1.	Resultados de la caracterización de las cuatro muestras con diferentes tamaños de partícula (en base húmeda)	50
Tabla 7.2.	Valores de DQO, DBO y la relación DBO/DQO (en base húmeda) (DQO total=DQOt, DQO suspendida=DQOs, DQO disuelta=DQOd)	52
Tabla 7.3.	Valores de sólidos en unidades de masa por masa (en base húmeda)	54
Tabla 7.4.	Valores de nutrientes (en base húmeda)	56
Tabla 7.5.	Valores de nitrógeno amoniacal y ortofosfatos	56
Tabla 7.6.	Valores promedio de biogás a los cinco días de experimentación (valores en NL/gSV).	60
Tabla 7.7.	Valores promedio de producción específica de metano a los cinco días de experimentación (valores en NL/gSV).	65
Tabla A-1.	Vehículos asignados a cada uno de los poblados de la delegación Milpa Alta (GDF, 2010)	75
Tabla A-2.	Camiones muestreados elegidos de forma aleatoria	76
Tabla A-3.	Resultados de la caracterización de los lodos anaerobios	78
Tabla A-4.	Reactivos y concentraciones para preparar la solución de micronutrientes	79
Tabla A-5.	Volumen de muestra, lodos y solución amortiguador de pH en cada reactor	79
Tabla A-6.	Valores de biogás a los cinco días de experimentación en (NL/gSV).	81
Tabla A-7.	Análisis de varianza global (ANOVA)	82
Tabla A-8.	Análisis de varianza de la prueba de efectos	83
Tabla A-9.	Prueba de Tukey-Kramer de los tratamientos	83
Tabla A-10.	Prueba de Tukey-Kramer para FORSU, Bagazo y Lixiviado	83
Tabla A-11.	Prueba de Shapiro-Wilk W	83
Tabla A-12.	Análisis de varianza (ANOVA)	84
Tabla A-13.	Prueba de Tukey-Kramer de los tratamientos de reducción	85
Tabla A-14.	Prueba de Tukey-Kramer del factor estado	85
Tabla A-15.	Análisis de varianza (ANOVA)	85
Tabla A-16.	Prueba de Tukey-Kramer de los tratamientos de reducción de tamaño	85
Tabla A-17.	Prueba de Tukey-Kramer del factor estado	86

RESUMEN

La utilización de pretratamientos mecánicos, consistentes en la separación y trituración de la fracción orgánica, mejora la hidrólisis, la cual es considerada la etapa limitante del proceso de digestión anaerobia para este tipo de material. Este trabajo tuvo como objetivo determinar la producción de biogás a partir de la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos (FORSU) aplicando diferentes métodos de trituración antes de su degradación anaerobia. Se realizó un muestreo en la estación de transferencia de Milpa Alta en el Distrito Federal para obtener una muestra representativa de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos, la cual fue caracterizada bajo diferentes grados de trituración con base en Métodos Estándar para el análisis de aguas residuales.

Utilizando diferentes equipos mecánicos se obtuvieron cuatro muestras designadas como **Triturada**, **Extruida**, **Licuada** y **Molida**. El intervalo del tamaño de las partículas es de 3 a 100 μm , de 0.1 a 3.0 mm , de 0.01 a 5.0 mm y de 0.01 a 0.02 mm , respectivamente. Con el fin de comprobar si la solubilidad de los compuestos de la FORSU aumenta al disminuir el tamaño de las partículas, cada muestra se mezcló con agua (relación 1:3) y posteriormente se prosiguió a la separación por medio de centrifugación. Considerando las cuatro mezclas FORSU-agua con diferente tamaño de partícula, así como los Lixiviados y Bagazos provenientes de la centrifugación, se obtuvieron de 12 muestras. Así mismo, se determinó a nivel laboratorio el potencial bioquímico de metano, la composición del biogás y la producción específica de metano de la FORSU (**Triturada**, **Extruida**, **Licuada** y **Molida**), Bagazos y Lixiviados.

Como resultado de la caracterización, las 12 muestras presentaron una cantidad de nutrientes apta para el desarrollo de los microorganismos anaerobios. La relación DBO/DQO es de 0.35 a 0.39, de 0.20 a 0.33 y 0.50 a 0.65 para las FORSU, Bagazos y Lixiviados, respectivamente. Estadísticamente no se encontraron diferencias significativas en la producción y composición del biogás ni en la producción específica de metano con respecto al tamaño de partícula, la principal diferencia se debe al estado de la muestra originando diferencias claras entre los comportamientos de la FORSU, Bagazos y Lixiviados. El porcentaje de metano en los cinco días varía entre 60 y 77% indicando que la calidad de biogás se mantiene alta a pesar de las diferencias del tamaño de la partícula y el estado de las muestras. La FORSU **Triturada** produce 10, 15 y 17% más biogás que las muestras **Licuada**, **Extruida** y **Molida**, respectivamente, en un periodo de cinco días. La muestra que generó la menor cantidad de biogás fue el Lixiviado licuado con 0.159 NL/gSV en igual periodo. Los Bagazos producen entre 29 y 37% menos biogás que la FORSU. Tanto en la FORSU como en los Bagazos y Lixiviados la composición del biogás presenta variaciones que no permiten identificar una tendencia durante el primer día. Al quinto día la composición del biogás es similar entre las muestras con 70% de metano y 30% de CO_2 .

Palabras clave: *residuos sólidos urbanos, pretratamiento mecánico, potencial bioquímico de metano*

ABSTRACT

Mechanical pretreatments, consisting in separating and triturating the organic fraction, improve hydrolysis, which is considered the limiting stage in the anaerobic digestion of this type of material. The aim of this work was to determine biogas production from the organic fraction of municipal solid wastes (OF-MSWs) after triturating them with different methods. Sampling was carried out in the transfer station in Milpa Alta, Distrito Federal to obtain representative samples of the organic fraction of OF-MSWs. Samples were comminuted to different extents and the resulting reduced-size materials characterized using standard methods for waste water analysis.

Samples were identified as **Triturated**, **Extruded**, **Water-mixed** and **Ground**. The range of particle sizes was 3 to 100 mm, 0.1 to 3.0 mm, 0.01 to 0.5 mm and, 0.01 to 0.02 mm, respectively. In order to assess whether OF-MSWs solute solubility increases when particle size decreases, each sample was mixed with water (1:3) and then centrifuged. Twelve samples were obtained including four OF-MSWs water blends with different particle sizes, Leachate and Bagasses from centrifugation. Laboratory analyses included biochemical methane potential, biogas composition and specific methane production in the OF-MSWs samples, Leachate and Bagasses.

The twelve samples exhibited enough amounts of nutrients for anaerobic microorganism growth. The BOD/COD ratio was 0.35 to 0.39, 0.20 to 0.33 and 0.50 to 0.65 for OF-MSWs samples, Bagasses and Leachate, respectively. Differences between biogas production and composition were not statistically different. Likewise, no significant differences were observed between specific methane production and particle size. The main difference is due to the state of the samples showing clear differences between OF-MSWs samples, Bagasses and Leachate. After five days, methane concentration varied from 60 to 77% indicating a sustained high quality of biogas in spite of the differences in particle size and sample state. Along a five-day period, Triturated OF-MSWs produced 10, 15 and 17% more biogas than Water-mixed, Extruded and Ground samples, respectively. Leachate from Water-mixed samples produced the lowest amount of biogas; 0.159 NL/gSV during the same time period. Bagasses produced 29 to 37% less biogas than OF-MSWs samples. It was not possible to identify a definite tendency during the first day from variations in biogas composition in OF-MSWs samples, Bagasses and Leachate. However, on the fifth day, samples exhibited a similar biogas composition with 70% methane and 30% CO₂.

Keywords: solid waste, mechanical pretreatment, biochemical methane potential

1. INTRODUCCIÓN

La generación de residuos sólidos urbanos (RSU), resultado de las actividades humanas, presenta una tendencia creciente y su manejo constituye uno de los problemas ambientales más preocupantes y cercanos al ciudadano. También es un problema que demanda atención prioritaria en función de sus volúmenes y su cercanía con el colectivo social. De manera predominante, la disposición final de los RSU en nuestro país se realiza en tiraderos a cielo abierto (SEMARNAT, 2008) depositándolos sobre el suelo sin control alguno.

En el año 2009 se estimó una generación de 38.3 millones de toneladas de RSU en México, cifra que se ha incrementado notablemente en los últimos años debido al crecimiento urbano, al desarrollo industrial, a las modificaciones tecnológicas y al cambio en los patrones de consumo de la población (SEMARNAT, 2010).

La incorrecta gestión de los residuos sólidos implica consecuencias perjudiciales, sobre todo tratándose de cantidades como las generadas en las grandes ciudades. La Ciudad de México es uno de los mayores generadores de RSU en América con 12,589 toneladas al día (SMAGDF, 2010).

Cada vez es más evidente que los problemas ambientales causados por los RSU tienen dimensiones económicas que deben ser consideradas a fin de procurar el bienestar social y el cuidado del ambiente. Esto obliga a pensar en nuevas alternativas para el manejo y tratamiento de los RSU, fomentando su valoración y la recuperación energética de los mismos. Existen diversos tratamientos para el manejo de los RSU como la digestión anaerobia o tratamientos térmicos, mediante los cuales es posible obtener energía utilizando los gases generados. Los residuos deben ser considerados como una materia prima de dichos tratamientos y por tal razón se deben conocer sus características.

En Estados Unidos de América la recuperación del gas metano en rellenos sanitarios comenzó en 1960 (Orta-Ledesma *et al.*, 2006). Actualmente, en Europa existen plantas

industrializadas para la digestión anaerobia de los residuos sólidos orgánicos, obteniendo como producto principal biogás (mezcla de CO_2 y CH_4) con un alto porcentaje de metano.

La digestión anaerobia de la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos (FORSU) se realiza mediante una serie de transformaciones bioquímicas, las cuales se llevan a cabo en dos etapas principales; la primera etapa consiste en la hidrólisis, la acidificación y la licuefacción (von Münch y Greenfield, 1998) y la segunda etapa en la metanización de los productos de la primera etapa (De Baere, 2000). El factor limitante de la digestión anaerobia para este tipo de sustrato es el proceso de hidrólisis, cuyo producto facilita la obtención de los ácidos grasos volátiles (AGV) para su posterior conversión a metano u otra fuente de energía (Vavilin *et al.*, 1996).

Para mejorar la hidrólisis de la FORSU se han estudiado diversos pretratamientos que permiten la reducción del tamaño de las partículas y la modificación de su estructura molecular. El objetivo es incrementar el aprovechamiento de las partículas que normalmente no son afectadas por los procesos bioquímicos en los reducidos tiempos de contacto entre los microorganismos y el sustrato (Wang *et al.*, 2006).

La composición de los RSU de la Ciudad de México está constituida en su mayoría (51%) por residuos orgánicos (SMAGDF, 2010). Debido a esto, el presente trabajo se centra en dar una alternativa para el aprovechamiento de la FORSU de la Ciudad de México proponiendo la aplicación de un pretratamiento físico que mejore la hidrólisis en un proceso de digestión anaerobia para la producción de biogás.

1.1. Objetivo

Determinar la producción de biogás a partir de la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos aplicando diferentes métodos de trituración antes de su degradación anaerobia.

1.2. Objetivos específicos

- ✓ Caracterizar la FORSU de la Ciudad de México.
- ✓ Determinar experimentalmente el efecto de diferentes métodos y grados de trituración para la obtención de metano.
- ✓ Determinar el potencial de producción de metano a partir de los productos de la hidrólisis y acidificación anaerobias (ácidos grasos volátiles) de la FORSU triturada.

1.3. Alcances

- ✓ El trabajo se realizará con una muestra representativa de la FORSU de la estación de transferencia de Milpa Alta, obtenida a partir de un muestreo en el mes de agosto de 2010.
- ✓ El trabajo experimental se realizará a nivel laboratorio.
- ✓ La hidrólisis y acidificación anaerobias y la determinación del potencial de metano se realizarán a 35 °C.

2. RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS EN MÉXICO

2.1. Clasificación de los residuos sólidos

En función de sus características y orígenes los residuos sólidos se clasifican en tres grandes grupos: residuos sólidos urbanos (RSU), residuos de manejo especial (RME) y residuos peligrosos (RP) (DOF, 2003). De esta clasificación, los residuos en los que se centra el presente trabajo son los RSU los cuales son definidos en la fracción XXXIII del artículo 5 de la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (LGPGIR) de la siguiente manera:

“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 vía pública que genere residuos con características domiciliarias y los resultantes de la limpieza de las vías y lugares públicos, siempre que no sean considerados por esta Ley como residuos de otra índole”.

Teniendo en cuenta el artículo 32 del Reglamento de la Ley de Residuos Sólidos del Distrito Federal (LRSDF) los residuos sólidos urbanos son clasificados en orgánicos e inorgánicos. En la Tabla 2.1 se presenta la clasificación los residuos sólidos urbanos (APDF, 2008).

2.2. Situación actual de los residuos sólidos urbanos en la Ciudad de México

Actualmente, en la Ciudad de México se generan alrededor de 12,589 toneladas diarias de RSU producidos por 8,851,080 habitantes, de los cuales aproximadamente el 99.7% de la población es urbana (INEGI, 2011). Es así que la generación per cápita es equivalente a 1.4 kg/hab/día. El problema de disponer esta cantidad creciente de residuos implica un esfuerzo cada vez mayor para las autoridades responsables del manejo y gestión de los residuos sólidos urbanos de la Ciudad de México (SMAGDF, 2010).

Tabla 2.1. Clasificación de los residuos sólidos urbanos

Tipo de residuo	Ejemplos
Residuos Orgánicos	<ul style="list-style-type: none"> • Residuos de jardinería y los provenientes de poda de árboles y áreas verdes • Residuos provenientes de la preparación y consumo de alimentos • Residuos susceptibles de ser utilizados como insumo en la producción de composta
Residuos Inorgánicos	<ul style="list-style-type: none"> • Vidrio • Papel y cartón • Plásticos • Aluminio y otros metales no peligrosos y laminados de materiales reciclables • Cerámicas • Artículos de oficina y utensilios de cocina • Equipos eléctricos y electrónicos • Ropa y textiles • Sanitarios

Fuente: Modificada de APDF (2008)

Durante las últimas décadas la generación y composición de los RSU en la Ciudad de México ha variado significativamente debido a factores como el incremento poblacional, cambios en los patrones de urbanización y el propio desarrollo (SEMARNAT, 2008). En la Figura 2.1 se presenta de forma gráfica la generación diaria de los RSU en las diferentes delegaciones que integran la Ciudad de México.

Se observa que la cantidad diaria de los RSU es significativamente mayor en Iztapalapa, Gustavo A. Madero y Cuauhtémoc. La delegación Iztapalapa genera una mayor cantidad de residuos sólidos con 2,208 ton/día debido a que es la localidad con mayor población con 1,815,786 habitantes y ocupa el primer lugar tanto en unidades económicas comerciales como en industriales, representado el 17.5% de la generación total de residuos en la Ciudad de México. Mientras que Milpa Alta, Cuajimalpa y Magdalena Contreras son las delegaciones que generan una menor cantidad de residuos al día, y que al mismo tiempo presentan la menor cantidad de habitantes (INEGI, 2011).

Con respecto a la composición de los RSU generados en la Ciudad de México se puede decir que ha cambiado sustancialmente en las últimas décadas. Por ejemplo, en la década de los años cincuenta el material orgánico representaba entre un 65 a 70% del total de los residuos generados (SEMARNAT, 2008). Actualmente, el porcentaje de la materia orgánica es de aproximadamente 50%. En la Tabla 2.2 se muestra una comparación de la composición de los residuos de la Ciudad de México entre el estudio que corresponde al elaborado por la Agencia de Cooperación Internacional Japonesa (JICA) en 1999 y un estudio realizado por la Facultad de Química de la Universidad Nacional Autónoma de México en 2009. Los principales cambios corresponden a la disminución de papeles, vidrio y cartón y, al aumento de plásticos. Otra discrepancia es el contenido en orgánicos que ha resultado mayor en el 2009.

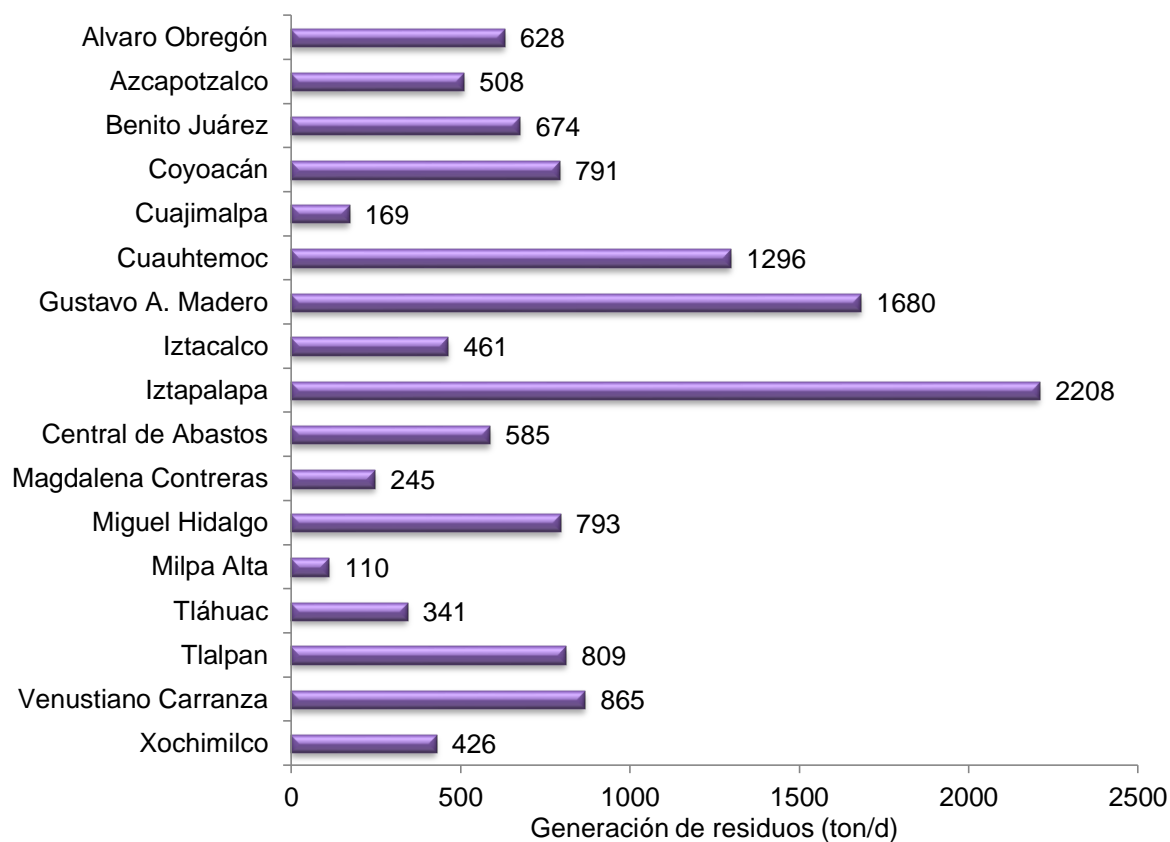


Figura 2.1. Generación de residuos sólidos por Delegación (SMAGDF, 2010)

Tabla 2.2. Comparación de la composición de los residuos sólidos de la Ciudad de México

Material	Composición		
	Estudio en 2009	Estudio en 1999	Diferencia
Cartón	4.03	8.59	4.56
Madera	0.45	1.27	0.82
Metales	1.58	4.29	2.71
Papel	5.89	9.37	3.48
Plástico	11.74	8.55	3.19
Orgánicos	49.50	40.88	8.62
Textiles	3.64	4.07	0.43
Residuos de manejo especial	4.01	2.44	1.57
Residuos sanitarios	10.77	7.55	3.22
Residuos peligrosos	0.19	0.09	0.1
Vidrio	2.65	7.23	4.58
Unicel	1.42	0.58	0.84
Otros	3.35	3.38	0.03

Fuente: Modificada de Garcés-Rodríguez (2010)

En la Figura 2.2 se presenta la composición porcentual de los diferentes tipos de residuos de acuerdo con los criterios del estudio realizado en el 2009 (Garcés-Rodríguez, 2010). Como se puede apreciar, casi la mitad de los residuos con destino a disposición final son de

naturaleza orgánica (49.5%). Otro aspecto a resaltar es que poco más del 20% de los materiales presentes constituyen una fracción reciclable (papel 5.89%, cartón 4.03% y plásticos 11.74%).

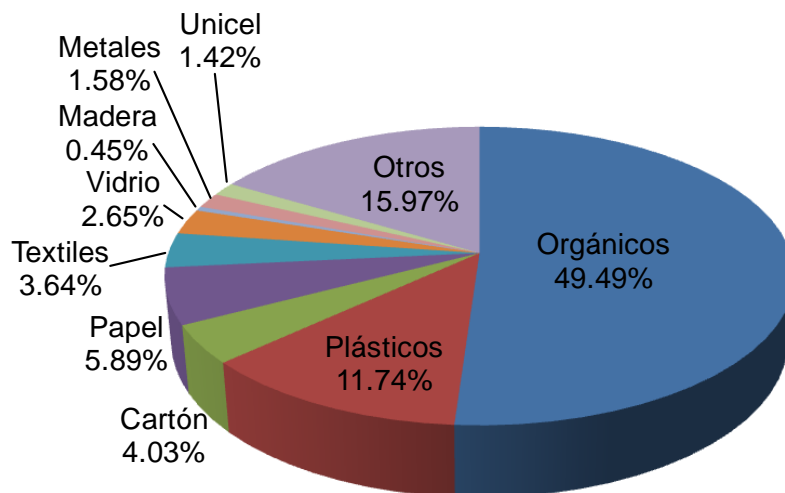


Figura 2.2. Composición general de los residuos sólidos en la Ciudad de México en el 2009 (modificado de Garcés-Rodríguez, 2010)

2.3. Fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU)

La fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU) está constituida generalmente por residuos como cáscaras de fruta, desechos de florerías, residuos de poda de jardinerías, residuos de alimentos, plumas y en una pequeña fracción, residuos de productos alimenticios animales (Garcés-Rodríguez, 2010). Es empleada como materia prima en tratamientos biológicos para la obtención de productos comerciales como la composta y el biogás.

En los municipios donde no se realiza la recolección selectiva, la FORSU se encuentra en condiciones menos favorables para su tratamiento biológico. Actualmente, en la Ciudad de México se han implementado rutas de recolección con vehículos de doble compartimiento para los residuos orgánicos e inorgánicos (SMAGDF, 2010). En la Figura 2.3 se presentan de manera gráfica los porcentajes de los desechos orgánicos e inorgánicos recibidos por cada estación de transferencia en 2009. Se observa que la estación de transferencia que recibe mayor cantidad de orgánicos es Iztapalapa II debido a la alta variedad de camiones recolectores provenientes de la Central de Abastos (Garcés-Rodríguez, 2010).

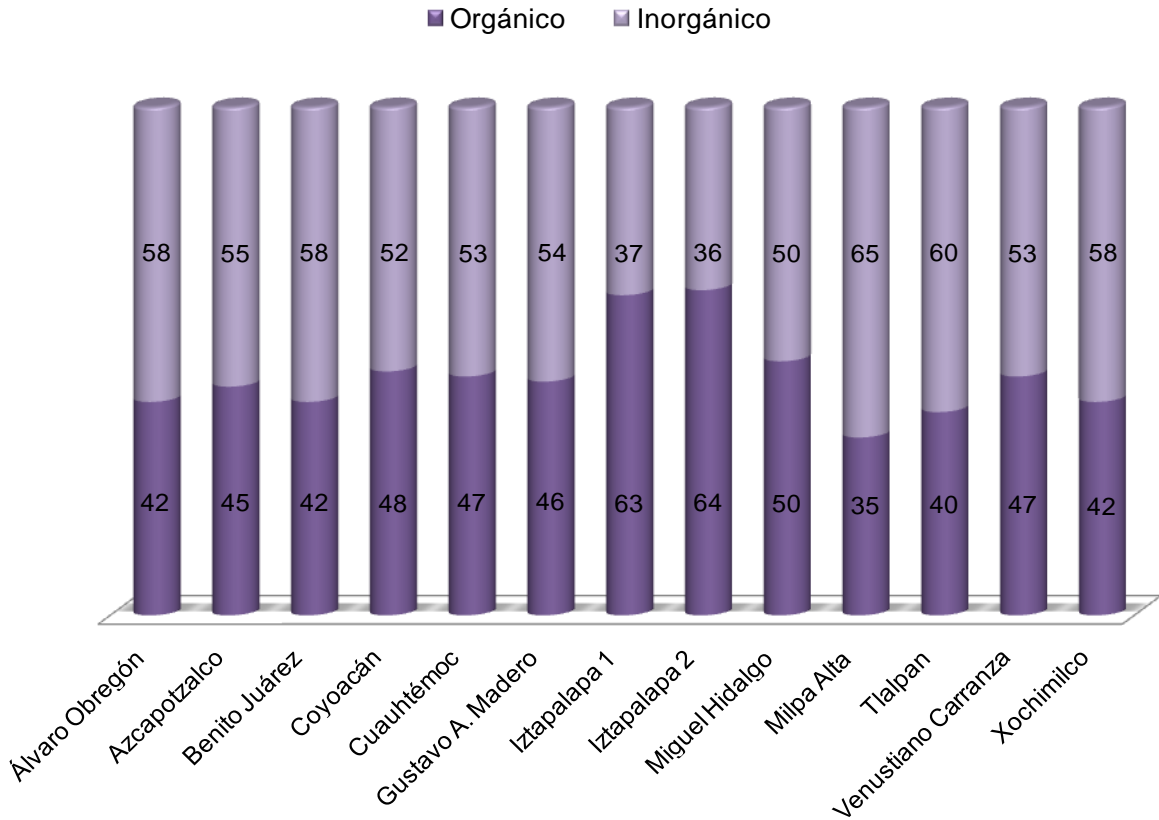


Figura 2.3. Fracción orgánica e inorgánica de residuos recibidos en cada estación de transferencia (modificado de Garcés-Rodríguez, 2010)

3. DIGESTIÓN ANAEROBIA PARA EL TRATAMIENTO DE LA FRACCIÓN ORGÁNICA DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS

La digestión anaerobia es un proceso biológico en el cual la materia orgánica contenida en el sustrato es convertida en una mezcla de gases, principalmente metano (CH_4) en un 65% y dióxido de carbono (CO_2) en un 35%, mediante la acción de un conjunto de microorganismos en ausencia de oxígeno (Martí-Ortega, 2006). Ha sido empleada para el tratamiento de los lodos producidos en plantas de tratamiento de aguas residuales (Chong *et al.*, 2012; Girault *et al.*, 2012) y residuos procedentes de la agricultura y la ganadería (Macías-Corral *et al.*, 2008). Las principales diferencias entre estos residuos son la concentración de sólidos, la composición y la heterogeneidad del sustrato; por lo tanto, el proceso tiene que adaptarse a los residuos (González-Fernández *et al.*, 2008).

En los países de Europa la digestión anaerobia de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU) es un proceso ampliamente desarrollado y empleado a escala industrial. Esto permite alcanzar los objetivos de reducción de materia orgánica destinada al relleno sanitario, promoviendo el aprovechamiento energético y valorización de los residuos sólidos por medio de productos comerciales tales como el biogás y composta (Mata-Álvarez, 2002).

3.1. Etapas de la digestión anaerobia

En la digestión anaerobia de la FORSU se han diferenciado etapas y grupos de bacterias con el fin de explicar fácilmente la microbiología y cinética del proceso (Shu-guang *et al.*, 2007). Las etapas de la digestión anaerobia son:

- Hidrólisis
- Acidogénesis
- Acetogénesis
- Metanogénesis

3.1.1. Etapa de hidrólisis

La hidrólisis es el paso inicial de la digestión anaerobia. Comprende la ruptura de las macromoléculas de la materia orgánica a compuestos solubles o monómeros, ya que los microorganismos únicamente pueden utilizar materia orgánica soluble que pueda atravesar su pared celular. Así, las proteínas son degradadas a aminoácidos, los polisacáridos a monómeros de azúcares y las grasas a ácidos grasos de cadena larga. La hidrólisis de estas moléculas complejas es llevada a cabo por la acción de enzimas extracelulares producidas por los microorganismos acidogénicos (Henze *et al.*, 2008; Martí-Ortega, 2006).

Las reacciones que se llevan a cabo en la etapa de hidrólisis pueden ser limitantes de la velocidad del proceso, especialmente si el residuo posee materia poco degradable, como es el caso de los residuos sólidos. Para los residuos sólidos urbanos (RSU), la granulometría y grado de trituración del residuo son determinantes de la velocidad del proceso (Palmowski y Müller, 2000). Así mismo, la etapa de hidrólisis depende de algunas variables como la temperatura del proceso, la composición del sustrato (porcentaje de lignina, carbohidratos, proteínas y grasas), el tamaño de partícula, el tiempo de retención hidráulico y el pH. La hidrólisis es un proceso catabólico, no implica crecimiento microbiano y puede ser inhibida por la acumulación de aminoácidos y azúcares debido al impedimento de la producción de enzimas y de la actividad enzimática (Sanders *et al.*, 1999). Otro posible inhibidor es cuando no se ionizan los ácidos grasos volátiles (Brummeler *et al.*, 1991).

3.1.2. Etapa acidogénica

Durante esta etapa los productos procedentes de la hidrólisis (aminoácidos, azúcares y ácidos grasos simples) que son relativamente solubles, son metabolizados en el interior de la célula por diferentes microorganismos (anaerobios y facultativos) siguiendo diferentes rutas según su naturaleza. Son degradados a cadenas cortas de ácidos orgánicos, moléculas de 1 a cinco carbonos (por ejemplo, ácido butírico, ácido propiónico, acetato, ácido acético), alcoholes, hidrógeno y dióxido de carbono. Las vías de degradación son las siguientes:

- a) Carbohidratos. La principal ruta metabólica de degradación de glucosa para la formación de ácidos orgánicos es la de Embden-Meyerhof, teniendo como intermediario el piruvato para posteriormente generar Acetil-CoA y CO₂.
- b) Aminoácidos. Son degradados tomando dos aminoácidos al mismo tiempo (uno como donador de hidrógeno y otro como receptor) en acoplamiento con acetato, amonio y CO₂. La fermentación de los aminoácidos se considera rápida. En ésta se producen principalmente ácidos grasos de cadenas cortas e hidrógeno.
- c) Ácidos grasos de cadena larga. Son oxidados a ácidos grasos de cadena corta por el mecanismo de la β -oxidación. Los ácidos libres son transformados en el interior de la célula a tio-éster-CoA. La β -oxidación es un ciclo en espiral que libera un Acetil-CoA en cada bucle, produciendo, principalmente ácido acético.

En general, la acidogénesis es la transformación más rápida que interviene en la digestión anaerobia, produciendo principalmente acetato, H_2 y CO_2 . Es importante mencionar que la concentración de los iones de hidrógeno formados como intermediarios afecta el tipo de los productos produciendo principalmente ácidos grasos volátiles (AGV) cuando la presión de hidrógeno es alta, y CO_2 e H_2 cuando la presión de hidrógeno es baja (Henze *et al.*, 2008; Martí-Ortega, 2006).

3.1.3. Etapa acetogénica

En esta etapa los microorganismos facultativos transforman los productos finales de la etapa anterior en acetato, hidrógeno y CO_2 , aportando aproximadamente el 54% del hidrógeno que se utilizará en la formación de metano (Deublein y Steinhauser, 2008).

Un tipo especial de microorganismos acetogénicos son los llamados *homoacetogénicos*. Éstos no producen hidrógeno como resultado de su metabolismo sino que lo consumen como sustrato, permitiendo mantener presiones parciales de hidrógeno bajas (Martí-Ortega, 2006). Los principales microorganismos homoacetogénicos que han sido aislados son *Acetobacterium woodii* o *Clostridium aceticum*.

3.1.4. Etapa metanogénica

La etapa metanogénica es el último paso del proceso de digestión anaerobia de la materia orgánica. En esta etapa, la mayor parte de la energía química contenida en el sustrato es convertida en metano por acción de los microorganismos metanogénicos. Este grupo de microorganismos requiere de condiciones ambientales más estrictas para su desarrollo que las condiciones aceptadas por los microorganismos acidogénicos. La formación de metano toma lugar bajo condiciones anaerobias estrictas (Henze *et al.*, 2008).

La principal característica de estos microorganismos es la formación de metano a partir de un grupo limitado de sustratos: H_2 y CO_2 , acetato, metanol y mono-, di- y tri-aminas fundamentalmente (Deublein y Steinhauser, 2008). Se pueden establecer dos grupos de microorganismos, en función del sustrato que metabolizan:

Hidrogenotróficos. Los que consumen H_2/CO_2

Acetoclásticos. Los que consumen acetato, metanol y algunas aminas

En general, la degradación metanogénica de cada sustrato depende tanto de la naturaleza inicial del mismo como de la ruta metabólica seleccionada por los microorganismos para su degradación. El acetato participa en un 70% para la producción de metano, mientras que la vía de H_2/CO_2 representa el 30% restante (Gujer y Zehnder, 1983).

En la Figura 3.1 se representan, de forma general, las cuatro etapas antes mencionadas del proceso de la digestión anaerobia, partiendo desde las cadenas largas de compuestos orgánicos (proteínas, carbohidratos y lípidos), seguido de los principales productos de la

hidrólisis (aminoácidos, azúcares y ácidos grasos) hasta la producción de metano derivado del acetato e hidrógeno provenientes de la acetogénesis.

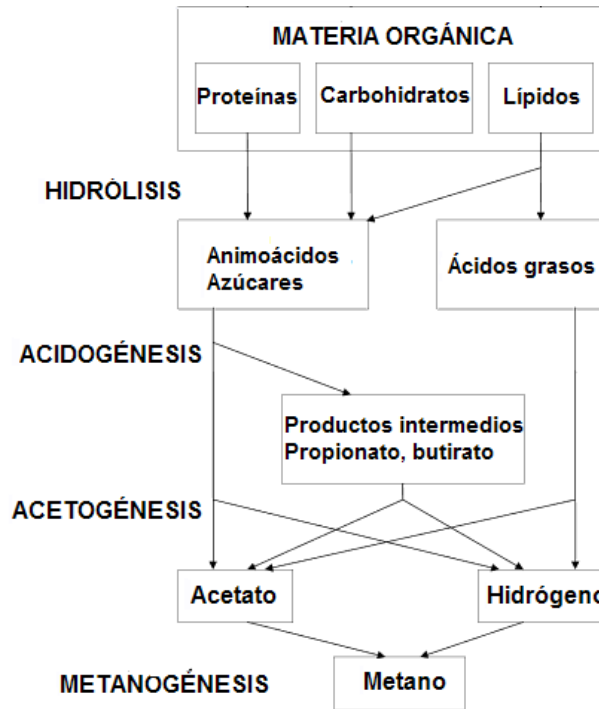


Figura 3.1. Proceso de digestión anaerobia (modificado de Gujer y Zehnder, 1983)

3.2. Factores que afectan a la digestión anaerobia

Como se ha expuesto anteriormente, la digestión anaerobia se lleva a cabo en etapas, en el que cada grupo microbiano, relacionado tróficamente, aprovecha como sustrato los productos generados por el metabolismo de los microorganismos responsables del paso anterior. Cada una de las poblaciones microbianas, que forma parte del proceso de la digestión anaerobia, presenta condiciones óptimas para su crecimiento y adecuado desarrollo. Sin embargo, las condiciones globales de operación han de ser tales que todos los grupos microbianos puedan ser activos simultáneamente. Es de especial importancia el equilibrio entre la velocidad de generación de productos por parte de un grupo microbiano y la velocidad de consumo de los productos por el siguiente grupo o grupos implicados (De la Rubia Romero, 2003).

Las variables del proceso, tales como pH, temperatura, concentración y tipo de sustrato, presencia de inhibidores o de toxinas, entre otras, pueden determinar el hábitat adecuado para un tipo u otro de microorganismos. Por ello, los cambios en las condiciones físicas o biológicas del medio pueden implicar cambios metabólicos de adaptación de las distintas especies, las cuales, a su vez, pueden producir alteraciones en los niveles enzimáticos o un aumento o descenso en la actividad metabólica de las poblaciones involucradas en la degradación (García-Morales, 1997).

A continuación se detallan los factores principales que originan cambios en el sistema ocasionando disturbios en la estabilidad de la digestión anaerobia.

3.2.1. Temperatura

La velocidad de reacción de los procesos biológicos depende de la velocidad de crecimiento de los microorganismos involucrados, los cuales son dependientes de la temperatura. Por lo general, los microorganismos requieren menor consumo de energía a mayor temperatura. Así, a medida que aumenta la temperatura aumenta la velocidad de crecimiento de los microorganismos y se acelera el proceso de digestión dando lugar a una mayor producción de biogás (Castells, 2005). Desde el punto de vista cinético la temperatura tiene una fuerte influencia en las reacciones anaerobias. En particular, la tasa de degradación y rendimientos de producción en la etapa metanogénica son fuertemente afectadas por este parámetro (Mata-Álvarez, 2002).

Los microorganismos anaerobios pueden desarrollarse en un amplio intervalo de temperatura que oscila entre $-5\text{ }^{\circ}\text{C}$ y $80\text{ }^{\circ}\text{C}$ (Bayley y Ollis, 1986), los cuales, se clasifican dependiendo del intervalo óptimo para su crecimiento:

- Psicofílicas: Temperatura $< 15\text{ }^{\circ}\text{C}$, con un óptimo en $15\text{ }^{\circ}\text{C}$.
- Mesofílicas: $15\text{ }^{\circ}\text{C} < \text{Temperatura} < 45\text{ }^{\circ}\text{C}$, con un óptimo en $35\text{ }^{\circ}\text{C}$.
- Termofílicas: $50\text{ }^{\circ}\text{C} < \text{Temperatura} < 80\text{ }^{\circ}\text{C}$, con un óptimo en $55\text{ }^{\circ}\text{C}$.

Se han reportado en la literatura dos posibles intervalos de temperatura en la que se desarrolla el proceso anaerobio: mesófilo ($35\text{-}40\text{ }^{\circ}\text{C}$) y termófilo ($50\text{-}55\text{ }^{\circ}\text{C}$). Los organismos en condiciones mesofílicas son más resistentes a las variaciones de temperatura y pH (Castillo y Martínez, 2005). Aunque los rendimientos de la producción de biogás y la cinética de las reacciones biológicas pueden ser más favorables a temperaturas termofílicas, las condiciones óptimas dependen del tipo de sustrato (composición, concentración y biodegradabilidad) y el tipo de sistema utilizado (Mata-Álvarez, 2002).

3.2.2. Alcalinidad

Esta es la capacidad de amortiguamiento a los cambios causados en el pH por la adición o incremento de ácidos en el medio. La alcalinidad está determinada generalmente por el contenido de hidróxidos (OH^-), carbonatos (CO_3^{2-}) y bicarbonatos (HCO_3^-). Los valores típicos de la alcalinidad en la digestión anaerobia están en el intervalo de 2000 a 4000 mgCaCO_3/L (Mata-Álvarez, 2002).

El factor alfa es la relación de alcalinidades (Alcalinidad pH 5.75/Alcalinidad 4.30) empleada como parámetro de control ya que indica la estabilidad del reactor. La diferencia entre los valores de alcalinidad de pH 4.30 y 5.75 da una idea del contenido de los AGV en el medio expresado en términos equivalentes de ácidos (APHA-AWWA-WEF, 2005). Este parámetro es de particular importancia en el control de la estabilidad de los procesos anaerobios. Un

valor alfa del intervalo 0.6 a 0.9 indica condiciones estables dentro del reactor (López *et al.*, 2000) mientras que, valores mayores indican disturbios en la estabilidad.

3.2.3. pH

Los procesos anaerobios están fuertemente influenciados por el pH del medio de reacción ya que afecta la velocidad del proceso, determina el tipo de microorganismos que se pueden desarrollar, condiciona la eficacia y el funcionamiento del sistema. Así, la estabilidad del sistema depende del equilibrio de velocidades de degradación de los distintos grupos microbianos implicados en el proceso y cada uno de ellos presenta una evolución diferente en función del pH del medio (Gray, 1989). Los microorganismos tienen un pH óptimo de crecimiento que está comprendido en el intervalo 6 - 8.

En la digestión anaerobia el valor del pH no sólo determina la producción de biogás sino también su composición. A bajos valores de pH el CO₂ es menos soluble y su presión parcial es mayor, provocando un incremento en la producción de biogás (Britz *et al.*, 2000). Por otra parte, el pH afecta a los diferentes equilibrios químicos existentes en el medio pudiendo desplazarlos hacia la formación de un determinado componente que tenga influencia en el proceso. Por ejemplo, al aumentar el pH se favorece la formación de amoníaco que a elevadas concentraciones es inhibidor del crecimiento microbiano y, a valores bajos de pH, se genera en mayor proporción la forma no ionizada del ácido acético que inhibe la degradación del propionato (Britz *et al.*, 2000). El efecto neto del pH en la biodegradabilidad de la materia es especificado por el pH óptimo de las diferentes enzimas presentes en el digestor y por la carga y solubilidad del sustrato.

3.2.4. Nutrientes

Muchas sustancias orgánicas e inorgánicas pueden ser necesarias para permitir, de manera óptima, el proceso de digestión anaerobia. Sin considerar la presencia evidente de carbono orgánico que se degrada, el nitrógeno, fósforo y azufre son generalmente llamados nutrientes. Las vitaminas y algunas trazas de minerales (Fe, Ni, Mg, Ca, Na y K) son consideradas como micronutrientes (Zamorano, 2009). Es importante señalar que la presencia de micronutrientes en pequeñas cantidades puede estimular el crecimiento. Sin embargo, si un determinado nivel es superado, su presencia puede tener efectos inhibidores (Anderson *et al.*, 2003). La FORSU por lo general contiene nutrientes y micronutrientes en cantidades suficientemente altas para el crecimiento ilimitado de microorganismos. Los requerimientos de nutrientes son menores en los procesos anaerobios que en los procesos aerobios debido al menor índice de producción de biomasa que presentan los microorganismos anaerobios, ya que la cantidad requerida de cada nutriente es proporcional a la biomasa formada (Martí-Ortega, 2006).

3.2.5. Tóxicos e inhibidores

Algunas sustancias presentes en el sistema ocasionan inhibición del proceso; un caso particular son las sustancias tóxicas generadas como productos intermediarios en las reacciones metabólicas como son los AGV y el H₂. Otro ejemplo son las sustancias tóxicas que entran al reactor accidentalmente, la salinidad o algunos compuestos xenobióticos y la difusión intensa de O₂. Los compuestos xenobióticos, junto con algunos solventes como alcoholes, ácidos orgánicos y cetonas, pueden ser tóxicos para los microorganismos metanogénicos (Mata-Álvarez, 2002).

Para que un compuesto sea biológicamente tóxico debe encontrarse disuelto y, dependiendo de su concentración en el medio, puede ser nutriente o tóxico. Los principales compuestos tóxicos son nitrógeno amoniacal (Koster y Lettinga, 1994), metales pesados y ácidos grasos de cadena larga. De acuerdo con Boone y Xum (1987) las concentraciones de ácido propiónico mayores a 3000 mg/L son definitivamente tóxicas y causan una digestión fallida.

3.2.6. *Tamaño de partícula*

El tamaño de las partículas afecta la transformación biológica del sustrato. Las partículas relativamente grandes tienen un tiempo de descomposición mayor y entonces el tipo de sustrato determina el nivel de actividad bioquímica que ocurre en el reactor (Hilkiah-Igoni *et al.*, 2008).

La reducción del tamaño de partícula causa un consecuente aumento de la superficie disponible y mejora el proceso biológico. Para sustratos con un alto contenido en fibras y baja biodegradabilidad se originan mejores rendimientos en la producción de biogás ya que se presenta una reducción en el tiempo necesario para la digestión (Fernández-Güelfo, 2008). Esto conlleva una disminución en la cantidad de residuos que deben eliminarse y una mayor cantidad de gas útil en el digestor (Izumi *et al.*, 2010).

4. TECNOLOGÍAS COMERCIALES PARA LA METANIZACIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS

Desde el comienzo de la década de los noventa, la instalación de plantas para la metanización de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU) ha ido en aumento. A finales del 2010 se registraron 184 plantas de digestión anaerobia en 17 países europeos con una capacidad total instalada de 6 millones de toneladas al año. La utilización de estas técnicas forma parte del proceso integral del manejo de los residuos sólidos urbanos (RSU), permitiendo un eficiente aprovechamiento de los materiales y optimizando los espacios disponibles para la disposición final de los residuos (De Beare *et al.*, 2010).

Aunque el proceso bioquímico de la digestión anaerobia es el mismo en todos los digestores anaerobios, hay varias configuraciones de los procesos. Los digestores pueden funcionar en dos diferentes intervalos de temperatura, mesofílica (35 a 40 °C) o termofílica (50 a 55 °C) denominando la digestión mesofílica o termofílica. Se nombra digestión húmeda o seca en función del contenido de humedad en el interior del reactor. Además, dependiendo de la complejidad del sustrato a tratar, el proceso se puede llevar a cabo en una o dos fases de digestión (De Beare *et al.*, 2010).

4.1. Proceso de digestión anaerobia húmeda

Este tipo de tratamiento biológico es un proceso en el cual se degradan los residuos orgánicos en concentraciones de sólidos iguales o menores a un 15% (Lissens *et al.*, 2001). Inicialmente, la FORSU es separada para después ser triturada. Si el producto de la trituración contiene material ferroso, éste es retirado por medio de un separador magnético. Posteriormente, se adiciona agua y nutrientes manteniendo la mezcla a un pH aproximadamente de 6.8 y un calentamiento entre 35 a 45 °C (temperaturas mesofílicas) para ser enviada directamente al digestor.

Algunos ejemplos de digestión anaerobia húmeda son los procesos Citec, Linde KCA, BTA y Ros Roca. A continuación se describen los más utilizados.

4.1.1. Proceso BTA

El proceso BTA fue desarrollado y evaluado a mediados de los años ochenta, pero fue hasta 1991 cuando se construyó en Dinamarca la primera planta de digestión anaerobia basada en el proceso BTA. Actualmente, este proceso es aplicado en Europa y Norte América principalmente para el tratamiento de los RSU, residuos comerciales y agrícolas (BTA, 2012).

El proceso general se compone de dos pasos fundamentales: el pretratamiento hidromecánico y el tratamiento biológico. El pretratamiento hidromecánico permite la eliminación eficiente de impurezas. Esto se hace en dos unidades, la primera unidad consiste en mezclar los residuos con agua de proceso en el *púlper* (tanque de disolución), se diluye la materia entre un 8 a 10% de sólidos totales (ST) y se separan los materiales como arena, piedras pequeñas y huesos por medio de gravedad (materiales pesados). Los plásticos, papel, textil y madera (materiales ligeros) tienden a flotar y son retirados de la superficie con un rastrillo. Además, los compuestos orgánicos no solubles reducen su tamaño por la fuerza de cizallamiento, produciendo gran cantidad de fibras en suspensión. Después de haber pasado por la primera unidad del pretratamiento hidromecánico, la suspensión orgánica todavía contiene impurezas de arena fina las cuales son removidas por el sistema de eliminación de arenas (BTA, 2012).

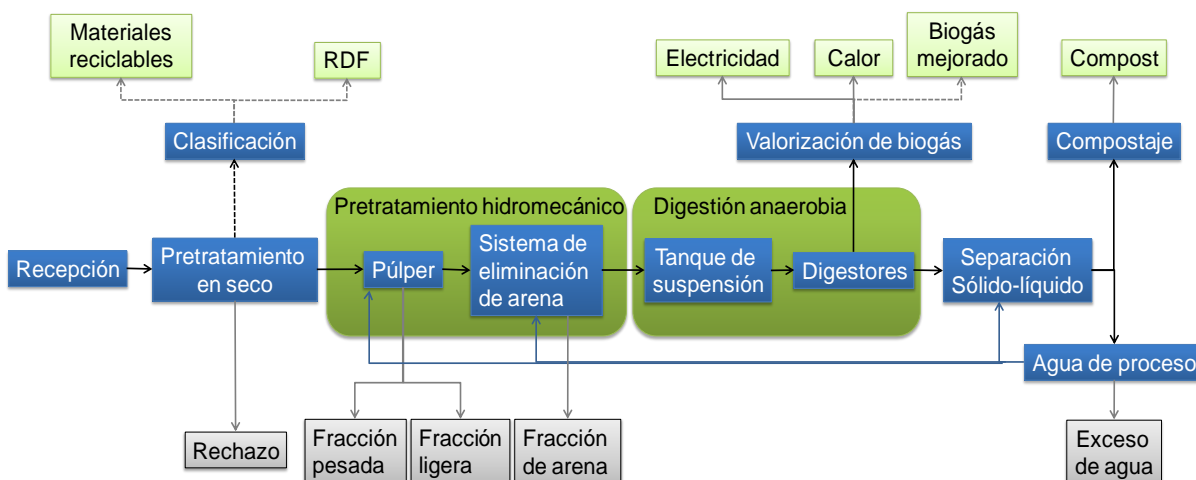
El tratamiento biológico consiste en almacenar temporalmente la fracción orgánica proveniente del pretratamiento hidromecánico en un tanque de suspensión. Posteriormente, la fracción orgánica se envía a los digestores donde se digiere bajo condiciones mesófilas entre 35 a 38 °C. Para la separación continua se emplean centrífugas. El material sólido (alrededor de 30% materia seca) es adecuado para la producción de composta. En la mayoría de los casos el líquido es reutilizado como agua de proceso con la finalidad de inocular y disminuir el consumo de agua. En la Figura 4.1 se representa el esquema general del proceso BTA.

4.1.2. Proceso Ros Roca

El proceso Ros Roca es aplicado en 25 plantas de digestión anaerobia para el tratamiento de la FORSU, distribuidas en diferentes países de Europa. La capacidad de estas numerosas plantas se encuentra en el intervalo de 4,000 a 90,000 ton/año (Ros Roca, 2012). El proceso puede operar en condiciones húmedas (concentraciones menores al 15% de ST) o secas (concentraciones de 20 a 40% de ST). En la Figura 4.2 se presenta el esquema general del proceso Ros Roca con digestión anaerobia húmeda para el tratamiento de residuos sólidos orgánicos.

El primer paso del proceso es un pretratamiento físico en el que se trituran todos los residuos. Posteriormente, los residuos se mezclan con agua de proceso en el *púlper* (tanque de mezcla). Las impurezas como vidrio, piedras, huesos son removidos en el fondo del tanque. El *púlper* descarga a un tamiz que separa el material flotante como el plástico y la madera. El flujo enriquecido con material biodegradable y casi libre de impurezas se transporta al tanque de suspensión. Antes de la digestión anaerobia se lleva a cabo el

proceso de higienización para reducir el número de microorganismos indeseados (>70 °C, >1 h). El tiempo de retención, así como la temperatura del proceso de higienización se controlan y supervisan continuamente.



*RDF (Refuse Derived Fuel) - Combustible derivado de desechos o combustible sólido recuperado.

Figura 4.1. Esquema general del proceso BTA (modificado de BTA, 2012)

El tratamiento anaerobio consiste en cargar continuamente al digestor con la suspensión proveniente del proceso de higienización. El biogás producido se utiliza normalmente para la producción de electricidad. La suspensión digerida se deshidrata por centrifugación y se puede utilizar directamente en la agricultura (Ros Roca, 2012).

4.2. Proceso de digestión anaerobia seca

La digestión anaerobia con concentraciones entre 20 a 40% de ST es llamada digestión anaerobia seca. De forma general, el proceso consiste en separar previamente la fracción orgánica mediante recolección selectiva o un proceso mecanizado. Posteriormente, se envía a un digestor de alta concentración de sólidos. El digestor puede ser de mezcla completa o flujo pistón. Se añade calor a la mezcla, obteniendo como resultado biogás y una lechada espesa (Lissens *et al.*, 2001; Oleszkiewicz y Poggi-Varaldo, 1997).

La construcción de plantas con digestión anaerobia seca ha incrementado considerablemente en los últimos cinco años. Aproximadamente un 60% de la capacidad total instalada en Europa opera con el proceso de digestión anaerobia seca (De Beare *et al.*, 2010). Por mencionar algunos ejemplos de digestión anaerobia seca, se encuentran los procesos Valorga, DRANCO, Linde BRV y Kompogas.

4.2.1. Proceso Valorga

En 1987, Valorga diseñó la primera planta de digestión anaerobia de RSU para un contenido de sólidos de 30 a 35%. Esta planta está situada en Amiens, Francia, con una capacidad de procesamiento cercana a las 85 mil toneladas de residuos al año.

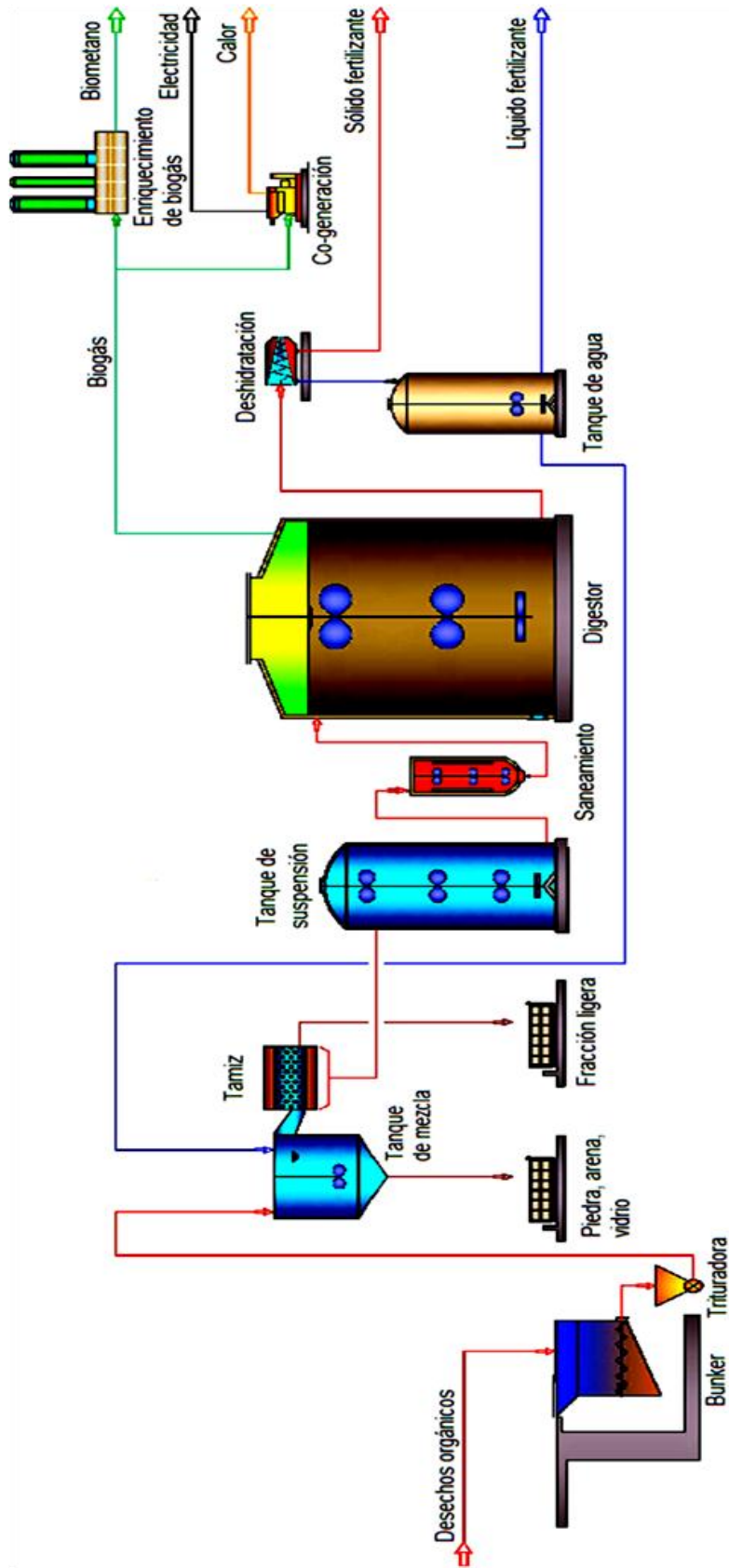


Figura 4.2. Esquema general del proceso Ros Roca (modificado de Ros Roca, 2012)

En la actualidad el proceso Valorga es operado en 25 instalaciones de digestión anaerobia seca en Europa con capacidades que van desde 10,000 a 300,000 toneladas al año (Valorga International, 2012).

Este proceso utiliza principalmente RSU y residuos biodegradables como materia prima. Está conformado por una unidad automática de selección, seguida de una unidad de producción de metano. Opera a tiempos de residencia superior a las tres semanas. Con respecto a la molienda y separación mecánica, ésta se realiza con una malla de 2.5 pulgadas (Chamy *et al.*, 1994).

El material segregado pasa al digestor mediante una bomba doble, tipo tornillo. Los digestores son cilíndricos y tienen en su base alrededor de 300 difusores que permiten la inyección del biogás recirculado a alta presión (8 bares), están conectados entre sí, operando cada uno con una mezcla intermitente mediante la adición del biogás comprimido. Una parte del material digerido es recirculado por la parte superior al reactor vecino con el fin de inocular el material fresco. En la Figura 4.3 se presenta un esquema general del digestor del proceso Valorga donde se puede apreciar su interior.

El digestor es completamente mezclado debido a la agitación por sectores, ingresando y evacuando los residuos por la parte inferior y parte del biogás que sale por la parte superior es introducido por el fondo del digestor. Las producciones de biogás son de 80 a 160 m³/ton, el promedio de metano contenido en el biogás es alrededor del 60% cuando el proceso se opera a temperaturas mesofílicas y este porcentaje aumenta cuando se opera a temperaturas termofílicas. Los lodos obtenidos de los digestores son separados y comercializados como composta (Vandevivere y De Baere, 2002).

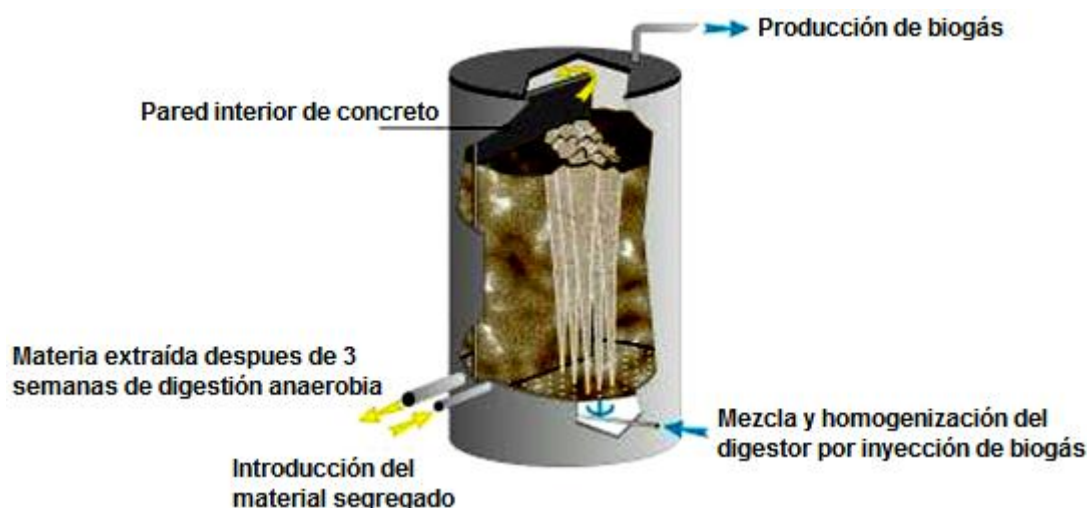


Figura 4.3. Esquema general del digestor del proceso Valorga (modificado de Fernández-Güelfo, 2008)

4.2.2. Proceso DRANCO

El proceso Kompogas se realiza en una sola fase con reactores tipo flujo pistón horizontal. Los residuos previamente triturados son transportados directamente a los digestores donde permanecen de 15 a 20 días a temperatura termofílica (55 °C) y altas concentraciones de sólidos, produciendo aproximadamente 130 Nm³ de biogás por tonelada de residuo alimentado. En el proceso de Kompogas el flujo es ayudado por la rotación lenta de los impulsores dentro del reactor que sirve para la homogeneización, desgasificación y resuspensión de las partículas pesadas (Kompogas, 2012).

Después del tratamiento biológico, tanto los desechos sólidos como líquidos son utilizados como fertilizantes naturales en la agricultura. El biogás también puede acceder a la red de gas natural y ser utilizado como combustible para vehículos. En la Figura 4.5 se presenta una descripción general del proceso Kompogas (Kompogas, 2012).

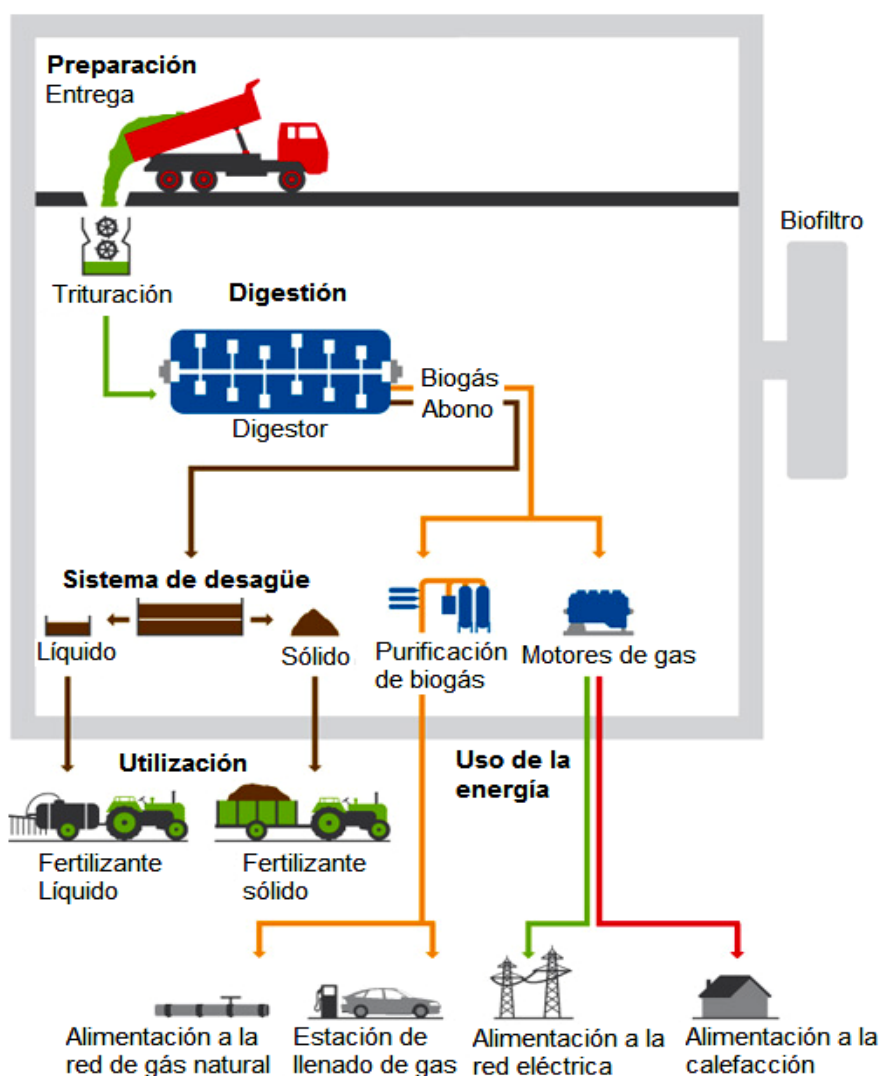


Figura 4.5. Descripción general del proceso Kompogas (modificado de Kompogas, 2012)

4.3. Comparación de los procesos

Con respecto a las cuestiones económicas, las diferencias entre los procesos de digestión anaerobia seca y húmeda son pequeñas en términos de investigación y operacionales; mientras que, las diferencias ambientales son más sustanciales. Los sistemas húmedos consumen un metro cúbico de agua por tonelada tratada de FORSU y, por tal razón, el consumo de agua en el sistema seco es diez veces menor, al igual que el volumen de aguas descargadas. Otra ventaja ambiental del sistema seco es la limpieza de los desechos (un compuesto libre de patógenos) como un producto final (Monnet, 2003). Sin embargo, el arranque en la digestión anaerobia seca es generalmente la etapa crítica en la operación de los digestores, debido a las características del residuo, a que el inóculo utilizado no está adaptado al tipo de residuo y a las condiciones de operación (Mata-Álvarez, 2002).

La digestión anaerobia en condiciones termofílicas involucra grandes cantidades de energía y esfuerzo térmico que en muchos casos son comparables entre sí. Aunque el rendimiento y la cinética son más favorables a temperaturas termofílicas, las condiciones óptimas dependen del tipo del sustrato (biodegradabilidad) y el tipo de sistema usado (fase simple o doble) (De Beare *et al.*, 2010).

La diversidad de trabajos en la literatura que trata con la digestión anaerobia de residuos sólidos orgánicos ha demostrado que los procesos biológicos tanto secos como húmedos son la alternativa más clara para la FORSU. Estas tecnologías pueden maximizar el reciclado y la valorización de los residuos. A pesar del creciente número de plantas a gran escala, las actividades de investigación continúan. De hecho, muchos de los estudios con respecto al rendimiento del reactor consideran la posibilidad de una configuración de dos fases para una alta biodegradabilidad (Monnet, 2003; De Beare, 2000). En la Tabla 4.1 se presenta una comparación de los procesos biológicos.

Tabla 4.1. Tabla comparativa

Tecnología	Proceso	Temperatura	Pretratamiento	Ventajas	Desventajas
Seca	Valorga (1 fase)	Termofílica	Separación mecánica y Trituración	<ul style="list-style-type: none"> - Flexibilidad de diseño. - Mayor carga orgánica (biomasa). - El volumen del reactor es dos veces más pequeño que el sistema húmedo. - Completa higienización (destrucción de patógenos). - La tasa de hidrólisis de la celulosa es cinco veces mayor. - Aplicable a los países en desarrollo. 	<ul style="list-style-type: none"> - Equipos más costosos y complicados de manipular. - Mayor consumo de energía para la calefacción - No pueden ser tratados residuos con baja concentración de sólidos (< 20% ST). - Si el residuo contiene gran cantidad de nitrógeno se produce amoniaco en niveles tóxicos.
	DRANCO (1 fase)	Termofílica o mesofílica	Separación mecánica		
	Kompogas (1 fase)	Termofílica	Separación mecánica		
	Linde BRV (1 fase)	Termofílica	Separación mecánica		
Húmeda	BTA (1 o 2 fases)	Mesofílica	Separación magnética y trituración	<ul style="list-style-type: none"> - Proceso más estable - Menor necesidad de calefacción. - Equipo de bombeo es más sencillo. - El tiempo de retención es más corto. - Rápido arranque del proceso de degradación. 	<ul style="list-style-type: none"> - Sistema complejo. - Alto consumo de agua. - Volumen grande del reactor. - Volumen grande de agua residual descargada.
	Ros Roca (1 fase)	Mesofílica			
	Linde KCA (1 fase)	Mesofílica			
	Citec (1 fase)	Mesofílica			

Fuente: De Beare, 2000; Lissens *et al.*, 2001; Monnet, 2003; Bouallagui *et al.*, 2004; Linde KCA, 2012

5. PRETRATAMIENTOS DE LA FRACCIÓN ORGANICA DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS

Los pretratamientos tienen por objeto mejorar la hidrólisis de la materia orgánica mediante la alteración de sus propiedades físicas o químicas acelerando así el proceso anaerobio. Cambios en la cinética de degradación o biodegradabilidad aumentarán la producción de gas y el rendimiento del digester anaerobio y reducirán el tiempo de digestión (Carrère *et al.*, 2010).

La fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU) está constituida por lípidos, carbohidratos y proteínas. Entre sus componentes se encuentra material lignocelulósico. Los materiales lignocelulósicos se componen de tres tipos diferentes de polímeros; la celulosa, la hemicelulosa y la lignina, que se asocian entre sí (Feng *et al.*, 2008). La hidrólisis de la lignocelulosa está limitada por varios factores entre los cuales están la cristalinidad de la celulosa, el grado de polimerización, el contenido de humedad, la superficie disponible y el contenido de lignina (Chang y Holtzapple, 2000).

En la literatura se señala que la baja velocidad de conversión de la FORSU a estructuras fácilmente digeribles es atribuida fundamentalmente a la lignina, la cual es prácticamente inerte a la biodegradación por vías anaerobias (López-Torres *et al.*, 2004). Es por ello que se considera que los residuos con estas características no son fácilmente transformados a metano sin un pretratamiento químico, físico o biológico inicial (Chamy *et al.*, 1994; López *et al.*, 2000; Williams *et al.*, 2003). En este sentido, para acelerar la etapa de hidrólisis es necesario aplicar uno o más pretratamientos a la FORSU.

Un pretratamiento químico consiste en el incremento o reducción del pH (tratamientos químicos ácidos o básicos) causando la hidrólisis de las sustancias orgánicas. El pretratamiento químico más utilizado es la adición de hidróxido de sodio (NaOH). Respecto a este último, el tiempo de contacto y su concentración dependen del material a tratar. Por tal motivo, la cantidad óptima para cada material específico solo se puede determinar

experimentalmente (Hobson *et al.*, 1993). Por medio de la cuantificación de la materia orgánica disuelta, expresado en función de la demanda química de oxígeno (DQO), el empleo de hidróxido de calcio Ca(OH)_2 es otra alternativa para incrementar la solubilidad de residuos complejos (López-Torres *et al.*, 2005).

Para el tratamiento de los residuos lignocelulósicos también se han utilizado pretratamientos biológicos con inoculación de determinadas enzimas, capaces de hidrolizar este tipo de material. Asimismo, se han realizado estudios en los que, dependiendo del tipo de residuo, el ataque enzimático se efectúa con diferentes tipos de hongos. En estos pretratamientos las variables de operación son el tipo y cantidad de inóculo y el tiempo de contacto (Rintala y Ahring, 1994).

En los procesos de digestión anaerobia es necesario realizar un pretratamiento mecánico, que consiste en la separación de la FORSU y su trituración para reducir la fracción biodegradable a un tamaño adecuado que mejora su homogeneización y facilita la biometanización.

5.1. Pretratamiento mecánico

De acuerdo con lo mencionado anteriormente, la accesibilidad de los microorganismos al material sólido y la hidrólisis de los componentes poliméricos complejos, constituyen el paso limitante en los procesos biológicos. Una forma de mejorar el desarrollo de los digestores que tratan residuos sólidos urbanos (RSU) es la reducción del tamaño de la partícula. El pretratamiento del sustrato por la desintegración mecánica tiene efectos positivos en la biodegradabilidad anaerobia del sustrato a través del incremento de la superficie específica disponible en el medio (Esposito *et al.*, 2011).

Las bacterias en general sólo pueden utilizar materia orgánica en forma soluble. Un pretratamiento físico incrementa la facilidad de acceso de los microorganismos a las partículas del residuo, debido a la ruptura de grandes estructuras en cadenas más cortas, incrementando la solubilidad del sustrato, lo que permite mejorar la velocidad y rendimiento del proceso. Debido a que la FORSU es un tipo de sustrato que contiene grandes cantidades de humedad y de fibras, un pretratamiento mecánico es necesario para aumentar la uniformidad y la superficie específica, mejorando la eficiencia del proceso posterior (Luo *et al.*, 2009).

Hills y Nakano (1984) trabajaron con desechos de tomate picados con un tamaño de partícula de 1.3 a 20 mm, reportaron que la tasa de producción de biogás y la reducción de los sólidos son inversamente proporcionales al diámetro de partícula del sustrato. Resultados similares fueron obtenidos por Sharma *et al.* (1988) con residuos forestales y agrícolas. Por lo tanto, la reducción del tamaño de partícula y el incremento resultante de la superficie específica disponible representan una opción para el incremento en el rendimiento de degradación y la aceleración del proceso de digestión.

Basado en las propiedades de la composición y el volumen de los RSU en masa (unidad de peso y contenido de agua), Luo *et al.* (2009) utilizaron una trituradora para obtener una distribución de tamaño adecuado y poder convertir eficientemente los RSU en calor y gas combustible. Estudiaron, además, el efecto de la velocidad del rotor, la presión hidráulica sobre la distribución del tamaño del producto y la energía específica. Los resultados muestran que la velocidad del rotor y la presión hidráulica afectan el rendimiento de la trituradora. Con el aumento de la presión hidráulica, la energía específica se reduce y origina productos más finos. Una mayor velocidad del rotor conduce a la disminución de la energía específica y un producto de tamaño grueso.

De acuerdo con Mshandete *et al.* (2006) la degradación de las fibras de sisal, a una temperatura de 33 °C y un tamaño de partícula de 2 a 100 mm, aumentó de 31 a 70% en comparación con las fibras no tratadas. La tasa de generación de metano mejora en un 23% confirmando que el rendimiento de metano es inversamente proporcional al tamaño de partícula. Así mismo, el potencial de biogás del estiércol aumenta significativamente con partículas de 2 mm y menores a 0.35 mm, resultando un incremento de un 16 y 20% respectivamente (Angelidaki y Ahring, 2000). La digestión anaerobia de la biomasa leñosa no ha sido considerada técnicamente viable sin pretratamiento. Sharma *et al.* (1989) encontraron que las partículas de 0.4 mm de *Ipomoea fistulosa* producen 98% más metano que las partículas de 6 mm.

5.2. Propiedades reológicas

Para seleccionar el equipo mecánico adecuado es necesario conocer las propiedades reológicas del material a tratar y el tamaño de partícula que se desea obtener al final de la operación de reducción de tamaño.

La reología es la ciencia que estudia la deformación y el flujo de materiales causados por la aplicación de un esfuerzo (Barnes, 2000). El comportamiento reológico en la operación de reducción del tamaño aporta datos importantes para la comprensión, diseño y selección de los equipos mecánicos. La reología de la FORSU es variada debido a la heterogeneidad que existe en la muestra. Algunos materiales son sólidos duros y se rompen bruscamente ante un esfuerzo elevado, otros se deforman para acabar rompiéndose y algunos fluyen de diversas formas, requiriendo o no superar un nivel de esfuerzo inicial frente al que pueden o no deformarse antes de fluir (Tscheuschner, 2001).

Para una mejor comprensión del comportamiento de los diferentes fluidos, se presenta en la Figura 5.1 una gráfica de la curva de fluidez, donde se grafica el esfuerzo de deformación contra a la velocidad de deformación. En la figura se observa que los fluidos Newtonianos presentan proporcionalidad entre el esfuerzo de deformación y la velocidad de deformación; en los fluidos no Newtonianos no existe esta proporcionalidad por lo que no presenta un comportamiento lineal (fluidificantes y espesantes). Los plásticos de Bingham requieren la aplicación de un esfuerzo mínimo antes de empezar a fluir y son llamados también viscoplásticos. Finalmente, los plásticos generales o de Herschel-Bulkley representan un comportamiento más general.

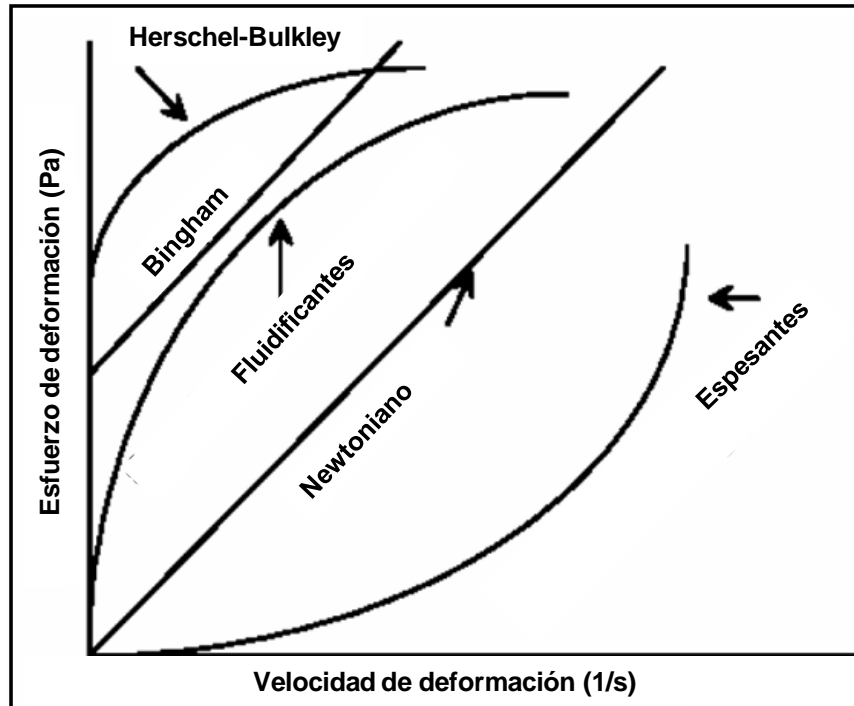


Figura 5.1. Comportamiento de diversos fluidos independientes del tiempo (modificado de Ramírez-Navas, 2006)

Los materiales viscoplásticos son los de comportamiento más complejo, ya que se caracterizan por presentar a la vez propiedades viscosas y elásticas. Esta mezcla de propiedades se debe a la existencia de moléculas largas y flexibles en sustancias líquidas o a la presencia de partículas líquidas o sólidos dispersos en sustancias sólidas (Ramírez-Navas, 2006).

La FORSU contiene en gran parte materiales sólidos elásticos. Debido a su heterogeneidad presenta un comportamiento complejo como plásticos de Bingham o viscoplásticos.

5.3. Fundamentos de la trituración y molienda

El objetivo de la trituración y molienda es producir pequeñas partículas a partir de otras más grandes. Las partículas más pequeñas son deseables por su gran superficie o bien por su forma, tamaño y número. La reducción de tamaño de las partículas aumenta también la reactividad de los sólidos, permite la separación de los componentes no deseados por medios mecánicos y reduce el volumen de los materiales fibrosos que son así más fáciles de manejar (Mc Cabe *et al.*, 2001).

Los sólidos pueden fragmentarse de maneras diferentes, pero comúnmente en las máquinas de reducción de tamaño sólo se emplean cuatro métodos. Estos son compresión, impacto, frotamiento de cizalla y corte (Figura 5.2). En general se usa el método de compresión para la reducción de sólidos duros, obteniéndose relativamente poca cantidad de finos. Con el método de impacto se obtienen productos gruesos, medios y finos. Mediante el método de

frotamiento de cizalla se obtienen productos finos a partir de materiales blandos y no abrasivos. El método de corte proporciona un tamaño de partícula definido y, a veces, forma definida, con poca o ninguna cantidad de finos (Mc Cabe *et al.*, 2001).

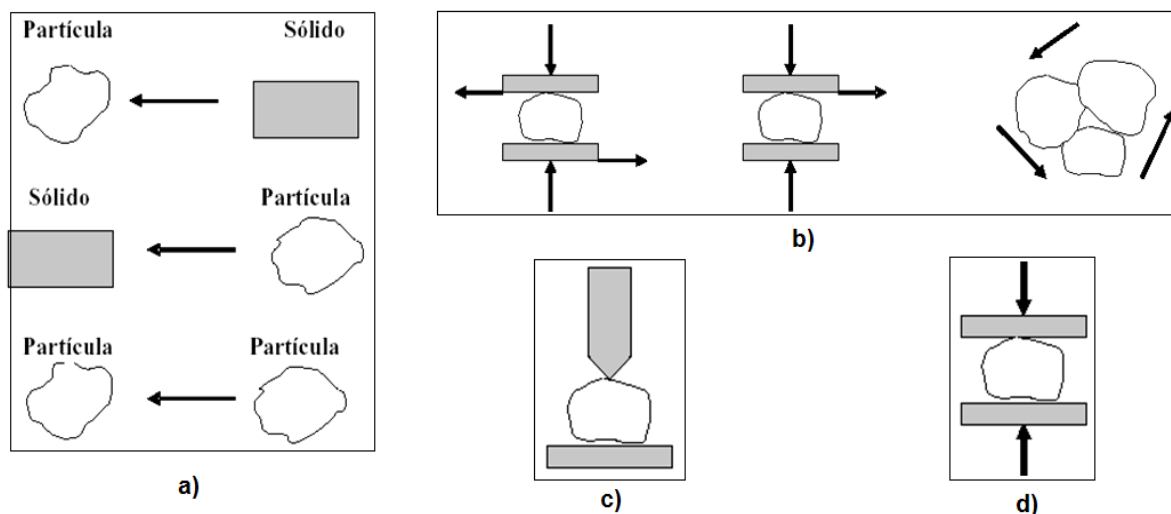


Figura 5.2. Fragmentación por a) impacto, b) frotamiento de cizalla, c) corte y d) compresión (modificado de Roberti, 2011)

5.4. Equipos para la reducción de tamaño

El equipo para la reducción de tamaño se divide en trituradoras, molinos, molinos ultrafinos y máquinas cortadoras. Las trituradoras realizan el trabajo más pesado de romper grandes piezas de material sólido en pequeños trozos. Una trituradora primaria opera sobre material en bruto rompiéndolo en trozos de 15 a 25 cm. Una trituradora secundaria reduce estos trozos a partículas de un tamaño aproximado de 1 cm. Los molinos reducen la alimentación triturada a polvo. El producto de un molino intermedio podría pasar por un tamiz de malla 40 (apertura 0.425 mm) mientras que la mayor parte del producto de un molino de ultrafinos pasa por un tamiz de malla 200 (apertura 0.075 mm). Es importante mencionar que un molino de ultrafinos no acepta partículas de alimentación superiores a 0.5 cm y el tamaño del producto es en micrómetros. Por otra parte, las cortadoras producen partículas de tamaño y forma definida (Mc Cabe *et al.*, 2001). A continuación se relacionan los principales tipos de máquinas para la reducción de tamaño:

- A. Trituradoras (gruesos y finos).
 1. Trituradoras de mandíbula.
 2. Trituradoras giratorias.
 3. Trituradoras de rodillos.
- B. Molinos (gruesos y finos).
 1. Molinos de martillos; *impactores*.
 2. Molinos giratorios de compresión.
 - a. Molinos de rodillos.
 - b. Molinos de barras.

3. Molinos de frotación.
4. Molinos giratorios.
 - a. Molinos de barras.
 - b. Molinos de bolas y giratorios.
 - c. Molinos de tubos.
- C. Molinos ultrafinos
 1. Molinos de martillos con clasificación interna.
 2. Molinos que utilizan la energía de un fluido.
 3. Molinos agitados.
- D. Máquinas cortadoras.
 1. Cortadoras de cuchillas, cortadoras de cubos, cortadoras de tiras.

En muchas trituradoras de rodillos, la superficie de los rodillos lleva barras rompedoras o dientes, tales trituradoras pueden tener dos rodillos, como las trituradoras de rodillos lisos, o sólo un rodillo que trabaja frente a una placa estacionaria curvada. Este tipo de trituradoras son más versátiles que las de rodillos lisos, con la limitación de que no pueden operar con sólidos duros. Operan no sólo con compresión, como lo hacen las de rodillos lisos, sino también por corte e impacto (Mc Cabe *et al.*, 2001). Se puede apreciar en la Figura 5.3 una trituradora de un solo rodillo dentado con alimentación en la parte superior y descarga en la parte inferior.

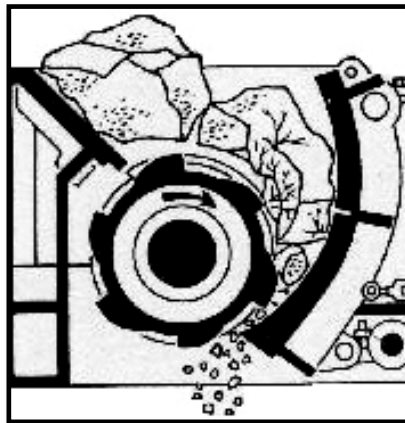


Figura 5.3. Trituradora de un solo rodillo dentado (Mc Cabe *et al.*, 2001)

Extruir es una operación unitaria basada en la compresión. En general, los extrusores se consideran divididos en tres zonas. La zona de alimentación, tiene como objetivo compactar el material. La zona de transición o compresión es la zona intermedia en la cual el material es homogenizado. La zona de dosificado se encuentra situada al final, en esta zona el material es presurizado. Hay que tener presente que esta asignación de funciones a cada una de las zonas del extrusor no es estricta; por ejemplo, el transporte, presurización y homogeneización se producen a lo largo de todo el extrusor. En la Figura 5.4 se muestran las principales partes que conforman a un extrusor comercial. Un extrusor de este tipo consiste en un tornillo de Arquímedes que al girar en el interior de un cilindro aplica presión

al material forzándolo a pasar de modo uniforme y constante a través de la criba, produciendo al mismo tiempo el mezclado del material (Beltrán y Marcilla, 2000).

El transporte de sólido en la tolva o tubo colector es mediante flujo por gravedad de las partículas. El material se mueve hacia la parte inferior por acción de su propio peso. Para asegurar el flujo constante del material y evitar regiones estancadas se usan empujadores. La calidad del producto que se obtiene depende en gran medida del diseño del tornillo (longitud, diámetro, ángulo del filete helicoidal y el paso de rosca). La criba se encuentra al final del cilindro y se trata de un disco delgado de metal con agujeros, como se muestra en la Figura 5.4. El diámetro del cilindro es representativo del tamaño del extrusor y afecta en gran medida a la velocidad de flujo (Beltrán y Marcilla, 2000).

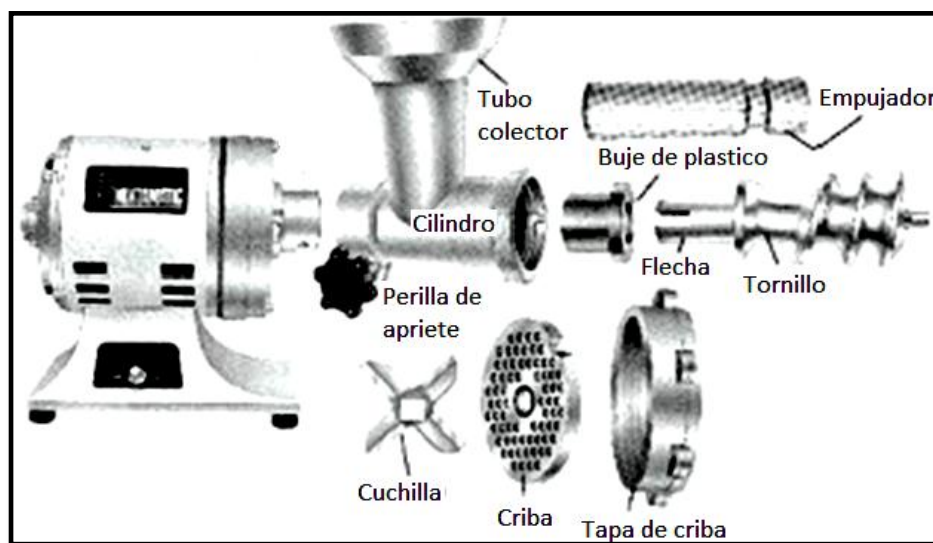


Figura 5.4. Extrusor (Nixtamatic, 2002)

Un molino de dos discos, representado en la Figura 5.5, efectúa la reducción del tamaño por la combinación de corte y frotamiento de cizalla. En un molino sencillo (un solo rotor), un disco es estacionario y el otro gira; en una máquina de doble rotor, ambos discos giran a alta velocidad y en direcciones opuestas. En ambos casos, la alimentación pasa a través del espacio estrecho entre los discos. Los molinos, con diferentes diseños de estrías, rugosidades o dientes en los discos, realizan una variedad de operaciones que incluyen molienda, desintegración, granulación y algunas operaciones no relacionadas con la reducción del tamaño, tales como mezclado y rizado (Mc Cabe *et al.*, 2001).

De una manera sintetizada, en la Tabla 5.1 se cita el tipo de equipo mecánico, el método que utiliza para la reducción del tamaño de partícula y las características del material a triturar recomendables para el buen funcionamiento del equipo. Los sólidos presentes en la FORSU son principalmente de restos de alimentos y residuos de jardinería generalmente blandos, fibrosos y abrasivos. Por tal razón no es apropiado utilizar trituradoras de mandíbula ni molinos de bolas o de mortero.

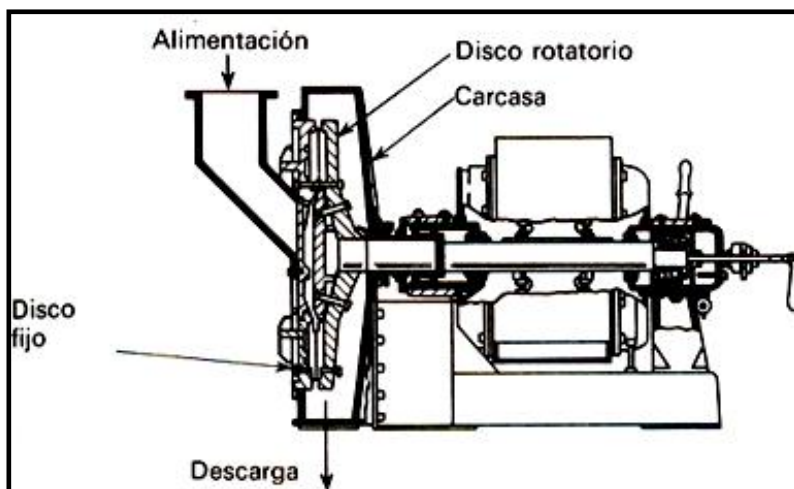


Figura 5.5. Molino sencillo de dos discos (Mc Cabe et al., 2001)

Tabla 5.1. Equipo, método de reducción y características del material a triturar

Equipo	Método	Material	Ejemplo
Trituradoras de mandíbulas	Compactación. Trituración gruesa y preliminar	Semiduros, duros y frágiles	Cerámica, cuarzo, materiales de construcción.
Molinos de rotor	Impacto. Tritura con extremada rapidez.	Fibrosos, blandos	Cereales, minerales, piensos.
Molinos de corte	Corte	Blandos, semiduros, elásticos, fibrosos (materiales heterogéneos)	Basura orgánica e inorgánica, cuero, forrajes, goma, paja.
Molinos de discos	Corte y fricción. Trituración fina	Duros y abrasivos	Carbón, cemento húmedo, suelo.
Molinos de mortero	Fricción. Trituración fina.	Húmeda o seca	Materias primas y productos finales farmacéuticos.
Molinos de bolas	Fricción. Trituración ultra fina	No abrasivos y secos	Elaboración de cemento seco

Fuente: Elaboración propia a partir de Retsch, 2011

5.5. Medición del tamaño de la partícula

Existen diferentes métodos que permiten realizar mediciones precisas de las partículas, o bien, hacer estimaciones prácticas de su tamaño. Los métodos más utilizados son los tamices y la microscopía.

La microscopía es la técnica mediante la cual se pueden observar las partículas directamente y estudiar la forma de las mismas, lo que permite juzgar bien sobre si se ha realizado una correcta dispersión o, por el contrario, si existen aglomeraciones en el sistema. El método es

relativamente barato y además, en algunos sistemas de microscopia es posible incluir sistemas de análisis de imagen. Es interesante resaltar que nunca podrán ser examinadas todas las partículas individualmente por microscopia.

Para realizar el análisis es necesario obtener un diámetro promedio de las partículas. Para lograrlo se debe analizar una muestra significativa y realizar una distribución del tamaño de las partículas presentes en dicha muestra. Si las partículas fueran esféricas sería sencillo realizar el cálculo, ya que sólo bastaría con medir diámetros; pero como las partículas son irregulares, resulta complicado describir con exactitud cada una de las partículas presentes en la muestra.

Cuando se mide el tamaño de un cuerpo tridimensional simple, como un cubo, es necesario dar las dimensiones de su largo, ancho y alto; un total de tres números por cuerpo. Esto resulta poco práctico si se desea hacer una distribución del tamaño de muchos cuerpos diferentes, y se complica todavía más si se considera que las partículas tienen formas más complejas e irregulares que un cubo. La esfera es la única forma cuyas dimensiones pueden ser descritas con un sólo número, por lo que se busca aproximar el tamaño de la partícula al de una esfera equivalente. Es decir, se mide alguna propiedad dependiente del tamaño de la partícula, como el peso, el volumen o el área superficial, y se asume que ésta se refiere a una esfera: por lo tanto se deriva a un único número, el diámetro de esta esfera, para describir a la partícula en tamaño. De esta forma, no se tiene que describir las tres dimensiones de la partícula o más números, que aunque daría más precisión, resultaría inconveniente para propósitos prácticos (Rawle, 2002).

Como las imágenes obtenidas por la mayoría de los métodos ópticos son bidimensionales, se debe hacer una estimación del tamaño de la partícula. Los diámetros aceptados para caracterizar estas partículas plasmadas en dos dimensiones se representan en la Figura 5.6 y son:

- Diámetro de Martin (d_M): es la distancia de la bisectriz de la imagen de la partícula. Las líneas pueden ser trazadas en cualquier dirección, la cual debe mantenerse constante en todas las mediciones de la imagen.
- Diámetro de Feret (d_F): es la distancia entre dos tangentes trazadas en lados opuestos de la partícula, paralelas a alguna dirección fija.
- Diámetro de un círculo cuya circunferencia sea equivalente al perímetro de la partícula.
- Diámetro del área proyectada (d_a): es el diámetro de un círculo de área equivalente a la de la partícula vista normal a la superficie del plano en el que la partícula descansa en una posición estable.

Los diámetros promedio obtenidos de estas mediciones son independientes de la orientación de las partículas, ya que son tomados en alguna dirección en particular o, como en los dos últimos casos, son mediciones bidimensionales (Allen, 1975).

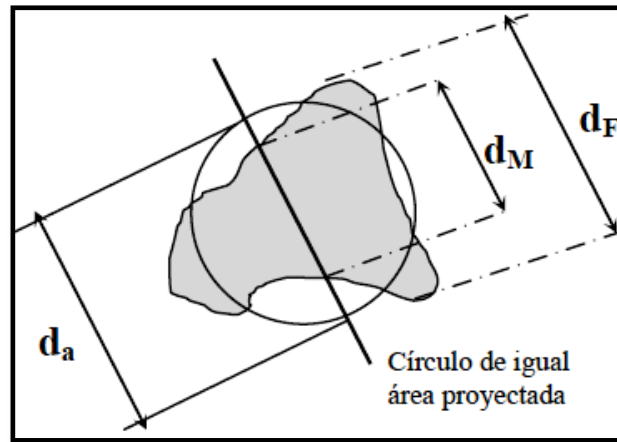


Figura 5.6. Representación de diámetros equivalentes para una imagen bidimensional (Allen, 1975).

6. METODOLOGÍA

En este trabajo se propone la aplicación de un pretratamiento físico para modificar el tamaño de la partícula, acelerando la etapa limitante de la digestión anaerobia mediante el incremento de la solubilidad del material, obteniendo con esto una mayor producción de biogás en menor tiempo y una reducción en el volumen de bagazo.

Para lograr los objetivos planteados, la metodología experimental se dividió en cuatro etapas consecutivas que se diferencian por el objetivo que se persigue en cada una de ellas. Las etapas que constituyen el estudio se describen en la Figura 6.1.

6.1. Etapa I: Muestreo

La metodología parte de un muestreo que se realizó en la estación de transferencia de Milpa Alta en el Distrito Federal, conforme a las normas mexicanas NMX-AA-015-1985 (método del cuarteo) y NMX-AA-019-1985 (peso volumétrico). Con el fin de tener un nivel de confianza alto, se muestreó un total de 16 camiones, los cuales fueron elegidos a partir de una tabla de números aleatorios. De cada camión se tomó una muestra de aproximadamente 50 kg. Una muestra representativa de 80 kg se homogeneizó y almacenó en bolsas herméticas para su transporte y posterior conservación a una temperatura de -20 °C.

6.2. Etapa II: Homogeneización y reducción del tamaño de partícula

El pretratamiento físico consistió en aplicar a la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU) diferentes métodos de trituración, utilizando distintos equipos mecánicos, para obtener cuatro muestras con diferentes tamaños de partícula que se denominan: ***Triturada, Extruida, Molida y Licuada***.

6.2.1. Homogeneización

Como en estudios referentes a residuos orgánicos el principal problema es lograr homogeneidad en la muestra, la muestra de residuos sólidos orgánicos obtenida del muestreo previo en la estación de transferencia de Milpa Alta, se trituró con una Trituradora Industrial para obtener una muestra homogénea con la que se trabajó durante el desarrollo del proyecto.

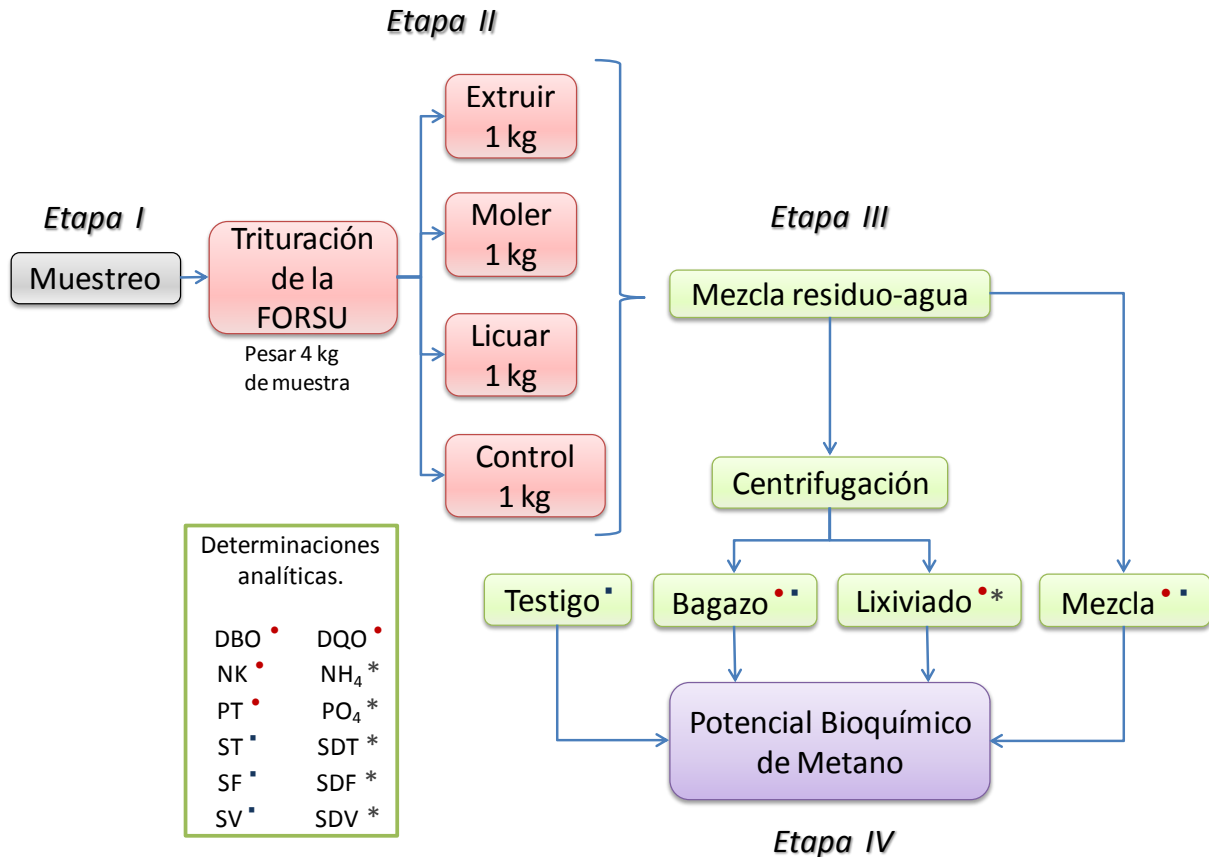


Figura 6.1. Esquemización de la metodología experimental

La Trituradora Industrial cuenta con un motor de 5 hp permitiendo que la entrada de la alimentación sea directa. Trabaja con la combinación de los métodos de corte e impacto para obtener un tamaño de partícula de 1 a 10 cm (dependiendo del material a triturar). La trituradora es de un sólo rodillo provisto de 12 barras trituradoras con una longitud de 11 cm (barras rectas de metal con extremos planos) que giran a gran velocidad y en la parte superior se encuentra un enrejado que cubre la apertura de la descarga. En la Figura 6.2a se muestra una fotografía de la Trituradora Industrial utilizada; en la Figura 6.2b se muestra una fotografía del interior de la Trituradora Industrial, en donde se expone el rodillo con las barras metálicas y el enrejado de la descarga.

6.2.2. Reducción del tamaño de la partícula

Con base en los resultados de Mshandete *et al.* (2006) y Sharma *et al.* (1989) se propone obtener tres tamaños de partícula adicionales a la muestra homogénea (muestra **Triturada**) en los siguientes niveles: 1) 3 mm, 2) 1 mm y 3) < 0.1 mm.

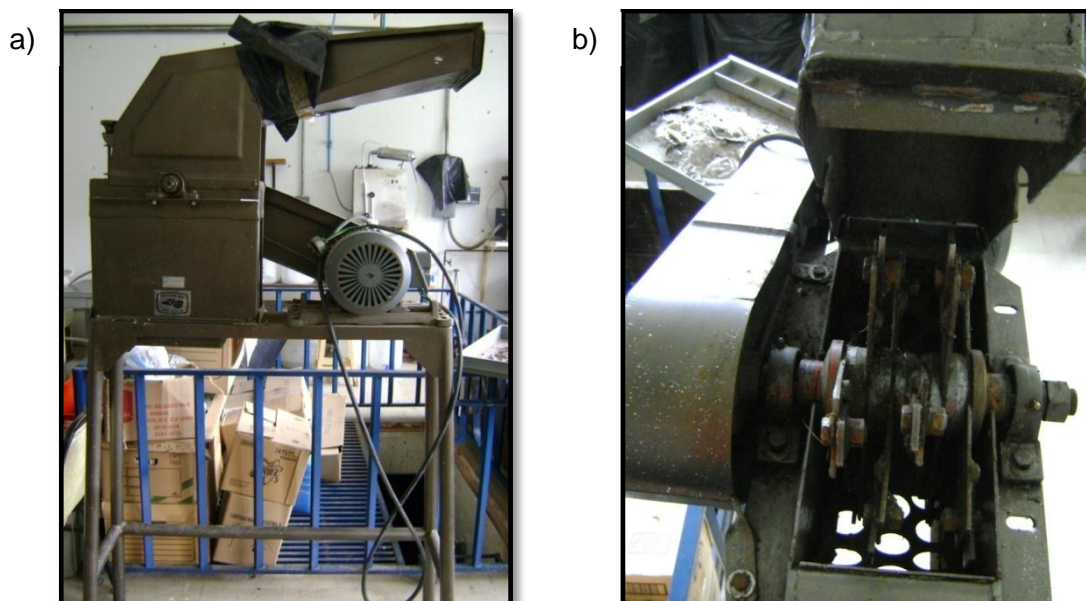


Figura 6.2. Trituradora Industrial

Debido a las propiedades reológicas de la FORSU la reducción del tamaño de partícula para obtener los tamaños propuestos se realizó mediante la combinación de los cuatro métodos (corte, compresión, frotamiento de cizalla e impacto). De la muestra **Triturada** se tomó una cantidad de 4 kg para obtener los otros tres tamaños de partícula. Una cantidad de 1 kg se hizo pasar por un extrusor, a la muestra de este tamaño se le llama **Extruida**. Otra porción de 1 kg se pasó por un molino manual de discos para obtener la muestra **Molida**. Por último, se mezcló 1 kg de FORSU **Triturada** y 1 L de agua (relación 1:1) para realizar una licuefacción y adquirir la muestra **Licuada**. El kilogramo restante de la muestra **Triturada** se trató igual que las demás muestras para su análisis completo (en la Figura 6.1 es denominada Control). Los equipos utilizados se describen detalladamente a continuación.

Extrusor Nixtamatic. El método utilizado es principalmente por compresión combinado con corte por la cuchilla que se encuentra en la parte final del cilindro. Es de un sólo tornillo de acero al carbón con 4 cm de diámetro, 8 cm de longitud y 1.3 cm en el paso de rosca. El cilindro cuenta con un diámetro de 5.5 cm y una longitud de 8.5 cm. Una placa metálica que se encuentra en la parte final del cilindro cuenta con perforaciones circulares de 8 mm. La potencia es de 1/3 de hp y el tamaño de partícula obtenido se encuentra en el intervalo de 10 a 0.5 mm, dependiendo en gran medida del material a extruir. En la Figura 6.3 se muestra una fotografía del extrusor Nixtamatic.

Molino manual. Es un molino sencillo con dos discos: uno de los discos se encuentra fijo y el otro gira a la velocidad proporcionada por el operador (Figura 6.4). La amplitud del espacio entre los discos es regulable dentro de ciertos límites. Los discos son de acero inoxidable y

ambos tienen estrías y un diámetro de 9.8 cm. Al igual que el extrusor, cuenta con un tornillo de Arquímedes de 12 cm y 1.6 cm en el paso de rosca. La reducción del tamaño de partícula es por frotamiento de cizalla. Dependiendo del material, se obtiene un tamaño de partícula final de 1 mm – 100 μ m.



Figura 6.3. Extrusor Nixtamatic



Figura 6.4. Molino manual

Licuada industrial International LI-5: Se basa en el método de corte, cuenta con navajas afiladas que giran a gran velocidad y tiene una capacidad de 5 L (Figura 6.5). Para licuar la muestra se agregará agua en una relación 1:1 y se licuará por un minutos.



Figura 6.5. Licuadora Industrial International LI-5

Todos los equipos antes mencionados ocupan el método de corte combinado con algún otro para poder reducir el tamaño del material de alimentación.

6.2.3. Medición del tamaño de la partícula

Las mediciones del tamaño de la partícula se hicieron con un microscopio óptico digital MIC-D Olympus (Figura 6.6). El intervalo de ampliación es de 22X a 255X. El lente puede enfocar en la superficie de hasta 5 mm por encima del escenario. El Software MIC-D permite capturar las imágenes en Windows instantáneamente.

El método utilizado se basa en la medición de las partículas, independientemente de su forma, igualando la superficie del plano al diámetro equivalente (d_a) (Allen, 1975). Para esto se toma alrededor de 0.2 g de muestra y se observa en el microscopio. Adicionalmente, se usó papel milimétrico para hacer el método más puntual y comparar visualmente el tamaño de las partículas.



Figura 6.6. Microscopio óptico digital Olympus

6.3. Etapa III: Caracterización de las muestras

La caracterización de las muestras (**Triturada**, **Extruida**, **Molida** y **Licuada**) obtenidas en la Etapa II se realizó para conocer sus propiedades como humedad, sólidos totales (ST), fijos (SF) y volátiles (SV), demanda química de oxígeno (DQO), demanda bioquímica de oxígeno (DBO), nitrógeno Kjeldahl (NK) y fósforo total (PT). Una cantidad de 50 g de residuos se mezclaron con 150 mL de agua (relación 1:3) y posteriormente se licuaron utilizando una licuadora de inmersión (Moulinex) durante un minuto para reducir el tamaño de las partículas y homogeneizar la mezcla. La proporción FORSU-agua y el tiempo de licuefacción para realizar dicha caracterización se determinaron con pruebas preliminares.

Las determinaciones mencionadas permiten conocer el potencial de aprovechamiento de la FORSU en un proceso biológico. Al final de la caracterización los resultados se expresarán como valores de masa por masa de residuos. Todas las determinaciones se realizaron por triplicado de acuerdo con los Métodos Estándar (APHA-AWWA-WEF, 2005).

Se espera que la solubilidad de los compuestos de la FORSU aumenten al disminuir el tamaño de las partículas, facilitando con esto la capacidad de arrastre de materia orgánica.

Para comprobar esta hipótesis, 200 g de cada muestra (*Triturada, Extruida, Molida y Licuada*) se mezclaron con agua (relación 1:1). Posteriormente, cada mezcla FORSU-agua se colocó en tubos de centrifugado y se centrifugó a 3000 RPM durante cinco minutos en una centrífuga IEC HN-S II. El líquido obtenido (sobrenadante) fue decantado y filtrado con un filtro de fibra de vidrio (1.6 μm) denominándolo “Lixiviado”. Nuevamente se completó el volumen original con agua de la llave, volviendo a centrifugar y retirando el líquido hasta obtener 600 mL de Lixiviado por muestra.

La FORSU obtenida después de la centrifugación se le denomina “Bagazo”. Los Lixiviados y Bagazos derivados de las cuatro muestras fueron caracterizados para determinar el efecto que tiene la variación del tamaño de partícula en la solubilidad de la FORSU, la cual se encuentra directamente ligada a la capacidad de arrastre de materia orgánica. Se determinaron los mismos parámetros que en la caracterización de las muestras y para los Lixiviados se determinaron adicionalmente ortofosfatos (P-PO_4^{-3}) y nitrógeno amoniacal (N-NH_4^+).

Considerando las cuatro mezclas FORSU-agua con diferente tamaño de partícula, los Lixiviados y Bagazos provenientes de la centrifugación, se tiene un total de 12 muestras.

6.4. Etapa IV: Potencial bioquímico de metano

El potencial bioquímico de metano (PBM) es una prueba que permite conocer la cantidad de metano producida por un sustrato bajo condiciones anaerobias y en presencia de organismos comúnmente encontrados en procesos de digestión anaerobia a temperatura controlada y constante (Owen, 1979).

Las pruebas de potencial de metano se realizaron en el equipo Automatic Methane Potential Test System (AMPTS) de Bioprocess Control de Suecia, versión 2010-01. El equipo AMPTS cuenta con cuatro unidades: 1) quince reactores de incubación, 2) trampa para gases (eliminación de CO_2 y H_2S), 3) dispositivo de cuantificación de biogás y 4) un sistema de adquisición de datos. Cabe mencionar que la unidad indicada anteriormente con el número 2 no fue utilizada debido a que se extrajo una muestra del biogás cada 24 horas en el punto de muestreo (septo) de los reactores de incubación con una jeringa de 1 mL. La muestra de biogás se inyectó directamente en un cromatógrafo de gases SRI 8610C para conocer su composición. En la Figura 6.7 se muestra una fotografía del equipo AMPTS completo.

6.4.1. Reactores

Las unidades experimentales tienen un volumen útil de 500 mL y volumen de trabajo máximo de 400 mL. El tapón de dicha unidad es de goma, cierra a presión y tiene un tubo de 15 cm de largo para proporcionar una agitación constante. En este tubo se colocó adicionalmente un pedazo de mangera tygon, cortada en tiras, para mejorar la mezcla dentro del reactor. El tubo se conecta con un tapon de rosca para proporcionar la agitación automatizada por el programa. En la Figura 6.8 se presenta el recipiente utilizado como el reactor, el tapón con el

tubo de agitación, la manguera adicional y el tapón de rosca que sirve para mantener la agitación constante por medio del programa.

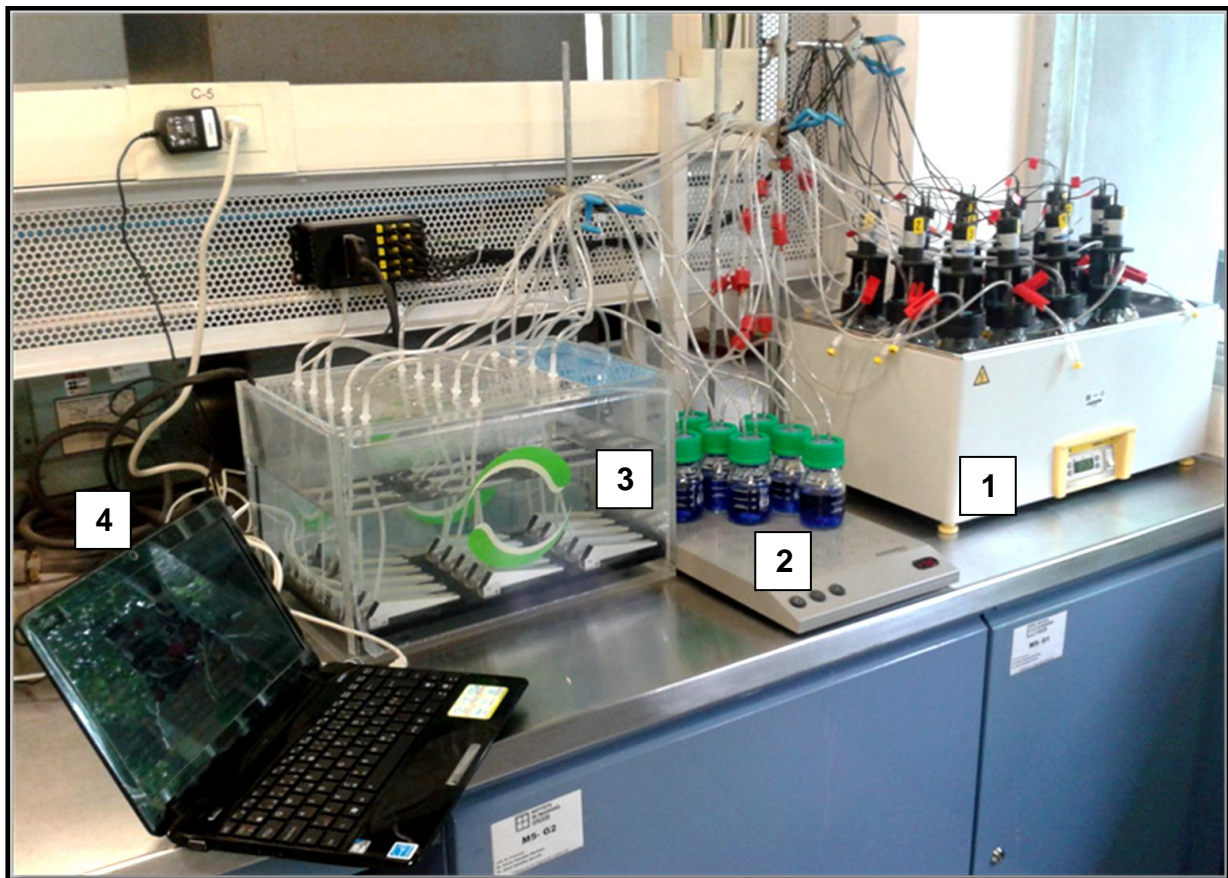


Figura 6.7. Equipo AMPTS completo

6.4.2. Inóculo

Se utilizó como inóculo lodo granular anaerobio de un reactor UASB de la planta de aguas residuales de Grupo Modelo S.A.B. de C.V, bajo condiciones mesofílicas (35 °C). Los lodos fueron almacenados temporalmente en un bidón de 20 litros para ser transportado al laboratorio del Instituto de Ingeniería donde permanecieron en un cuarto frío a 4 °C.

Antes de ser utilizados los lodos como inóculo se licuaron para romper los gránulos y homogeneizarlos. Se lavaron para retirar el sustrato exógeno que se encuentra disuelto en el agua, centrifugándolos a 3000 RPM durante cinco minutos en una centrifuga IEC HN-S II. El sobrenadante fue desechado, sustituido con agua limpia para centrifugar por segunda vez y eliminar nuevamente el sobrenadante. Para conocer su concentración se determinaron los ST y SV (Anexo 2).

6.4.3. Detreminación del volumen de sustrato para montar PBM

Por cada reactor de prueba de PBM se requieren 8 g de lodos como SV y 1.6 g de sustrato como DQO (Anexo 2). La cantidad de inóculo adicionado en cada uno de los reactores es la misma. En el caso del sustrato se determina previamente su demanda química de oxígeno (DQO) y se calcula el volumen que se requiere adicionar (Anexo 2). Es importante destacar que la concentración de inóculo fue calculada para cada prueba ya que cada una se hizo con lodos frescos.



Figura 6.8. Reactor

6.4.4. Montaje

Después de introducir en los reactores el sustrato se agrega 1 mL de solución de micronutrientes, la cantidad de lodos calculada (inóculo) y se afora hasta 400 mL con solución amortiguadora de fosfato 0.1 M para mantener el pH entre 7 y 7.2 (Anexo 2). Para garantizar condiciones anaerobias el aire contenido en cada reactor se desplaza con nitrógeno. Posteriormente, los reactores se colocan dentro de un baño de agua donde la temperatura se mantiene en 35 °C durante los cinco días de experimentación.

Utilizando las 12 muestras obtenidas en la Etapa III a las cuales se les determinó potencial bioquímico de metano por duplicado y considerando que el equipo AMPTS únicamente cuenta con 15 reactores, la experimentación se dividió en dos pruebas: La primera comprendió únicamente las Mezclas, los Bagazos y los Lixiviados procedentes de las muestras **Triturada** y **Licuada** (duplicado por cada muestra) incluyendo dos reactores como testigo, resultando un total de 14 reactores. Los reactores testigo consisten en colocar únicamente el inóculo, 1 mL de la solución de micronutrientes (Anexo 2) y completar el volumen total de 400 mL con solución amortiguadora de fosfato 0.1 M (Anexo 2). La segunda prueba comprendió las Mezclas, los Bagazos y los Lixiviados derivados de las muestras **Extruida** y **Molida**. Los 28 reactores fueron sometidos a las mismas condiciones de

experimentación (temperatura de 35 °C, agitación constante y condiciones anaerobias). Al cabo del tiempo establecido se analizaron los datos registrados de las mediciones obtenidas en los archivos de datos generados por el equipo.

6.5. Diseño estadístico

El diseño de experimento propuesto es un modelo estadístico lineal de dos factores con interacción y completamente al azar donde los tratamientos de reducción del tamaño de partícula (Triturada, Extruida, Licuada, Molida) y el estado en la que se encuentran (FORSU, Bagazo, Lixiviado) representan los dos factores mientras que el potencial de metano en el quinto día representa la variable dependiente. El modelo estadístico completo está dado por:

$$Y_{ijk} = \mu + \tau_i + \beta_j + (\tau\beta)_{ij} + \epsilon_{ijk}$$

$$i = 1, 2, 3, 4 \quad j = 1, 2, 3 \quad k = 1, 2$$

Donde:

Y_{ijk}	Observación
μ	Media general
τ_i	Efecto del tratamiento de reducción del tamaño; $i =$ Triturada, Licuada, Extruida y Molida
β_j	Efecto de su estado; $j =$ FORSU, Bagazo y Lixiviado
$(\tau\beta)_{ij}$	Efecto de la interacción de los factores
ϵ_{ijk}	Error experimental del tratamiento

Las hipótesis que se prueban son:

$$H_{01}: (\tau\beta)_{ij} = 0 \quad V_{ij}$$

$$H_{02}: \tau_i + (\tau\beta)_{ij} = 0 \quad V_i$$

$$H_{03}: \beta_j + (\tau\beta)_{ij} = 0 \quad V_j$$

Se supone que los errores (ϵ_{ijk}) son independientes y que se distribuyen de manera normal:

$$\epsilon_{ijk} \sim N(0, \sigma^2)$$

6.6. Técnicas analíticas

Las determinaciones analíticas se realizaron con base en Métodos Estándar para el análisis de aguas residuales y residuos (APHA-AWWA-WEF, 2005). Esta actividad se llevó a cabo en el laboratorio de la coordinación de Ingeniería Ambiental del Instituto de Ingeniería.

En la Tabla 6.1 se enlistan los parámetros junto con las diferentes técnicas analíticas que se realizaron para la caracterización de la FORSU después de ser sometida a un pretratamiento mecánico con los diferentes equipos mencionados (Etapa II) y de los Lixiviados obtenidos de la filtración y el Bagazo lavado.

Tabla 6.1. Técnicas y parámetros para la caracterización de las muestras

Parámetro	Técnica analítica
Demanda química de oxígeno (DQO)	Digestión por reflujo cerrado (148 °C); determinación por espectrofotometría a 600 nanómetros (nm), basado en el método 5220-D de APHA-AWWA-WEF (2005).
Demanda bioquímica de oxígeno (DBO ₅)	Incubadora en completa oscuridad a 20 °C durante cinco días. Basado en el método OxiTop IS 6.
Nitrógeno amoniacal (N-NH ₄ ⁺)	Por destilación y titulación, basado en el método de 4500 NH ₃ -B de APHA-AWWA-WEF (2005).
Nitrógeno Kjeldahl (NK)	Digestión ácida con catalizador de selenio y posterior neutralización y titulación con H ₂ SO ₂ 0.02N en equipo macro Kjeldahl (digestión y destilación). Basado en el método 4500 Norg-C de APHA-AWWA-WEF (2005).
Fósforo total (PT)	Digestión ácida con ácido sulfúrico y ácido nítrico. Basado en el método 4500-P B (4) de APHA-AWWA-WEF (2005).
Fósforo como ortofosfatos (P-PO ₄ ⁻³)	Fotometría del ácido molibdovanadofosfórico a 410 nm. Kit de Merck Spectroquant (1.14842) en un intervalo de 0.5-30 mg P-PO ₄ /l. Basado en el método 4500P-C de APHA-AWWA-WEF (2005).
Sólidos totales (ST),	Método gravimétrico; sólidos secados a 103-105°C. Basado en el método 2540-D de APHA-AWWA-WEF (2005).
Sólidos volátiles (SV) y fijos (SF)	Método gravimétrico; sólidos previamente secados a 103-105°C e incinerados a 550 °C. Basado en el método 2540-E de APHA-AWWA-WEF (2005).
Humedad	Método gravimétrico, se obtiene por diferencia entre la masa inicial y los sólidos totales determinados.

7. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En este capítulo se interpretan los resultados obtenidos en la parte experimental y, al igual que en la metodología, se dividen de acuerdo con la etapa en la que se han obtenido. Dichos resultados permiten determinar qué tamaño de partícula favorece o no la disolución de la materia orgánica.

7.1. Muestreo

Se realizó un muestreo en la estación de transferencia de Milpa Alta, ubicada en Prolongación Guanajuato Oriente S/N, Bo. San Agustín El Alto, Villa Milpa Alta. Esta estación de transferencia cuenta con 51 vehículos de recolección para realizar recorridos diariamente en 78 rutas establecidas atendiendo un total de 12 poblados y recolectando un promedio de 45 a 50 toneladas al día (Tabla A-1 del Anexo 1).

El día del muestreo arribaron a la estación 35 camiones para la descarga de residuos orgánicos. Con el fin de tener un alto nivel de confianza, se decidió muestrear un total de 16 camiones, los cuales fueron elegidos a partir de una tabla de número aleatorios. Los números de los camiones muestreados en orden de arribo a la estación, así como el número de placas y el poblado que atiende cada uno de los mismos, se muestra en la Tabla A-2 del Anexo 1.

Los camiones elegidos no descargaron en la tolva pero sí junto a misma (Figura 7.1) para poder tomar una muestra en un lugar accesible. Los residuos se recolectaron en un tambo para ser colocados sobre una lona de 4x4 m (Figura 7.2). Posteriormente se procedió a palear los residuos para homogeneizarlos hasta formar un montón y dividirlo en cuatro partes (Figura 7.3). De acuerdo con el método de cuarteo (NMX-AA-015-1985), se eliminaron las partes opuestas y las partes restantes fueron homogeneizadas nuevamente para ser divididas nuevamente en cuatro y eliminar las dos partes opuestas. Esta operación se repitió varias veces hasta obtener una muestra de 80.3 kg, la cual fue almacenada en bolsas herméticas para su transporte y posterior congelación.



Figura 7.1. Descarga de los camiones junto a la tolva



Figura 7.2. Residuos orgánicos colocados sobre la lona de 4x4 m



Figura 7.3. Formación de las cuatro zonas de residuos de acuerdo con el método del cuarteo

Acorde con la norma mexicana NMX-AA-019-1985, de las partes eliminadas del primer cuarteo se determinó el peso volumétrico, el cual resultó de 778 kg/m^3 (Anexo 1). Se considera que la fracción orgánica se compone principalmente de restos de alimentos, residuos de jardinería y los provenientes de poda de árboles y áreas verdes. En la Figura 7.4 se presenta una fotografía de la muestra final de residuos orgánicos en un área de $1 \times 1 \text{ m}$ con un espesor de aproximadamente 5 cm .



Figura 7.4. Muestra del material seleccionado en un área de $1 \times 1 \text{ m}$

7.2. Homogeneización y reducción del tamaño de partícula

7.2.1. Homogeneización

Utilizando una trituradora industrial se redujo el tamaño de las partículas y, además, se logró homogeneizar los residuos. Fue posible reducir el volumen en aproximadamente un 40% por medio de la trituración. El producto de la trituración contiene gran cantidad de partículas de 0.5 cm y una pequeña cantidad de fragmentos con longitudes aproximadas de 10 cm, lo cual se debe a la cantidad de fibras contenidas en la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU) aportadas por las plantas, hierbas de poda y jardinería. El material fibroso tiene un comportamiento más elástico, ejerciendo mayor resistencia al esfuerzo cortante aplicado por la trituradora. Por tal razón el intervalo de tamaños obtenidos es variable, encontrando tamaños de partículas entre 3 y 100 mm, predominando las partículas de 5 mm. La muestra fue designada como **Triturada** y a partir de esta se obtuvieron los otros tamaños.

La muestra **Triturada** representa el tamaño de partícula más grande y menos uniforme. En la Figura 7.5 se muestra una fotografía, con una ampliación de 22X, de una de las partículas más pequeñas obtenidas de la trituración (el fondo cuadrículado del papel permite una mejor visión del tamaño). La partícula tipo tiene una forma ovalada abarcando una superficie de aproximadamente 4x3 mm.

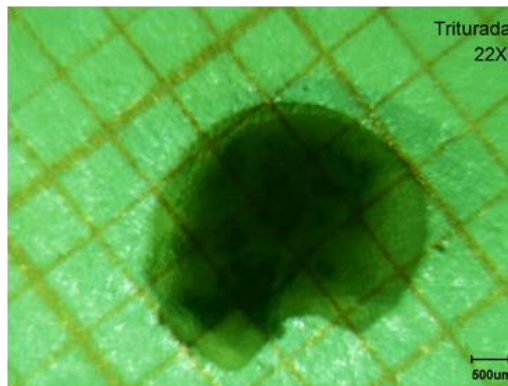


Figura 7.5. Fotografía de la muestra **Triturada**

7.2.2. Extrusión

El alto contenido de humedad que presenta la FORSU facilitó el flujo del material a través del extrusor. Aun así, la reducción del tamaño por compresión fue insuficiente para los materiales más flexibles, causando únicamente una deformación del material. Este tipo de material fue cortado al pasar por la cuchilla que se encuentra en la salida del extrusor. Los orificios a través de los cuales se hicieron pasar los residuos en el extrusor tienen un diámetro de 8 mm.

Debido a la acumulación de fragmentos con tamaños superiores a 50 mm, el extrusor se obstruía ocasionando que el proceso fuera lento y poco eficiente. El producto final de esta

operación resultó ser más uniforme que el **Triturado** y no presentó cambios perceptibles en el contenido de humedad.

Para la determinación del tamaño de las partículas se tomaron fotografías en la escala de 500 μm y con tres diferentes intervalos de ampliación (22X, 31X y 43X). En la Figura 7.6 se muestra una fotografía de dos partículas de diferente forma y tamaño. El intervalo del tamaño de partícula de la muestra **Extruida** es de 0.1 a 3 mm dominando en gran cantidad partículas de aproximadamente 2 mm.

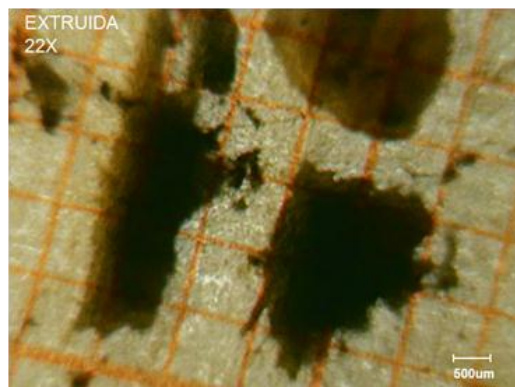


Figura 7.6. Fotografía de la muestra **Extruida**

7.2.3. Licuefacción

Debido al fácil manejo, tanto de la muestra como del equipo, la licuadora industrial resultó ser una herramienta eficiente con respecto al tiempo invertido en el proceso. Se tomó 1 kg de la muestra **Triturada** y se licuó con 1 litro de agua por un lapso de un minuto, logrando una mezcla homogénea con un amplio intervalo de tamaños debido al gran contenido de materiales fibrosos. Al aumentar el tiempo de licuado no se logró reducir más los tamaños de las partículas debido a su consistencia elástica y resistente al corte.

El intervalo del tamaño de las partículas de la muestra **Licuada** varía entre 0.01 y 5 mm prevaleciendo gran cantidad partículas de 0.5 mm. En la Figura 7.7 se muestra una fotografía en la cual se puede observar una partícula de 5x2 mm; las fotografías fueron tomadas con cuatro diferentes niveles de ampliación (22X, 31X, 43X y 57X) en dos escalas (500 y 100 μm).

7.2.4. Molienda

En comparación con los demás procedimientos de reducción de tamaño, la molienda resultó ser una operación más eficaz. El tiempo requerido durante este proceso fue equivalente al tiempo requerido para la extrusión. El producto final resultó ser notablemente el más fino de los procesos utilizados y las partículas obtenidas las más uniformes. El tamaño de partícula presentó tamaños entre 0.01 y 0.02 mm predominando el tamaño de 0.01 mm y, al igual que las demás muestras, el contenido de humedad no fue afectado por el proceso. Como se

puede apreciar en la fotografía de la Figura 7.8, el producto molido resultó con un tamaño de partículas inferior a un milímetro.

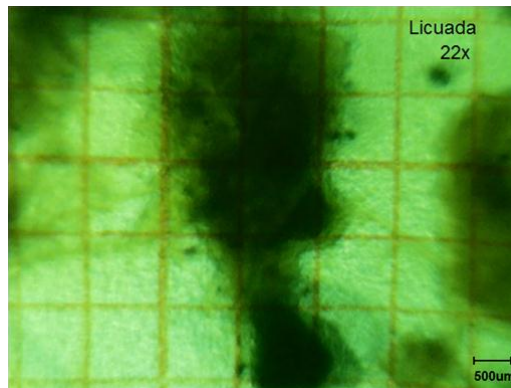


Figura 7.7. Fotografía de la muestra *Licuada*

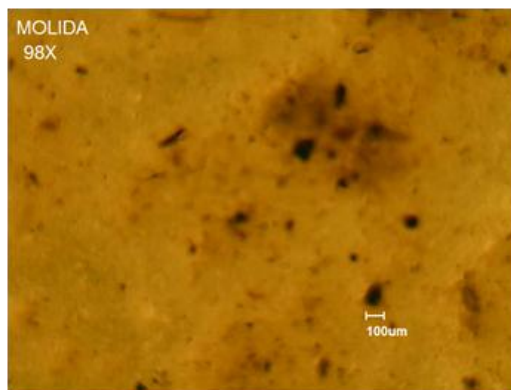


Figura 7.8. Fotografía de la muestra *Molida*

Se observa a simple vista el contraste que existe entre los productos finales de los diferentes equipos (Figura 7.9). En la muestra *Triturada* se presentan trozos largos y delgados, sin finos; la muestra *Extruida* presenta fragmentaciones más cortas y uniformes con poca cantidad de finos aglomerados; la muestra *Licuada* presenta gran cantidad de finos y una reducida cantidad de trozos largos: la muestra *Molida* tiene únicamente partículas finas.

7.3. Caracterización de las muestras

7.3.1. Caracterización de la FORSU

Para la caracterización de la FORSU con diferente tamaño de partícula, 50 g de residuos fueron mezclados con 150 mL de agua hasta obtener una mezcla homogénea (ver capítulo 6.3). En la Tabla 7.1 se presentan los resultados de la caracterización de las cuatro muestras con diferentes tamaños de partícula. Para este objetivo sólo se determinaron valores totales de cada parámetro con respecto a su masa húmeda.

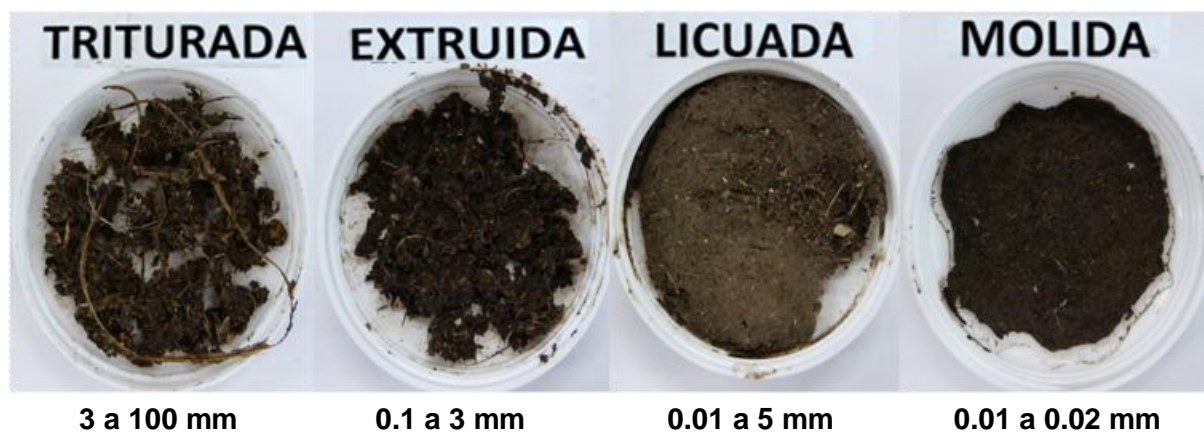


Figura 7.9. Fotografías de los productos finales de los cuatro equipos, indicando el intervalo del tamaño de las partículas

Tabla 7.1. Resultados de la caracterización de las cuatro muestras con diferentes tamaños de partícula (en base húmeda)

Muestra	Humedad (%)	ST (mg/kg)	SV (mg/kg)	SF (mg/kg)	DQO _{total} (mgO ₂ /kg)	DBO _{total} (mgO ₂ /kg)	NK (mg/kg)	PT (mg/kg)
Triturada	79	215,600	175,032	40,568	332,000	123,200	6,632	5,264
Extruida	78	219,664	170,704	48,960	320,000	125,600	6,472	6,356
Licuada	76	243,640	191,720	51,920	348,000	120,800	5,960	6,080
Molida	72	277,192	191,460	85,733	393,333	141,600	6,800	6,856

En la Tabla 7.1 se observa que la humedad disminuye con el tamaño de las partículas. Es importante hacer observaciones con respecto a la forma de preparar y tomar las muestras para los análisis en el laboratorio. De la mezcla FORSU-agua, en agitación, se succionaron 30 mL utilizando una jeringa desechable de 60 mL graduada. A la jeringa se le quitó la punta y se amplió el orificio por el cual se succionaba la muestra a un diámetro de 8 mm. Debido a la falta de homogeneidad, sobre todo en las muestras **Triturada** y **Extruida**, y a pesar del tamaño de la apertura, se considera que algunas partículas contenidas en las muestras no fueron succionadas por la jeringa causando un error no cuantificable al solamente succionar partículas con diámetros inferiores a 8 mm. Por esta razón se considera que, al no ser succionadas algunas partículas de gran tamaño, los valores de humedad en las muestras con partículas de mayores tamaños (Figura 7.9) resultaron en mayores valores de humedad. Lo anterior es congruente con la concentración de sólidos totales (ST), ya que las muestras con menores tamaños de partículas resultan en mayores concentraciones. La relación que existe entre humedad y sólidos totales es lineal y presenta un coeficiente de correlación de 0.992. La humedad de la muestra **Triturada** (79%, muestra con el mayor tamaño de partícula) es mayor que la humedad en la muestra **Molida** (72%), la cual presenta el menor tamaño de partícula (0.01 mm).

Los valores de sólidos totales de las muestras **Molida** y **Licuada** son superiores a los de las muestras **Triturada** y **Extruida**. Los valores de ST se encuentran en un intervalo amplio que va de aproximadamente 215,000 a 280,000 mg/kg (Tabla 7.1). La muestra **Molida** presenta 29, 26 y 14% más sólidos que las muestras **Triturada**, **Extruida** y **Licuada**, respectivamente.

Los sólidos volátiles (SV) corresponden a la cantidad de materia orgánica contenida en los sólidos totales. Las muestras **Licuada** y **Molida** tienen la misma concentración de SV, la cual es superior al de las muestras **Triturada** y **Extruida**. Con base en la relación SV/ST de cada muestra, el contenido de materia orgánica es mayor en la muestra **Triturada**, con 81%, seguido de la muestra **Licuada** con 79%, la muestra **Extruida** con 77% y, finalmente, la muestra **Molida** con 69%. Las diferencias del contenido orgánico entre muestras se deben a la heterogeneidad que existe en la FORSU y el procedimiento para tomar las muestras.

Los sólidos fijos (SF) de la muestra **Molida** son aproximadamente el doble que en las muestras **Triturada** y **Extruida**. Esto indica una mayor cantidad de material inorgánico en la muestra **Molida** correspondiente a un 31% de los ST mientras que las muestras **Triturada**, **Licuada** y **Extruida** contienen aproximadamente el 19, 21 y 22%, respectivamente.

Para las determinaciones de DQO y DBO se tomó 1.0 mL de muestra para aforarla con agua a 200 mL. De esa dilución se tomó, con una pipeta de vidrio, 2.5 mL para DQO y el resto se utilizó para la DBO. La toma de muestra se realizó con una jeringa de 1.0 mL despuntada para permitir el paso de partículas de tamaños inferiores a 2.5 mm. El diámetro de la punta de la pipeta de vidrio es inferior a 2 mm. Los posibles errores de toma de muestra se relacionan con el diámetro de los orificios de las puntas de la jeringa y la pipeta ya que no permiten el paso de partículas con diámetros superiores a él.

La DQO de la muestra **Molida** presenta el valor más alto y es mayor, en aproximadamente 18% que la muestra **Triturada**, 23% que la **Extruida** y 13% que la **Licuada**. Esto se debe a que las partículas más grandes, al no pasar por la apertura de la pipeta, no quedan consideradas en la determinación resultando un intervalo entre 332,000 y 393,333 mgO₂/kg. Lo anterior es congruente cuando se compara con la concentración de sólidos totales, los cuales aumentan al disminuir el tamaño de las partículas.

Asimismo se observa en la Tabla 7.1 que los valores de DBO presentan un comportamiento similar a los de la DQO. Los valores de las muestras **Triturada**, **Extruida** y **Licuada** son similares. La muestra **Molida** es notoriamente superior a las otras muestras en 15% para la **Triturada**, 13 % para la **Extruida** y 17 % para la **Licuada**.

Los valores de nitrógeno Kjeldahl y fósforo total no presentan grandes variaciones entre las diferentes muestras. A partir de la relación encontrada entre estos dos parámetros y los sólidos totales resulta que, el nitrógeno Kjeldahl está presente con valores entre 2.45 y 3.1% de los ST. El fósforo total se presenta con valores entre 2.4 y 2.9% de los ST.

7.3.2. Caracterización de Bagazos y Lixiviados

Por medio de agua, es posible arrastrar una parte importante de sustancias solubles contenidas en la FORSU.

Para comprobar lo anterior, 200 g de muestra (**Triturada, Extruida, Molida y Licuada**) se mezclaron con agua en una relación 1:1. Posteriormente, cada mezcla fue centrifugada a 3000 RPM durante cinco minutos para separar la parte sólida de la líquida. El volumen de agua (Lixiviado) fue sustituido con agua limpia en dos ocasiones y mezclando antes de volver a centrifugar y retirando el líquido hasta obtener 600 mL de Lixiviado total (ver capítulo 6.3).

Considerando las cuatro muestras de FORSU con diferente tamaño de partícula, los Lixiviados y Bagazos provenientes de la centrifugación, se tiene un total de 12 muestras, las cuales fueron analizadas mediante la aplicación de los Métodos Estándar mencionados en la metodología (Tabla 6.1). A continuación se describe con detalle el comportamiento de cada uno de los parámetros.

7.3.2.1. Demanda química de oxígeno (DQO) y demanda bioquímica de oxígeno (DBO)

En la Tabla 7.2 se muestran los valores de DBO y DQO de la FORSU, Bagazos y Lixiviados con diferentes tamaños de partícula. Los valores de DQO de las muestras molidas son notoriamente mayores en todos los casos. Las diferencias de los valores de DQO entre muestras no presentan una tendencia definida debido a la heterogeneidad de la muestra y a la variación del tamaño de partícula. Con base en la relación DQO suspendida (DQOs) sobre la DQO total (DQOt) el Bagazo representa aproximadamente 66% en la muestra **Triturada**, 53% en la muestra **Licuada**, 77% en la muestra **Extruida** y 78% en la muestra **Molida**. Estos valores contienen las fibras y sustancias difícilmente solubles de la FORSU, la cual incluye compuestos potencialmente biodegradables y no biodegradables.

Tabla 7.2. Valores de DQO, DBO y la relación DBO/DQO (en base húmeda) (DQO total=DQOt, DQO suspendida=DQOs, DQO disuelta=DQOd)

FORSU	Muestra	DQOt (mgO ₂ /kg)	DBOt (mgO ₂ /kg)	DBO/DQO
	Triturada	332,000	123,200	0.37
	Extruida	320,000	125,600	0.39
	Licuada	348,000	120,800	0.35
	Molida	393,333	141,600	0.36
Bagazos	Muestra	DQOs (mgO ₂ /kg)	DBOs (mgO ₂ /kg)	DBO/DQO
	Triturado	218,000	60,400	0.27
	Extruido	246,668	56,000	0.22
	Liculado	183,332	61,600	0.33
	Molido	306,668	61,760	0.20
Lixiviados	Muestra	DQOd (mgO ₂ /kg)	DBOd (mgO ₂ /kg)	DBO/DQO
	Triturado	99,668	60,400	0.60
	Extruido	136,668	81,800	0.60
	Liculado	89,000	57,600	0.65
	Molido	145,668	71,800	0.50

Ya que los Lixiviados hace referencia al líquido filtrado resultante de la mezcla FORSU-agua, su DQO representa la DQO disuelta. La DQOd comprende generalmente al material

carbonoso biodegradable. Esta fracción disuelta es importante para los procesos biológicos ya que es rápidamente asimilada por los microorganismos (Metcalf y Eddy, 2004).

Como se muestra en la Tabla 7.2 la DQOd presenta concentraciones aproximadamente de 89,000 a 137,000 mgO_2/kg . Comparando la cantidad de DQO extraída de la DQOt de la FORSU, según el tamaño de partícula, se arrastró menor cantidad de material en la muestra **Triturada** y **Licuada**, representando el 30 y 26%, respectivamente. La muestra **Extruida** y **Molida** extrajeron 43 y 37%, de la DQOt, respectivamente.

Teóricamente, la suma de la DQOd del Lixiviado y la DQOs del Bagazo debe ser cercana al valor de la DQOt de la FORSU. En el caso de la muestra **Triturada** existe una diferencia de 14,332 mgO_2/kg equivalente a 4.3% de error. En las muestras **Extruida** y **Licuada** la diferencia incrementa aproximadamente a 21%. La muestra **Molida** presenta una diferencia de 15%. Estos errores analíticos se relacionan con la dificultad en la preparación de la FORSU y Bagazos. Al no ser consideradas todas las partículas y sustancias mayores al diámetro de la pipeta, los valores obtenidos de dichas muestras están sujetos a un margen de error difícilmente cuantificable.

En las cuatro muestras de FORSU se tienen valores de DBO de aproximadamente 120,000 a 142,000 mgO_2/kg (Tabla 7.2), mientras que para los Bagazos se obtienen valores inferiores a 62,000 mgO_2/kg . Estas diferencias se deben al arrastre de las sustancias orgánicas que se disuelven en agua al realizar las lixiviaciones y resultan en valores entre 44 y 50% del total de la FORSU. Como consecuencia, la DBO de los Lixiviados presenta valores entre 57,600 y 81,800 mgO_2/kg .

La relación DBO/DQO permite estimar la biodegradabilidad de cada muestra indicando la fracción biodegradable (DBO) del total (DQO). Al aumentar el contenido de material biodegradable, la relación DBO/DQO tenderá a aumentar, siendo siempre inferior a la unidad. La relación DBO/DQO de la FORSU en los cuatro tratamientos oscila entre 0.35 y 0.39 (Tabla 7.2), permitiendo considerar que aproximadamente una tercera parte de la FORSU es biodegradable bajo condiciones aerobias. A pesar que la muestra **Molida** presenta el valor más alto de DBO, tiene el índice de biodegradabilidad más bajo (por una DQO elevada), mientras que, las muestras **Triturada** y **Extruida** el índice mayor.

La relación DBO/DQO de los Bagazos oscila entre 0.20 y 0.33 indicando la presencia de material orgánico biológicamente resistente a la degradación aerobia, lo cual muestra que los Bagazos, o algunas sustancias contenidas en ellos, son moderadamente biodegradables. El Bagazo que presentó el índice de biodegradabilidad más alto fue el licuado, seguido del triturado y extruido; el Bagazo molido presentó el índice más bajo considerándose el menos disponible para la comunidad microbiana.

La relación DBO/DQO de los Lixiviados oscila entre 0.50 y 0.65, permitiendo considerar que todos los Lixiviados son altamente biodegradables. El Lixiviado que presentó el índice de biodegradabilidad más alto fue el Licuado. Los Lixiviados triturado y extruido tienen el mismo

índice de biodegradabilidad con 0.60. El Lixiviado molido mostró el índice más bajo pero aún se encuentra altamente disponible para la comunidad microbiana.

7.3.2.2. Determinación de sólidos

De cada mezcla FORSU-agua (1:3) se tomó 30 mL utilizando una jeringa de 60 mL sin punta para facilitar el paso de las partículas. La Tabla 7.3 muestra los valores obtenidos en las determinaciones de sólidos en sus diferentes formas (ST, SV y SF).

De manera general se observa que las muestras **Molidas** presentan la mayor cantidad de ST para FORSU, Bagazo y Lixiviado y las muestras **Trituradas** presentan los menores valores de ST para FORSU, Bagazo y Lixiviado. Las razones por las cuales las muestras Molidas tienen mayores concentraciones y las Trituradas las menores se comentan en el capítulo 7.3.1 y se relacionan con la problemática analítica para determinar las características de las muestras más heterogéneas y con los tamaños de partículas más grandes.

Tabla 7.3. Valores de sólidos en unidades de masa por masa (en base húmeda)

	Muestra	ST (mg/kg)	SV (mg/kg)	SF (mg/kg)	SV/ST
FORSU	Triturada	215,600	175,032	40,568	0.81
	Extruida	219,664	170,704	48,960	0.78
	Licuada	243,640	191,720	51,920	0.79
	Molida	277,192	191,460	85,733	0.70
Bagazos	Triturada	143,528	116,248	27,280	0.81
	Extruida	197,228	150,948	46,280	0.77
	Licuada	188,216	148,928	39,288	0.80
	Molida	238,200	158,380	79,820	0.66
Lixiviados	Triturada	69,712	50,208	19,504	0.72
	Extruida	77,948	58,948	19,000	0.76
	Licuada	76,324	56,776	19,548	0.74
	Molida	84,072	64,748	19,324	0.77

Como se observa en la Tabla 7.3, los valores de sólidos volátiles no presentan una tendencia definida con respecto al tamaño de las partículas. La diferencia de SV entre muestras radica en la composición inicial de la FORSU. El contenido de materia orgánica (SV) es mayor en el Bagazo triturado, con 81% y menor en el Bagazo molido con 66%. Se observa que la diferencia entre Bagazos, es semejante a la diferencia entre las muestras de FORSU.

Los valores de SF están directamente relacionados con los valores de SV, siendo estos últimos los de mayor proporción, la cantidad de SF es inferior a 35% de los ST en todos los casos.

Las concentraciones de ST citados en la Tabla 7.3 propios a los Lixiviados se presentan en un intervalo que va de aproximadamente 70,000 a 84,000 mg/kg. Estos sólidos, establecen la cantidad de soluto que se transfieren al disolvente. Es evidente que al reducir el tamaño de partícula, se incrementa la cantidad de sustrato disuelto en el líquido y la capacidad de

arrastre. Por ejemplo, el Lixiviado triturado extrae 69,712 mg/kg, mientras que el Lixiviado molido 84,072 mg/kg. Entre los Lixiviados licuado y extruido no existe una diferencia notoria (inferior a 1,700 mg/kg).

En todos los casos se manejó una relación 1:3 de FORSU-agua para obtener los Lixiviados (ver capítulo 6.3). Con respecto a los ST de la FORSU, los Lixiviados arrastran entre 30.3 y 35.5% de la materia contenida en la FORSU. En el caso de la muestra **Molida** se observa el menor arrastre con 30%; en la muestra **Licuada** es de 31%, en la muestra **Triturada** es 32% y el mayor valor es de la muestra **Extruida** con 35%. Por tal razón se concluye que no existe diferencia relevante en la transferencia de sólidos al disminuir el tamaño de la partícula.

El contenido orgánico (SV) presente en el Lixiviado triturado es de 72%, seguido del Lixiviado licuado con un 74.4% y el Lixiviado extruido con un 75.6%; finalmente el Lixiviado molido presentó el mayor porcentaje con un 77%.

7.3.2.3. Nutrientes (nitrógeno y fósforo)

La concentración de los nutrientes es un factor primordial en el desarrollo de los microorganismos. La determinación de nitrógeno y fósforo expresa la cantidad de nutrientes que pueden obtener los microorganismos para su alimentación.

En la Tabla 7.4 se muestran los valores obtenidos en las determinaciones de nitrógeno Kjeldahl y fósforo total. A simple vista se distingue que el nitrógeno Kjeldahl es mayor en la FORSU, con valores superiores a 5,900 mg/kg. En los Bagazos se encuentra aproximadamente entre 4,000 y 5,000 mg/kg. Para los Lixiviados se presenta en cantidades inferiores a 2,000 mg/kg. Al realizar los cálculos para determinar el porcentaje de nitrógeno Kjeldahl presente en cada muestra, las diferencias porcentuales entre las 12 muestras son similares, independientemente si son Lixiviados, Bagazos o FORSU de distintos tamaños. En las muestras de FORSU, el nitrógeno Kjeldahl está presente entre 2.4 y 3.1% de los ST; en los Bagazo, está presente entre 2.3 y 3.3% de los ST; y los Lixiviados entre 1.9 y 2.4% de los ST.

El fósforo total en la FORSU se presenta con valores aproximadamente de 5,000 a 7,000, resultando una concentración entre 2.4 y 2.8% de los ST. En los Bagazo la cantidad es considerablemente menor que en la FORSU pero la concentración de fósforo total se presenta entre 1.8 y 2.1% de los ST. Por último, las concentraciones de fósforo total en los Lixiviados son de 2.1 a 2.8%.

Debido a que el nitrógeno amoniacal y los ortofosfatos se encuentran disueltos en el agua, se determinaron estos dos parámetros únicamente a los Lixiviados. La Tabla 7.5 muestra los resultados de nitrógeno amoniacal y ortofosfatos.

En relación con las determinaciones de nitrógeno, el nitrógeno amoniacal hace referencia al nitrógeno inorgánico soluble del nitrógeno Kjeldahl. Es evidente que la forma orgánica aporta una mayor concentración en la fase acuosa que va del 75 al 79%.

Tabla 7.4. Valores de nutrientes (en base húmeda)

	Muestra	N Kjeldahl (mg/kg)	N-K/ST	P total (mg/kg)	Pt/ST
FORSU	Triturada	6,632	0.031	5,264	0.024
	Extruida	6,472	0.030	6,356	0.028
	Licuada	5,960	0.024	6,080	0.025
	Molida	6,800	0.025	6,856	0.025
Bagazos	Triturada	4,704	0.033	2,944	0.021
	Extruida	5,308	0.027	3,808	0.019
	Licuada	4,424	0.024	3,444	0.018
	Molida	5,364	0.023	5,080	0.021
Lixiviados	Triturada	1,344	0.019	1,636	0.023
	Extruida	1,852	0.024	2,188	0.028
	Licuada	1,468	0.019	1,580	0.021
	Molida	1,984	0.024	1,800	0.021

Tabla 7.5. Valores de nitrógeno amoniacal y ortofosfatos

Lixiviado	N-NH ₄ (mg/kg)	N-NH ₄ /N-K	(P-PO ₄ ⁻³) (mg/kg)	(P-PO ₄ ⁻³)/Pt
Triturado	302	0.22	871	0.53
Extruido	437	0.24	1,125	0.51
Liculado	302	0.21	907	0.57
Molido	504	0.25	1,307	0.72

De igual forma, el fósforo como ortofosfatos simboliza la fracción inorgánica soluble del fósforo total. Al comparar las concentraciones de fósforo total y fósforo como ortofosfatos, la concentración de la forma orgánica es pequeña en el Lixiviado molido con un 28% y de 43% en el Lixiviado licuado. Para el Lixiviado triturado y extruido se presentó en un 47 y 49% respectivamente.

Estos porcentajes son aceptables y permiten considerar un buen crecimiento de los microorganismos en un proceso anaerobio (LaGrega *et al.*, 1996).

7.4. Potencial bioquímico de metano

A continuación se muestran los resultados obtenidos en la prueba de producción bioquímica de metano (PBM). Esta prueba tiene como objetivo determinar el volumen y composición del biogás generado y la producción específica de metano de las muestras con diferentes características utilizando el equipo Automatic Methane Potential Test System (AMPTS).

7.4.1. Producción neta de biogás



La experimentación para determinar el potencial bioquímico de metano de las 12 muestras, se dividió en dos diferentes pruebas. Por un lado, para no almacenar el sustrato demasiado tiempo, ya que de acuerdo con las características del sustrato, la productividad del biogás decae al producirse fermentaciones espontáneas. Por otro lado, considerando que el equipo AMPTS cuenta únicamente con 15 reactores, no es posible introducir al mismo tiempo todas las muestras por duplicado. A continuación se dividen los comentarios de los resultados en dos capítulos para poder realizar una mejor explicación.

7.4.1.1 Producción de biogás de las muestras *Triturada* y *Licuada*

La primera prueba comprendió únicamente la FORSU *Triturada* y *Licuada* con sus respectivos Bagazos y Lixiviados (duplicado por cada muestra) incluyendo dos reactores como testigo, resultando un total de 14 reactores. Las curvas experimentales obtenidas durante los cinco días de prueba se muestran en la Figura A-1 del Anexo 3. Estas curvas simbolizan la producción neta de biogás (en condiciones estándar) generado por gramo de SV introducido al reactor menos el biogás generado por consumo endógeno (testigo) por la fracción de DQO introducida en cada reactor. La Tabla A-6 del Anexo 3 muestra la producción de biogás en el quinto día de cada reactor.

Existen limitaciones instrumentales, físicas y humanas que causan una desviación del valor “verdadero” de la cantidad medida de biogás. Esta desviación se denomina incertidumbre experimental. El valor verdadero es aquel que se obtiene si no existiesen errores en las mediciones; sin embargo, esto no es posible. Se puede mejorar el procedimiento de medición pero no es posible eliminar todos los errores experimentales. El efecto que tienen los errores indeterminados en los resultados se puede minimizar al efectuar mediciones repetidas y después calcular el promedio. El promedio se considera una mejor representación del valor verdadero que una sola medición, ya que los errores de signo positivo y los de signo negativo tienden a compensarse en el cálculo de la media. Debido a que el comportamiento de los duplicados es similar entre ellos, se procedió a promediar las curvas de los duplicados (Figura A-1). En la Figura 7.10 se presentan las curvas netas promedio del biogás generado durante los cinco días de experimentación, correspondientes a la primera prueba.

En la Figura 7.10 se observa que la mayor producción de biogás la genera la FORSU triturada, seguida de la FORSU licuada. Durante las primeras 6 horas la producción de biogás es máxima y constante para después empezar a decaer lentamente. Se identifica otra etapa de la producción de biogás desde las 6 horas hasta las 24 donde nuevamente la producción es constante pero con una menor pendiente que durante la primera etapa. Después de 24 horas la producción decae lentamente sin alcanzar un valor de estabilidad a los cinco días de experimentación, lo cual indica que, después de cinco días, todavía hay una producción importante de biogás. Este comportamiento se debe a que los microorganismos consumen en las primeras horas todo el material solubilizado y, posteriormente, el material suspendido es hidrolizado por acción de enzimas extracelulares producidas por los microorganismos acidogénicos. La transformación del material

suspendido a compuestos solubles se realiza paulatinamente, ocasionando una disminución en la rapidez de consumo, la cual es directamente proporcional a la rapidez de producción de biogás.

Las curvas de Bagazos triturados y licuados en la Figura 7.10 presentan una relación lineal entre producción de biogás y tiempo durante los primeros dos días: la producción de biogás es constante. Después del segundo día la pendiente de las curvas tiende a disminuir de manera lenta y gradual sin reconocer un valor final de estabilidad como en el caso de los Lixiviados, lo cual indica que aún queda material orgánico que puede seguir produciendo biogás.

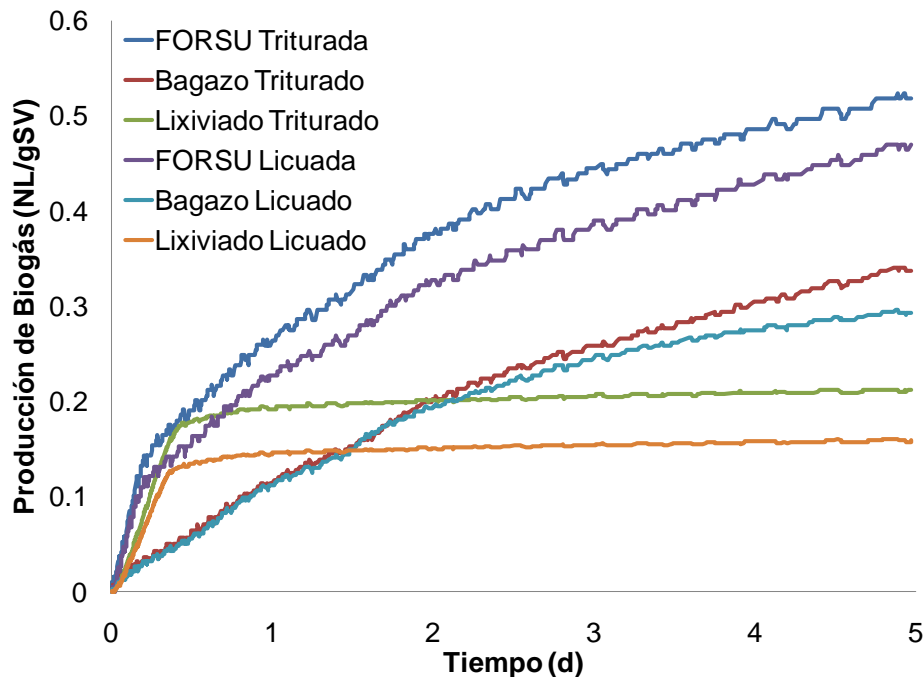


Figura 7.10. Producción neta promedio de biogás en la 1ª prueba (muestras *Triturada* y *Licuada*)

A diferencia de los Bagazos, todo el material orgánico contenido en los Lixiviados se encuentra soluble. Los materiales solubles tienen una rápida asimilación por los microorganismos, por ello el comportamiento de los Lixiviados es lineal con una pendiente afín a la de la FORSU durante las primeras 8 horas. Inmediatamente la producción de biogás tiende a estabilizarse manifestándose con un comportamiento asintótico. Este comportamiento asintótico permite argumentar, que después de 12 horas los microorganismos han consumido todo el sustrato disuelto. La diferencia entre los dos Lixiviados es notoria, siendo el Lixiviado licuado el que produce menor cantidad de biogás.

7.4.1.2 Producción de biogás de las muestras *Extruida* y *Molida*

La segunda prueba comprendió las muestras *Extruidas* y *Molidas*. Las curvas netas obtenidas en la segunda prueba del PBM se muestran en la Figura A-2 del Anexo 3. Los

valores de biogás de cada reactor al el quinto día se muestran en la Tabla A-6 del Anexo 3. Al igual que para la primera prueba (Capítulo 7.4.1.1), las curvas de los duplicados fueron promediadas. La Figura 7.11 muestra las curvas netas promedio de biogás producido en la segunda prueba. Se observa una tendencia semejante al comportamiento de la primera prueba, destacando claramente la diferencia entre FORSU, Bagazos y Lixiviados.

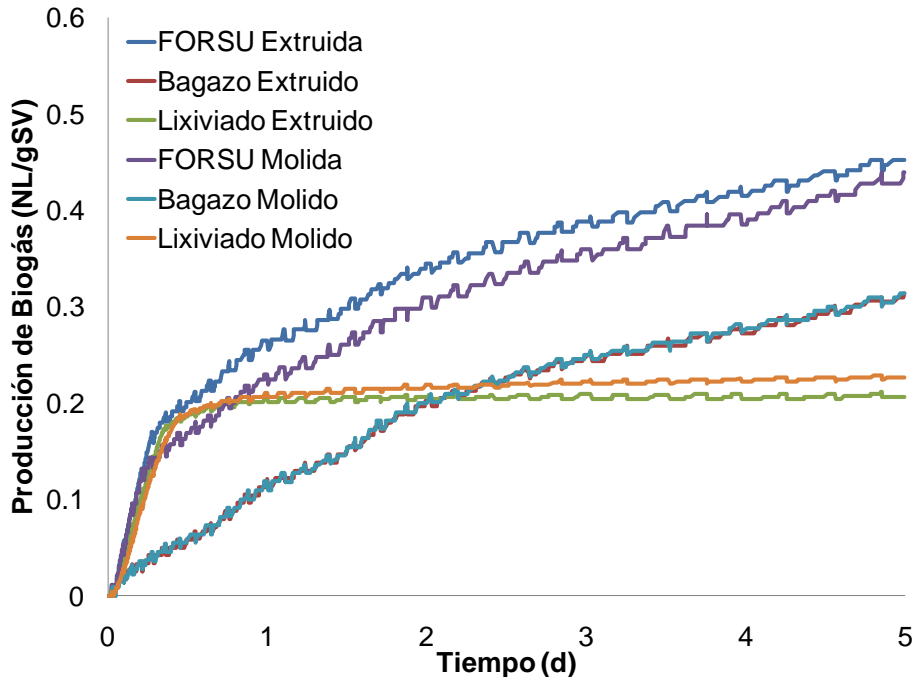


Figura 7.11. Producción neta promedio de biogás en la 2ª prueba (muestras *Extruida* y *Molida*)

A diferencia de las muestras en la Figura 7.10, los Bagazos y Lixiviados de las muestras ***Extruida*** y ***Molida*** son prácticamente iguales entre ellos. El comportamiento de las curvas es también igual al de la Figura 7.10 en donde se observan “etapas” durante la producción de biogás. En el caso de los Bagazos, se identifica una primera etapa con producción constante de biogás durante las primeras 48 horas y, posteriormente, una etapa con una disminución gradual en la producción de biogás. En el caso de los Lixiviados también se observa una primera etapa de 8 horas con producción constante y máxima de biogás y, posteriormente, la terminación de la producción al observarse valores constantes. En el caso de la FORSU hay ligeras diferencias entre las muestras ***Extruida*** y ***Molida*** en donde la producción de biogás de la muestra ***Extruida*** es ligeramente superior a la ***Molida***.

7.4.1.3 Producción de biogás a los cinco días

Hipotéticamente, la suma del biogás generado por el Lixiviado y Bagazo procedentes de la misma muestra debe ser igual a la producción de la FORSU correspondiente. Para una mejor comparación, las curvas de las muestras se agruparon y se incorporó la curva correspondiente a la suma del Bagazo y Lixiviado de cada muestra (Figura 7.12). Para el caso de las muestras ***Triturada*** y ***Licuada*** las sumas de Bagazo y Lixiviado alcanzan valores cercanos a las curvas de FORSU triturada y licuada, cuyas diferencias se pueden explicar

tomando en cuenta el error experimental de los métodos analíticos. No resultó igual para las curvas **Extruidas** y **Molidas**, en las cuales las diferencias entre la curva de la suma de Bagazo y Lixiviado difiere significativamente de la FORSU. En el caso de la muestra **Extruida** la suma de Bagazo y Lixiviado es aproximadamente 14% superior a la de la FORSU y en el caso de la muestra **Molida** la suma de Bagazo y Lixiviado es 19% superior a la FORSU (Tabla 7.6).

Tabla 7.6. Valores promedio de biogás a los cinco días de experimentación (en NL/gSV)

Muestra	Triturada	Extruida	Licuada	Molida
FORSU	0.518	0.452	0.470	0.440
Bagazo	0.337	0.314	0.294	0.314
Lixiviado	0.212	0.207	0.159	0.227
Lixiviado + Bagazo	0.549	0.522	0.453	0.541

Los cuatro Bagazos tienen un comportamiento similar con valores finales (cinco días) cercanos entre ellos (Tabla 7.6). En los cuatro casos se identifican dos etapas en la producción de biogás: la primera es lineal con respecto al tiempo (producción constante) durante los primeros dos días para posteriormente decaer lentamente. La producción de biogás continúa después del quinto día sin lograrse conocer el valor final cuando el sustrato se agota. La cantidad de biogás generado por el Bagazo extruido es igual a la del Bagazo molido (0.314 NL/gSV), la cual es 7% mayor que la generada por el Bagazo licuado y 7% menor a la generada por el Bagazo triturado. Con respecto a la FORSU, los Bagazos producen entre 29 y 37% menos biogás.

Con excepción de la curva del Lixiviado licuado, las otras tres curvas de Lixiviados tienen un comportamiento similar y alcanzan valores finales cercanos (Tabla 7.6). Estas curvas indican que la producción de biogás se lleva a cabo con rapidez máxima y constante durante las primeras 8 horas y después cesa la producción de biogás. Lo anterior indica que las sustancias contenidas en los lixiviados son fácilmente biodegradables.

La FORSU **Triturada** produce biogás, en 10, 15 y 17% más que la muestra **Licuada**, **Extruida** y **Molida**, respectivamente. Esto se debe a que el contenido de material orgánico presente en la muestra **Triturada** es mayor (SV=81% de los ST) que en las otras muestras, siendo la muestra **Molida** la que contiene menos materia orgánica (SV=69% de los ST).

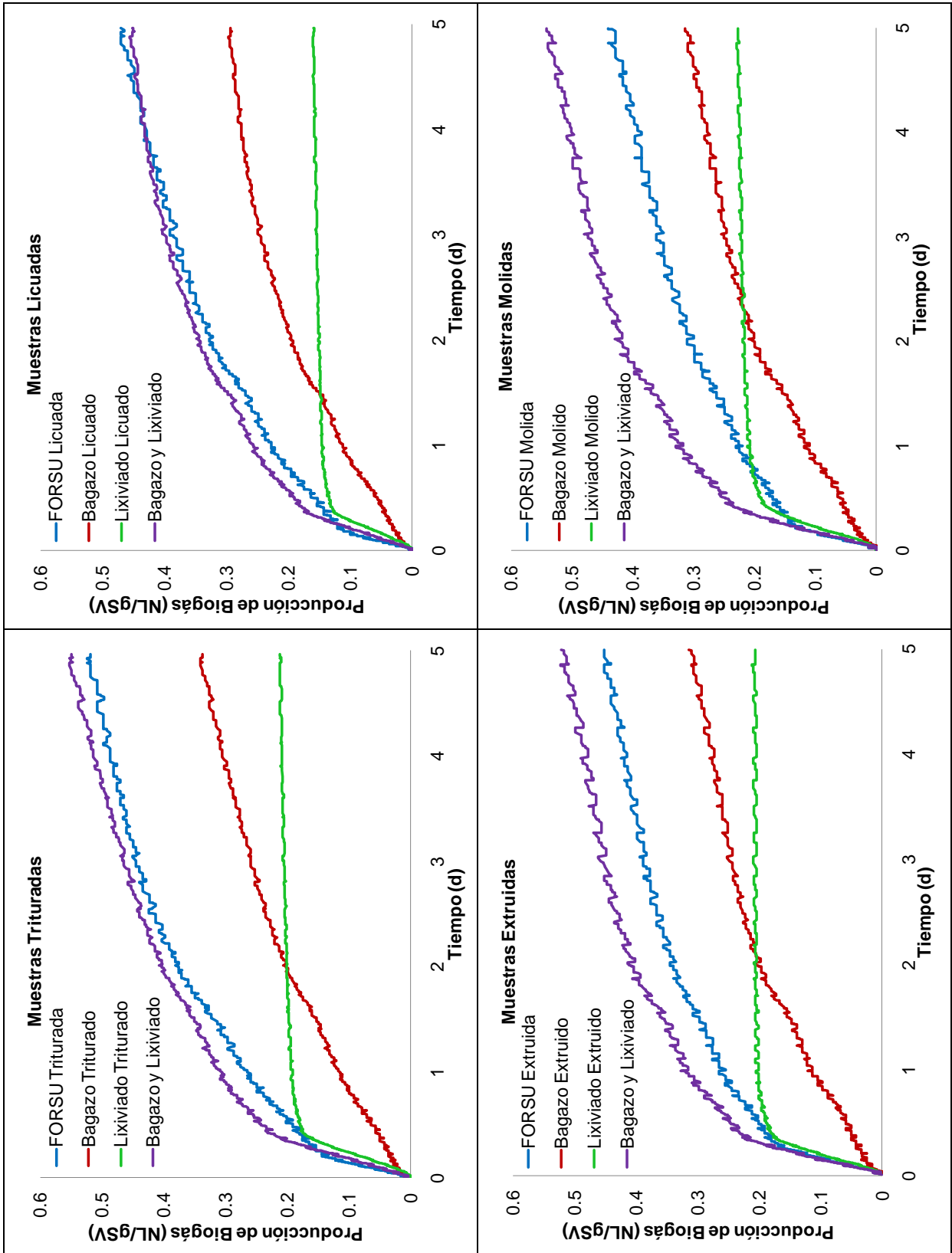


Figura 7.12. Producción de biogás en relación con el tamaño de partícula

7.4.1.4. Análisis estadístico de la producción de biogás a cinco días

Para comparar la producción neta de biogás se analizaron estadísticamente los volúmenes registrados al quinto día para cada muestra. Se llevó a cabo un análisis de varianza utilizando el programa JMP versión 7.0. El diseño experimental citado en el planteamiento de la metodología indica al volumen de biogás como variable de respuesta, el pretratamiento de reducción del tamaño de la partícula como factor τ_i y el estado de la muestra (FORSU, Bagazo, Lixiviado) como el factor β_j .

El análisis de varianza (ANOVA) permitió determinar estadísticamente la diferencia entre los tratamientos. La Tabla A-6 del Anexo 3 correspondiente al análisis global indica que sí existen diferencias significativas entre las 12 muestras. Dado que el análisis de varianza global no especifica si esta diferencia se debe al factor de reducción del tamaño o al estado de la muestra, se realizó la prueba de Tukey. De acuerdo con la Tabla A-8 del Anexo 3 se puede concluir que no existe diferencia estadística de la producción de biogás por tamaño de partícula y que la principal diferencia se debe al estado de la muestra, lo cual se considera adecuado cuando se analizan las muestras como FORSU, Bagazo o Lixiviado (Tabla A-9 del Anexo 3). Para demostrar que los análisis realizados son correctos, se comprobaron los resultados mediante una prueba de normalidad de errores y homogeneidad de varianzas (prueba de Shapiro-Wilk W).

7.4.2. Composición del biogás

Una vez que se conoce la cantidad neta de biogás producido por cada muestra se procede a determinar las concentraciones de los gases que lo componen. Como se establece en la metodología (Capítulo 6.4) cada 24 horas se extrajo una muestra del biogás generado en los reactores, la cual se inyectó, por duplicado, en un cromatógrafo de gases para conocer su composición. En la Figura 7.13 se muestra la concentración promedio de metano generado por la FORSU, Bagazos y Lixiviados.

De forma general todas las muestras parecen tener un comportamiento análogo en la composición del biogás que generan en los cinco días pero difieren significativamente en la producción neta del mismo.

En el transcurso de los cinco días de prueba, la composición presenta valores cambiantes y no es posible identificar una tendencia definida de éstos con respecto al tamaño de partícula y estado de las muestras. Por ejemplo, para las FORSU (Figura 7.13a) en el primer día se presenta un contenido de 66 a 71% de metano, el cual va aumentando gradualmente en todos los casos; para el quinto día el metano representa del 70 al 77%; no obstante, es posible observar que la muestra **Molida** registró una mayor concentración de metano desde el primer día.

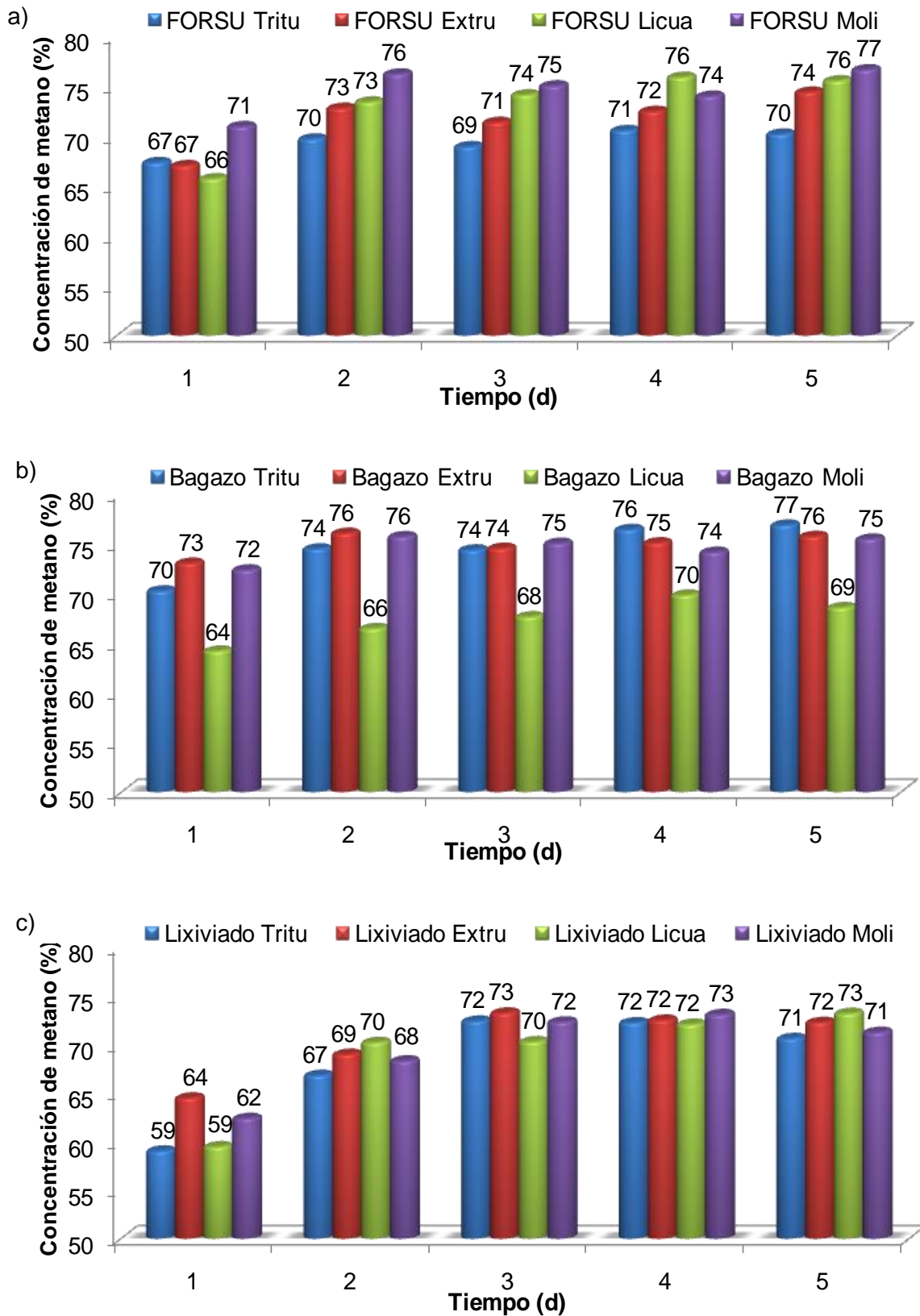


Figura 7.13. Concentración promedio de metano

En el caso de los Bagazos (Figura 7.13b), el contenido de metano en el primer día es ligeramente superior al de la FORSU y su tendencia es similar en los cinco días con la excepción del Bagazo licuado que presentó el menor porcentaje de metano obteniendo menos del 70% en todos los días. Al igual que la FORSU **Molida**, se alcanzó un porcentaje máximo de metano de 77% en el Bagazo triturado.

Los Lixiviados en el primer día (Figura 7.13c) presentaron variaciones en la composición del biogás y al final (quinto día) la composición es similar a la FORSU y Bagazos con 70% de metano y 30 % de CO₂.

En la Figura 7.13 se observa que el porcentaje de metano en los cinco días oscila entre 60 y 77% indicando que la calidad del biogás se mantiene alta a pesar de las diferencias del tamaño de la partícula y el estado de las muestras; además, todas las muestras superan desde el primer día el 50% de metano que se indica como mínimo para conferir un poder calorífico suficiente para ser utilizado como gas combustible de acuerdo con Cofré (2001).

Para comparar la composición del biogás entre las 12 muestras se aplicaron pruebas estadísticas utilizando el programa JMP versión 7.0. El diseño experimental citado en el planteamiento de la metodología indica a la concentración de metano como variable de respuesta, el pretratamiento de reducción del tamaño de la partícula como factor τ_i y el estado de la muestra (FORSU, Bagazo, Lixiviado) como el factor β_j . De acuerdo con los valores obtenidos en los análisis estadísticos, no existen diferencias estadísticas significativas entre las muestras (Anexo 3).

7.4.3. Producción específica de metano

La producción específica de metano permite cuantificar la producción de metano por microorganismos bajo condiciones anaerobias en el laboratorio. Desde el punto de vista teórico esta prueba permite determinar la máxima actividad bioquímica de conversión del sustrato orgánico a metano (Chernicharo, 2007). Puede ser usada para el monitoreo de la calidad de lodos en reactores anaerobios, para evaluar el comportamiento de la biomasa bajo el efecto de compuestos potencialmente inhibidores, determinar la toxicidad relativa de compuestos químicos presentes en aguas residuales, establecer el grado de biodegradabilidad de diversos sustratos, determinar la carga orgánica máxima que puede ser aplicada para un determinado tipo de lodo y evaluar parámetros cinéticos (Chernicharo, 2007). La producción específica de metano fue desarrollada hace más de dos décadas, es ampliamente utilizada en diferentes países y no cuenta con un protocolo estandarizado que facilite la comparación de resultados (Pérez y Torres, 2010).

Para determinar la producción específica de metano en cada reactor se multiplica la fracción de metano por el volumen de biogás producido (en litros normalizados) y se divide entre la cantidad de sólidos volátiles que se introdujeron al reactor. Al igual que para la producción neta de biogás, las curvas mostradas en la Figura 7.14 son promedios de las curvas obtenidas por duplicado. En la Figura 7.14 (a) se muestran las curvas promedio de la

producción específica de metano en litros normalizados (presión = 0.771 atm; temperatura = 22 °C) por gramo de sólidos volátiles (NL/gSV) correspondientes a las muestras **Triturada** y **Licuada** y en la Figura 7.14 (b) se muestran las curvas correspondientes a las muestras **Extruida** y **Molida**. La Tabla 7.7 muestra los valores de metano de las 12 muestras a los cinco días de experimentación.

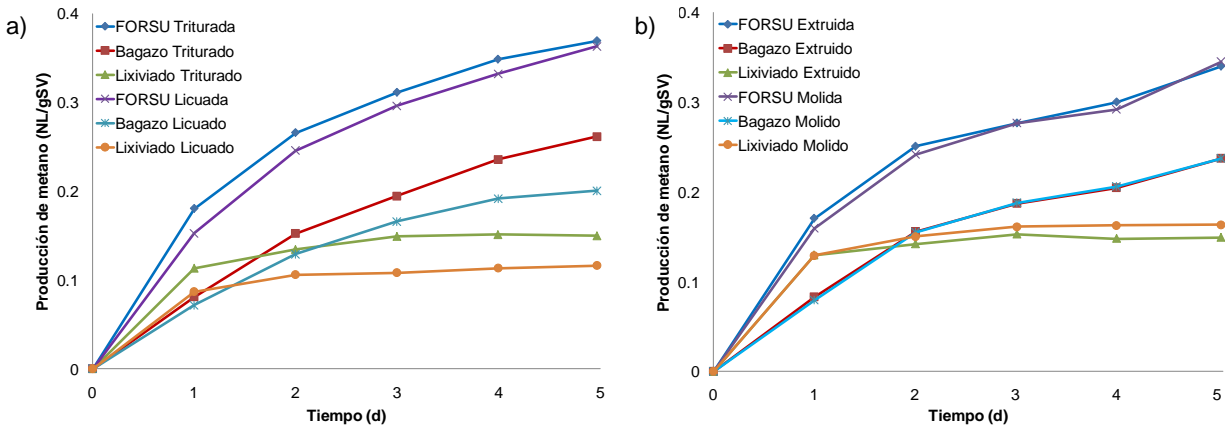


Figura 7.14. Producción específica de metano de las muestras **Triturada** y **Licuada** (a) y **Extruida** y **Molida** (b).

Como se aprecia en la Figura 7.14 (a) la producción específica de metano de la FORSU **Triturada** y **Licuada** no difiere significativamente con respecto al tamaño de partícula, resultando una producción final de 0.369 y 0.363 NL/gSV, respectivamente (Tabla 7.7). El Bagazo triturado presentó una producción aproximadamente 30% mayor a la del Bagazo licuado (Tabla 7.7). La producción de metano del Lixiviado triturado es 30% mayor que la del Lixiviado licuado con un valor en el quinto día de 0.150 y 0.116 NL/gSV, respectivamente (Tabla 7.7).

En la Figura 7.14 (b) se observa que las diferencias entre las muestras Extruida y Molida son despreciables. La producción específica de metano de la FORSU triturada y licuada difiere en aproximadamente 2%. Las curvas de los Bagazos extruido y molido presentaron un comportamiento similar en todos los días de prueba con una producción final de 0.237 NL/gSV (Tabla 7.7). De forma análoga la producción específica de metano del Lixiviado extruido y molido, presentaron diferencias menos notorias que en la primera prueba con una producción máxima de 0.150 y 0.164 NL/gSV, respectivamente.

Tabla 7.7. Valores promedio de producción específica de metano a los cinco días de experimentación (valores en NL/gSV).

Muestra	Triturada	Extruida	Licuada	Molida
FORSU	0.369	0.340	0.363	0.346
Bagazo	0.261	0.237	0.200	0.237
Lixiviado	0.150	0.150	0.116	0.164

Con base a los valores mostrados en la Tabla 7.7 la FORSU triturada fue la que presentó una mayor producción de metano, con una diferencia aproximadamente del 9% con respecto

a la FORSU Extruida, la cual presentó la menor producción de metano. El Bagazo licuado produce 45% menos metano que la FORSU licuada; los otros tres Bagazos producen aproximadamente 30% menos metano que la FORSU respectiva. Con excepción de la curva del Lixiviado licuado, las otras tres curvas de Lixiviados tienen un comportamiento similar y alcanzan valores finales cercanos.

Las curvas obtenidas fueron sometidas a una prueba estadística de análisis de varianza (ANOVA) considerando el volumen de la producción específica de metano registrado en el quinto día como variable de respuesta. Con base en los resultados, estadísticamente no se identificaron diferencias significativas por el tratamiento de reducción de tamaño. Las tablas con los resultados de la comparación se encuentran descritas detalladamente en el Anexo 3.

8. CONCLUSIONES

Este trabajo analizó los efectos de la reducción de tamaño de las partículas contenidas en los residuos sólidos orgánicos urbanos de la Ciudad de México sobre la capacidad de disolver sustancias potencialmente solubles en agua y la producción de biogás al ser sometidos a procesos de digestión anaerobia. Los diferentes tamaños de partículas se obtuvieron por medio de diferentes equipos para triturar a nivel laboratorio: Trituración gruesa de 3.0 a 100.0 mm, extrusión de 0.1 a 3.0 mm, licuefacción de 0.01 a 5.0 mm y molienda de 0.01 a 0.02 mm.

La humedad de las muestras disminuye al disminuir el tamaño de las partículas. Esto se debe al manejo de las muestras antes de proceder a su análisis en el laboratorio ya que pierden agua con cada paso de trituración.

Al lixiviar con agua se arrastra (disuelve) entre 30.3 y 35.5% de los sólidos totales contenidos en la FORSU. No se identificó una diferencia significativa en la disolución de sólidos con respecto al tamaño de las partículas.

Mediante la prueba del potencial bioquímico de metano se demostró que es posible obtener biogás a partir de la degradación que la FORSU en sistemas anaerobios húmedos de una etapa. La proporción de metano y dióxido de carbono permite utilizar el biogás como combustible.

La FORSU triturada produce 10, 15 y 17% más biogás que las muestras licuada, extruida y molida, respectivamente, en un periodo de cinco días. La muestra que generó la menor cantidad de biogás fue el lixiviado licuado con 0.159 NL/gSV en igual periodo. Los bagazos producen entre 29 y 37% menos biogás que la FORSU.

En el transcurso de los cinco días de prueba de potencial de metano la concentración de metano presenta valores cambiantes y no es posible identificar una tendencia definida con respecto al tamaño de las partículas. La concentración de metano, en todas las pruebas, aumenta con el tiempo. Al quinto día la composición del biogás es similar entre las muestras con 70% de metano y 30% de CO₂.

No se observa una tendencia de la producción específica de metano con respecto al tamaño de las partículas. En el caso de la FORSU la producción máxima es de la triturada (0.369 NL/gSV) y la mínima de la extruida (0.340 NL/gSV); la diferencia entre ellas es de 9%. Para los bagazos la producción máxima la presenta la muestra triturada con 0.261 NL/gSV y la mínima es de la muestra licuada con 0.200 NL/gSV, lo cual indica una diferencia de 30% entre ellos. Para los lixiviados la producción máxima de metano la presenta la muestra molida con 0.164 NL/gSV y la mínima de 0.116 NL/gSV de la muestra licuada; la diferencia es de 41% entre ellas.

Estadísticamente no se identificaron diferencias significativas en la producción y composición del biogás con respecto a los diferentes tamaños de partícula.

REFERENCIAS

- Allen, T. (1975). Particle size measurement. 2ª edición. Inglaterra: Chapman and Hall.
- Anderson, K., Sallis, P., Unyanik, S. (2003). Design of pre-acidification reactors for the anaerobic treatment of industrial wastewater. *Water Science Technology*, 29(9), 199-204.
- Angelidaki, I., Ahring, B.K. (2000). Methods for increasing the biogas potential from the recalcitrant organic matter contained in manure. *Water Science and Technology*, 41 (3), 189-194.
- APDF, Administración Pública del Distrito Federal (2008). Reglamento de la Ley de Residuos Sólidos del Distrito Federal. Gaceta Oficial del Distrito Federal. México, 7 de octubre de 2008.
- APHA-AWWA-WEF. (2005). Standard Methods for the examination of Water and Wastewater. 21ª Edition. Washington.
- Barnes, H.A. (2000). A handbook of elementary rheology. Institute of Non-Newtonian Fluid Mechanics. University of Wales.
- Barnes, H.A., Hutton, J.F., Walters, K. (1989). An introduction to rheology. Ed. Elsevier, Amsterdam.
- Bayley, J.E., Ollis, D.F. (1986). Biochemical engineering fundamentals. Cap. 7, Ed. McGraw-Hill. International editions, Singapore.
- Beltrán, M., Marcilla, A. (2000). Tecnología de polímeros. Tema 4. Extrusión [En línea, citado noviembre del 2011]. Disponible en: <http://iq.ua.es/TPO/Tema4.pdf>
- Bouallagui, H., Torrijos, M., Godon, J.J., Moletta, R., Ben Cheikh, R., Touhami, Y., Delgenes J.P., Hamdi, M. (2004). Two-phases anaerobic digestion of fruit and vegetable waste: bioreactors performance. *Biochemical Engineering Journal*, 21 (2), 193-197.
- Britz, T.J., Trnovec, W., Fourie, P. (2000). Influence of retention time and influent pH on the performance of an upflow anaerobic sludge bioreactor treating cannery waste waters. *International Journal of Food Science and Technology*, 35 (3), 267-274.
- Brummeler, E., Aarnink, M.J., Koster, W. (1992). Dry anaerobic digestion of solid organic waste in a biocell reactor at pilot plant scale. *Water Science and Technology*, 25 (7), 301-310.
- Brummeler, E., Horbach, H.C.J.M., Koster, I.W. (1991). Dry anaerobic batch digestion of the organic fraction of municipal solid waste. *J. Chem. Tech. Biotechnol.*, 50 (2), 191-209.
- BTA (2012). The BTA process. [En línea, citado julio del 2012]. Disponible en: <http://www.bta-technologie.de/>
- Carrère, H., Dumas, C., Battimelli, A., Batstone, D.J., Delgenés, J.P., Steyer, J.P., Ferrer, I. (2010). Pretreatment methods to improve sludge anaerobic degradability: A review. *Journal of Hazardous Materials*, 183 (1-3), 1-15.
- Castells, E.X. (2005). Tratamiento y valorización energética de residuos. Ed. Días de Santos.
- Castillo, A.J., Martínez, G.A. (2005). Estudio de la hidrólisis enzimática en la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos mediante la digestión anaerobia. Tesis de licenciatura, Universidad Industrial de Santander, Escuela de Ingeniería Química, Bucaramanga, Colombia.

- Chamy, R., Poirrier, P., Schiappacasse, M. (1994). Tratamiento anaerobio de residuos sólidos, Memorias del III Taller y Seminario Latinoamericano Tratamiento anaerobio de aguas residuales, 217-230, Montevideo, Uruguay.
- Chang, V.S., Holtzaple, M.T. (2000). Fundamental factors affecting biomass enzymatic reactivity. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, (84-86), 5–37.
- Chernicharo, C. (2007). Principios de tratamiento biológico de aguas residuales. Universidad Federal de Minas Gerais. Vol V. Brasil.
- Chong, S., Sen, T.K., Kayaalp, A., Ang, H.M. (2012). The performance enhancements of upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors for domestic sludge treatment – A State-of-the-art review. *Water Research*, 46 (11), 3434-3470.
- Cofré, C. (2001). Guía para la construcción y operación de una planta de biogás, alimentada con lodos residuales de la industria carnea, Tesis para optar al título de Constructor Civil, Universidad Austral de Chile, Valdivia (Chile), 86-99 pp.
- 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., Velghe, F. (2010). State of the art of anaerobic digestion in Europe. Organic Waste Systems. Manuscript of International Congress Guadalajara 2010.
- De la Rubia Romero, M.A. (2003). Puesta en marcha y optimización de la degradación anaerobia termofílica de lodos de EDAR. Tesis doctoral, Universidad de Cádiz, Junio de 2003.
- Deublein, D. and Steinhauser, A. (2008). Biogas from waste and renewable resources, An introduction. Ed. WILEY-VCH, 94-100 pp.
- DOF (Diario Oficial de la Federación) (2003). Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos.
- DRANCO (2012). DRANCO Technology. [En línea, citado julio del 2012]. Disponible en: http://www.ows.be/pages/index.php?menu=85&choose_lang=EN
- Esposito, G., Frunzo, L., Panico, A., Pirozzi, F. (2011). Modelling the effect of the OLR and OFMSW particle size on the performances of an anaerobic co-digestion reactor. *Process Biochemistry*, 46 (2), 557-565.
- Feng, L., Wang, H., Chen, Y., Wang, Q. (2008). Effect of solids retention time and temperature on waste activated sludge hydrolysis and short-chain fatty acids accumulation under alkaline conditions in continuous-flow reactors. *Bioresource Technology*, 100 (1), 44–49.
- Fernández-Güelfo, L.A. (2008). Caracterización cinética de la degradación anaerobia termofílica seca de la FORSU. Efecto de diferentes pretratamientos sobre la biodegradabilidad del residuo. Tesis doctoral, Departamento de Ingeniería Química, Tecnología de Alimentos y Tecnologías del Medio Ambiente, Universidad de Cádiz. España. 442 pp.
- Garcés-Rodríguez, M.J. (2010). Caracterización de los residuos sólidos urbanos del Distrito Federal mediante muestreo para su valorización y disposición final. Tesis de licenciatura, Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Química, México, D.F. 115 pp.

- García-Morales, J.L. (1997). Dinámica de colonización de la biopelícula bacteriana en reactores anaerobios termofílicos. Tesis doctoral, Cádiz.
- GDF, (Gobierno del Distrito Federal), (2010). Programa delegacional de separación de residuos sólidos en la Delegación de Milpa Alta, Gaceta Oficial del Distrito Federal, México D.F.
- Gijzen, H. (1995). Recent development in the anaerobic digestion of solid and semi-solid waste, Workshop Curso-Taller Internacional Tratamiento anaerobio de aguas residuales, Universidad del Valle, Cali, Colombia.
- Girault, R., Bridoux, G., Nauleau, F., Poullain, C., Buffet, J., Peu, P., Sadowski, A.G., Béline, F. (2012). Anaerobic co-digestion of waste activated sludge and greasy sludge from flotation process: Batch versus CSTR experiments to investigate optimal design. *Bioresource Technology*, 105, 1-8.
- González-Fernández, C., León-Cofreces, C., García-Encina, P.A. (2008). Different pretreatments for increasing the anaerobic biodegradability in swine manure. *Bioresource Technology*, 99 (18), 8710-8714.
- Gray, N.F. (1989). Biology of waste-water treatment. Oxford University Press, Oxford and New York. 829 pp.
- Gujer, W. and Zehnder, A.J.B. (1983). Conversion process in anaerobic digestion. *Water Science and Technology*, 15 (8-9), 127-167.
- Henze, M., Mark, C., George, A., Damir, B. (2008). Biological waste-water treatment, principles, modeling and design. Ed. Publishing.
- Hills, D.J. and Nakano, K. (1984). Effects of particle size on anaerobic digestion of tomato solid wastes. *Agricultural Wastes*, 10 (4), 285-295.
- Hobson, P.N., Wheatley, A. (1993). Anaerobic digestion modern theory and practice. Ed. Elsevier Applied Science, 1º edición, 269, Inglaterra.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía) (2011). Anuario de estadísticas por entidad federativa 2011. [En línea, citado julio 2012]. Disponible en: http://www.inegi.org.mx/91F1366A-C1E1-4313-8685-C1DEF9D2A7D3/FinalDownload/DownloadId-4EA065BC7DACB6E8037B67CFCF373B09/91F1366A-C1E1-4313-8685-C1DEF9D2A7D3/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/p
- Izumi, K., Okishio Yu-Ki, Nagao, N., Niwa C., Yamamoto, S., Toda, T. (2010). Effects of particle size on anaerobic digestion of food waste. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 64 (7), 601-608.
- Kompogas. (2012). [En línea, citado julio del 2012]. Disponible en: <http://www.axpo-kompogas.ch>
- Koster, I.W. and Lettinga, G. (1984). The influence of ammonia-nitrogen on the specific activity of pelletized methanogenic sludge. *Agricultural Wastes*, 9 (3), 205-216.
- LaGrega, Michael, D., Buckingham, Phillip, L., Evans, Jeffrey, C. (1996). Gestión de Residuos Tóxicos. Tratamiento, Eliminación y Recuperación de Suelos. Ed. McGraw-Hill/Interamericana de España.
- Linde KCA. (2012). [En línea, citado julio del 2012]. Disponible en: <http://www.strabaq-umwelttechnik.com>

- Lissens, G., Vandevivere, P., De Baere, L., Biey, E.M., Verstraete, W. (2001). Solid waste digestors: process performance and practice for municipal solid waste digestion. *Water Science and Technology*, 44 (8), 91-102.
- López, J.E., Morgan, J.M., Noyola, A. (2000). Arranque de reactores anaerobios industriales: dos casos de estudio, inform, IBTech-Intituto de Ingeniería UNAM, 10 pp.
- López-Torres M., Espinosa-Lloréns M.C., Escobedo-Acosta R., Delgado, J. (2004). Gestión integral de los residuos urbanos sólidos y líquidos en Cuba. *Tecnología Ciencia y Educación (IMIQ)*, 19 (1), 5-13.
- López-Torres M., Espinosa-Loréns M.C., Escobedo-Acosta. R (2005). Estudio comparativo del pretratamiento químico para mejorar la digestión anaerobia de residuos sólidos. *Revista CENIC Ciencias Biológicas, Especial* (36).
- Luo, S., Xiao, B., Hu, Z., Liu, S., Guo, X. (2009). An experimental study on a novel shredder for municipal solid waste (MSW). *Int. J. Hydrogen Energy*, 34 (3), 1270–1274.
- Macias-Corral, M., Samani, Z., Hanson, A., Smith, G., Funk, P., Yu, H., Longworth, J. (2008). Anaerobic digestion of municipal solid waste and agricultural waste and the effect of co-digestion with dairy cow manure. *Bioresource Technology*, 99 (17), 8288-8293.
- Martí-Ortega, N. (2006). Phosphorus precipitation in anaerobic digestion process. Boca Raton, Florida. Dissertation.com [En línea, citado septiembre del 2010]. Disponible en: <http://www.bookpump.com/dps/pdf-b/1123329b.pdf>
- Mata-Álvarez, J. (2002). Biomethanization of the organic fraction of municipal solid waste. 1^o edición. Ed. Publishing.
- Mc Cabe Warren L., Smith J.C., Harriott, P. (2001). Unit operations of chemical engineering. Ed. Mc Graw-Hill.
- Metcalf y Eddy Inc. (2004). Wastewater Engineering, Treatment and Reuse. 4^a Edition. Mc Graw-Hill. New York.
- Monnet, F. (2003). An introduction to anaerobic digestion of organic waste (Final Report), Remade Scotland.48 pp.
- Mshandete, A., Björnsson, L., Kivaisi, A.K., Rubindamayugi, M.S.T., Mattiasson, B. (2006). Effect of particle size on biogas yield from sisal fibre waste. *Renewable Energy*, 31 (14), 2385–2392.
- Nixtamatic. (2002). [En línea, citado febrero del 2011]. Disponible en: <http://dispelfiltros.com/molinoparacarne.html>
- NMX-AA-015-1985. Norma Mexicana. Protección al ambiente - Contaminación del suelo - Residuos Sólidos Municipales - Muestreo - Método de Cuarteo.
- NMX-AA-019-1985. Norma Mexicana. Protección al ambiente - Contaminación del suelo - Residuos Sólidos Municipales – Peso Volumétrico “IN SITU”.
- Oleszkiewicz, J.A. and Poggi-Varaldo (1997). High-solids anaerobic digestion of mixed municipal and industrial wastes. *Environmental Engineering*, 123 (11), 1087-1092.
- Orta-Ledesma, M.T., Yañez, N.I., Rojas-Valencia N. (2006). Manual del curso Manejo de lixiviados y biogás generados en un relleno sanitario (generación, control, tratamiento y aprovechamiento). Del 23 de agosto al 27 de octubre del 2006 en el Instituto de Ingeniería de la UNAM. Módulo II: 49-63.
- Owen, W.F., Stuckey, D.C., Healy, J.B., Jr. Young, L.Y., McCarty, P.L. (1979). Bioassay for monitoring biochemical methane potential and anaerobic toxicity. *Water Research*, 13, 485-492.

- Palmowski, L.M., Müller, J.A. (2000). Influence of the size reduction of organic waste on their anaerobic digestion. *Water Science and Technology*, 41 (3), 155-162.
- Pérez, A. y Torres, P. (2010). Actividad metanogénica específica: una herramienta de control y optimización de sistemas de tratamiento anaerobio de aguas residuales. *EIDENAR*, Ejemplar 9. [En línea, citado agosto del 2012]. <http://eidenar.univalle.edu.co/revista/ejemplares/9/b.htm>
- Ramírez-Navas, J.S. (2006). Introducción a la reología de los alimentos. Universidad del Valle Cali- Colombia. [En línea, citado marzo del 2012]. Disponible en: <http://es.scribd.com/doc/30443652/2006-ramirez-n-js-introduccion-a-la-reologia-de-los-alimentos>
- Rawle, A. (2002). Principios básicos del análisis del tamaño de partícula. Inglaterra: Malvern Instruments LTD., 2002, [En línea, citado enero del 2011]. Disponible en: <http://www.pharmaportal.com.ar/areatec09.pdf>.
- Retsch (2011). [En línea, citado julio del 2011]. Disponible en: http://www.retsch.com/dltmp/www/232002-9dcb661896b2/brochure_image_general_en.pdf
- Rintala, J.A. and Ahring, B.K. (1994). Thermophilic anaerobic digestion of source sorted household waste: the effect of enzyme addition. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 40 (6), 916-919.
- Roberti, D.E. (2011). La operación unitaria reducción de tamaño. [En línea, citado febrero 2011]. Disponible en: <http://www.monografias.com/trabajos55/analisis-volumetrico/analisis-volumetrico.shtml>
- Ros Roca (2012). [En línea, citado julio del 2012]. Disponible en: <http://www.rosroca.com/en/taxonomy/menu/4/70/102>
- Sanders, W.T.M., Geerink, M., Zeeman, G., Lettinga, G. (1999). Anaerobic hydrolysis kinetics of particulate substrates. // *ISAD-SW*. (ed. Mata-Álvarez J.). Barcelona, Spain, 25-32.
- SEMARNAT (Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales) (2008). Compendio de Estadísticas Ambiental 2008. [En línea, citado julio del 2011]. Disponible en: http://app1.semarnat.gob.mx/dgeia/cd_compendio08/compendio_2008/compendio2008/10.100.8.236_8080/ibi_apps/WFServlet2cb2.html
- SEMARNAT (Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales) (2010). Compendio de estadísticas ambientales. [En línea, citado julio del 2012]. Disponible en: http://aplicaciones.semarnat.gob.mx/estadisticas/compendio2010/10.100.13.5_8080/ibi_apps/WFServlet8681.html
- Sharma, S.K., Mishra, I.M., Sharma, M.P., Saini, J.S. (1988). Effect of particle size on biogas generation from biomass residues. *Biomass*, 17 (4), 251-263.
- Sharma, S.K., Saini, J.S., Mishra, I.M., Sharma, M.P. (1989). Biogasification of woody biomass: Ipomoea fistulosa plant stem. *Biological Wastes*, 28 (1), 25-32.
- Shu-guang, L., Tsuyoshi, I., Masao, U., Masahiko, S. (2007). Start-up performances of dry anaerobic mesophilic and thermophilic digestions of organic solid wastes. *Journal of Environmental Sciences*, 19 (4), 416-420.
- Six, W. and De Baere, L. (1992). Dry anaerobic conversion of municipal solid waste by means of the DRANCO process. *Water Science and Technology*, 25 (7), 295-330.

- SMAGDF (Secretaria de Medio Ambiente del Gobierno del Distrito Federal) (2010). Inventario de residuos sólidos del Distrito Federal/2010.
- Tscheuschner, Horst-Dieter. (2001). Fundamentos de la tecnología de los alimentos. Ed. Acribia
- Valorga International (2012). [En línea, citado julio del 2012]. Disponible en: <http://www.valorgainternational.fr/fr/>
- Vandevivere, P., De Baere, L., (2002). Types of anaerobic digester for solid wastes. In: Biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes. Ed. Mata-Álvarez, J.
- Vavilin, V.A., Rytov, S.V., Lokshina, L.Y. (1996). A description of the hydrolysis kinetics in anaerobic degradation of particulate organic matter. *Bioresource Technology*, 56 (2-3), 229–237.
- von Münch, E., Greenfield, PF. (1998). Estimating VFA concentrations in preferences by measuring pH. *Water Research*, 32 (8), 2431-2441.
- Wang, J., Shen, D., Xu, Y. (2006). Effect of acidification percentage and volatile organic acids on the anaerobic biological process in simulated landfill bioreactors. *Process Biochemistry*, 41 (7), 1677-1681.
- Williams, R.B., Jenkins, B.M., Nguyen, D. (2003). Solid Waste Conversion: A review and database of current and emerging technologies. University of California at Davies, Informe de Proyecto del Department of Biological and Agricultural Engineering.
- Zamorano, P.E. (2009). Efecto de acoplamiento de dos reactores UASB en serie, para el tratamiento de aguas residuales de altas cargas orgánicas. Tesis de licenciatura, Universidad Tecnológica de Querétaro.

ANEXO 1

Muestreo

Dentro de la Delegación Milpa Alta existe una estación de transferencia perteneciente a la Dirección General de Servicios Urbanos dependiente de la Secretaría de Obras y Servicios del GDF, la cual está ubicada en Prolongación Guanajuato Oriente S/N, Bo. San Agustín El Alto, Villa Milpa Alta.

La estación de transferencia de Milpa Alta cuenta con 51 vehículos de recolección y 134 trabajadores, quienes realizan recorridos diariamente en las 78 rutas establecidas en esta demarcación para recolectar en promedio de 45 a 50 toneladas al día (residuos mezclados provenientes de los domicilios, barrido manual, edificios públicos, comercios, industrias, mercados y escuelas) (GDF, 2010).

Mediante los 51 vehículos se atiende un total de 12 poblados. Dichos poblados, así como los vehículos asignados se muestran en la Tabla A-1.

Tabla A-1. Vehículos asignados a cada uno de los poblados de la delegación Milpa Alta (GDF, 2010)

	Vehículos Asignados	Rutas establecidas	Ton
1 Villa Milpa Alta	11	20	822
2 San Pedro Atocpan	7	8	234
3 San Pablo Oztotepec	4	8	219
4 San Salvador Cuauhtenco	4	8	212
5 San Bartolomé Xicomulco	2	2	69
6 San Lorenzo Tlacoyucan	2	2	57
7 Santa Ana Tlacotenco	3	6	186
8 San Juan Tepenahuac	1	1	51
9 San Jerónimo Miacatlán	2	2	47
10 San Agustín Ohtenco	2	2	41
11 San Francisco Tecoxpa	2	2	53
12 San Antonio Tecomitl	11	17	497

Los números de los camiones muestreados en orden de arribo a la estación, así como el número de placas y el poblado que atiende cada uno de los mismos, se muestra en la Tabla A-2.

Tabla A-2. Camiones muestreados elegidos de forma aleatoria

Número consecutivo	Camión muestreado en orden de arribo a la estación	Tipo de camión	Número de placas	Poblado
1	1	Volteo	2521 CA	Barrio de la luz, Villa Milpa Alta
2	3	Volteo	2529 CA	Barrio San Mateo, Villa Milpa Alta
3	7	Volteo	3433 AB	Barrio Santa Martha
4	8	Volteo	4387 CK	San Antonio Tecomitl
5	10	Volteo	8852 CF	San Pedro Atocpan
6	11	Volteo	8827 CG	Mercado Villa Milpa Alta
7	13	Carga trasera c/compactación	1219 BX	Santa Ana Tlacotenco
8	15	Volteo	4335 CK	San Salvador Cuauhtenco
9	16	Volteo	8031 BZ	Barrio de Santa Cruz, Villa Milpa Alta
10	18	Carga trasera c/compactación	8840 CG	San Pablo Oztotepec
11	20	Volteo	1601 BM	San Antonio Tecomitl
12	21	Carga trasera c/compactación	8822 CG	San Antonio Tecomitl
13	25	Carga trasera con doble compartimento	9853 CA	San Juan Tepenahuac
14	26	Volteo	3424 AB	San Pedro Atocpan
15	29	Volteo	2530 CA	San Pablo Oztotepec
16	30	Carga trasera con compactación	5792 CK	San Antonio Tecomitl

Peso volumétrico

El peso volumétrico se determinó con base en la NMX-AA-019-1985. Se llenó un tambo hasta el tope con residuos sólidos homogeneizados, obtenidos de las partes eliminadas del primer cuarteo, posteriormente se golpeó el tambo contra el suelo tres veces y se volvió a llenar con los mismos residuos, pasando el mango de la pala por encima del tambo lleno para asegurar que no se sobrepase el volumen del recipiente. Finalmente, por medio de una báscula se obtuvo el peso del tambo vacío y lleno de residuos. El peso volumétrico se obtuvo a partir de la aplicación de la siguiente expresión:

$$Pv = \frac{P - T}{V} = \frac{173 \text{ kg} - 17.5 \text{ kg}}{0.2 \text{ m}^3} = 778 \text{ kg/m}^3$$

Donde:

Pv = Peso volumétrico de los residuos orgánicos, en kg/m³

P = Peso del tambo con residuos, en kg

T= Peso del tambo vacío, en kg

V = Volumen del recipiente, en m³

ANEXO 2

Determinación de los sólidos volátiles de los lodos anaerobios

Se realizaron los análisis correspondientes (sólidos totales, disueltos y volátiles) de los lodos con el fin de conocer su concentración. Dicho análisis se realizó con base a los métodos normalizados (APHA-AWWA-WEF 2005) tomando 10 mL de lodos perfectamente mezclados. En la Tabla A-3 se muestran los resultados de los parámetros determinados en las dos diferentes pruebas del potencial bioquímico de metano.

Tabla A-3. Resultados de la caracterización de los lodos anaerobios

Prueba	ST (mg/L)	SF (mg/L)	SV (mg/L)
1	61,155	19,089	42,065
2	52,853	19,125	33,728

Determinación del volumen de inóculo y sustrato

La cantidad de lodos anaerobios utilizados se calculó de la siguiente manera:

$$V_{in\acute{o}culo} = 8 \text{ g SVT} \left(\frac{mL}{\text{cantidad de SVT contenida en el in\acute{o}culo}} \right) = mL$$

$$V_{in\acute{o}culo} = 8 \text{ g SVT} \left(\frac{mL}{0.042065 \text{ g/mL}} \right) = 190.18 \approx 190 \text{ mL}$$

$$V_{in\acute{o}culo} = 8 \text{ g SVT} \left(\frac{mL}{0.033728 \text{ g/mL}} \right) = 237.19 \approx 237 \text{ mL}$$

Así, la cantidad de inóculo adicionado en cada uno de los reactores de reacción fue de 190 mL en la primera prueba y de 237 mL en la segunda.

La cantidad de FORSU utilizada se calculó de la siguiente manera:

$$V_{sustrato} = 1.6 \text{ g DQO} \left(\frac{mL}{\text{concentración del sustrato como DQO}} \right) = mL$$

Solución amortiguadora de fosfatos

La preparación de la solución amortiguadora de fosfatos 0.1M, pH 7 se basó en lo siguiente:

2 K_2HPO_4 peso molecular 174.18 g/mol pesar 17.418 g y aforar a 1 l
 1 KH_2PO_4 peso molecular 136.09 g/mol pesar 6.805 g y aforar a 500 mL

Preparación de micronutrientes

Para la preparación de la solución disolver primero la rezarsurina y después agregar los demás reactivos presentes en la Tabla A-4. Agitar hasta la completa disolución y aforar a 1 L.

Tabla A-4. Reactivos y concentraciones para preparar la solución de micronutrientes

Reactivo	Concentración
$FeCl_3 \cdot 4H_2O$	2000 mg/L
$CoCl_2 \cdot 6H_2O$	2000 mg/L
$MnCl \cdot 4H_2O$	500 mg/L
$CuCl \cdot 2H_2O$	30 mg/L
$ZnCl_2$	50 mg/L
H_3BO_3	50 mg/L
$(NH_4)_6Mo_7O_{24} \cdot 4H_2O$	90 mg/L
$NaSeO_3 \cdot 5H_2O$	100 mg/L
$NiCl_2 \cdot 6H_2O$	50 mg/L
EDTA	1000 mg/L
HCl al 36%	1 mg/L
Resarzurina	500 mg/L

Las cantidades de sustrato, lodos anaerobios y solución amortiguadora que se adicionó a los diferentes reactores se engloban en la Tabla A-5.

Tabla A-5. Volumen de muestra, lodos y solución amortiguadora de pH en cada reactor.

Muestra	Volumen (mL)	Volumen de lodos (mL)	Volumen de amortiguador (mL)
FORSU triturada	19	190	190
Bagazo triturado	29		180
Lixiviado triturado	64		145
FORSU licuada	18		191
Bagazo licuado	35		174
Lixiviado licuado	72		137
FORSU extruida	20	237	142
Bagazo extruido	26		136
Lixiviado extruido	44		118
FORSU molida	16		146
Bagazo molido	21		141
Lixiviado molido	47		115

ANEXO 3

Producción neta de biogás

Las curvas experimentales de las muestras **Triturada** y **Licuada** obtenidas durante los cinco días de prueba se muestran en la Figura A-1. Las curvas experimentales de las muestras **Extruida** y **Molida** se muestran en la Figura A-2. Estas curvas simbolizan la producción neta de biogás generado por gramo de SV introducido al reactor menos el biogás generado por consumo endógeno (testigo) por la fracción de DQO introducida en cada reactor. La Tabla A-6 muestra la producción de biogás en el quinto día de cada reactor. Las condiciones fueron estándar (presión en la Ciudad de México = 0.771 atm y temperatura = 22 °C).

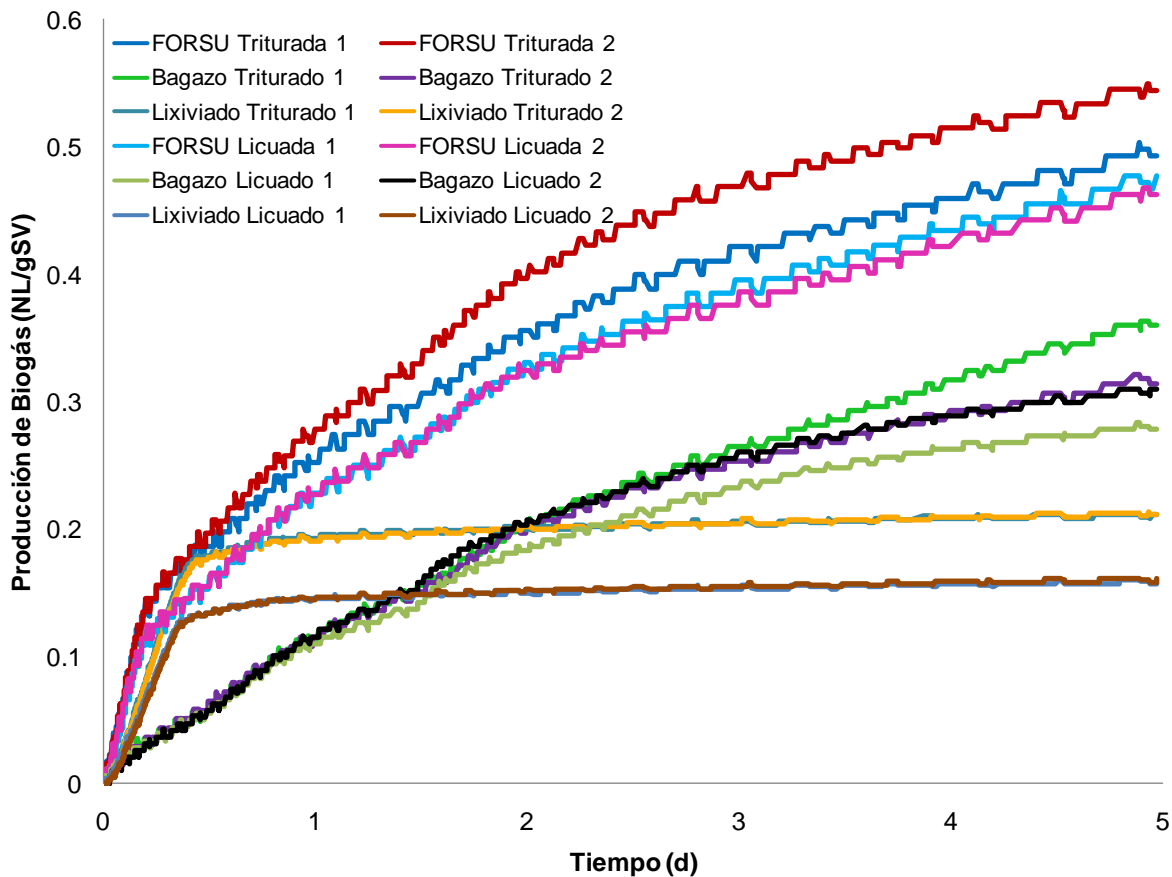


Figura A-1. Producción neta de biogás de las muestras **Triturada** y **Licuada**

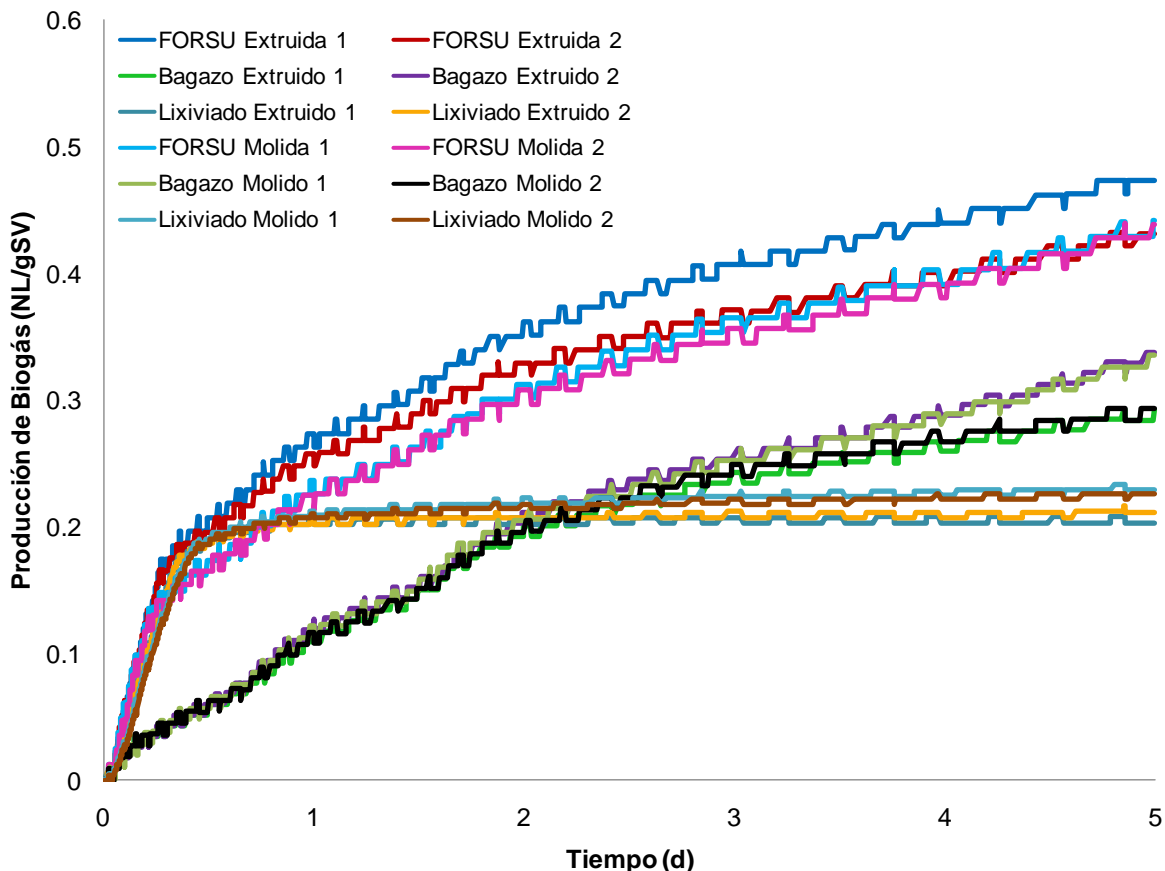


Figura A-2. Producción neta de biogás de las muestras **Extruida** y **Molida**

Tabla A-6. Valores de biogás a los cinco días de experimentación en (NL/gSV).

Muestra	Triturada	Extruida	Licuada	Molida
FORSU 1	0.492	0.473	0.467	0.442
FORSU 2	0.543	0.431	0.463	0.439
Bagazo 1	0.360	0.292	0.278	0.336
Bagazo 2	0.314	0.337	0.309	0.293
Lixiviado 1	0.211	0.203	0.158	0.228
Lixiviado 2	0.212	0.211	0.158	0.225

Diseño de experimentos con base en la producción de biogás

El diseño de experimento propuesto es un modelo estadístico lineal de dos factores con interacción y completamente al azar, donde los tratamientos de reducción del tamaño de partícula (Triturada, Extruida, Licuada, Molida) y el estado en la que se encuentran (FORSU, Bagazo, Lixiviado) representan a los dos factores mientras que el potencial de metano en el quinto día a la variable dependiente. El modelo estadístico completo está dado por:

$$Y_{ijk} = \mu + \tau_i + \beta_j + (\tau\beta)_{ij} + \epsilon_{ijk}$$

$$i = 1, 2, 3, 4 \quad j = 1, 2, 3 \quad k = 1, 2$$

Donde:

Y_{ijk} - Observación

μ - Media general

τ_i - Efecto del tratamiento de reducción del tamaño; i = Triturada, Licuada, Extruida y Molida

β_j - Efecto de su estado; j = FORSU, Bagazo y Lixiviado

$(\tau\beta)_{ij}$ - Efecto de la interacción de los factores

ϵ_{ijk} - Error experimental del tratamiento

Las hipótesis que se prueban son:

$$H_{01}: (\tau\beta)_{ij} = 0 \quad V_{ij}$$

$$H_{02}: \tau_i + (\tau\beta)_{ij} = 0 \quad V_i$$

$$H_{03}: \beta_j + (\tau\beta)_{ij} = 0 \quad V_j$$

Se supone que los errores (ϵ_{ijk}) son independientes y que se distribuyen normal:

$$\epsilon_{ijk} \sim N(0, \sigma^2)$$

- *Análisis estadístico de la producción de biogás*

El programa JMP versión 7.0 permite conocer el efecto del factor reducción del tamaño de la partícula y el factor estado. La Tabla A-7 representa el análisis de varianza global, el cual sirve para probar la significancia de todo el modelo, los grados de libertad del modelo son $(t-1)+(b-1)+((t-1)(b-1))=11$, los grados de libertad totales son $n-1=23$, por lo tanto los grados de libertad de los errores son 12. Considerando un nivel de significancia $\alpha = 0.05$, el p-value <0.0001 es significativo lo que implica que al menos una media es diferente a las demás.

Tabla A-7. *Análisis de varianza global (ANOVA)*

Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Ratio
Model	11	0.08710	0.00791	53.8696
Error	12	0.00176	0.00014	Prob > F
C. Total	23	0.08886		<0.0001

La Tabla A-8 representa el análisis de varianza de la prueba de efectos. El p-value de la interacción entre los dos factores es de 0.0382 que a un nivel de significancia de $\alpha = 0.05$, el valor obtenido es no significativo, por lo tanto no hay efecto de la interacción. El p-value por condición demuestra que sí es significativo: los efectos de estado no son iguales estadísticamente. Por lo tanto se rechaza H_{03} .

Se llevaron a cabo comparaciones múltiples mediante la prueba Tukey-Kramer. Esta prueba indica que no existe diferencia significativa entre aquellos niveles que compartan una misma letra. Según los resultados de la prueba de Tukey-Kramer que se muestran en la Tabla A-9, se presentan dos grupos homogéneos, por lo que trituración, extrusión y licuefacción son

iguales estadísticamente mientras que extrusión, licuefacción y molienda son iguales estadísticamente; sin embargo, el tratamiento de trituración es diferente al tratamiento de molienda.

Tabla A-8. Análisis de varianza de la prueba de efectos

Source	Nparm	DF	Sum of Squares	F Ratio	Prob > F
Reducción del tamaño de partícula	3	3	0.00240	5.4598	0.0134
Estado	2	2	0.08181	278.2793	<.0001
Reducción* Estado	6	6	0.00288	3.2714	0.0382

Tabla A-9. Prueba de Tukey-Kramer de los tratamientos

Level		Least Sq Mean
Trituración	A	0.18738
Extrusión	A B	0.17411
Licuefacción	A B	0.16941
Molienda	B	0.15955

La prueba Tukey-Kramer para FORSU, Bagazo y Lixiviado (Tabla A-10) indica que la producción de biogás a los cinco días de la FORSU, Bagazos y Lixiviados es diferente estadísticamente.

Tabla A-10. Prueba de Tukey-Kramer para FORSU, Bagazo y Lixiviado.

Level		Least Sq Mean
FORSU	A	0.24763
Bagazos	B	0.16497
Lixiviados	C	0.10523

En conclusión, la variabilidad estadística indica claramente la diferencia entre FORSU, Bagazos y Lixiviados (estado). En cuanto al efecto de reducción de tamaño los resultados mostraron que no existe diferencia significativa en la producción de biogás.

Para comprobar que los análisis son correctos, se lleva a cabo la demostración de los supuestos con los que se sustenta el análisis, la prueba de normalidad de errores y homogeneidad de varianzas. Primero se guardan los valores de los errores (residuales) y se grafica su distribución, se ajusta a una distribución y se realiza una prueba de bondad de ajuste (prueba de Shapiro-Wilk W). Los resultados de esta prueba se presentan en la Tabla A-11 y, con un p-value no significativo (0.1287), se demuestra que los errores tienen una distribución normal.

Tabla A-11. Prueba de Shapiro-Wilk W

Goodness-of-Fit Test	
W	Prob<W
0.935385	0.1287

La figura de distribución que se obtiene con los errores (Figura A-3) muestra efectivamente una distribución normal. En la Figura A-4 se observa que no hay una tendencia en los valores y con ello se demuestra que si existe homogeneidad de varianzas.

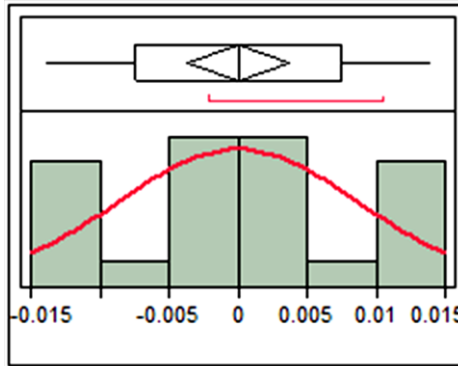


Figura A-3. Histograma de la distribución de los errores

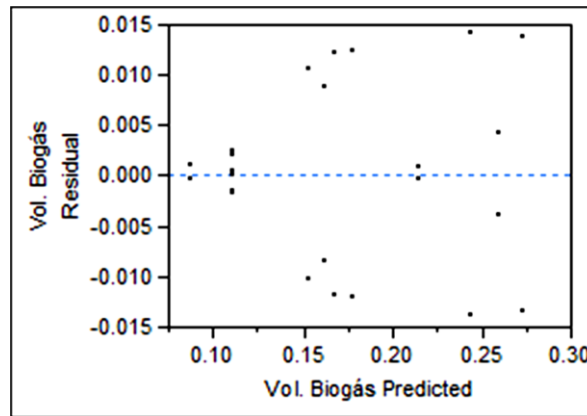


Figura A-4. Residuales vs. estimados

- *Análisis estadístico de la composición del biogás*

Con base en la Tabla A-12 con un p-value de 0.0061 (no significativo) en la interacción de los efectos, los tratamientos son iguales estadísticamente.

Tabla A-12. Análisis de varianza (ANOVA)

Source	DF	Sum of Squares	F Ratio	Prob > F
Reducción de tamaño de partícula	3	19.64667	1.7795	0.2045
Estado	2	29.94923	4.0690	0.0448
Reducción* Estado	6	121.03573	5.4814	0.0061
Error	12	44.16250		
C. Total	23	214.79413		

En las Tablas A-13 y A-14 todos los tratamientos son clasificados con la misma letra, lo cual demuestra que las medias de cada uno de los tratamientos son iguales estadísticamente, con un nivel de confianza del 95%.

Tabla A-13. Prueba de Tukey-Kramer de los tratamientos de reducción

Level		Least Sq Mean
Molienda	A	74.4233
Extrusión	A	74.1033
Trituración	A	72.5300
Licuefacción	A	72.4100

Tabla A-14. Prueba de Tukey-Kramer del factor estado

Level		Least Sq Mean
FORSU	A	74.1950
Bagazos	A	74.1175
Lixiviados	A	71.7875

Con base a los análisis realizados se puede concluir que los tratamientos de reducción del tamaño de la partícula y estado estadísticamente no tienen efecto significativo sobre la composición del biogás.

- *Análisis estadístico de la producción específica de metano*

En el análisis de varianza, el p-value de la interacción resulto ser significativo (Tabla A-15), por lo tanto no se rechaza la hipótesis H_{01} , es decir, si hay efecto de la interacción entre en tratamiento de reducción y la centrifugación, por lo que hay que analizar el efecto individualmente de los factores principales.

Tabla A-15. Análisis de varianza (ANOVA)

Source	DF	Sum of Squares	F Ratio	Prob > F
Reducción de tamaño de partícula	3	0.00357	3.9351	0.0362
Estado	2	0.17729	292.6925	<.0001
Reducción* Estado	6	0.00386	2.1258	0.1254
Error	12	0.00363		
C. Total	23	0.18836		

Al realizar la prueba de Tukey-Kramer de los tratamientos de reducción de tamaño (Tabla A-16), se presentan dos grupos homogéneos, indicando que los tratamientos de trituración, molienda y extrusión son iguales estadísticamente; que los tratamientos de molienda, extrusión y licuefacción son iguales estadísticamente; sin embargo, el tratamiento de trituración es diferente al de licuefacción.

Tabla A-16. Prueba de Tukey-Kramer de los tratamientos de reducción de tamaño

Level		Least Sq Mean
Trituración	A	0.26025
Molienda	A B	0.24890
Extrusión	A B	0.24238
Licuefacción	B	0.22650

En el caso de factor estado se identificaron 3 grupos homogéneos, de acuerdo con los resultados de la Tabla A-17. Lo anterior quiere decir que existen diferencias de la producción específica entre las FORSU, Bagazos y Lixiviados.

Tabla A-17. Prueba de Tukey-Kramer del factor estado

Level		Least Sq Mean
FORSU	A	0.35453
Bagazos	B	0.23422
Lixiviados	C	0.14476