



UNIVERSIDAD NACIONAL
AUTÓNOMA DE
MÉXICO

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES ZARAGOZA

**“PRODUCCIÓN DE BIOGÁS A PARTIR DE RESIDUOS
SÓLIDOS ORGÁNICOS PROVENIENTES DE DIFERENTES
FUENTES GENERADORAS”**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:
INGENIERO QUÍMICO

P R E S E N T A

FRANCISCO REDONDO CORONEL



2014



Universidad Nacional
Autónoma de México



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: Dr. Esteban Minor Pérez
VOCAL: M. en I. Ma. Rafaela Gutiérrez Lara
SECRETARIO: M. en C. Ana Lilia Maldonado Arellano
1^{ER} SUPLENTE: M. en I. María Estela de la Torre Gómez Tagle
2^O SUPLENTE: I.Q. Consuelo Matías Garduño

SITIO DONDE SE DESARROLLÓ EL TEMA: Laboratorio 301 de Ingeniería Ambiental, Conjunto E, Facultad de Química, UNAM.

ALUMNO:

Francisco Redondo Coronel

FIRMA

SUPERVISOR TÉCNICO:

Dr. Alfonso Durán Moreno

FIRMA

ASESOR:

**M. en I. Ma. Rafaela Gutiérrez
Lara**

FIRMA

TABLA DE CONTENIDO

Página

RESUMEN	I
ABSTRACT	II
1 INTRODUCCIÓN	1
1.1 Objetivo principal	2
<i>1.1.1</i> <i>Objetivos específicos</i>	3
1.2 Alcances	3
1.3 Hipótesis	3
2 MARCO TEÓRICO	4
2.1 Introducción a los residuos sólidos	4
<i>2.1.1</i> <i>Clasificación de los residuos sólidos</i>	5
<i>2.1.2</i> <i>Proceso de gestión integral de los residuos sólidos</i>	6
2.1.2.1 Generación de residuos	7
2.1.2.2 Manipulación de residuos y separación, almacenamiento y procesamiento en el origen	8
2.1.2.3 Recolección	8
2.1.2.4 Barrido.....	8
2.1.2.5 Separación, procesamiento y transformación de residuos sólidos	9
2.1.2.6 Transferencia y transporte	9
2.1.2.7 Disposición final	9
2.2 Panorama general de la generación y composición de los RSU en México	9
<i>2.2.1</i> <i>Generación de RSU en el Estado de México</i>	10
<i>2.2.2</i> <i>Composición de los RSU del Estado de México</i>	11
2.3 Aprovechamiento de la fracción orgánica de los RSU	12
2.4 Compostaje	13
<i>2.4.1</i> <i>Etapas del proceso de compostaje</i>	13
2.4.1.1 Fase de descomposición	14
2.4.1.2 Fase de maduración	15
<i>2.4.2</i> <i>Variables involucradas en el proceso de compostaje</i>	15
2.4.2.1 Aireación	16
2.4.2.2 Temperatura	16
2.4.2.3 pH.....	17

2.4.2.4	Humedad y porosidad	18
2.4.2.5	Nutrientes-Relación C/N	19
2.4.2.6	Población microbiana	19
2.5	Digestión Anaerobia (DA)	19
2.5.1	<i>Etapas del proceso de digestión anaerobia</i>	20
2.5.1.1	Hidrólisis	21
2.5.1.2	Acidogénesis	22
2.5.1.3	Acetogénesis	24
2.5.1.4	Metanogénesis	25
2.5.2	<i>Parámetros de influencia en el proceso de digestión anaerobia</i>	27
2.5.2.1	Temperatura	27
2.5.2.2	Agitación	28
2.5.2.3	Nutrientes	29
2.5.2.4	pH	30
2.5.2.5	Alcalinidad	31
2.5.2.6	Potencial redox	33
2.5.2.7	Relación Carbono-Nitrógeno (C:N)	33
2.5.2.8	Tiempo de retención hidráulica	34
2.5.2.9	Carga orgánica	34
2.5.3	<i>Tóxicos inhibidores</i>	34
2.5.3.1	Inhibición por ácidos grasos volátiles	35
2.5.3.2	Inhibición por hidrógeno	35
2.5.3.3	Inhibición por nitrógeno amoniacal	35
2.5.3.4	Inhibición por sulfatos y sulfuros	36
2.5.3.5	Inhibición por cationes y metales pesados	37
2.5.3.6	Otros inhibidores	38
2.5.4	<i>Productos finales</i>	39
2.5.4.1	Biogás	39
2.5.4.2	Efluente	39
2.6	Potenciales y rendimientos de metano y biogás de diferentes RSO	40
2.6.1	<i>Potencial de metano en residuos ganaderos</i>	41
2.6.2	<i>Potencial de metano en la FORSU</i>	42
2.6.3	<i>Potencial de biogás en residuos de alimentos</i>	42
2.7	Tratamientos para el mejoramiento de la digestión anaerobia de RSO ...	44
2.7.1	<i>Co-digestión anaerobia</i>	45
3	METODOLOGÍA	47

3.1	Etapa1: Obtención y almacenamiento de la muestra	48
3.1.1	<i>Muestreo.....</i>	<i>48</i>
3.1.2	<i>Almacenamiento</i>	<i>50</i>
3.2	Etapa 2: Acondicionamiento y caracterización de la FORSU	50
3.2.1	<i>Acondicionamiento</i>	<i>50</i>
3.2.2	<i>Acondicionamiento para el análisis en la fase líquida</i>	<i>52</i>
3.2.3	<i>Caracterización de las muestras.....</i>	<i>52</i>
3.3	Etapa 3: Potencial bioquímico de metano	54
3.3.1	<i>Tratamiento del inóculo</i>	<i>54</i>
3.3.2	<i>Montaje de la técnica.....</i>	<i>54</i>
3.3.3	<i>Medición de metano generado</i>	<i>56</i>
4	RESULTADOS	57
4.1	Muestreo	57
4.1.1	<i>Muestreo de FORSU-Amecameca</i>	<i>58</i>
4.1.2	<i>Muestreo de residuos de alimentos</i>	<i>59</i>
4.1.3	<i>Muestreo de residuos de jardinería.....</i>	<i>59</i>
4.1.4	<i>Muestreo de residuos de estiércol de ganado vacuno</i>	<i>60</i>
4.2	Caracterización	60
4.2.1	<i>Determinación del porcentaje de sólidos y humedad</i>	<i>61</i>
4.2.2	<i>Demanda bioquímica de oxígeno y demanda química de oxígeno.....</i>	<i>63</i>
4.2.3	<i>Carbono orgánico disuelto, fósforo total y nitrógeno Kjeldahl</i>	<i>65</i>
4.2.4	<i>Proteínas, lípidos y carbohidratos.....</i>	<i>68</i>
4.2.5	<i>Porcentaje de fibras crudas</i>	<i>71</i>
4.3	Potencial bioquímico de metano	71
4.4	Producción teórica de metano de los diferentes sustratos analizados.....	79
5	PROPUESTA TÉCNICA DE CO-DIGESTIÓN	81
	CONCLUSIONES	83
	REFERENCIAS.....	85

LISTA DE FIGURAS

Página

Figura 2.1	Elementos funcionales de un sistema de gestión de residuos sólidos urbanos (Tchobanoglous et al., 1994).	7
Figura 2.2	Localización del estado de México (INEGI, 2010)	10
Figura 2.3	Localización de las dieciséis regiones del Estado de México (INEGI, 2010).....	11
Figura 2.4	Perfiles de temperatura de una pila de compost (Días, 2007).....	17
Figura 2.5	Esquema de reacciones de la digestión anaerobia (Pavlosthaty y Giraldo-Gómez, 1991).....	21
Figura 2.6	Degradación de la glucosa por las bacterias acidogénicas (Embden-Meyerhof).....	23
Figura 2.7	Temperatura óptima en cada régimen de la DA (Mata-Alvarez, 2003).....	28
Figura 2.8	Perfiles del pH y alcalinidad versus concentración de Ácidos Grasos Volátiles (AGV) en el medio de reacción (Mata-Alvarez, 2003).....	33
Figura 3.1	Diagrama del método del cuarteo. (SEMARNAT, 1985).....	49
Figura 3.2	(a y b) almacenamiento de las muestras en bolsas con cierre hermético y (c) muestras dispuestas en congelación.....	50
Figura 3.3	(a) homogenización y (b y c) molienda de las muestras de la FORSU.....	51
Figura 3.4	(a) Frascos con mezcla de sustrato e inóculo para la determinación del PBM, (b) frascos conectados al tanque de N ₂ para su burbujeo.....	55
Figura 3.5	Prueba realizada para la determinación del potencial bioquímico de metano.....	56
Figura 3.6	Probetas invertidas utilizadas para la medición de producción de metano.....	56
Figura 4.1	Montículo de la FORSU – Amecameca siendo divididos en cuatro partes conforme al método del cuarteo.....	58

Figura 4.2	Montículo de los residuos de jardinería siendo cortados y divididos en cuatro partes conforme al método del cuarteo.....	60
Figura 4.3	Porcentajes de humedad y sólidos de cada una de las muestras analizadas.....	62
Figura 4.4	Fracción orgánica e inorgánica en cada muestra analizada.	62
Figura 4.5	DBO contenida en cada una de las muestras analizadas.....	63
Figura 4.6	DQO contenida en cada una de las muestras analizadas.	64
Figura 4.7	COD contenida en cada una de las muestras analizadas.....	66
Figura 4.8	N-K contenido en cada una de las muestras analizadas.....	66
Figura 4.9	Fósforo contenido en cada una de las muestras analizadas.	67
Figura 4.10	Contenido de proteínas en cada muestra analizada.....	69
Figura 4.11	Porcentaje de grasas en cada una de las muestras analizadas.....	70
Figura 4.12	Contenido de carbohidratos en cada una de las muestras analizadas. ...	70
Figura 4.13	Porcentaje de fibra cruda en cada una de las muestras analizadas.	71
Figura 4.14	Perfiles de producción bruta normalizada de CH ₄ de los diferentes sustratos analizados.	72
Figura 4.15	Perfiles de producción neta normalizada de metano de los diferentes sustratos analizados.	73
Figura 4.16	Producción de metano máxima teórica generada por los residuos de FORSU-Amecameca.	76
Figura 4.17	Producción de metano máxima teórica generada por los residuos de jardinería.....	77
Figura 4.18	Producción de metano máxima teórica generada por los residuos de alimentos.....	77
Figura 4.19	Producción de metano máxima teórica generada por los residuos de estiércol de ganado vacuno.....	78

LISTA DE TABLAS

Página

Tabla 2.1	Definiciones de residuos sólidos.....	5
Tabla 2.2	Composición de los RSU del Estado de México (PEPGIRSU (2010)).	12
Tabla 2.3	Reacciones acetogénicas de la DA (Mata-Alvarez, 2003).....	25
Tabla 2.4	Principales reacciones metanogénicas.	26
Tabla 2.5	Rangos de temperatura en el proceso de DA (Verma, 2002)	27
Tabla 2.6	Rangos de concentración de nutrientes, necesarios para las bacterias anaerobias (Henze, 1995)	29
Tabla 2.7	Intervalos de pH óptimos en los que se desempeñan los diferentes tipo de bacterias en un proceso de DA (Martí, 2006).....	31
Tabla 2.8	Concentración de amoníaco y su efecto en el proceso de digestión anaeróbica (McCarty, 1964).....	36
Tabla 2.9	Concentración inhibidora de sustancias en la DA (Gene, 1986)	38
Tabla 2.10	Componentes del biogás en función del sustrato utilizado.(Coombs y Deublein, 1990)	40
Tabla 2.11	Producción de metano de residuos ganaderos respecto a sólidos volátiles añadidos (GIRO.2010).....	41
Tabla 2.12	Producción de metano de la FORSU en función del origen y tipo de separación (GIRO, 2003).....	42
Tabla 2.13	Potenciales de producción de biogás de algunos residuos orgánicos de la industria alimentaria. (Angelidaki y Ahring, 1997).	43
Tabla 3.1	Sitios de muestreo para el proyecto en estudio.....	49
Tabla 3.2	Pruebas analíticas realizadas en la caracterización de la FORSU	53
Tabla 4.1	Resultados de la determinación de ST, SV, SF y humedad para los diferentes residuos orgánicos	61
Tabla 4.2	Relación DBO/DQO en cada una de las muestras analizadas.	65
Tabla 4.3	Relación DQO/N/P y C/N/P en cada una de las muestras analizadas. ..	68

LISTA DE ACRÓNIMOS

AGV	Ácidos Grasos Volátiles
COD	Carbono Orgánico Disuelto
DQO	Demanda Química de Oxígeno
DBO	Demanda Bioquímica de Oxígeno
DA	Digestión Anaerobia
DF	Distrito Federal
EPA	Environmental Protection Agency
FORSU	Fracción Orgánica de los Residuos Sólidos Urbanos
INEGI	Instituto Nacional de Estadística y Geografía
LGEEPA	Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente
LGPGIR	Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos
N-K	Nitrógeno- Kjeldahl
NSCA	National Strength and Conditioning Association
ONU	Organización de las Naciones Unidas
PT	Fósforo Total
PBM	Potencial Bioquímico de Metano
PEPGIRSU	Programa Estatal para la Prevención y Gestión Integral de Residuos Sólidos Urbanos
PH	Potencial de Hidrógeno
RSO	Residuos Sólidos Orgánicos
RSM	Residuos Sólidos Municipales
RS	Residuos Sólidos
RSOM	Residuos sólidos Orgánicos Municipales
ST	Sólidos Totales
SF	Sólidos Fijos
SV	Sólidos Volátiles
SMAGEM	Secretaría de Medio Ambiente del Estado de México
SEDESOL	Secretaría de Desarrollo Social
SEMARNAT	Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales
TRH	Tiempo de Retención Hidráulica
UNAM	Universidad Nacional Autónoma de México

RESUMEN

En este trabajo de investigación se evalúa el potencial de la digestión anaerobia mesofila (DA) en el tratamiento de residuos sólidos orgánicos (RSO) provenientes de diferentes fuentes generadoras, las fuentes en estudio comprenden: residuos de jardinería, de alimentos, estiércol de ganado vacuno y de la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos (FORSU) del municipio de Amecameca.

La experimentación inició con la caracterización de las cuatro muestras de RSO, determinando: sólidos totales (ST), sólidos fijos (SF), sólidos volátiles (SV), humedad, demanda química de oxígeno (DQO), fósforo total (PT), nitrógeno Kjeldahl (N-K), grasas y aceites, carbono orgánico disuelto (COD) y demanda bioquímica de oxígeno (DBO). Obteniendo una relación de macronutrientes (DQO/N/P) en residuos de estiércol de ganado vacuno, FORSU-Amecameca, jardinería y alimentos de 229/8/1, 283/5/1, 298/5/1 y 365/5/1 respectivamente. Los residuos con una mayor biodegradabilidad aerobia fueron: residuos de FORSU-Amecameca y residuos de alimentos con una relación DBO/DQO de 0.42 y 0.47, esto se debe a su alto contenido de material soluble mientras que los residuos de estiércol de ganado vacuno y jardinería presentaron baja biodegradabilidad debido al alto contenido en material lignocelulósico.

La etapa final consistió en determinar el potencial de producción de metano (CH_4) de las diferentes muestras hasta su total estabilización, la cual se obtuvo en 30 días, teniendo una producción de 625.91 N mL CH_4 /g SV en residuos de alimentos, 588.45 N mL CH_4 /g SV en residuos de la FORSU-Amecameca, 412.64 N mL CH_4 /g SV en residuos de jardinería y 322.62 N mL CH_4 /g SV en los residuos de estiércol ganado vacuno.

A partir de los resultados de caracterización y de la prueba de potencial bioquímico de metano (PBM) se estableció una propuesta técnica de co-digestión de residuos de la FORSU-Amecameca con residuos de estiércol de ganado vacuno, donde estos últimos fueron seleccionados como co-sustrato por su alto contenido en nutrientes. Con el uso de la co-digestión de los sustratos elegidos se espera obtener un mayor rendimiento de producción de CH_4 y una mayor eliminación de RSO.

ABSTRACT

In this research the potential of mesophilic anaerobic digestion (AD) in the treatment of organic solid waste (OSW) from different generating sources was evaluated, sources in the study include: garden waste, food, cattle manure and the organic fraction of municipal solid waste (OFMSW) in the city of Amecameca.

The experiment began with the characterization of the four samples OSW determining: total solids (TS), fixed solids (FS), volatile solids (VS), moisture, chemical oxygen demand (COD), total phosphorus (TP), Kjeldahl nitrogen (K-N), fats and oils, dissolved organic carbon (DOC) and biochemical oxygen demand (BOD). Getting a ratio of macronutrients (COD/N/P) residues cattle manure, OFMSW-Amecameca, gardening and food 229/8/1, 283/5/1, 298/5/1 and 365/5/1, respectively. Residues with greater aerobic biodegradability were OFMSW-Amecameca waste and food waste with a BOD/COD ratio of 0.42 and 0.47, this is due to its high content of soluble material while residues of cattle manure and gardening showed low biodegradability because of the high content of the lignocellulosic material.

The final step was to determine the production potential of methane (CH_4) from different samples until complete stabilization, having a production of 625.91 N mL CH_4 /g VS in food waste, 588.45 N mL CH_4 /g VS in waste the OFMSW-Amecameca, 412.64 N mL CH_4 /g VS in garden waste and 322.62 N mL CH_4 /g VS in cattle manure waste.

From the results of characterization and testing of biochemical methane potential (BMP) a technical proposal for co-digestion of waste-OFMSW-Amecameca residues of cattle manure, where the latter were selected as co-substrate by its high nutrient content. With the use of the co-digestion of selected substrates is expected to get a higher yield of CH_4 production and increased removal of OSW.

1 INTRODUCCIÓN

En los últimos años, ha aumentado la preocupación acerca de la eliminación de residuos de las grandes ciudades del mundo, la Ciudad de México junto con su zona conurbada, es considerada una de las cinco ciudades más pobladas a nivel mundial con una población aproximada de más de 20 millones de habitantes (ONU, 2011). Lo anterior permite entender la gran cantidad de residuos que se generan diariamente.

La generación de residuos sólidos urbanos (RSU) en México se ha incrementado de forma exponencial a través de las últimas décadas, este incremento es producto de los cambios en los hábitos de consumo de la población, de procesos de industrialización y del crecimiento poblacional, que a su vez generan un mayor consumo de bienes y servicios dando como resultado un aumento en las tasas de generación de residuos.

A nivel nacional, el Estado de México es la entidad más poblada del país y la que mayor cantidad de RSU genera, con aproximadamente **15,110** toneladas diarias de las cuales el 38.29% comprende a residuos orgánicos y 61.71% a residuos inorgánicos (SMAGEM, 2010).

Para el caso de disposición final de los residuos, el Estado de México cuenta con 9 rellenos sanitarios. 37 sitios controlados y 55 sitios no controlados en los cuales se deposita el total de RSU generados (SMAGEM, 2010).

Analizando lo anterior, resulta prioritaria la necesidad de reducir la cantidad de RSU que son enviados a sitios sin control, por medio de la aplicación de una de las alternativas de tratamiento. Existen diversas tecnologías que permiten valorizar los RSU, entre ellas se encuentran los procesos térmicos, los cuales permiten reducir el volumen de los residuos con el aprovechamiento de la energía calorífica generada, pero son tecnologías que requieren grandes costos de inversión y con un exhaustivo control de emisión de gases.

Las alternativas de tratamiento biológico para el aprovechamiento de la FORSU, en especial la digestión anaerobia (DA), representa una mejor opción tomando en cuenta que la FORSU es predominante y los costos de energía son menores.

La DA es un proceso de degradación de la materia orgánica en ausencia de oxígeno donde se obtiene biogás como producto final, el cual es una mezcla de gases que presenta generalmente un contenido de metano mayor al 50% y que, por tanto, puede ser empleado como combustible en diferentes procesos por su contenido energético, el biogás es considerado el producto de mayor valor del proceso de DA, por lo que siempre se desea altos potenciales de producción con los más altos porcentajes de metano posibles. Sin embargo, la eficiencia de producción de metano de los residuos es función de múltiples factores como; cantidad de nutrientes, presencia de material lignocelulósico, tipo de residuo, entre otros.

Tomando en cuenta que los RSO presentan diferentes potenciales de producción de metano dependiendo su composición, es necesario establecer un tipo de tratamiento para cambiar sus propiedades y así tener una mayor generación de metano, con base en ello, la co-digestión representa un proceso atractivo para el tratamiento de diversos residuos. A partir de dicho tratamiento se genera una complementariedad de las composiciones para permitir perfiles de producción de CH₄ más eficaces.

1.1 Objetivo principal

Determinar el potencial de producción de biogás de RSO provenientes de diferentes fuentes generadoras, a partir de la digestión anaerobia.

1.1.1 Objetivos específicos

- ❖ Determinar el potencial de generación de CH₄ de los residuos de cada una de las diferentes fuentes generadoras.
- ❖ Determinar la influencia de la composición de los diferentes tipos de residuos sobre el potencial de producción de CH₄.
- ❖ Realizar un comparativo sobre los resultados obtenidos de generación de CH₄ con otros publicados en trabajos internacionales para determinar la viabilidad del tratamiento de cada uno de los diferentes tipos de residuos por medio anaerobio.

1.2 Alcances

- ❖ La caracterización fisicoquímica de cada una de las cuatro muestras de RSO se enfocará únicamente a la determinación de aquellos compuestos que influyen en el rendimiento de producción de CH₄ cuando los sustratos son sometidos a procesos de degradación anaerobios.
- ❖ Obtener los valores máximos de producción específica de CH₄ de cada muestra registrando la producción de gas hasta que se logre la completa estabilización en cada uno de los sistemas.
- ❖ Establecer, con base en los resultados, una propuesta técnica de co-digestión de las muestras de RSO analizadas.

1.3 Hipótesis

Las muestras que presenten la mayor producción específica de CH₄ serán aquellas cuya relación de macronutrientes sea la más conveniente, aunada a un bajo contenido de material lignoceluloso.

2 MARCO TEÓRICO

2.1 Introducción a los residuos sólidos

Los seres humanos a través del tiempo han mantenido un crecimiento poblacional elevado, y con ello, un aumento en la adquisición de bienes y servicios con el fin de alcanzar un mejor nivel de vida. Actualmente se han alcanzado niveles de vida altos, generando grandes comodidades a la población, como la facilidad para obtener alimentos o el acceso en todo momento a servicios. El uso constante y excesivo de estas comodidades ha impactado seriamente al ambiente, originando contaminación de ríos, liberando gases de efecto invernadero y contaminación de suelos, son los temas principales en materia de contaminación y que últimamente han provocado un gran interés social, por esta razón, se han buscado soluciones para el tratamiento de residuos sólidos (RS) y remediación de suelos.

Existen distintas definiciones aplicadas al término de RS (Tabla 2.1), pero todas coinciden en que se trata de un desecho producto de la actividad humana (o animal), que ya no es considerado de utilidad por su poseedor y por lo cual es rechazado.

Tabla 2.1 Definiciones de residuos sólidos

<i>Fuente</i>	<i>Definición</i>
LGEEPA, 1988	“Residuo: Cualquier material generado en los procesos de extracción, beneficio, transformación, producción, consumo, utilización, control o tratamiento cuya calidad no permite usarlo nuevamente en el procesos que lo generó”
LGPGIR, 2003	“Residuo: material o producto cuyo propietario o poseedor desecha y que se encuentra en estado sólido o semisólido o es un líquido o gas contenido en recipientes o depósitos, y que puede ser susceptible de ser valorizado o requiere sujetarse a tratamiento o disposición final”
AGENDA 21, 1992	“Los desechos sólidos comprenden todos los residuos domésticos y los desechos no peligrosos, como los desechos comerciales e institucionales, las basuras de la calle y los escombros de la construcción”
EPA, 1997	“Residuo sólido: basura, desperdicio. Lodos, u otro material que se descarta (incluyendo sólidos, semisólidos, líquidos, y materiales gaseosos en recipientes)”
Tchobanoglous <i>et al.</i> , 1994	“Los residuos sólidos comprenden todos los residuos que provienen de actividades animales y humanas, que normalmente son sólidos y que son desechados como inútiles o superfluos”

2.1.1 *Clasificación de los residuos sólidos*

Los residuos pueden clasificarse de diversas formas, ya sea por la fuente que los origina o por su composición. La Ley General para la Prevención y Gestión de Residuos (LGPGIR, 2003), los clasifica en la siguiente forma:

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

Residuos incompatibles: Aquellos que al entrar en contacto o al ser mezclados con agua u otro material o residuo, reaccionen produciendo calor, presión, fuego, partículas, gases o vapores dañinos.

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

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

2.1.2 *Proceso de gestión integral de los residuos sólidos*

La gestión de RS se refiere a la administración de todas las acciones realizadas desde la generación de éstos hasta su disposición final. Por lo tanto, una gestión integral (lo ideal), se refiere a aquella que minimiza tanto los impactos negativos al ambiente y a la sociedad, como los costos derivados de estas acciones.

En México, a partir del 5 de enero del 2004 entró en vigor la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (LGPGIR), esta ley define a la gestión integral de los residuos como el conjunto articulado e interrelacionado de acciones normativas, operativas, sociales, financieras, de planeación, administrativas, sociales, educativas, de monitoreo, supervisión y evaluación, para el manejo de residuos, desde su generación hasta la disposición final, a fin de lograr beneficios ambientales, la optimización económica de su manejo y su aceptación social, respondiendo a las necesidades y circunstancias de cada localidad o región (LGPGIR, 2003). Desafortunadamente, una gestión integral de residuos no es sencilla pues implica una inversión económica que no siempre puede ser financiada por el municipio así como un

cambio de actitud tanto de los prestadores de los servicios como de los usuarios de los mismos.

Los seis elementos funcionales que integran un sistema de gestión de residuos se muestran en la Figura 2.1 y son: a) generación de residuos, b) manipulación de residuos y separación, almacenamiento y procesamiento en el origen, c) recolección, d) separación, procesamiento y transformación de residuos sólidos, e) transferencia y transporte y f) disposición final (Tchobanoglous *et al.*, 1994).

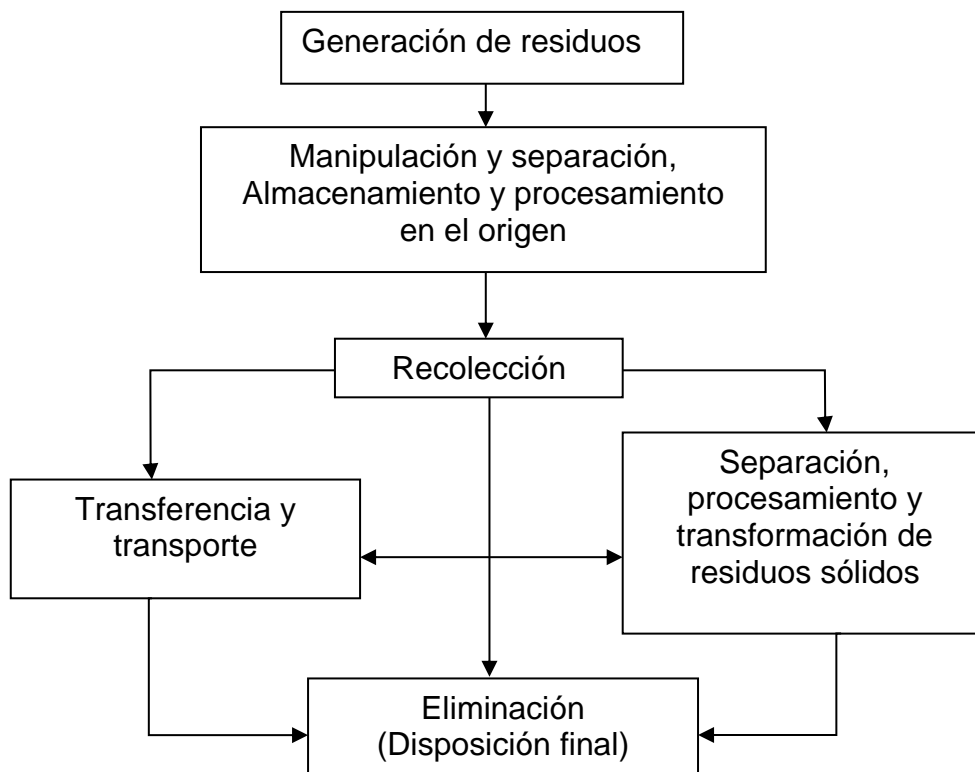


Figura 2.1 Elementos funcionales de un sistema de gestión de residuos sólidos urbanos (Tchobanoglous et al., 1994).

2.1.2.1 Generación de residuos

La generación de residuos inicia cuando los usuarios ya no consideran con valor ciertos materiales y buscan deshacerse de ellos, se lleva a cabo, en todo lugar poblado, particularmente se da tanto en la industria como en domicilios, y mercados.

2.1.2.2 Manipulación de residuos y separación, almacenamiento y procesamiento en el origen

Este elemento funcional incluye todas las acciones que el generador realiza con sus residuos antes de que estos sean recolectados. Estas actividades abarcan desde el simple almacenamiento hasta la selección de productos para su venta, reutilización o composteo (en el caso de residuos orgánicos).

De acuerdo a la SEDESOL, el almacenamiento es "la acción de retener temporalmente los residuos en tanto se procesan para su aprovechamiento, se entregan al servicio de recolección o se dispone de ellos. "Para el almacenamiento de RSU son utilizados diferentes tipos de recipientes, entre los cuales predominan los botes de plástico y metal, las cajas y bolsas de plástico.

2.1.2.3 Recolección

La recolección es la acción de retirar los residuos de la fuente que los generó y conducirlos hacia el sitio donde serán separados para su aprovechamiento o transformación (en plantas de separación de residuos o centros de acopio), transferidos a unidades de mayor capacidad (en estaciones de transferencia) o eliminados.

2.1.2.4 Barrido

Este servicio generalmente se brinda en las vías públicas de circulación principales. Las razones de su realización son varias: la conservación de la salud humana, evitar la obstrucción del alcantarillado o drenaje del agua pluvial y por razones de estética. El barrido puede realizarse de manera manual o mecánica. Los factores que influyen en el barrido son la topografía, las condiciones del pavimento, la densidad del tráfico peatonal y de vehículos, la calidad y el tipo de equipo utilizado, además del horario laboral, entre otros.

2.1.2.5 Separación, procesamiento y transformación de residuos sólidos

Este elemento puede implicar el uso de métodos, maquinaria y aparatos complejos, abarca acciones físicas como la separación o la compactación, así como transformaciones químicas o biológicas.

La finalidad de este elemento de gestión es la de recuperar productos que puedan comercializarse, obtener energía alterna o simplemente reducir el volumen y peso de los RSU que serán conducidos a su disposición final.

2.1.2.6 Transferencia y transporte

Comprende el proceso de traslado de RSU de unidades recolectoras de capacidades pequeñas a unidades cuya capacidad es mayor mediante estaciones de transferencia. Posteriormente se lleva a cabo el transporte, este elemento, implica la conducción de los residuos después de haber sido sometidos a la separación, procesamiento o transformación hacia el sitio de disposición final o hacia el lugar donde continúe su modificación.

2.1.2.7 Disposición final

La LGPGIR (2003) define a la disposición final como la "acción de depositar o confinar permanentemente residuos en sitios e instalaciones cuyas características permitan prevenir su liberación al ambiente y las consecuentes afectaciones a la salud de la población y a los ecosistemas y sus elementos."

2.2 Panorama general de la generación y composición de los RSU en México

En México, al igual que en otros países del mundo, el proceso de industrialización, derivó un incremento en la demanda de materias primas, dando principio a patrones de consumo demandantes. Un mayor consumo trajo consigo grandes problemas de índole ambiental, como la contaminación y la generación de RSU. Este último se acompañó inevitablemente, por su mala disposición final a lo largo del territorio, lo que afecta directamente a la salud de la población y de los ecosistemas naturales.

La disposición de residuos en México se ha realizado de una forma inadecuada, esto como resultado de una cultura y hábitos incorrectos de la población, dando origen a grandes cantidades de RSU depositados en calles, terrenos baldíos y lugares impropios para su tratamiento. La disposición y tratamiento de los residuos son los puntos clave a tratar para resolver un problema de contaminación que afecta a la población y al medio ambiente.

2.2.1 Generación de RSU en el Estado de México

El territorio del Estado de México se localiza en la parte central de la meseta de Anáhuac, comprende los valles de México, Toluca, parte del valle de Puebla y las cadenas montañosas de Sierra Nevada, Monte de las Cruces y Cumbres Occidentales. El Estado de México como parte de las 32 entidades federativas de la República Mexicana está localizado en el centro del territorio nacional, al norte colinda con los estados de Querétaro e Hidalgo, al este con los estados de Tlaxcala y Puebla, al oeste con el Estado de Michoacán y al sur con los Estados de Morelos y Guerrero y en el centro en forma de herradura con el Distrito Federal (Figura 2.2).



Figura 2.2 Localización del estado de México (INEGI, 2010)

En su división política el Estado se conforma por 125 municipios y su capital es la ciudad de Toluca, el Estado de México está dividido por 16 regiones las cuales se muestran en la Figura 2.3.

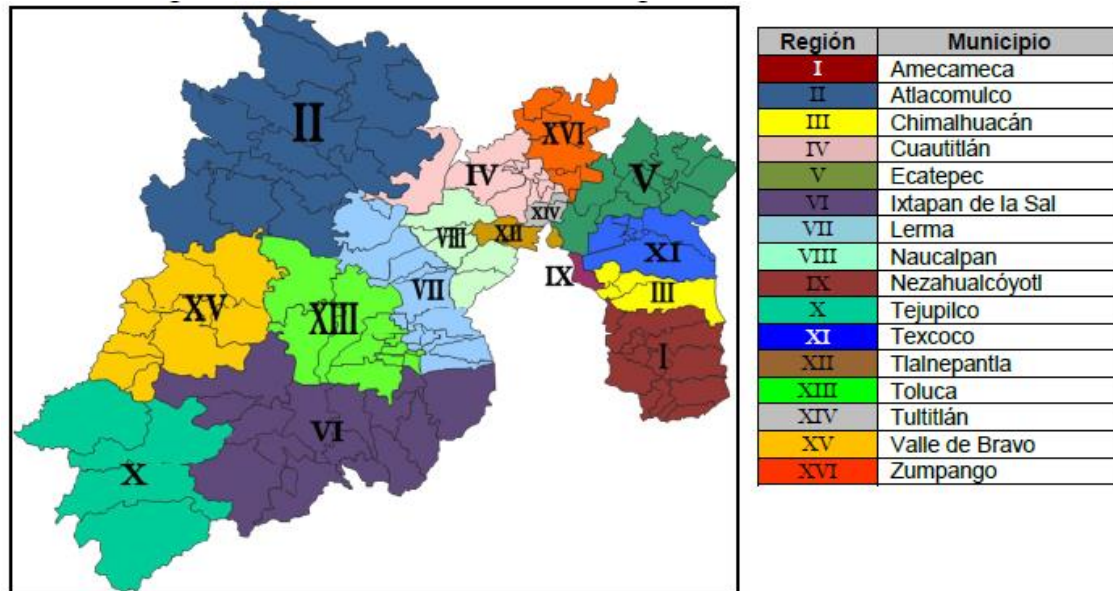


Figura 2.3 Localización de las dieciséis regiones del Estado de México (INEGI, 2010)

El Estado de México sobrepasa los 14 millones y medio de habitantes (INEGI, 2010), esto lo convierte en la entidad más poblada del país, la mayor parte de la urbe se encuentra asentada en los municipios conurbados con el Distrito Federal, formando parte de la mancha urbana que conforma lo que es el Valle de México, por otro lado Toluca, pasa a ser la segunda concentración urbana del Estado.

Debido a su alta densidad poblacional y alto grado de urbanización, actualmente el Estado de México reporta una generación estimada de **15,110** toneladas diarias de RSU (SMAGEM, 2010) a través de las diferentes etapas que conforman el manejo de los RSU. La generación per cápita diaria promedio estimada es de 1.04 kg/hab/día.

2.2.2 Composición de los RSU del Estado de México

Son múltiples los factores que influyen en la composición de los RSU, entre estos se encuentran el grado de urbanización e industrialización de la localidad, el ingreso *per*

cápita, el clima, las modas, tradiciones, costumbres, hábitos alimenticios, entre otros. Por lo anterior no es extraño que la composición de los RSU varíe de un lugar a otro.

En lo que se refiere a la composición de RSU del Estado de México según cifras de PEPGIRSU (2010), es de 38.29% de residuos orgánicos y 61.71% de residuos inorgánicos, la Tabla 2.2 muestra la composición. El Estado de México estima que el 48.12% de los residuos son tratables, el 14.03% de los residuos son reciclables, el 24.26% corresponde a los residuos no reciclables y el 13.59% de residuos identificados como otros.

Tabla 2.2 Composición de los RSU del Estado de México (PEPGIRSU (2010)).

<i>Residuo</i>	<i>Porcentaje de generación (%)</i>
Cartón	9.50
Aluminio	2.90
Metales	2.30
Papel	10.80
Plástico	14.20
Orgánicos	38.20
Textiles	7.10
Vidrio	14.80
Otros	0.20
Total	100.00

2.3 Aprovechamiento de la fracción orgánica de los RSU

Una vez que han sido descritas las tasas de generación y la composición de los RSU en el Estado de México, es necesario tomar en cuenta los tratamientos a los cuales pueden ser sometidos dichos residuos. Para esto, los RSU deben ser considerados como un recurso a partir del cual pueden ser recuperados materiales re-usables, materia prima para diferentes procesos, nutrientes orgánicos e incluso energía.

Actualmente, existen opciones tecnológicas que pueden ser aplicadas para reducir los efectos negativos que ocasionan los RSU, entre ellas se encuentran los procesos

térmicos (incineración, gasificación, pirólisis etc.) y los procesos biológicos (compostaje y digestión anaerobia). Aunque el objetivo es el mismo en todos los procesos, el factor más importante es seleccionar el proceso más eficiente para el tratamiento de los RSU que permita obtener una nueva forma de abastecimiento energético y una reducción en la cantidad de residuo que son dispuestos en rellenos sanitarios. En este sentido, tomando en cuenta que la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU) en el Estado de México es la predominante, y teniendo en cuenta que los procesos biológicos demandan menores cantidades de energía siendo más económicos que los procesos térmicos, se considera que su aplicación representa un proceso viable para este tipo de residuos.

2.4 Compostaje

Dentro de los procesos biológicos el más común es la degradación aerobia o compostaje, definido, como un proceso termofílico en donde la materia orgánica es descompuesta por una gran cantidad de microorganismos, bacterias, hongos, protozoos, ácaros, miriápodos, entre otros organismos aerobios, que digieren los compuestos orgánicos transformándolos en otros más simples (Rynk, 1992).

La finalidad del proceso de compostaje es acelerar la degradación de la materia para producir un material maduro, estable e higienizado, con un alto contenido en materia orgánica y componentes húmicos estables, el cual puede ser utilizado en la agricultura como mejorador de suelos, por ser inocuo y no contener sustancias fitotóxicas. (Soliva, 2001).

2.4.1 Etapas del proceso de compostaje

En todo proceso de compostaje se puede diferenciar por lo menos dos fases, la fase de descomposición y la fase de maduración (Soliva, 2001). Así mismo la fase de descomposición comprende las etapas mesófilica y termofílica, mientras que la fase de maduración se subdivide en enfriamiento y estabilización.

2.4.1.1 Fase de descomposición

La descomposición es un proceso de simplificación donde las moléculas complejas se degradan a moléculas orgánicas e inorgánicas más sencillas.

Al inicio del proceso, se desarrollan las familias de microorganismos mesófilos, que inician la descomposición de las moléculas más fácilmente degradables, esta actividad de descomposición genera energía que se libera en forma de calor, y se manifiesta con el incremento paulatino de la temperatura. La temperatura de esta etapa aumenta hasta 40 °C, el pH disminuye desde un valor neutro hasta 5.5-6, la relación C/N es de especial importancia en este periodo ya que el carbono aportará la energía a los microorganismos y el nitrógeno es esencial para la síntesis de nuevas moléculas, por ello la relación debe estar cercana a 30 (Soliva, 2001).

Al avanzar el proceso y variar las condiciones empiezan a aparecer los microorganismos termófilos, a la vez que van disminuyendo los mesófilos, las sustancias fácilmente degradables como azúcares, grasas, almidón y proteínas, son rápidamente consumidas. Esta etapa alcanza temperaturas de 75 °C (Soliva, 2001), lo que resulta importante, ya que al tener temperaturas tan elevadas, se consigue uno de los objetivos principales del compostaje: eliminar los microorganismos patógenos y las semillas de malas hierbas, con lo que se asegura la higienización del producto final. Otras características de la fase termófila son el elevado consumo de oxígeno, la liberación de una gran cantidad de energía por parte de la población microbiana y la transformación de proteínas a péptidos, aminoácidos y amoníaco. La mezcla resultante de la transformación de las proteínas se va alcalinizando pasando de un pH de 5.5 hasta 7.5 (Soliva, 2001) donde permanecerá casi constante hasta el final del proceso.

La fase de descomposición a escala industrial, puede durar de unas cuantas semanas a meses en función del tipo de residuo tratado y de las características del sistema aplicado, es importante llevar a cabo esta fase en las condiciones adecuadas, ya que condiciona la etapa de maduración, e influye en la calidad del producto final.

2.4.1.2 *Fase de maduración*

Se compone de dos etapas, una etapa de enfriamiento, con temperaturas que va desde 40 °C a temperatura ambiente, siendo esta última de estabilización y donde se caracteriza por una baja actividad microbiana y por la aparición de organismos superiores (Soliva, 2001).

La duración de la fase de maduración, en escala industrial es de unas pocas semanas a unos meses, dependiendo del tipo de material que se ha tratado, y de la disposición final del producto. Durante esta etapa se genera mucho menos calor y el pH se mantiene ligeramente alcalino. Los microorganismos mesófilos y algunos tipos de microfauna colonizan la composta que está parcialmente madura. Además se genera, una intensa competencia por el alimento, la formación de antibióticos y la aparición de antagonismo, para finalmente obtener un producto más o menos estable según la duración de la fase.

Para llevar a cabo la fase de maduración en las plantas de compostaje no existen variables como en la etapa de descomposición: la maduración suele llevarse a cabo en pilas o altilplanos. No es necesario un sistema de aireación, ni una elevada frecuencia de volteo, ya que la actividad biológica es mucho más reducida y los requerimientos de oxígeno son muy inferiores a los de la etapa de descomposición (Soliva, 2001).

2.4.2 *Variables involucradas en el proceso de compostaje*

El control de la degradación aerobia es más sencillo que el de la DA (Tchobanoglous *et al.*, 1994), aun así se debe tener un monitoreo constante para evitar el establecimiento de condiciones anaerobias indeseables, para lo cual se ha perfeccionado un método que permite tener un control de las variables que afectan a la degradación aerobia. Entre las variables a controlar se encuentran: tamaño de partícula, relación carbono-nitrógeno, humedad, pH, temperatura, aireación, mezcla-volteo, y control de patógenos. Todos estos factores son modificables y su control permitirá que el proceso se lleve a cabo de manera óptima. Para ello es imprescindible conocer la influencia de los mismos en el desarrollo de las poblaciones microbianas activas.

2.4.2.1 Aireación

La aireación es imprescindible al tratarse de un proceso aerobio. El contenido en oxígeno del aire en la matriz del residuo no debe situarse nunca debajo del 5 o 7 % (Haug, 1993).

Las funciones de la aireación son las siguientes:

- ❖ Suministrar el oxígeno necesario para permitir la actividad de los microorganismos.
- ❖ Favorecer la regulación del exceso de humedad por evaporación.
- ❖ Mantener la temperatura adecuada.

El suministro de oxígeno al material en descomposición se realiza mediante los sistemas de aireación y/o volteo. Aunque se disponga de un sistema de aireación forzada, el volteo no se ha de eliminar, ya que tiene otros beneficios muy importantes como son la homogeneización del material, la redistribución de los microorganismos, control de humedad y nutrientes, a la vez que reduce el tamaño de partícula y expone nuevas superficies al ataque de los microorganismos

La falta de oxígeno en el proceso provoca que los microorganismos cambien su tipo de producción de energía hacia procesos fermentativos mucho menos eficientes energéticamente, los cuales generan productos secundarios no deseados como lo es el CH₄ y sustancias productoras de malos olores que no favorecen el aumento necesario de temperatura y además de ello el producto puede resultar peligroso y afectar la estabilidad biológica del mismo (Moreno J, 2007).

2.4.2.2 Temperatura

Este factor influye de una forma drástica sobre la velocidad de descomposición de la materia orgánica durante el proceso de compostaje. Las temperaturas óptimas del proceso se encuentran entre 45 y 59 °C. Temperaturas menores de 20 °C y mayores de 59 °C detienen el crecimiento de los microorganismos (Moreno, 2007), por consiguiente, la descomposición de la materia orgánica de igual manera es frenada.

Los microorganismos suelen tener un mayor desempeño de degradación cuando se encuentran en un límite superior de su rango de temperatura de crecimiento. Por este motivo, un proceso de compostaje será más efectivo cuando las temperaturas se mantengan en los niveles más altos permitidos, sin afectar la actividad microbiana (MacGregor, 1951).

En la Figura 2.4 se muestra el perfil de temperatura que presenta una pila de compostaje. Se muestra un área de color rojo, donde se alcanzan temperaturas más altas, a partir de este nivel se empiezan a eliminar microorganismos patógenos dándose el proceso de sanitación ayudados adicionalmente por los antibióticos producidos por algunos microorganismos que favorecen su eliminación, hacia los 70 °C se inhibe la actividad microbiana por lo que es importante la aireación de la composta para disminuir la temperatura y evitar la muerte de los microorganismos. Durante estos cambios de temperatura las poblaciones bacterianas se van sucediendo unas a otras. Este ciclo se mantiene hasta el agotamiento de los nutrientes, disminuyendo los microorganismos y la temperatura.

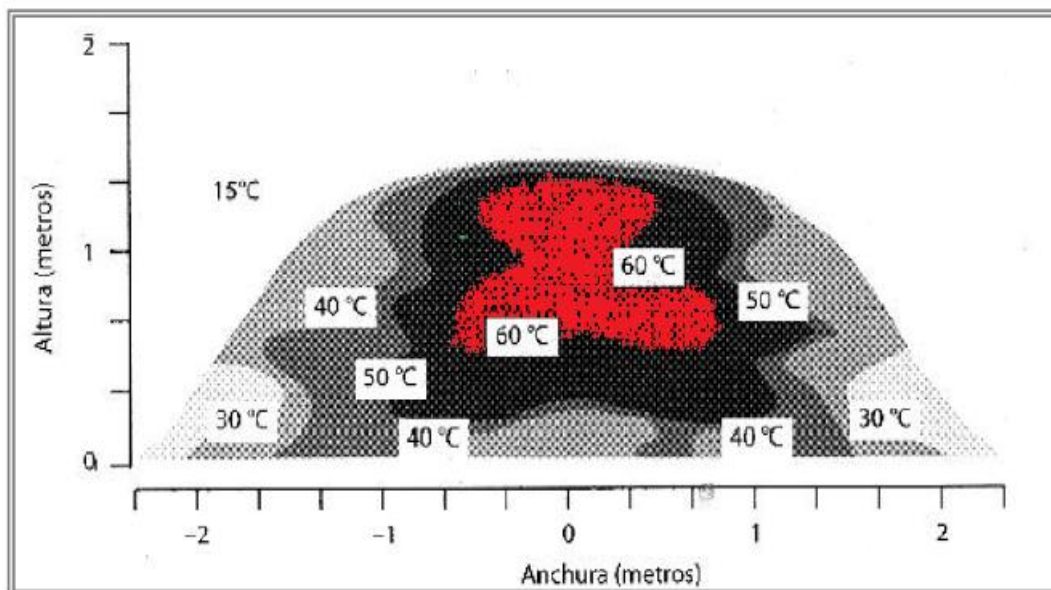


Figura 2.4 Perfiles de temperatura de una pila de compost (Días, 2007).

2.4.2.3 pH

El pH es un parámetro que condiciona la presencia de microorganismos, ya que los valores extremos son perjudiciales para determinados grupos. Para conseguir que al

inicio del compostaje la población microbiana sea lo más variada posible hay que mantener valores de pH entre 6 y 7.5 (Moreno J, 2007). Si el pH disminuye por debajo de 6, el proceso de degradación microbiana se detiene. Valores de pH cercanos o superiores a 9 favorecen la conversión del nitrógeno en amonio, afectando negativamente al crecimiento y actividad microbiana.

Además de condicionar la vida microbiana, el pH es indicador de la evolución del proceso. Así al inicio, el pH puede disminuir debido a la formación de ácidos libres, pero a lo largo del proceso aumenta por el amoniaco desprendido en la descomposición de las proteínas (Soliva, 2001).

2.4.2.4 *Humedad y porosidad*

La humedad del material a compostar es muy importante ya que los microorganismos solo pueden utilizar las moléculas orgánicas si están disueltas en agua. Además, el agua favorece la migración y la colonización microbiana. Si la humedad es baja, el proceso de compostaje reduce su velocidad llegando incluso a detenerse. La primer actividad biológica empieza a disminuir a niveles de humedad del 40 % (Haug, 1993), por debajo del 20 % no existe prácticamente actividad. Por el contrario, una humedad alta acompañada de una inadecuada porosidad origina la disminución de la transferencia de oxígeno, siendo este insuficiente para la demanda metabólica. Este hecho puede provocar la aparición de malos olores, la generación de lixiviados y la pérdida de nutrientes, el rango óptimo de humedad se encuentra entre un 40-60 %, aunque varía en función de la naturaleza del material. (Castillo, 2002).

Además de la humedad otro factor valioso en el proceso de compostaje es la porosidad, definida como, la fracción de volumen vacío respecto al volumen total, y se entiende como un espacio que no está ocupado por la fracción solida del residuo. Si el residuo carece de porosidad debe ser acondicionado con material estructurante ya que es importante trabajar en condiciones que faciliten la existencia de poros y que estos estén ocupados equilibradamente por aire y agua.

2.4.2.5 Nutrientes-Relación C/N

Para que el proceso de compostaje se desarrolle correctamente es importante conseguir un equilibrio entre los diferentes nutrientes, especialmente entre el nitrógeno (N) y el carbono (C) (Soliva, 2001). Estos dos elementos han de encontrarse en una proporción adecuada para evitar que el proceso sea más lento en relación C/N altas, o para evitar la pérdida de nitrógeno en el caso de una relación C/N bajas. Se establece que una relación C/N óptima se encuentra en valores de 25 y 35 (Castillo *et al*, 2002), se considera que los microorganismos utilizan de 15 a 30 partes de carbono por una de nitrógeno (Soliva, 2001). La relación C/N tiene importancia en las condiciones de inicio del proceso de compostaje y en su cinética, así como en el desarrollo de las fases de descomposición y maduración.

2.4.2.6 Población microbiana

En el proceso de compostaje se ven involucradas una amplia gama de poblaciones de bacterias, hongos y actinomicetes, estos al tener diferencias nutricionales y metabólicas, son capaces de descomponer los compuestos químicos simples y complejos que se encuentran en la fracción orgánica como son lípidos, proteínas, aminoácidos, lignina y celulosa. La presencia de materiales complejos demora el proceso al tener que sintetizar enzimas específicas.

2.5 Digestión Anaerobia (DA)

La DA se ha llevado a cabo desde hace millones de años de una forma natural, degradando la materia orgánica. Se define como un proceso biológico-degradativo donde una parte de la fracción orgánica contenida en el sustrato es convertida en una mezcla de gases, principalmente CH₄ y dióxido de carbono (CO₂), mediante la acción de poblaciones microbianas en ausencia de oxígeno (Verma, 2002).

En las últimas décadas la DA ha sido una tecnología empleada para eliminar altas concentraciones de residuos orgánicos. Como un ejemplo de residuos utilizados en el proceso, se encuentran, los lodos producidos por el tratamiento de las aguas residuales, residuos generados por el procesamiento de alimentos y locales comerciales, y residuos

de jardín y de cocina (NSCA, 2006). De los residuos más utilizados en el proceso de DA sobresalen los RSU constituidos básicamente por residuos de frutas, vegetales, carnes, y jardinería los cuales son generados en grandes cantidades en mercados, supermercados, restaurantes e industria procesadora de alimentos. Por lo que constituyen una fuente viable para ser utilizados en el proceso de DA ya que este tipo de residuos presentan en su mayoría una alta biodegradabilidad (Misi y Forster, 2002).

2.5.1 Etapas del proceso de digestión anaerobia

La digestión anaerobia se considera como un proceso muy complejo por la cantidad de reacciones bioquímicas involucradas, muchas de las cuales se llevan a cabo de manera simultánea, dichas reacciones requieren la intervención de diversos grupos de bacterias facultativas y anaerobias (Mata-Alvarez, 2003), las cuales utilizan en forma secuencial los productos metabólicos generados por cada grupo.

Diversos autores dividen el proceso de DA en cuatro etapas: hidrólisis acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis (Álvarez, 2004; Molina, 2004).

En la primera fase se lleva a cabo la hidrólisis de partículas y moléculas complejas (proteínas, hidratos de carbono y lípidos) que son hidrolizadas por enzimas extracelulares producidas por los microorganismos acidogénicos o fermentativos. Como resultado se producen compuestos solubles más sencillos (aminoácidos, azúcares y ácidos grasos de cadena larga) que son fermentados por las bacterias acidogénicas dando lugar, principalmente, a ácidos grasos de cadena corta, alcoholes, hidrógeno, dióxido de carbono y otros productos intermedios. Los ácidos grasos de cadena corta son transformados en ácido acético, hidrógeno y dióxido de carbono, mediante la acción de los microorganismos acetogénicos, por último los organismos metanogénicos producen metano a partir de ácido acético, hidrógeno y dióxido de carbono.

En la Figura 2.5 se muestra esquemáticamente las fases del proceso de DA, los microorganismos involucrados en cada una de ellas y los productos intermedios generados. Los números en dicha figura indican la población bacteriana responsable de cada proceso: 1: bacterias fermentativas; 2: bacterias acetogénicas que producen

hidrógeno; 3: bacterias homoacetigénicas; 4: bacterias metanogénicas hidrogenotróficas; 5: bacterias metanogénicas acetoclásticas.

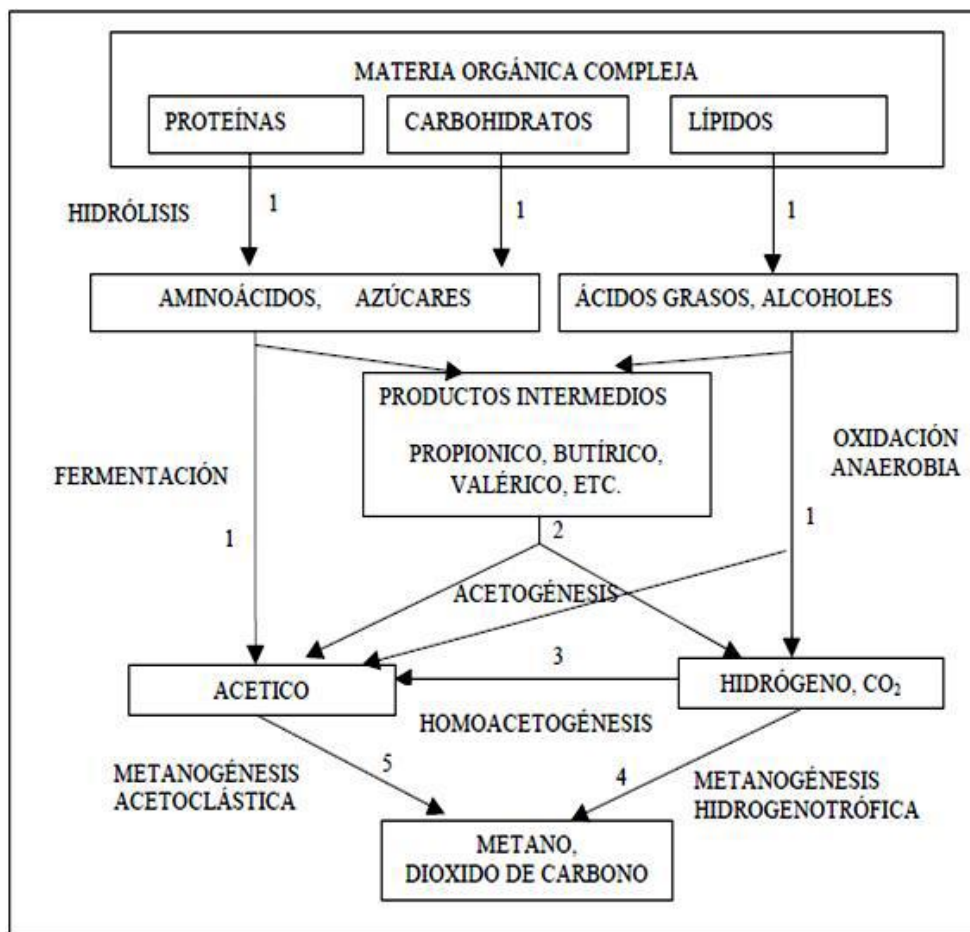


Figura 2.5 Esquema de reacciones de la digestión anaerobia (Pavlosthatís y Giraldo-Gómez, 1991).

2.5.1.1 Hidrólisis

El primer grupo de bacterias involucrado en la DA son las bacterias acidogénicas quimiorganótrofas heterotrófas facultativas, las cuales transforman la materia orgánica en ácidos grasos volátiles (AGV), con la finalidad de que los microorganismos puedan utilizar materia orgánica soluble que consiga atravesar su pared celular.

La hidrólisis es la etapa en la cual las exoenzimas de los microorganismos acidogénicos rompen los enlaces de los polímeros orgánicos en tres tipos básicos de macromoléculas: proteínas, lípidos e hidratos de carbono (López, 1998).

Las proteínas constituyen un sustrato de suma importancia en el proceso, por lo que además de ser fuente de carbono y energía, éstas son hidrolizadas en unidades más pequeñas (aminoácidos y péptidos), por la acción de las enzimas proteolíticas llamadas proteasas. Estos aminoácidos generalmente son usados directamente en la síntesis de nuevo material celular y el resto son degradados a ácidos grasos volátiles, dióxido de carbono, hidrógeno, amonio, y sulfuro en las etapas siguientes del proceso. Generalmente la tasa de hidrólisis de proteínas es menor que la de los carbohidratos (Pavlostathis y Giraldo, 1991).

Por otra parte la degradación de los lípidos da inicio con la ruptura de las grasas por la acción de enzimas hidrolíticas denominadas lipasas, produciendo ácidos grasos de cadena larga y glicerol.

Finalmente se lleva a cabo la degradación de hidratos de carbono, constituidos principalmente por lignina, celulosa y hemicelulosa. La lignina tiene la desventaja de ser muy resistente a la degradación que se lleva a cabo por los microorganismos anaerobios, afectando con ello a la biodegradabilidad de los demás hidratos de carbono, por lo anterior esta etapa suele ser la limitante del proceso de hidrólisis (Mata-Alvarez *et al.*, 2000).

2.5.1.2 Acidogénesis

Después de la hidrólisis continua la fase denominada acidogénesis, en esta fase se produce gran cantidad de ácidos. Las bacterias acidogénicas transforman los productos de la hidrólisis (carbohidratos solubles, aminoácidos y ácidos grasos de cadena larga) en ácidos grasos volátiles, aldehídos, alcoholes, agua, hidrógeno y dióxido de carbono (Ostrem, 2004). En los siguientes puntos se da a conocer cada uno de los procesos.

Fermentación de carbohidratos solubles: El principal carbohidrato soluble obtenido en la fase de hidrólisis, es la glucosa, la cual en la etapa acidogénica sigue una ruta de degradación Embden-Meyerhof (Figura 2.6) para formar ácidos orgánicos que tiene como principal intermediario el piruvato.

La fermentación de carbohidratos se realiza por diversos tipos de microorganismos, en función de cada organismo y la ruta metabólica los productos finales pueden ser diferentes. Los principales microorganismos asociados a la degradación de la glucosa son del género clostridium, que convierten la glucosa en butírico, CO_2 , H_2 y ácido acético.

En la Figura 2.6 se muestra esquemáticamente la ruta de degradación Embden-Meyerhof para formar ácidos grasos así como también los compuestos involucrados. Las siglas en dicha figura indican los compuestos en el proceso: ATP: trifosfato de adenosina; ADP: difosfato de adenosina; NADH: nicotinamida adenina dinucleótido reducida; NAD: nicotinamida adenina dinucleótido.

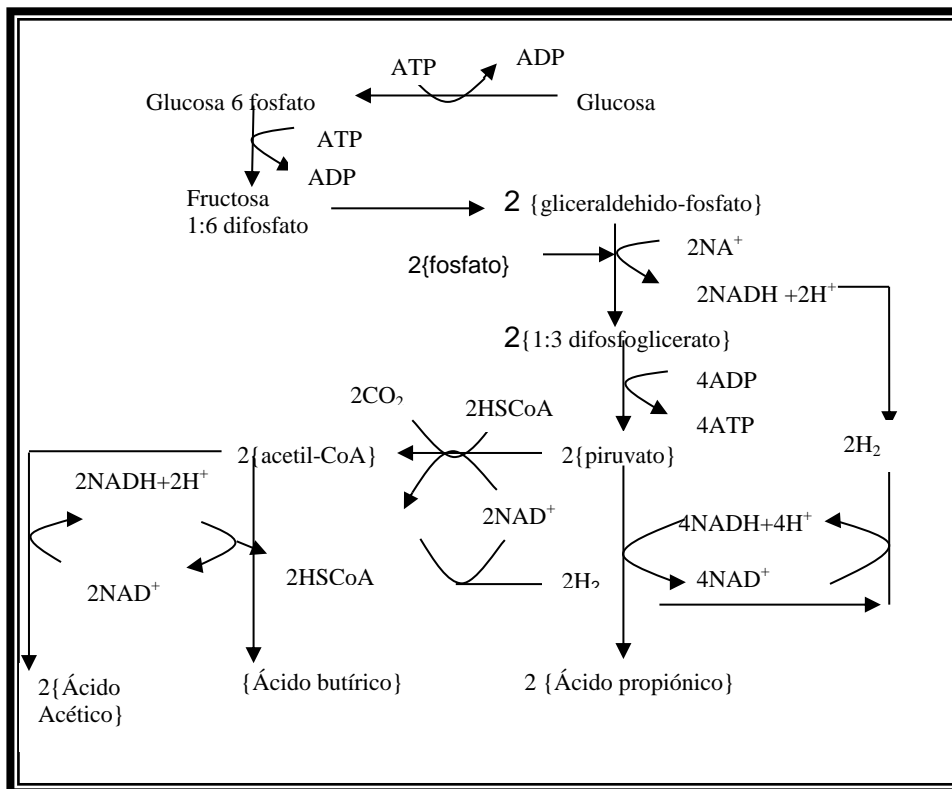


Figura 2.6 Degradación de la glucosa por las bacterias acidogénicas (Embden-Meyerhof).

Fermentación de aminoácidos: Al llevarse a cabo la fermentación de aminoácidos y demás moléculas hidrogenadas dan como resultado ácidos grasos de cadena corta (succínicos, aminovalerico y H_2). Este proceso se considera rápido y generalmente no limita la velocidad de degradación de compuestos proteicos. La fermentación de aminoácidos se lleva a cabo principalmente por bacterias proteolíticas pertenecientes al género *Clostridium*, aunque otras especies tales como *peptococcus* y *bacteroides* también están presentes (Ostrem, 2004).

Los productos finales de la oxidación son NH_3 , CO_2 y un ácido carboxílico con un átomo de carbono menos que el aminoácido oxidado (n-butírico y ácido isobutírico, isovalérico, caproico, sulfuro de hidrógeno, metilcaptano, cadaverina, putrescina, etc., según el aminoácido del que proceda) (Rittman, 2001).

Oxidación anaerobia de ácidos grasos de cadena larga: Los ácidos grasos de cadena larga son oxidados a ácidos grasos de cadena corta por el mecanismo de β -oxidación, mientras que los ácidos grasos libres son introducidos en la célula a través de la pared celular, y una vez en su interior, son transformados en el correspondiente tio-éster-CoA. La β -oxidación es un ciclo en espiral que va liberando un acetyl-CoA en cada bucle, produciendo, principalmente ácido acético.

En condiciones anaerobias, este mecanismo es termodinámicamente desfavorable y muy dependiente de la presión parcial del hidrógeno, por lo que es de gran importancia la acción simbiótica de los microorganismos consumidores de hidrógeno para que se pueda producir.

2.5.1.3 Acetogénesis

La etapa que prosigue de la acidogénesis se define como acetogénesis, que inicia con la fermentación de carbohidratos, donde el acetato es el producto principal, además de que se generan otros productos metabólicos (Tabla 2.3).

Tabla 2.3 Reacciones acetogénicas de la DA (Mata-Alvarez, 2003).

Reacciones acetogénicas	ΔG° (KJ)
Etanol y Láctico	
$Etanol + H_2O \rightarrow Acetato + H^+ + 2H_2$	+9.6
$Lactano^{-1} + 2H_2O \rightarrow Acetato^{-1} + H^+ + 2H_2 + HCO_3^-$	4.2
Ácidos Grasos	
$Acetato^{-1} + 4H_2O \rightarrow H^+ + 4H_2 + 2HCO_3^-$	+104.6
$Propionato^{-1} + 3H_2O \rightarrow Acetato^{-1} + HCO_3^- + H^+ + 3H_2$	+76.1
$Butirato^{-1} + 2H_2O \rightarrow 2Acetato^{-1} + H^+ + 2H_2$	+48.1
$Valerato^{-1} + 3H_2O \rightarrow 3Acetato^{-1} + 2H^+ + 4H_2$	+96.2
Aminoácidos	
$Alanina + 3H_2O \rightarrow Acetato^{-1} + HCO_3^- + NH_4^+ + H^+ + 2H_2$	+7.5
$Aspartato^{-1} + 4H_2O \rightarrow Acetato^{-1} + 2HCO_3^- + NH_4^+ + H^+ + 2H_2$	-14.0
$Leucina + 3H_2O \rightarrow Isovalerato^{-1} + HCO_3^- + NH_4^+ + H^+ + 2H_2$	+4.2
$Glutamato^{-1} + 4H_2O \rightarrow Propionato^{-1} + 2HCO_3^- + NH_4^+ + H^+ + H_2$	-5.8
$Glutamato^{-1} + 7H_2O \rightarrow Acetato^{-1} + 3HCO_3^- + NH_4^+ + 3H^+ + 5H_2$	+70.3

En la Tabla 2.3 se dan a conocer las reacciones involucradas en la fase acetogénica. Desde el punto termodinámico, estas reacciones no son posibles porque en condiciones estándar (pH=7, T=25 C°, P=1 atm), presentan energías libres de reacción positivas, sin embargo a presiones parciales de H₂ bajas (del orden de 10⁻⁴-10⁻⁵ atm), este tipo de reacción pasan a ser favorables y la variación de energía libre es suficiente para permitir la síntesis y el crecimiento de las bacterias. Resultando como único inhibidor en el proceso, la acumulación de hidrógeno molecular, provocando una rápida acumulación de sustratos.

2.5.1.4 Metanogénesis

Los microorganismos metanogénicos pueden ser considerados como los más importantes dentro del grupo de microorganismos anaerobios, ya que son los responsables de la formación de CH₄. Estos microorganismos tienen características comunes que los diferencian del resto de procariontes. Un ejemplo, es que todos ellos poseen varias coenzimas especiales, siendo la coenzima M, la que participa en el paso

final de la formación de CH₄ (Madigan *et al.*, 1998). Dichos microorganismos terminan el proceso de DA con la formación de nuevo material celular y CH₄ a partir de sustratos monocarbonados, tales como el acetato, H₂/CO₂, formiato, metanol, (Henze *et al.*, 2008). La formación de CH₄ a partir de ácido acético se da por el metabolismo de las bacterias metanogénicas acetoclásticas, siendo las principales, las especies *Methanosarcina sp.* y *methanothrix sp.* También se genera CH₄ a partir del H₂ y CO₂ por la acción de otro tipo de bacterias conocidas como metanogénicas hidrogenofílicas, (Mata-Alvarez, 2003). En la Tabla 2.4 se dan a conocer las reacciones metanogénicas.

Tabla 2.4 Principales reacciones metanogénicas.

Reacciones hidrogenotróficas	ΔG° (KJ)
$4H_2 + H^+ + 2HCO_3^- \rightarrow \text{Acetato} + 4H_2O$	-104.6
$4H_2 + 4S^o \rightarrow 4HS^- + 4H^+$	-112
$4H_2 + 2HCO_3^- + H^+ \rightarrow CH_4 + 3H_2O$	-135.6
$4H_2 + 4SO_4^{2-} + H^+ \rightarrow HS^- + 4H_2O$	-151.9
$4H_2 + 4\text{Fumarato} \rightarrow 4\text{Succinato}$	-344.6
$4H_2 + NO_3^- + 2H^+ + 3H_2O$	-599.6
Interconversión formiato-hidrógeno	
$H_2 + HCO_3^- \rightarrow \text{Formiato} + H_2O$	-1.3
Metanogénesis acetoclástica	
$\text{Acetato} + H_2O \rightarrow HCO_3^- + CH_4$	-31.0
Metanogénesis a partir de otros sustratos	
Fórmico	
$4HCOOH \rightarrow CH_4 + 3CO_2 + 2H_2O$	
Metanol	
$4CH_3OH \rightarrow 3CH_4 + CO_2 + 2H_2O$	
Trimetil-amina	
$4(CH_3)_3N + 6H_2O \rightarrow 9CH_4 + 3CO_2 + 4NH_3$	
Dimetil-amina	
$2(CH_3)_2NH + 2H_2O \rightarrow 3CH_4 + CO_2 + 2NH_3$	
Monometil-amina	
$4(CH_3)NH_2 + 2H_2O \rightarrow 3CH_4 + CO_2 + 4NH_3$	

2.5.2 *Parámetros de influencia en el proceso de digestión anaerobia*

La DA es un proceso complejo, que requiere cierto control para asegurar un correcto funcionamiento, un ejemplo de esto, es la sensibilidad a las sobrecargas orgánicas, que puede llevar a la desestabilización del proceso. De igual manera, el cambio de rangos óptimos de factores como; temperatura, agitación, nutrientes, pH, alcalinidad, potencial redox, relación C/N, entre otros, afectan directamente al proceso, por esta razón se debe llevar un adecuado y constante control de los mismos.

2.5.2.1 *Temperatura*

La temperatura es un parámetro importante en el proceso, está directamente involucrada en la producción de biogás. Esto se debe a que la velocidad de reacción de los procesos biológicos, depende de la velocidad de crecimiento de los microorganismos involucrados que a su vez, están directamente relacionados con la temperatura. A medida que aumenta la temperatura los microorganismos crecen acelerando el proceso de digestión y como consecuencia produciendo mayores cantidades de biogás. Variaciones drásticas de temperatura en el digestor pueden producir la desestabilización del proceso, para garantizar una temperatura homogénea en el digestor, es recomendable un sistema adecuado de agitación y un controlador de temperatura. Es por esta razón que la temperatura de operación está considerada uno de los principales parámetros de diseño.

Existen tres rangos de temperatura en los que pueden trabajar los microorganismos (Tabla 2.5), siendo la velocidad máxima específica de crecimiento a mayor rango de temperatura.

Tabla 2.5 Rangos de temperatura en el proceso de DA (Verma, 2002)

<i>Régimen</i>	<i>Rango de Temperatura °C</i>
Psicrofílico	Por debajo de 20
Mesofílico	Entre 20-40
Termofílico	Entre 50-65

Dentro de cada rango de temperatura, existe un intervalo para el cual dicho parámetro se hace máximo, determinando así la temperatura de trabajo óptimo en cada uno de los rangos posibles de operación (Figura 2.7), siendo la temperatura óptima para la digestión anaerobia de 35 °C (Golueken, 2002). La temperatura óptima puede variar dependiendo la composición de la materia base y del tipo de digestor, pero en la mayoría de los procesos es importante mantenerla relativamente constante para sostener una tasa de producción de biogás.

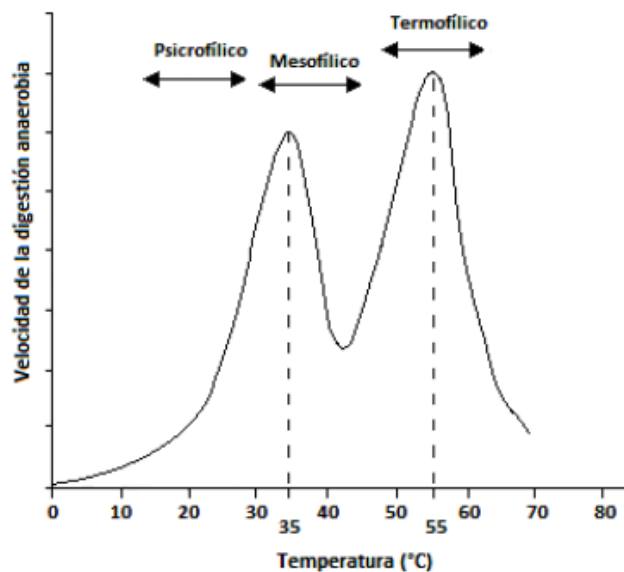


Figura 2.7 Temperatura óptima en cada régimen de la DA (Mata-Alvarez, 2003).

2.5.2.2 Agitación

La experiencia ha demostrado que una adecuada mezcla de los residuos sólidos orgánicos es esencial debido a que tiene las siguientes ventajas:

- ❖ Pone en contacto el sustrato con la población bacteriana y elimina los metabolitos producidos por los microorganismos metanogénicos al favorecer la salida de los gases.
- ❖ Proporciona una densidad uniforme de la población bacteriana.
- ❖ Previene la formación de espumas y la sedimentación.
- ❖ Previene la formación de espacios muertos que reducirían el volumen efectivo del reactor.
- ❖ Elimina la estratificación térmica, manteniendo una temperatura uniforme en todo el reactor.

El sistema de agitación puede ser mecánico, hidráulico o neumático. La velocidad debe ser suficientemente fuerte para asegurar una correcta homogeneización pero sin romper los agregados bacterianos.

2.5.2.3 Nutrientes

Una de las ventajas del proceso de DA, frente a los procesos aerobios, es su baja necesidad de nutrientes derivada de los bajos índices de producción de biomasa que presentan los microorganismos anaerobios. Los nutrientes necesarios para que los microorganismos lleven a cabo su crecimiento son: el nitrógeno, fósforo, azufre y hierro, los cuales deben estar presentes a rangos de concentración establecida (Speece, 1987), (Tabla 2.6).

Tabla 2.6 Rangos de concentración de nutrientes, necesarios para las bacterias anaerobias (Henze, 1995)

Nutrientes	g/kg SV	g/Kg DQO (B)
Nitrógeno	80-120	55-85
Fósforo	10-25	7-18
Azufre	10-25	7-18
Hierro	5-15	4-11

En caso de presentarse desviaciones en las proporciones mencionadas, y entre más grandes sean en magnitud, habrá una mayor disminución en el crecimiento de las bacterias y, por lo tanto, un decremento en la producción de biogás (Días, 2002). Además de los nutrientes antes mencionados también es necesario que se encuentren presentes a nivel trazas elementos minerales o micronutrientes como el S, Ni, K, Na, Mg y Fe, Mo, Se y Co (Mata-Alvarez, 2003).

Considerando los bajos rendimientos de producción de biomasa de los sistemas anaerobios, el contenido de nutrientes y micronutrientes en los residuos orgánicos, es generalmente suficiente para que la reacción proceda (Mata-Alvarez, 2003).

2.5.2.4 pH

El pH es una variable que puede fungir como indicador de la estabilidad del sistema de digestión, ya que su variación depende de la capacidad amortiguadora del medio mismo.

Dado que el sistema anaerobio es un sistema complejo en equilibrio, en el que se encuentran involucradas diversas especies químicas, la determinación del pH es absolutamente pobre por sí misma, por lo que es sumamente importante relacionar su valor con otros parámetros del proceso (Mata-Alvarez, 2003), como la alcalinidad, la concentración de ácidos grasos volátiles (AGV), la producción de biogás y su composición. Además, es sumamente importante tomar en cuenta que este parámetro da información acerca de la estabilidad del sistema con cierto tiempo de retraso, por lo que cuando las variaciones en el valor de pH son medidas, la inestabilidad puede haberse dado desde un tiempo atrás. Por ejemplo, en relación con la alcalinidad, la variación del pH es más lenta. Por esto es necesario monitorear en paralelo otros parámetros.

Dentro del proceso de DA los microorganismos trabajan bajo ciertas condiciones, entre las más importantes se destaca la influencia del pH, debido a que la mayoría de los microorganismos tienen regiones óptimas de pH y con una mínima variación se puede ver inhibida su actividad, por lo tanto cada etapa de la DA presenta un pH óptimo dependiendo la comunidad bacteriana involucrada. Las bacterias acidogénicas presentan una actividad aceptable a un pH por encima de 5.0, pero para las metanogénicas una actividad no se estabiliza sino hasta un valor de pH por encima de 6.2 (Gerardi, 2003). Sólo el género *Methanosarcina* es capaz de soportar pH bajos (menores a 6.5), mientras que para los otros tipos de metanogénicas el metabolismo comienza a ser inhibido a valores debajo de 6.7 (Deublein y Steinhauser, 2008). Cada uno de los diferentes tipos de bacterias se desempeñan de forma óptima de acuerdo con los intervalos de pH mostrados en la tabla 2.7 (Martí, 2006).

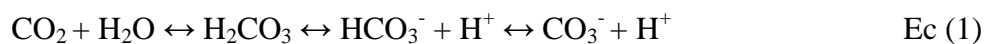
Tabla 2.7 Intervalos de pH óptimos en los que se desempeñan los diferentes tipo de bacterias en un proceso de DA (Martí, 2006).

<i>Etapa de DA</i>	<i>Valor de pH</i>
Acidogénicas:	7.2-7.4
Acetogénicas:	7.0-7.2
Metanogénicas	6.5-7.5

2.5.2.5 Alcalinidad

La alcalinidad es de suma importancia por ser una medida de la capacidad de amortiguamiento y neutralización de ácidos con que cuenta un medio, esto se ve reflejado en la capacidad de resistir cambios de pH causados por la adición o incremento de ácidos en el medio (Figura 2.8). Los valores óptimos en la DA se encuentra dentro de los intervalos de 2000 a 4000 mg CaCO₃/L (Mata-Alvarez, 2003).

La acidificación de los sistemas anaerobios es evitada por el sistema amortiguador dióxido de carbono/bicarbonato/carbonato. El dióxido de carbono es formado de manera continua en los sistemas anaerobios. Cuando hay una caída de pH el CO₂ se disuelve en el sustrato. Cuando se presenta una elevación en el pH el CO₂ forma ácido carbónico, el cual se ioniza liberando iones hidronio de acuerdo con la ecuación 1 (Deublein y Steinhauser, 2008):



La capacidad amortiguadora del sistema se debe primeramente a la presencia de bicarbonatos que se encuentran en equilibrio con el dióxido de carbono producido a partir de los compuestos orgánicos degradados. Así mismo, cuando los aminoácidos y proteínas son degradados, amoníaco y dióxido de carbono son producidos. La producción de CO₂ resulta en la producción de ácido carbónico, alcalinidad de bicarbonatos y de carbonatos (Ecuación 1). La producción de amoníaco resulta en la producción de amonio (Ecuación 2) (Gerardi, 2003).



El amonio se disuelve junto con el dióxido de carbono para formar bicarbonato de amonio NH_4HCO_3 a través de la siguiente ecuación:



Los ácidos producidos durante la acidogénesis reaccionan con la alcalinidad, por ejemplo del bicarbonato de amonio, y dicha alcalinidad se regenera sólo hasta que se presenta la producción de metano (Ecuaciones 4 y 5) (Gerardi, 2003).



La presencia de esta sal es vital, ya que es la que determina el grado de alcalinidad en el medio y, por lo tanto, la estabilidad en el proceso incluso a altas concentraciones de AGV (Mata-Alvarez, 2003). Una forma de distinguir un desequilibrio en el sistema es por medio de una caída en el pH y un aumento en la concentración de CO_2 en el sistema, mientras que una forma de distinguir una acidificación es por el aumento en la concentración de ácido propiónico. En este sentido, Deublein y Steinhauser (2008) proponen las siguientes medidas para evitar la acidificación:

- Suspensión del suministro de sustrato, para que las bacterias metanogénicas sean capaces de degradar los ácidos.
- Reducción de la carga orgánica (aumento del tiempo de residencia).
- Aumento del potencial de amortiguamiento del sustrato por adición de co-sustratos seleccionados, en particular si el potencial de amortiguamiento del sustrato es pequeño.
- Tomar en cuenta que los cambios en el potencial de amortiguamiento cambian debido a la remoción de CO_2 .
- Remoción continua de los ácidos.
- Adición de sustancias neutralizantes, tales como CaO , $\text{Ca}(\text{OH})_2$, Na_2CO_3 o NaOH .
- Dilución con agua.

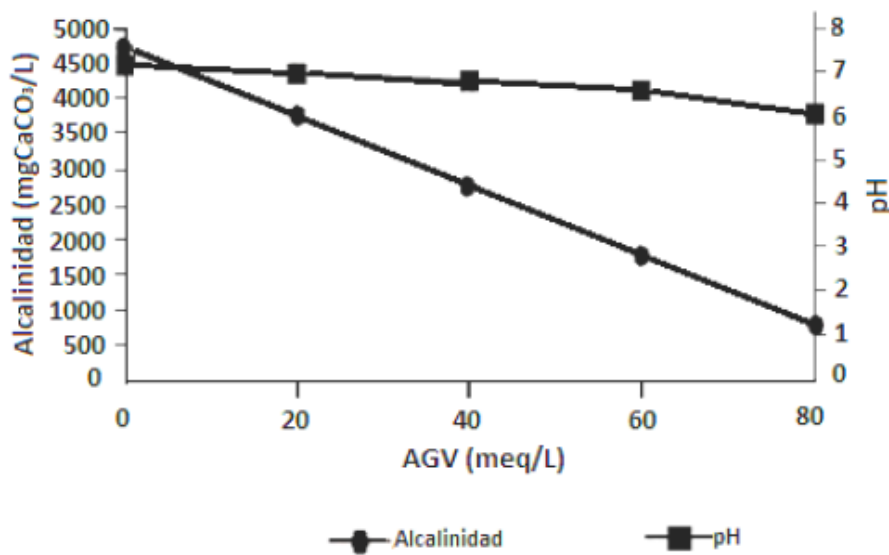


Figura 2.8 Perfiles del pH y alcalinidad versus concentración de Ácidos Grasos Volátiles (AGV) en el medio de reacción (Mata-Alvarez, 2003)

2.5.2.6 *Potencial redox*

Es conveniente mantener el valor del potencial redox por debajo de -300 mV o -330 mV para asegurar el ambiente fuertemente reductor que las bacterias metanogénicas necesitan para su óptima actividad.

2.5.2.7 *Relación Carbono-Nitrógeno (C:N)*

En todos los sistemas de tratamiento biológico, se deben tener los nutrientes necesarios para poder satisfacer los requerimientos de crecimiento de los microorganismos. Entre los nutrientes inorgánicos requeridos para el crecimiento, los principales son el nitrógeno y el fósforo. El nitrógeno representa alrededor de 12 % en peso de la célula, mientras que el fósforo supone el 2 % (Rittman, 2001). El nitrógeno debe estar en forma reducida (NH_3 o nitrógeno orgánico) para el tratamiento anaerobio ya que como nitrato o nitrilo es más probable que se pierda por desnitrificación en el entorno anaerobio. Se recomienda que la adición de nitrógeno sea con cloruro de amonio (Rittman, 2001).

La relación Carbono-Nitrógeno es una medida de las cantidades relativas de carbono orgánico y de nitrógeno presentes en la materia base. Esta relación depende del tipo de

residuos que se integre al proceso de DA, por ejemplo, los residuos sólidos vegetales contribuyen más con carbono y los residuos cárnicos son altos en nitrógeno. Sabiendo que la relación óptima C: N es entre 20 y 30, la mayoría de las fuentes citan 25 como el nivel ideal (Ostrem, 2004).

2.5.2.8 *Tiempo de retención hidráulica*

El tiempo de retención hidráulica (TRH) es el tiempo que se mantiene la materia orgánica dentro del digestor, varía con los parámetros de proceso, tales como, temperatura y composición de los residuos. Bajo condiciones mesofílicas el rango es de 15 a 30 días y en condiciones termofílicas es de 12 a 14 días (Monnet, 2004). En los sistemas de mezcla completa, el TRH coincide con el celular, por lo que el tiempo de retención deberá ser suficientemente largo como para asegurar el crecimiento de la población bacteriana. Al aumentar TRH, aumenta el grado de materia orgánica degradada así como la producción de metano, aunque este último valor comenzara a disminuir una vez alcanzado el óptimo.

2.5.2.9 *Carga orgánica*

Un parámetro final de control es la carga orgánica ya que si se pretende que el proceso sea continuo, es importante determinar la cantidad de materia orgánica a agregar en un TRH determinado, de lo contrario la carga orgánica será excedente, ocasionando una desestabilización del proceso debido a que las bacterias acidogénicas producirán ácido rápidamente y las metanogénicas no podrían consumir estos ácidos a la misma velocidad de producción (VanRollegham, 2003).

2.5.3 *Tóxicos inhibidores*

La digestión anaerobia puede ser inhibida por compuestos tóxicos que se encuentran presentes en el sistema. Estas sustancias pueden ser subproductos de la actividad metabólica de los microorganismos anaerobios o pueden formar parte del efluente. La magnitud del efecto tóxico de una sustancia puede ser reducida significativamente por aclimatación de la población de microorganismos al tóxico. Algunos inhibidores que pueden presentarse en el proceso se dan a conocer en los siguientes puntos.

2.5.3.1 *Inhibición por ácidos grasos volátiles*

La concentración de AGV, (productos intermediarios mayoritarios del proceso anaerobio), es uno de los parámetros más eficaces para indicar la evolución del proceso y uno de los más utilizados en los sistemas de control debido a su rápida respuesta ante variaciones del sistema. Por tanto, un aumento en la concentración de ácidos volátiles en el sistema, siempre significa una desestabilización del proceso y, en consecuencia, una disminución de la producción de biogás.

La inhibición por AGV representa la causa más frecuente del colapso de los sistemas de DA. Generalmente las formas no ionizadas de los AGV son las responsables de la inhibición, ya que estas formas pueden acceder fácilmente hacia el interior de la célula disminuyendo el pH (Bermúdez, 1988). Consecuentemente, el pH junto con el nivel de alcalinidad determina el nivel de toxicidad por AGV. Entre los ácidos grasos con mayores efectos inhibitorios se encuentran el propiónico y el butírico, siendo el segundo el que tarda mucho más que los otros AGV en digerirse, por lo que se recomienda el control de este ácido para evitar la inhibición (Bermúdez, 1988). Mata-Alvarez (2003) reporta que una concentración de ácido propiónico superior a los 3,000 mg/L lo cual es definitivamente tóxica y por lo tanto genera un fallo en el proceso de digestión.

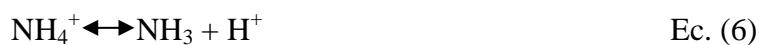
2.5.3.2 *Inhibición por hidrógeno*

El hidrógeno, es considerado un compuesto intermediario importante en el proceso de digestión anaerobia. Su acumulación en el medio, provoca la inhibición de la acetogénesis y consecuentemente, la acumulación de ácidos grasos volátiles con más de dos átomos de carbono.

2.5.3.3 *Inhibición por nitrógeno amoniacal*

Durante el proceso de DA, el nitrógeno orgánico es hidrolizado dando lugar a formas amoniacales, aunque el nitrógeno amoniacal es un nutriente importante para el crecimiento bacteriano, concentraciones excesivas pueden limitar su crecimiento (Speece, 1998). El nitrógeno amoniacal es la suma del ión amonio (NH_4^+) y del amoníaco (NH_3). Ambas especies se encuentran en equilibrio químico, y la

concentración relativa de cada una depende del pH, tal y como indica la ecuación de equilibrio:



De las dos especies, la que parece inhibir el proceso es el amoníaco libre ya que se ha comprobado experimentalmente que el efecto inhibitorio por amonio aumenta a pH alcalinos. Además del pH, la alcalinidad de amoníaco libre depende de la concentración del sustrato, de la relación C/N, de la capacidad tamponadora del medio y de la temperatura de digestión. Obviamente, aquellos residuos que contengan mayores proporciones de proteínas u otros compuestos nitrogenados son los que presentan más problemas de inhibición por amonio. Se ha reportado que los digestores que operan a mayores temperaturas son más sensibles a la toxicidad por amonio que aquellos que operan en el rango termofílico.

Muchas industrias generan residuos con altos contenidos de amoníaco. La digestión anaeróbica de tales residuos generalmente presenta problemas debido a los altos niveles de amoníaco. McCarty (1964) reportó que a niveles de amoníaco que excedían 3000 mg/L, el ión amonio se volvía tóxico independientemente del pH (Tabla 2.8).

Tabla 2.8 Concentración de amoníaco y su efecto en el proceso de digestión anaeróbica (McCarty, 1964).

<i>Amoníaco-N (mg/L)</i>	<i>Efectos</i>
50-100	Benéfico
200-1000	Sin efectos adversos
1500-3000	Efectos inhibitorios a niveles de pH altos
Sobre 3000	Tóxico

2.5.3.4 *Inhibición por sulfatos y sulfuros*

La presencia de elevadas concentraciones de sulfato en el sustrato puede producir la inhibición del proceso anaerobio, especialmente en la metanogénesis. En presencia de

sulfatos, las bacterias metanogénicas compiten con las sulfato-reductoras por los mismos sustratos (acetato e hidrógeno), mostrando estas últimas ventajas termodinámicas y cinéticas sobre las primeras. El resultado de esta competición determinara la proporción de sulfhídrico y metano en el biogás producido.

El sulfuro es también un inhibidor para muchos grupos bacterianos. En general, para los metanogénicos que son más sensibles que los acidogénicos y acetogénicos, comenzando a ser toxica una concentración de 50 mg/L si los microorganismos metanogénicos no están aclimatados a los sulfuros. (Baere et al., 2010). Parece que la forma tóxica es la no ionizada, por lo que la inhibición se favorece a pH bajos y a bajas temperaturas. Por tanto, la inhibición tiene dos etapas, la primera debida a la competición por el sustrato entre los microorganismos metanogénicos y sulfato-reductores y la segunda es una inhibición directa por el crecimiento metanogénico por la presencia de sulfuros solubles.

2.5.3.5 *Inhibición por cationes y metales pesados*

Los cationes de metales alcalinos y alcalinos-térreos tienen un efecto estimulador de la actividad de las bacterias a bajas concentraciones. A partir de un nivel de concentración, pueden proporcionar toxicidad provocando una disminución de la velocidad de crecimiento. La toxicidad de los cationes aumenta con el peso molecular, por lo que los metales pesados son los que provocan toxicidad a menor concentración. El orden de toxicidad en los metales pesados es $Ni > Cu > Cr(IV) \approx Cr(III) > Pb > Zn$.

Los niveles de inhibición varían mucho en función de varios factores. Si la introducción del catión en el reactor se produce de forma gradual, los microorganismos pueden aclimatarse y el efecto tóxico es menor.

La presencia de sulfuros también disminuye la inhibición debido a la precipitación de éstos con los metales pesados, pudiendo llegar a tolerarse elevadas concentraciones de metales pesados en estos casos. Cuando se presentan combinaciones de estos cationes, el efecto que se produce es más complejo. Algunos actúan antagónicamente, reduciendo la toxicidad, y otros actúan sinérgicamente aumentándola.

2.5.3.6 Otros inhibidores

Debido a que el periodo de fermentación tiene etapas realizadas por microorganismos estrictamente anaerobios, es obvio que el oxígeno es un tóxico más del proceso. Concentraciones del orden de 1 mg/L son inhibitorias (Speece, 1998).

También podemos señalar como inhibidores del proceso: el pH, determinadas sustancias orgánicas como ácidos grasos de cadena larga y alcoholes, en elevadas concentraciones y la presencia de desinfectantes y antibióticos. En la Tabla 2.9 se presentan valores de concentraciones de ciertos inhibidores comunes. Estos valores se deben tomar como orientativos, puesto que las bacterias anaeróbicas presentan la capacidad de adaptarse después de un período de tiempo a condiciones que en un principio las afectaba severamente.

Tabla 2.9 Concentración inhibidora de sustancias en la DA (Gene y Owen, 1986)

<i>Inhibidores</i>	<i>Concentración inhibidora</i>
SO ₄ ⁻	5,000 ppm
NaCl	40,000ppm
NO ₃ ⁻	0.05 mg/ml
Cu	100 mg/l
Cr	200 mg/l
Ni	200-500 mg/l
CN ⁻	25 mg/l
Na	3,500-5,500 mg/l
K	2,500-4,500 mg/l
Ca	2,500-4,500 mg/l
Mg	1000-1500 mg/l

2.5.4 *Productos finales*

El proceso de digestión anaerobia da como resultado dos productos importantes; el biogás y el efluente estabilizado.

2.5.4.1 *Biogás*

El biogás es una mezcla gaseosa formada principalmente por metano, dióxido de carbono y pequeñas proporciones de otros gases como; H_2S , H_2 , NH_3 , etc. La composición del biogás depende de la materia prima utilizada y del funcionamiento del proceso. En la tabla 2.10 se muestran valores medios de composición del biogás en función del sustrato utilizado, donde se observa que la potencia calorífica inferior del biogás es aproximadamente de 5.250 kcal/m^3 , para una riqueza en metano de 60 %.

2.5.4.2 *Efluente*

Otro producto que resulta del proceso de digestión anaerobia, es el efluente, formado por una mezcla del influente estabilizado y la biomasa microbiana producida. Durante el proceso de digestión anaerobia la mayor parte de materia orgánica se transforma en metano, por lo que el contenido de materia orgánica es menor en el influente. La calidad del lodo producido, en cuanto a nivel de contaminación y de organismos patógenos, va a depender del tipo de residuo utilizado, de los parámetros de operación empleados y del tipo de reactor.

Tabla 2.10 Componentes del biogás en función del sustrato utilizado.(Coombs y Deublein, 1990)

componentes	Residuos agrícolas	Lodos de depuradora	Residuos industriales	Residuos sólidos Urbanos
Metano (CH₄)	50-80 %	50-80 %	50-70 %	50-80 %
Dióxido de carbono (CO₂)	30-50 %	20-50 %	30-50 %	30-45 %
Agua (H₂O)	Saturado	Saturado	Saturado	Saturado
Hidrógeno (H₂)	0-2 %	0-5 %	0-2 %	0-1 %
Sulfuro de hidrogeno (H₂S)	100-700 ppm	0-1 %	0-8 %	0.5-100 ppm
Amoníaco (NH₄)	Trazas	Trazas	Trazas	Trazas
Monóxido de carbono (CO)	0-1 %	0-1 %	0-1 %	Trazas
Nitrógeno (N₂)	0-1 %	0-3 %	0-1 %	0-1 %
Oxígeno (O₂)	0-1 %	0-1 %	0-1 %	0-1 %
Compuestos orgánicos	Trazas	Trazas	Trazas	Trazas

2.6 Potenciales y rendimientos de metano y biogás de diferentes RSO

La producción de metano o biogás que se obtiene de un residuo determinado depende del tipo de residuo utilizado, de su potencial (producción máxima), del tiempo de retención, de la velocidad de carga orgánica, de la temperatura de operación y de la presencia de inhibidores. Estos factores están directamente relacionados con los requerimientos de una serie de complejas interacciones entre diversos tipos de bacterias que deben de estar en equilibrio con el fin de mantener el proceso de digestión estable, por lo que es necesario tener un control adecuado de las diferentes variables que

influyen en el desempeño del proceso y así obtener un mayor potencial de producción de metano.

2.6.1 Potencial de metano en residuos ganaderos

Por lo general los residuos que cuentan con mayor potencial de producción de metano, son principalmente, los residuos orgánicos industriales y la FORSU. Los residuos ganaderos presentan menores potenciales de producción, esto se debe, a que cuentan con niveles altos de contenido de materia rica en fibra y nitrógeno (Tabla 2.11).

Tabla 2.11 Producción de metano de residuos ganaderos respecto a sólidos volátiles añadidos (GIRO.2010)

<i>Referencia</i>	<i>substrato</i>	<i>T^a</i> (°C)	<i>OLR</i> (kg SV/m ³)	<i>TR</i> (D)	<i>NH₄</i> (g N/L)	<i>Pc.</i> (CH ₄ /g SV)
Angelidaki y Ahring, 1993	Estiércol vacuno	55	3.00	15	3	200
Robbins et al., 1989	Estiércol vacuno	37	2.63	16	1.4	210
Hashimoto , 1986	Estiércol vacuno	35	4.44	9	4.33	400
Hansen et al., 1998	Purín de cerdo	37	3.00	15	5.9	190
Hill et al., 1987	Purín de cerdo	35	3.56	10		300
Van Velsen, 1979	Purín de cerdo	30	4	15	2.75	330

Una producción específica de metano relativamente alta para purines es de 400 mL CH₄/g SV. En general, las deyecciones ganaderas presentan producciones bajas por su elevado contenido en agua y materia poco biodegradable (Angelidaki y Ahring, 1993).

2.6.2 *Potencial de metano en la FORSU*

Para la FORSU, la producción de metano o biogás depende del origen y pre-tratamiento aplicado. Así, la recogida en bruto de los residuos municipales y la separación mecánica de la fracción orgánica se traduce en pérdida de materia orgánica biodegradable y reducción del potencial de producción de metano. En la Tabla 2.12 se ilustra la diferencia de rendimientos de producción en función del origen y tipo de separación.

Tabla 2.12 Producción de metano de la FORSU en función del origen y tipo de separación (GIRO, 2003).

<i>Componente</i>	<i>mL CH₄/g SV</i>	<i>Referencia</i>
Residuos de alimentos (de cocina, restaurantes)	600-790	Kübler et al, 1999
FORSU separada en origen	240-280	Kübler et al, 1999
FORSU separada en origen	200-300	Ahring et al, 1992
FORSU recogida selectiva	477	Mata et al, 1991
FORSU separación mecánica	117-254	Cecchi et al, 1990,1991; citado por Mata (1997)
Papel prensa	84-100	Clarkson, 1999

2.6.3 *Potencial de biogás en residuos de alimentos*

Los residuos orgánicos de la industria alimentaria presentan potenciales de producción variables, pero usualmente elevados cuando contienen un alto contenido en lípidos. En la Tabla 2.13 se indican producciones de biogás relativas a residuos en bruto, notándose la elevada producción para los aceites vegetales y la baja producción para los lodos residuales de plantas depuradoras.

Tabla 2.13 Potenciales de producción de biogás de algunos residuos orgánicos de la industria alimentaria. (Angelidaki y Ahring, 1997).

<i>Tipo</i>	<i>Contenido orgánico</i>	<i>Sólidos volátiles (%)</i>	<i>Producción de biogás (mL/g)</i>
Intestinos + contenidos	Hidratos de carbono, proteínas, lípidos	15-20	50-70
Fangos de flotación	65-70 % proteínas, 30-35 % lípidos	13-18	90-130
BBO (tierras filtrantes de aceites, con bentonita)	80 % lípidos, 20 % otros orgánicos	40-45	350-450
Aceites de pescado	30-50 % lípidos	80-85	350-600
Suero	75-80 % lactosa, 20-25 % proteínas	7-10	40-55
Suero concentrado	75-80 % lactosa, 20-25 % proteínas	18-22	100-130
Hidrolizados de carne y huesos	70 % proteínas, 30 % lípidos	10-15	70-100
Mermeladas	90 % azúcares, ácidos orgánicos	50	300
Aceite soja/margarinas	90 % aceites vegetales	90	800-1000
Bebidas alcohólicas	40 % alcohol	40	240
Fangos residuales	Hidratos de carbono, lípidos, proteínas	3-4	17-22
Fangos residuales concentrados	Hidratos de carbono, lípidos, proteínas	15-20	85-110
Lodos de depuradora	Hidratos de carbono, lípidos, proteínas	15-20	300-550

La baja producción de biogás en lodos residuales de plantas depuradoras se debe básicamente por su baja concentración en materia orgánica (alto contenido en agua).

Nótese que los valores relativos para lodos de depuración son del orden de 550 mL biogás/g SV. Los lodos de depuración presentan valores de producción de metano variables en función de su origen. Así, lodos de matadero presentan producciones máximas de metano de 450 mL CH₄/g SV, mientras que si estos son concentrados por centrifugación, con uso de floculantes, se reduce su potencial a 340 ml CH₄/g SV (Flotats, 2005). Los lodos de plantas depuradoras biológicas de aguas residuales urbanas presentan valores más bajos, del orden de 330 mL CH₄/g SV en régimen mesofílico y de 360 en régimen termofílico (Palatsi et al., 2006), variando en función de la edad del fango y su contenido en lodos primarios o secundarios.

2.7 Tratamientos para el mejoramiento de la digestión anaerobia de RSO

El tratamiento de los RSO para la aplicación de la DA es un tema de especial interés, ya que se logran múltiples beneficios, sobresaliendo la reducción del volumen de los residuos en los sitios de disposición final, y la generación de biogás. Sin embargo, cuando el sustrato es poco biodegradable la producción de biogás es mínima. En este sentido, para mejorar el proceso global de DA se han estudiado diferentes métodos de pre-tratamiento y tratamiento conjunto de los residuos orgánicos.

Dentro de los pre-tratamientos se encuentran:

Pre-tratamiento mecánico: Consisten en la reducción del tamaño de partícula, dando como resultado un incremento del área superficial. Este pre-tratamiento representa una opción para incrementar la biodegradabilidad de la materia orgánica (Nallathabi, 1997).

Pre-tratamiento biológico: Este pre-tratamiento considera a la fuente de enzimas como un factor clave en la digestión, por lo que consiste en la adición de enzimas hidrolíticas con el fin de incrementar las tasas de solubilización del material particulado en el proceso de DA.

Pre- tratamiento térmico: Durante el pre-tratamiento térmico, la biomasa es calentada permitiendo la degradación de la estructura de los lodos y la remoción del agua ligada a la misma estructura (Carrére *et al.*, 2010).

Pre-tratamiento químico: El pre-tratamiento químico consiste en la adición de compuestos químicos al sustrato, tales como ácidos o bases, con el fin de solubilizar la materia orgánica particulada.

A pesar de existir múltiples pre-tratamientos, la co-digestión de residuos, es un tratamiento conjunto que se aplica cuando se tratan varios tipos de residuos, por lo que resulta una mejor opción para optimizar el potencial de generación de metano.

2.7.1 *Co-digestión anaerobia*

La co-digestión consiste en el tratamiento conjunto de residuos orgánicos diferentes con el objetivo de:

1. Aprovechar la complementariedad de las composiciones para permitir perfiles de proceso más eficaces.
2. Compartir instalaciones de tratamiento.
3. Unificar metodologías de gestión.
4. Amortiguar las variaciones temporales en composición y producción de cada residuo por separado.
5. Reducir costos de inversión y explotación.

El término co-digestión se utiliza para expresar la digestión anaerobia conjunta de dos o más sustratos de diferente origen. La ventaja principal radica en el aprovechamiento de la sinergia de las mezclas, compensando las carencias de cada uno de los sustratos por separado.

La co-digestión de residuos orgánicos de diferente origen ha resultado una metodología exitosa tanto en régimen termofílico como mesofílico (Khalid *et. al.*, 2011). Se han conseguido buenos resultados para mezclas de residuos ganaderos con varios tipos de residuos de la industria de carne y mataderos, ricos en grasas, consiguiendo altas producciones de metano. También se han conseguido buenos resultados con la co-digestión de lodos de depuradora y la FORSU, la mezcla de estos últimos con aguas residuales urbanas, y la co-digestión de lodos de depuradora y residuos de frutas y verduras (Creamer, et al., 2010).

Los residuos urbanos e industriales acostumbran a contener altas concentraciones de materia orgánica fácilmente biodegradable, por lo cual presentan un mayor potencial de producción de metano que los residuos ganaderos. Sin embargo, estos residuos pueden presentar problemas en su digestión, como deficiencia en nutrientes necesarios para el

desarrollo de microorganismos anaerobios, baja alcalinidad o excesivo contenido en sólidos que provoquen problemas mecánicos. Los residuos ganaderos pueden ser una buena base para la co-digestión ya que, generalmente, presentan un contenido en agua elevado, una alta capacidad tampón y aportan una amplia variedad de nutrientes necesarios para el crecimiento de microorganismos anaerobios (Morales *et al.*, 2008 y Weiland, 2000).

3 METODOLOGÍA

La metodología que se plantea está orientada al aprovechamiento adecuado de la FORSU mediante la aplicación de procesos biológicos anaerobios. Para ello se llevará a cabo la comparación del potencial de generación específico de CH_4 de diferentes muestras de FORSU que se generan en altos volúmenes en México. Esto a su vez permitirá proponer un sistema de co-digestión para la generación de energía a partir del tratamiento de al menos, dos de las fracciones de residuos analizadas. La propuesta de co-digestión se basará principalmente en la producción específica de CH_4 obtenida y la cantidad de nutrientes presentes en las diferentes muestras de FORSU.

La metodología experimental de este trabajo de investigación se dividió en tres etapas:

Etapa 1:

Obtención y almacenamiento de muestras de residuos sólidos orgánicos de diferentes fuentes generadoras.

Etapa 2:

Acondicionamiento y caracterización de las muestras. La parte medular de esta etapa es la determinación de la composición fisicoquímica de las diferentes muestras, para lo cual se llevó a cabo la determinación de cada uno de los diferentes parámetros que influyen en el desempeño de los procesos anaerobios.

Etapa 3:

Determinación del potencial bioquímico de metano (PBM) de cada una de las muestras analizadas, en esta prueba se buscó conocer aquellas muestras con el mayor nivel de biodegradabilidad anaerobia.

3.1 Etapa1: Obtención y almacenamiento de la muestra

La experimentación tomó como base el análisis de muestras de la FORSU provenientes de diferentes fuentes generadoras. Las muestras que se utilizaron para la experimentación comprenden residuos de jardinería, alimentos, estiércol de ganado vacuno y FORSU-Amecameca, por lo que fue preciso adquirir una muestra de cada una de las fuentes.

3.1.1 Muestreo

Los sitios de muestreo se definieron de acuerdo con los requerimientos del tipo de muestra a recolectar. Una vez definido el sitio de muestreo se delimitaron las áreas de trabajo y se revisaron los parámetros a evaluar en la muestra, como el tamaño de partícula, tipo de residuo y volumen a recolectar, esto fue realizado tomando en cuenta la normatividad aplicable. Finalmente se estimaron los materiales necesarios para realizar el muestreo en las áreas establecidas (lona, báscula, palas, material de protección etc.).

En la Tabla 3.1 se dan a conocer los cuatro sitios de muestreo, en cada uno de ellos se obtuvo una muestra de FORSU conforme a los lineamientos establecidos en la NMX-AA-015-1985 "Protección al Ambiente – Contaminación del Suelo – Residuos Sólidos Municipales- Método del Cuarteo." El método del cuarteo consiste en recoger el material de diferentes puntos de la muestra, en una cantidad superior a la necesaria para el ensayo, el material se homogeniza y distribuye en cuatro cuadrantes, se seleccionan los residuos de dos cuadrantes opuestos y los restantes se descartan (Figura 3.1), posteriormente se mezclan los residuos seleccionados y éstos se dividen de nueva cuenta en cuatro cuadrantes, procediéndose de la misma manera hasta llegar a conseguir la cantidad de muestra necesaria.

Tabla 3.1 Sitios de muestreo para el proyecto en estudio.

Tipo de muestra	Sitio de muestreo	Norma aplicada	Tipo de residuos colectados
FORSU-Amecameca	Estación de transferencia del municipio de Amecameca en el estado de México	NMX-AA-015-1985	Residuos de jardinería, frutas, verduras.
Residuos de alimentos	Valle de Chalco solidaridad, estado de México	NMX-AA-015-1985	Residuos de frutas, verduras, pan, tortillas y carnes
Residuos de jardinería	Planta de composta UNAM, Coyoacán, México, D.F.	NMX-AA-015-1985	Pasto, flores, hojas y tallos de árboles
Residuos de estiércol de ganado vacuno.	Establo de valle de Chalco solidaridad, estado de México	NMX-AA-015-1985	Estiércol y purines de ganado vacuno

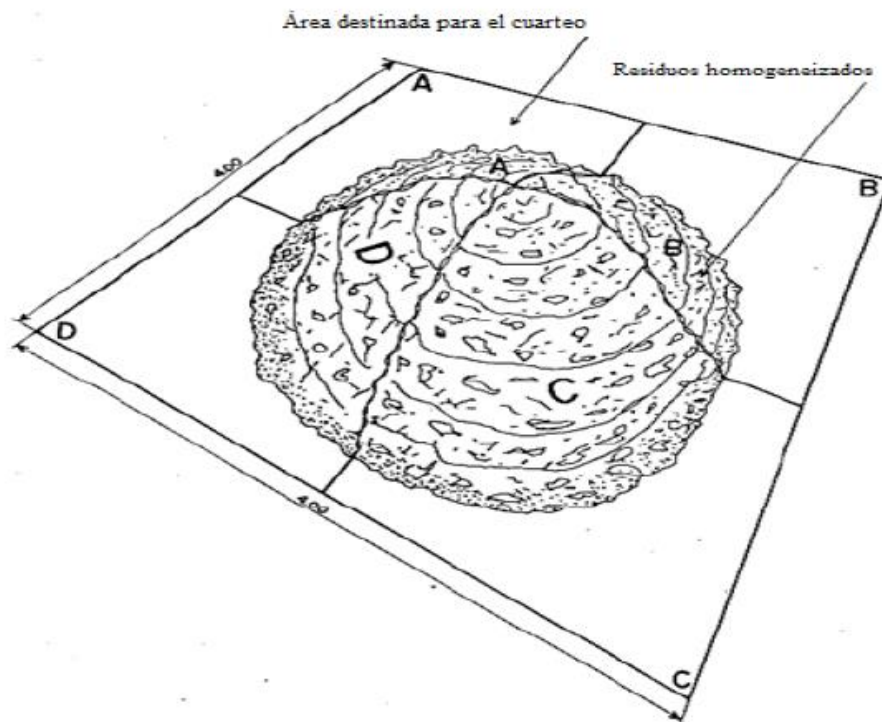


Figura 3.1 Diagrama del método del cuarteo. (SEMARNAT, 1985)

3.1.2 Almacenamiento

Las muestras de FORSU fueron almacenadas en bolsas con cierre hermético de aproximadamente 2 kg de capacidad y dispuestas en congelación a una temperatura de -20 °C para inhibir su descomposición (Figura 3.2).

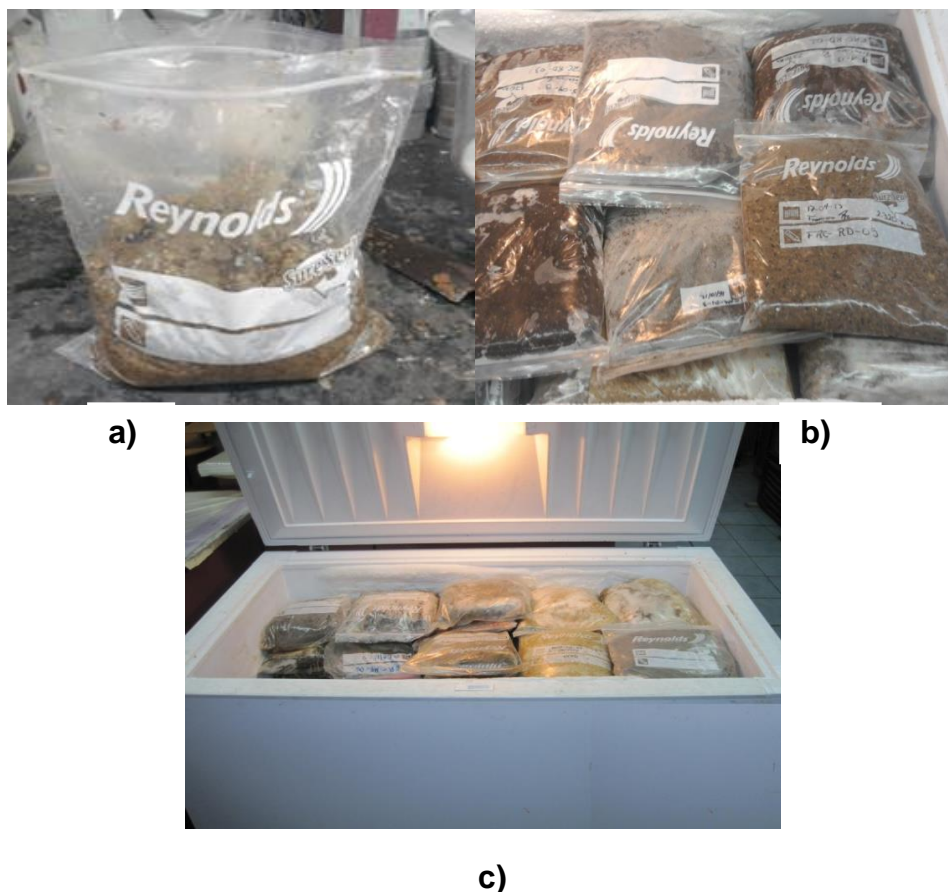


Figura 3.2 (a y b) almacenamiento de las muestras en bolsas con cierre hermético y (c) muestras dispuestas en congelación.

3.2 Etapa 2: Acondicionamiento y caracterización de la FORSU

A continuación se presenta el procedimiento utilizado para el acondicionamiento de las muestras con el fin de llevar a cabo la caracterización de las mismas.

3.2.1 Acondicionamiento

Para obtener una muestra representativa de cada sitio de muestreo es necesario que la muestra cuente con un tamaño de partícula y composición homogénea, por ésta razón las muestras obtenidas se mezclaron y se sometieron a molienda con un extrusor marca

Nixtamatic, motor de 0.3 HP, modelo 01 con usillo de aluminio y criba de acero al carbón de 8 mm de tamaño de orificio (Figura 3.3). Los residuos molidos con el extrusor presentan un tamaño de partícula que osciló entre 0.1 y 0.5 mm este proceso es importante ya que influye de forma directa en los análisis para la caracterización y en el desempeño del proceso de digestión anaerobia. Se reporta que la reducción en el tamaño de partícula genera un incremento en el área superficial específica disponible para los microorganismos (Nallathambi, 1997; Hendriks y Zeeman 2009;), lo que resulta en un aumento en la biodegradabilidad del sustrato por un incremento en la actividad microbiana (Mshandete et al, 2009; Izumi et al, 2010).

Después del acondicionamiento, las muestras fueron almacenadas nuevamente en el congelador. Es preciso resaltar que antes de ser utilizadas deben descongelarse a temperatura ambiente, evitando forzar el descongelamiento, esto se realiza con la finalidad de conservar la misma composición de los residuos.

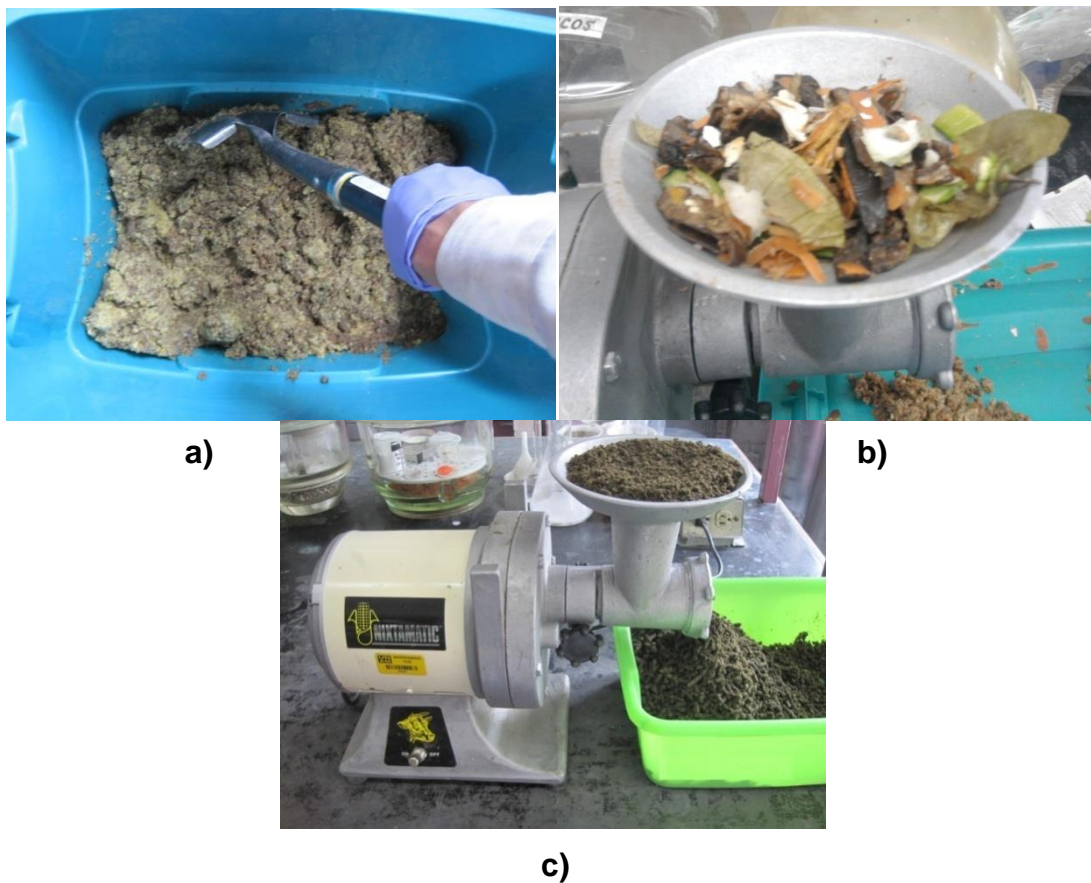


Figura 3.3 (a) homogenización y (b y c) molienda de las muestras de la FORSU.

3.2.2 Acondicionamiento para el análisis en la fase líquida

Dentro del proceso de caracterización existen análisis que requieren a la muestra en fase líquida, para lo cual es necesario preparar diluciones de las mismas. Las diluciones fueron preparadas con 100 g de muestra representativa (molida) de la FORSU, las cuales fueron puestas en contacto con 300 mL de agua destilada para formar una suspensión con una relación 1:3 (p/v). Dicha suspensión fue mezclada utilizando una licuadora de tipo industrial, marca Tapisa Modelo T2L, por un tiempo de 3 min para tener una suspensión de consistencia homogénea. El volumen de cada una de las diluciones de residuos en agua fue medido para cálculos posteriores y éstas se depositaron en frascos con su respectiva etiqueta. Las muestras que no fueron utilizadas el mismo día de la experimentación se almacenaron bajo condiciones de congelación para evitar su descomposición.

3.2.3 Caracterización de las muestras

Uno de los principales factores que afectan el metabolismo de las bacterias es la presencia y relación de nutrientes en el sustrato (Mata-Álvarez et al., 2011), por lo cual, es importante tener conocimiento de la cantidad y relación de nutrientes en la FORSU, para ello fue necesario realizar una caracterización de los mismos.

La caracterización fisicoquímica determina el potencial con el que cuenta la FORSU para ser sometida a un proceso biológico como la digestión anaerobia. La caracterización incluyó la humedad, ST, SF, SV, DBO, DQO, N-K, PT, entre otros parámetros.

En la Tabla 3.2 se dan a conocer con detalle cada una de las determinaciones realizadas así como el método y fundamento de cada una de ellas.

Tabla 3.2 Pruebas analíticas realizadas en la caracterización de la FORSU

Determinación	Método	Observaciones
Humedad	NMX-AA-016-1984 APHA, AWWA, WPCF 2540-B	Gravimetría, se obtiene por diferencia entre masa inicial y los sólidos totales determinados.
Sólidos totales (ST)	NMX-AA-016-1984 APHA, AWWA, WPCF 2540-B	Gravimetría, Sólidos secados a una temperatura de 103-105 °C.
Sólidos volátiles (SV) y fijos (SF)	NMX-AA-016-1984 APHA, AWWA, WPCF 2540-E	Gravimetría, sólidos previamente secados a 103-105 °C e incinerados a 550 °C.
Demanda química de oxígeno (DQO)	NMX-AA-18-1984 NMX-AA-016-1984 APHA, AWWA, WPCF 5220-D	Fotometría. Digestión por reflujo cerrado a 150 °C con reactivos preparados. Lectura a 600 nm.
Carbono orgánico disuelto (COD)	APHA, AWWA, WPCF 5310-B	Combustión y determinación infrarroja.
Demanda bioquímica de oxígeno (DBO)	NMX-AA-028-SCFI-2001. OxiTop Is 6	Diferencia de consumo de oxígeno.
Nitrógeno Kjeldahl (N-K)	NMX-AA-026-SCFI-2001 Titulación Wieninger	Digestión ácida con catalizador de selenio y posterior neutralización y titulación con H ₂ SO ₄ 0.02 N.
Fósforo total (PT)	APHA, AWWA, WPCF 4500-P B 4 APHA, AWWA, WPCF 4500-P C	Digestión ácida con ácido sulfúrico y ácido nítrico.
Grasas y aceites	APHA, AWWA, WPCF 5520-D	Gravimetría. Extracción de éter y posterior evaporación.

3.3 Etapa 3: Potencial bioquímico de metano

La prueba de PBM está diseñada para determinar el grado de biodegradabilidad de la FORSU a CH₄ (SEPA, 2010). El principal objetivo del método es determinar el potencial de generación de CH₄ en unidades de volumen de gas por unidad de masa de los residuos sólidos orgánicos, así como sus tasas de degradación.

Para determinar el PBM de las diferentes muestras de la FORSU se inició con la implementación de la prueba la cual consiste de una serie de etapas que se describen a continuación.

3.3.1 Tratamiento del inóculo

Para la prueba de PBM, se emplearon lodos granulares anaerobios provenientes de una planta cervecera de grupo Modelo S.A. de .C.V. Como primer paso del tratamiento de los lodos, se realizó la ruptura de los gránulos mediante una batidora de inmersión marca Moulimex, vertiendo los lodos en un vaso de precipitados y accionando la batidora hasta que los gránulos desaparecieran y se formara un lodo de consistencia homogénea.

Posteriormente se llevó a cabo una incubación de los lodos por un periodo de cinco días en un baño a 35 °C, desechando de manera constante el biogás producido, esto se realiza con el propósito de eliminar la materia orgánica presente. (Angelidaki et al, 2009). Una vez terminada la incubación se almacenan para ser utilizados como máximo 24 h.

La principal finalidad de la incubación de los lodos es la aclimatación de los microorganismos, estos al estar adaptados a condiciones del proceso tienen un mayor desempeño en el mismo, por consiguiente, se obtiene un mayor potencial de producción de metano (Angelidaki et al, 2009).

3.3.2 Montaje de la técnica

La degradación de las muestras de la FORSU se llevó a cabo en botellas de 250 mL color ámbar con septo, con la finalidad de evitar fugas de biogás. A cada frasco se le adicionó 0.6 g de SV de sustrato y 6 g de SV de inóculo, para mantener una relación

inóculo-sustrato de (10:1). El motivo de utilizar una relación alta fue para acelerar el proceso de degradación del sustrato.

Una vez que el inóculo y el sustrato se encuentran en el frasco, se prosigue a la adición de un agitador magnético, 1 mL de solución de micronutrientes y finalmente se afora a 170 mL con solución buffer de fosfatos para evitar la acidificación del proceso e inactivación de los microorganismos.

Posteriormente se burbujea el interior de los frascos de prueba con N_2 por 2 minutos (Pabón et al, 2012), para mantener una atmósfera totalmente anaerobia en cada uno de los reactores (Figura 3.4).



a) **b)**
Figura 3.4 (a) Frascos con mezcla de sustrato e inóculo para la determinación del PBM, (b) frascos conectados al tanque de N_2 para su burbujeo

Los reactores previamente preparados se sometieron a baño maría sobre una parrilla de agitación para tener un mayor contacto sustrato-inóculo, manteniendo una temperatura de 35 ± 1 °C mediante un calentador de agua con recirculación (Figura 3.5).

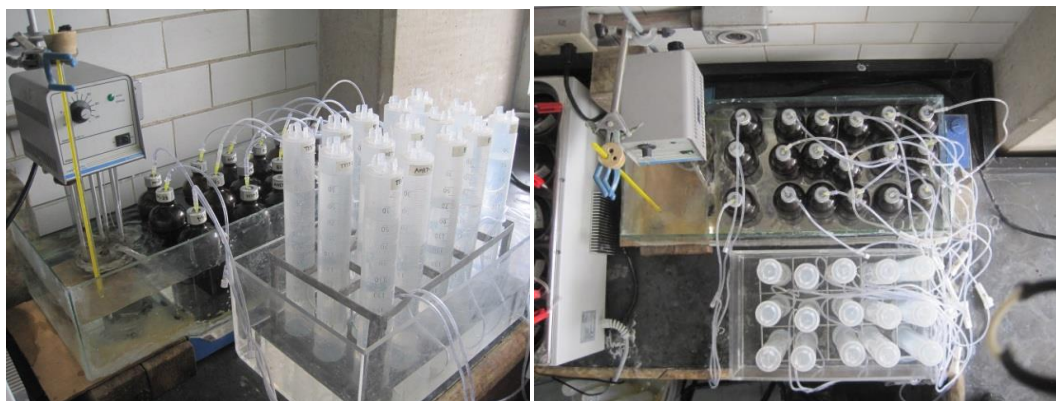


Figura 3.5 Prueba realizada para la determinación del potencial bioquímico de metano

3.3.3 *Medición de metano generado*

El gas producido fue cuantificado mediante una técnica volumétrica que se basa en el desplazamiento de líquido. Para ello se coloca una probeta invertida de 250 mL con hidróxido de sodio (NaOH) 2N (Pabón et al, 2012) sobre un recipiente que contiene el mismo líquido (Figura 3.6). El objetivo del NaOH es llevar a cabo la captura del bióxido de carbono (CO_2) y algunos otros gases presentes en el biogás, y así obtener sólo metano. El metano producido desplazará el volumen del líquido contenido en la probeta, y este volumen será monitoreado de forma constante.

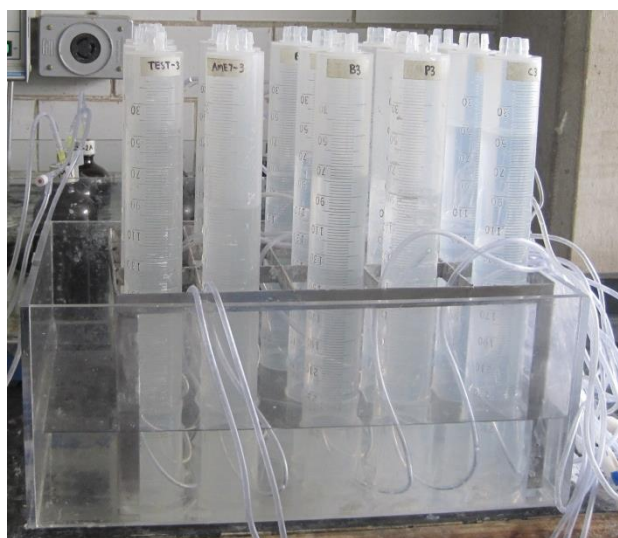


Figura 3.6 Probetas invertidas utilizadas para la medición de producción de metano.

4 RESULTADOS

En este capítulo se presentan los resultados obtenidos en las distintas etapas de experimentación realizadas en este trabajo, así como también la interpretación de los mismos.

Como primer punto se presentarán los resultados concernientes al muestreo y caracterización de las distintas fuentes de RSU, posteriormente se analizarán los resultados obtenidos en la prueba de potencial bioquímico de metano para determinar cuál tipo de residuo genera una mayor cantidad de CH_4 y, más adelante, poder establecer una propuesta técnica de co-digestión de dos muestras analizadas para mejorar su potencial de producción de CH_4 .

4.1 Muestreo

La experimentación se inició con el análisis de cuatro muestras generadas, cada una, en distintas fuentes de generación de RSU: residuos de jardinería, de alimentos, estiércol de ganado vacuno y FORSU-Amecameca. Para la obtención de las muestras fue preciso realizar un muestreo en cada sitio de generación aplicando la norma NMX-AA-015-1985. Cada uno de los muestreos se describe a continuación.

4.1.1 Muestreo de FORSU-Amecameca

Para la obtención de los residuos de FORSU-Amecameca, el 02 de octubre del 2012 se realizó el muestreo en la estación de transferencia del municipio de Amecameca en el Estado de México. El muestreo se inició con la toma de residuos sólidos orgánicos municipales (RSOM) de los camiones que llegaban a la estación de transferencia, los camiones se eligieron con ayuda de una tabla de números aleatorios (Berenson y Levine, 2005). Al final del muestreo se acumularon aproximadamente 500 kg de FORSU, los cuales fueron dispuestos en una lona para ser homogeneizados completamente y poder realizar el método del cuarteo (NMX-AA-015-1985), (Figura 4.1).

De la muestra obtenida del cuarteo se tomaron aproximadamente de 8 a 10 kg de FORSU, la cual fue almacenada en bolsas con cierres herméticos que posteriormente fueron etiquetadas y transportadas al Laboratorio 301 del Conjunto E de la Facultad de Química de la UNAM para su posterior análisis.



Figura 4.1 Montículo de la FORSU – Amecameca siendo divididos en cuatro partes conforme al método del cuarteo.

4.1.2 Muestreo de residuos de alimentos

Los residuos de alimentos se adquirieron mediante un muestreo realizado en casas habitación en la colonia Américas II, Valle de Chalco Solidaridad en el Estado de México, el muestreo comprendió del 15 de abril al 20 de abril del 2013.

Para obtener la muestra de residuos de alimentos se eligieron al azar cinco casas habitación, a las cuales se les proporcionó una bolsa de polietileno para el almacenamiento de los residuos de alimentos. Al final de cada día de muestreo se recogieron los residuos generados; una vez obtenidos, se colocaron en una lona para homogeneizarlos mediante el método del cuarteo (NMX-AA-015-1985). De la homogeneización realizada se obtuvieron 4 kg de residuos de alimentos los cuales fueron transportados al Laboratorio 301 del Conjunto E de la Facultad de Química de la UNAM para ser dispuestos bajo congelación a una temperatura de $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$, esto con la finalidad de que no se llevara a cabo una degradación de los mismos. Este procedimiento fue realizado en cada uno de los días de muestreo.

Una vez concluidos los cinco días de muestreo en casas habitación, se procedió con la homogeneización del total de los residuos de alimentos obtenidos; este procedimiento inició con la descongelación a temperatura ambiente de los residuos obtenidos de los distintos días de recolección, para posteriormente homogeneizarlos nuevamente aplicando el método del cuarteo y obteniendo así una muestra final de aproximadamente 4 kg para su posterior análisis.

4.1.3 Muestreo de residuos de jardinería

El muestreo de residuos de jardinería fue realizado el 26 de abril del 2013 en la planta de composta de la UNAM ubicada en Ciudad Universitaria, Coyoacán, México, D.F. Los residuos utilizados en la planta de composta antes mencionada comprenden básicamente restos de poda de árboles.

El muestreo inició con la toma de residuos de uno de los camiones que llegaban al sitio, fueron dispuestos en una lona aproximadamente 100 kg de residuos de jardinería, los residuos de tamaño de partícula mayor a 20 cm se cortaron hasta una longitud entre 5 y 15 cm, este proceso se realizó con tijeras de poda; posteriormente se realizó el método del cuarteo (NMX-AA-015-1985), (Figura 4.2) y finalmente se obtuvo una muestra de

aproximadamente 10 kg la cual fue transportada al Laboratorio 301 del Conjunto E de la Facultad de Química de la UNAM para su posterior análisis.



Figura 4.2 Montículo de los residuos de jardinería siendo cortados y divididos en cuatro partes conforme al método del cuarteo.

4.1.4 Muestreo de residuos de estiércol de ganado vacuno

El muestreo para este tipo de residuo se realizó en un establo de la colonia San Miguel Xico, Valle de Chalco Solidaridad, Estado de México, el 08 de mayo del 2013. El establo cuenta con alrededor de 30 cabezas de ganado vacuno, de las cuales 22 corresponden a ganado adulto y 8 a becerros.

Para realizar la obtención de la muestra se almacenó en una lona aproximadamente 200 kg de estiércol de ganado vacuno el cual fue homogeneizado con la ayuda de una pala y posteriormente se aplicó el método del cuarteo (NMX-AA-015-1985), obteniendo finalmente 9 kg de estiércol que fue transportado al Laboratorio 301 del Conjunto E de la Facultad de Química de la UNAM para su posterior análisis.

4.2 Caracterización

En este subtema se analizó cada parámetro de caracterización realizado a las muestras de RSO provenientes de distintas fuentes generadoras con el objetivo de realizar una comparación de las mismas.

4.2.1 Determinación del porcentaje de sólidos y humedad

La determinación de sólidos totales se realizó con la finalidad de conocer la cantidad de materia contenida en la muestra, así como también, el porcentaje de humedad.

La Tabla 4.1 da a conocer la cantidad en mg/kg de sólidos totales, fijos y volátiles contenidos en cada una de las muestras analizadas; se puede observar que los residuos de jardinería tuvieron una mayor cantidad de sólidos debido a que están constituidos principalmente por hojas y tallos de árboles, por lo que no presentaron lixiviación. Los residuos de alimentos, FORSU-Amecameca y estiércol de ganado vacuno tienen aproximadamente un 80-% de humedad (Figura 4.3). En el caso de los residuos de FORSU y alimentos la gran cantidad de humedad se debe a que se constituyen principalmente por residuos de frutas, verduras, carnes, entre otros, mientras que en residuos de estiércol de ganado vacuno fue resultado de los purines de los animales.

Tabla 4.1 Resultados de la determinación de ST, SV, SF y humedad para los diferentes residuos orgánicos

Residuo orgánico	ST	SV	SF	Humedad
	(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)	(%)
R. Jardinería	426,805	316,608	110,196	57.32
R. de Alimentos	221,322	178,846	42,476	77.87
FORSU (Amecameca)	169,001	138,505	30,495	83.10
Estiércol de Ganado Vacuno	183,727	133,546	50,180	81.63

En la Figura 4.3 se puede analizar los porcentajes de sólidos totales y humedad contenidos en cada una de las muestras de RSO. Se observa que la mayoría de los residuos contienen un bajo porcentaje de sólidos a excepción de los residuos de jardinería que cuentan con una cantidad mayor de sólidos comparados con las demás muestras.

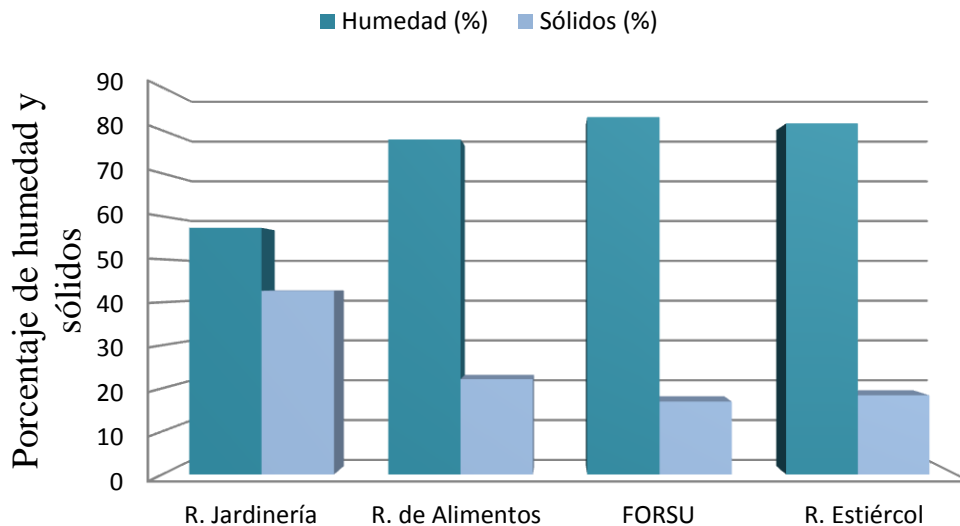


Figura 4.3 Porcentajes de humedad y sólidos de cada una de las muestras analizadas.

Los sólidos volátiles determinan la cantidad de materia orgánica contenida en los residuos, mientras que los sólidos fijos dan a conocer la fracción inorgánica, con base en ello, se determinó el porcentaje de la fracción orgánica e inorgánica contenida en las distintas muestras, donde se observa que del total de sólidos contenidos en las muestras, aproximadamente un 20 % comprende a compuestos inorgánicos y un 80 % a compuestos orgánicos. La Figura 4.4 muestra las cantidades de compuestos orgánicos e inorgánicos contenidos en cada tipo de residuo.

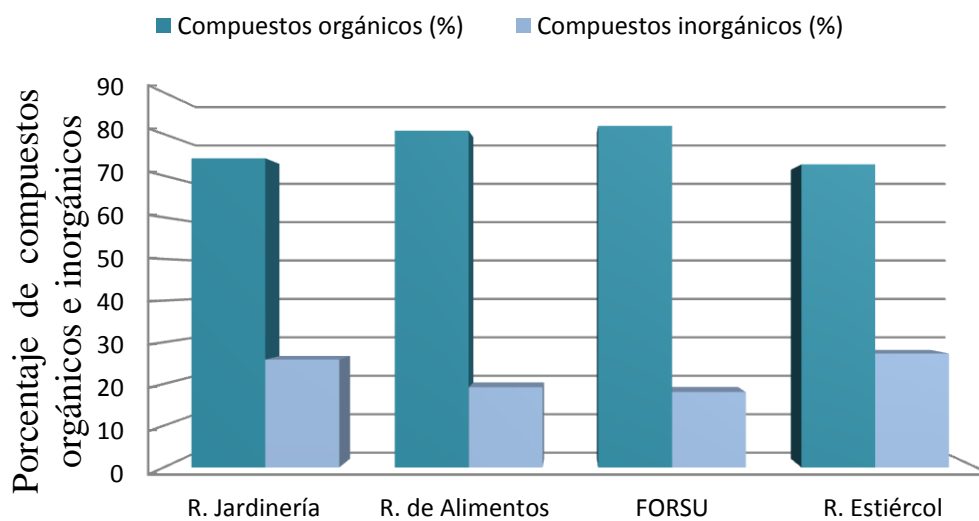


Figura 4.4 Fracción orgánica e inorgánica en cada muestra analizada.

4.2.2 Demanda bioquímica de oxígeno y demanda química de oxígeno

De las técnicas de caracterización llevadas a cabo, la DBO y DQO son los análisis utilizados para determinar la biodegradabilidad aerobia y cantidad de materia orgánica presente en los RSO respectivamente.

La DBO mide la cantidad de materia susceptible de ser consumida u oxidada por medios biológicos, esta técnica de caracterización se realizó durante cinco días utilizando el método Winkler con base a la norma NMX-AA-028-SCFI-2001. En la Figura 4.5 se da a conocer la concentración de DBO en cada muestra analizada, se observa que la mayor cantidad de DBO se obtiene en los residuos de alimentos y FORSU-Amecameca por lo que se podrá tener una buena biodegradabilidad en condiciones aerobias.

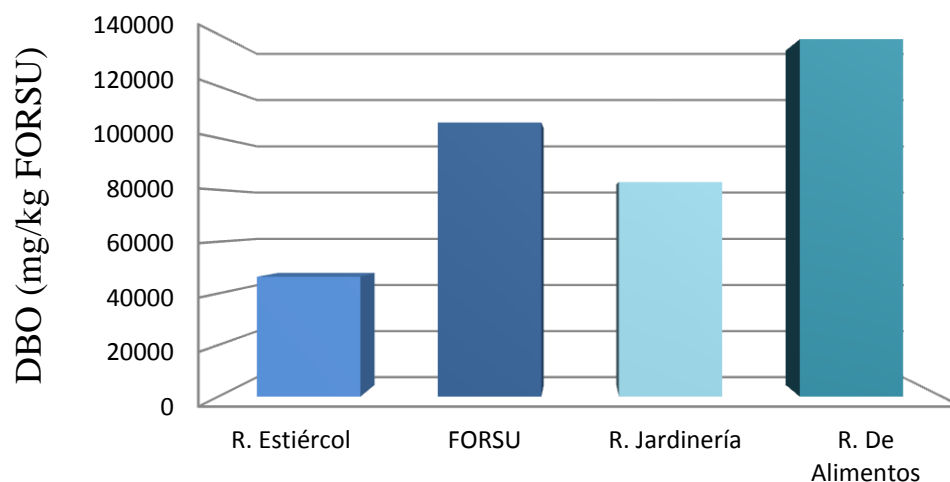


Figura 4.5 DBO contenida en cada una de las muestras analizadas.

La DQO a diferencia de la DBO es el parámetro que mide la cantidad de sustancias susceptibles a ser oxidadas por medios químicos, aunque este método pretende medir concentraciones de materia orgánica, sufre interferencias por la presencia de sustancias inorgánicas oxidables (sulfuros, sulfitos, yoduros) que también se reflejan en la medida.

En la Figura 4.6 se reporta la cantidad de DQO en mg/ kg obtenida en las diferentes muestras de RSO. Se puede observar que en las cuatro muestras se tiene una proporción semejante de DQO, un promedio aproximado de 298 mg por cada kg de RSO.

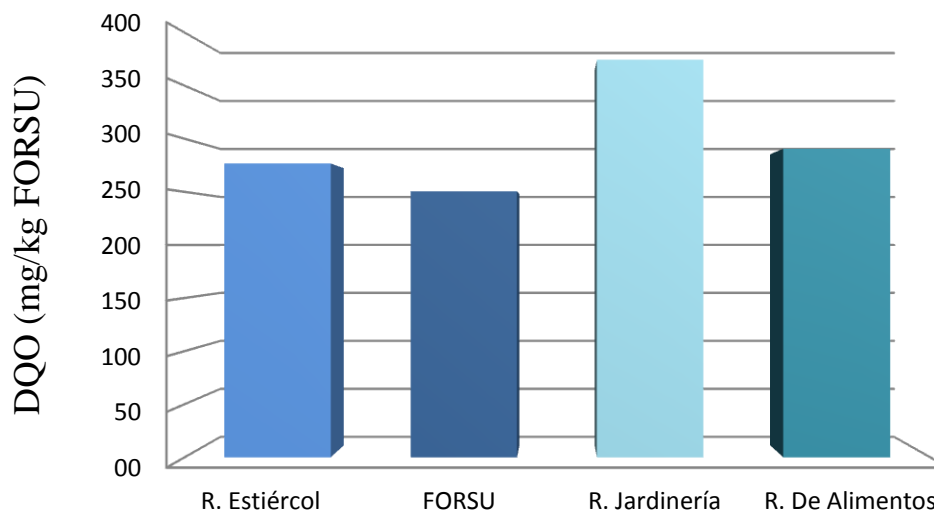


Figura 4.6 DQO contenida en cada una de las muestras analizadas.

Para tener conocimiento de la biodegradabilidad aerobia de las distintas muestras de RSO se obtuvo la relación DBO/DQO, mientras más cercana a la unidad sea esta relación mayor será la biodegradabilidad aerobia de los residuos.

En la Tabla 4.2 se da a conocer la relación DBO/DQO en cada uno de los RSO, resultando tener una mayor relación los residuos de alimentos y FORSU-Amecameca, lo que indica que se trata de residuos orgánicos con moderadamente alta biodegradabilidad bajo condiciones aerobias, mientras que los residuos de jardinería y estiércol de ganado vacuno presentaron una relación baja, lo que representa una baja biodegradabilidad aerobia.

La mayor biodegradabilidad de los residuos de alimentos y FORSU-Amecameca con respecto a los demás residuos analizados, se debe a que este tipo de residuos se componen por restos de frutas, verduras y carnes, mientras que los residuos de estiércol de ganado vacuno y jardinería tuvieron una baja biodegradabilidad aerobia motivo de la gran cantidad de material lignocelulósico contenido en la muestra.

Tabla 4.2 Relación DBO/DQO en cada una de las muestras analizadas.

Muestra	Relación DBO/DQO
Estiércol de Ganado Vacuno	0.1679
FORSU-Amecameca	0.4231
Residuos de Jardinería	0.2217
Residuos de Alimentos	0.4752

4.2.3 *Carbono orgánico disuelto, fósforo total y nitrógeno Kjeldahl*

En los procesos biológicos de degradación, la transformación de los residuos orgánicos llevada a cabo por los microorganismos requiere ciertos nutrientes esenciales para el crecimiento de las bacterias. En deficiencia de éstos el crecimiento está limitado. Los principales nutrientes necesarios para el crecimiento de los microorganismos son el carbono, nitrógeno y el fósforo.

El COD, determina la cantidad de materia orgánica disuelta en los residuos. En un proceso de degradación, la materia orgánica disuelta es el primer sustrato consumido por las bacterias debido a su fácil biodegradabilidad (Itodo y Awulu, 1999), por esta razón es una técnica importante de caracterización para predecir la degradación de los residuos en la DA. En la Figura 4.7 se da a conocer la cantidad de COD presente en cada muestra, donde se puede observar que la muestra FORSU-Amecameca contiene mayor COD en relación a las demás muestras.

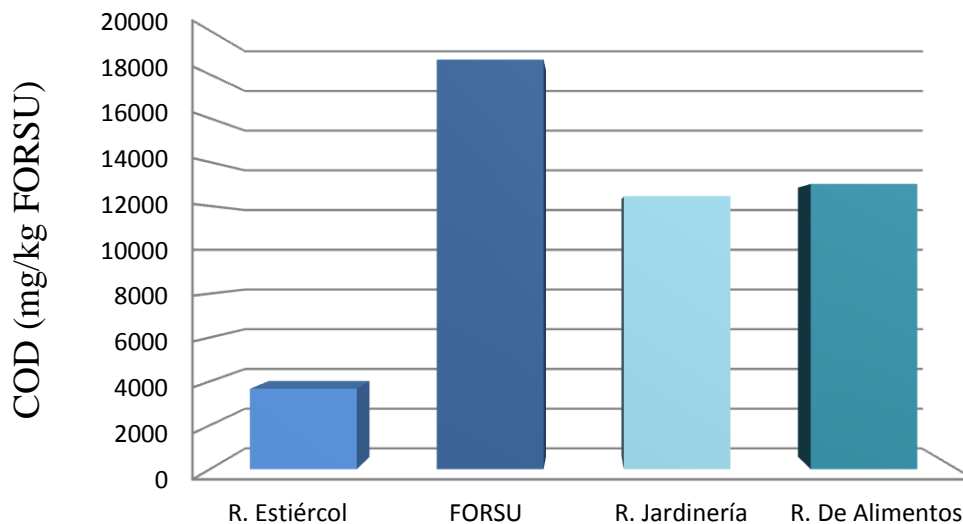


Figura 4.7 COD contenida en cada una de las muestras analizadas.

En lo que respecta al nitrógeno Kjeldahl, en la Figura 4.8 se observa un elevado valor de este parámetro en los residuos de estiércol de ganado vacuno, lo cual es normal en las deyecciones de los animales.

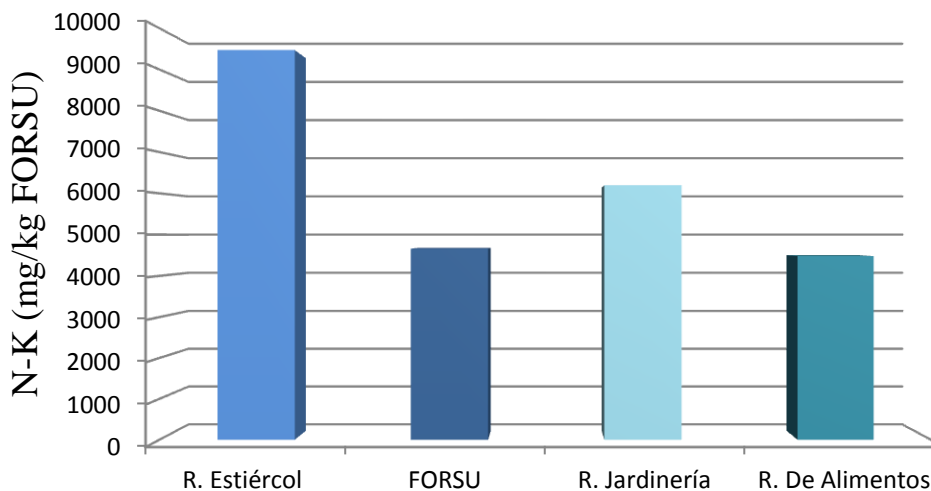


Figura 4.8 N-K contenido en cada una de las muestras analizadas.

Como se puede observar en la Figura 4.9 los residuos con un mayor contenido de fósforo (P) son los de jardinería y los de estiércol de ganado vacuno, la concentración alta de P en residuos de jardinería, se debe, a que generalmente para el crecimiento de las plantas los suelos son enriquecidos con gran cantidad de fertilizantes que posteriormente son absorbidos por las mismas, los fertilizantes están constituidos por un

alto porcentaje de P y ya que es considerado un nutriente primario, las plantas lo requieren en cantidades relativamente grandes. La concentración total de P en las plantas varía de un 0.1%-0.7% (Crops, 1999).

Por otra parte los residuos de estiércol de ganado vacuno según la literatura contienen aproximadamente 900 P mg/kg (GRUNDET, 1982), aunque en la caracterización se obtuvo un contenido mayor de P 1,207 mg/kg esto es justificado debido a que el contenido de P y otros nutrientes en este tipo de residuos varían dependiendo de múltiples factores, entre ellos se destaca:

- Edad del ganado; dependiendo la edad del ganado los nutrientes serán aprovechados de diferente forma, por consiguiente, el estiércol tendrá diferente composición.
- Alimentación; la dieta que se suministra al ganado depende tanto de la edad de ganado como el destino del animal, esto hace que varíe tanto la cantidad de estiércol producido como el contenido de fósforo y nitrógeno.
- Otros factores: hay que considerar factores como el contenido de deyecciones, la adición de agua de lluvia o limpieza, contenido de paja u otro alimento que pueda ser mezclado al estiércol.

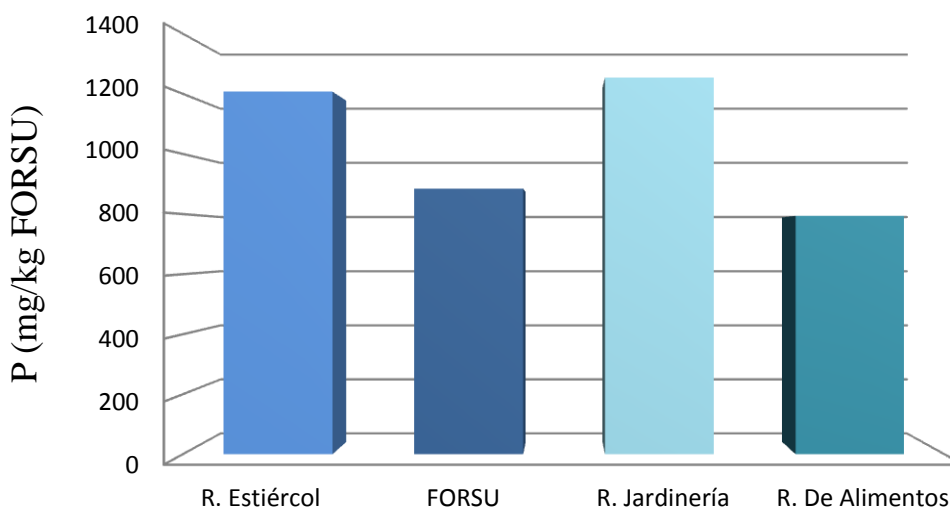


Figura 4.9 Fósforo contenido en cada una de las muestras analizadas.

Los RSO caracterizados presentan una buena concentración de fósforo, la cual representa el 0.65% de los ST en los residuos de estiércol de ganado vacuno, 0.52% de los ST en los residuos de FORSU-Amecameca, 0.29% de los ST en residuos de jardinería y 0.35% de los ST en residuos de alimentos. Estos valores son muy semejantes a los encontrados en la literatura. Según Mata-Alvarez (2003), el porcentaje de fósforo con respecto a los ST debe oscilar entre 0.12% y el 0.5%.

Tabla 4.3 Relación DQO/N/P y C/N/P en cada una de las muestras analizadas.

Muestra	Relación DQO/N/P	Relación C/N/P
Estiércol de Ganado Vacuno	229/8/1	3/8/1
FORSU-Amecameca	283/5/1	21/5/1
Residuos de Jardinería	298/5/1	10/5/1
Residuos de Alimentos	365/5/1	16/5/01

En lo que respecta a nitrógeno, los RSO analizados presentaron de igual forma una buena concentración de este nutriente. Mata-Alvarez (2003) reporta que una relación DQO/N/P de 600/7/1 es adecuada para algún sustrato que vaya ser digerido de forma anaerobia, así mismo Deublein y Steinhauser (2008) y Schön (2010) reportan, respectivamente, que con una relación DQO/N/P de 800/5/1 y de 420:7:1 a 1500:7:1 es suficiente para obtener una adecuada producción de biogás. De igual forma Deublein y Steinhauser (2008) reportan que una relación óptima C/N/P para un proceso de DA es de 100-200/3-4/1. De acuerdo a lo antes mencionado, la caracterización de los RSO presentó buenas relaciones DQO/N/P y C/N/P, (Tabla 4.3).

4.2.4 *Proteínas, lípidos y carbohidratos*

Cualquier sustrato se compone de tres tipos principales de macromoléculas: proteínas lípidos y carbohidratos, las proteínas, dentro del proceso de DA, constituyen un sustrato de importancia debido a que son una fuente de carbono y energía, además de que los aminoácidos derivados de su hidrólisis tienen un elevado valor nutricional (Martí, 2006).

Las proteínas son sustancias formadas por aminoácidos, y estos a su vez son compuestos que contienen nitrógeno. Dentro de la composición química de una proteína, aproximadamente el 16% es nitrógeno, este hecho se aprovecha para estimar el contenido de proteína en cada muestra de residuo. Por lo tanto fue preciso determinar nitrógeno total Kjeldahl, y una vez conocido éste, se multiplicó el valor obtenido por el factor 6.25 para estimar la cantidad de proteína presente, donde se puede observar que los residuos de estiércol de ganado vacuno cuentan con una mayor cantidad de proteínas, mientras que los residuos de alimentos tienen un menor contenido de proteínas respecto a las demás muestras.

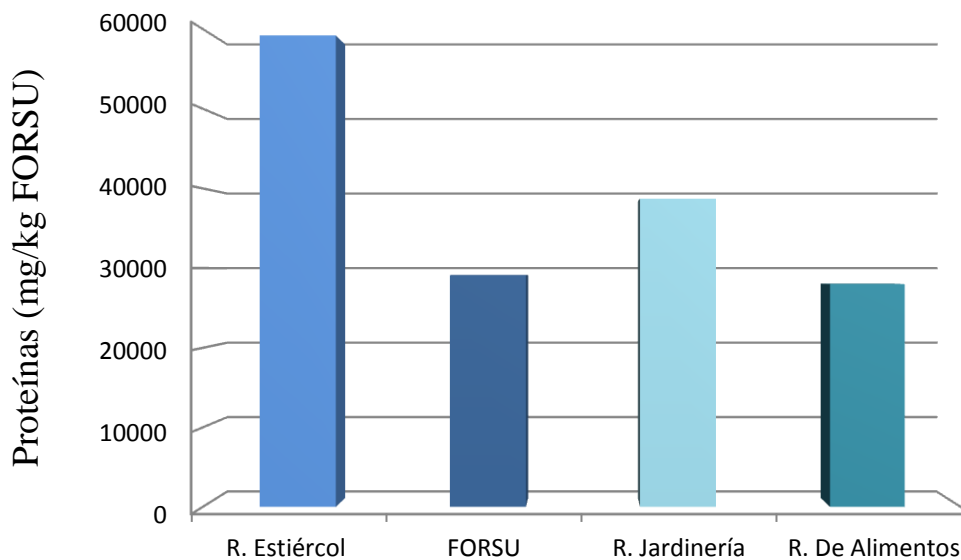


Figura 4.10 Contenido de proteínas en cada muestra analizada.

Por otro lado la degradación de los lípidos en ambiente anaerobio da inicio con la ruptura inicial de las grasas para formar ácidos grasos de cadena larga y moléculas de glicerol (Pavlostathis y Giraldo-Gómez, 1991), estos ácidos grasos son también de gran importancia en el proceso de DA ya que constan de un gran potencial de producción de biogás. Los lípidos tienen un rendimiento teórico de metano superior en comparación con los hidratos de carbono y proteínas (Alves m., *et al*, 2001).

En la Figura 4.11 se da a conocer el contenido de grasas en las muestras analizadas, se puede observar que la cantidad de grasas en residuos de alimentos es mayor que en los

demás RSO, esto se debe, a que este tipo de residuo está constituido por restos de comida como carnes, frutas y verduras, los cuales son ricos en grasas naturales.

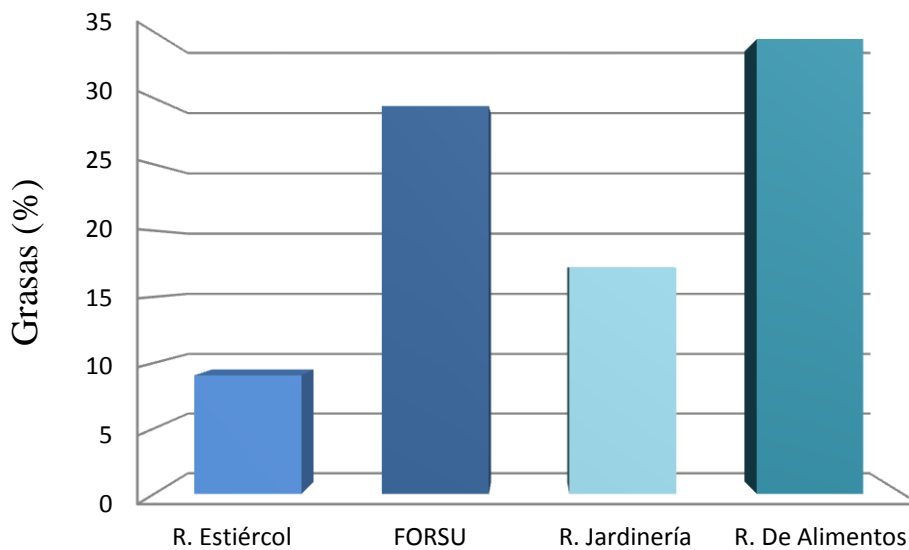


Figura 4.11 Porcentaje de grasas contenida en cada una de las muestras analizadas.

Otra de las macromoléculas presentes en el sustrato son los carbohidratos, la Figura 4.12 muestra el contenido de carbohidratos en los diferentes RSO analizados, sobresaliendo los residuos de jardinería con un mayor contenido de carbohidratos.

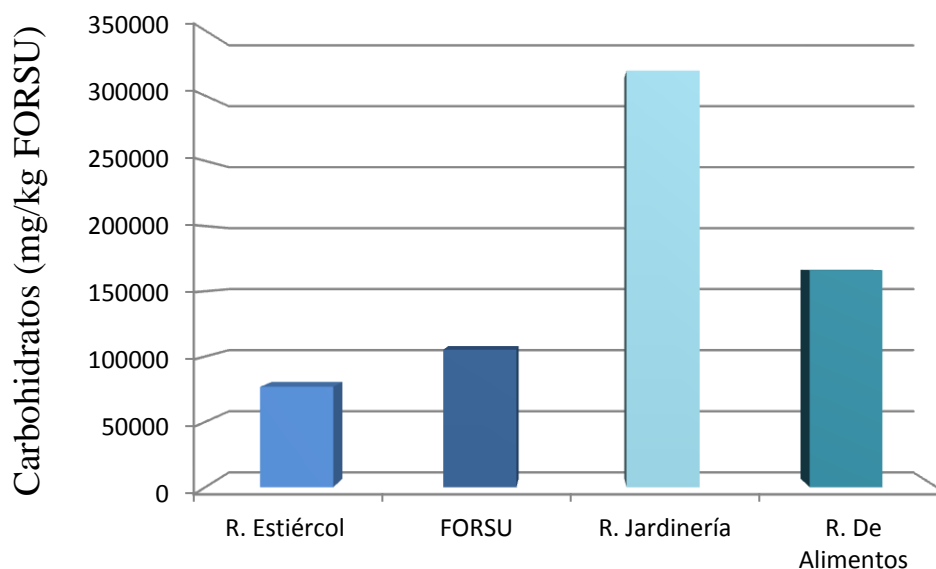


Figura 4.12 Contenido de carbohidratos en cada una de las muestras analizadas.

4.2.5 Porcentaje de fibras crudas

La degradación de las fibras determina la etapa limitante en la DA, debido a que son compuestos poco biodegradables formados principalmente por polisacáridos, oligosacáridos y lignina; la fibra se encuentra principalmente en productos vegetales como pueden ser las verduras, frutas y cereales. La Figura 4.13 da a conocer el porcentaje de fibra presente en cada residuo, donde los residuos de estiércol de ganado vacuno y jardinería presentan mayor porcentaje de fibra respecto a los demás, lo cual indica el bajo potencial con el que cuentan estos residuos para la producción de metano.

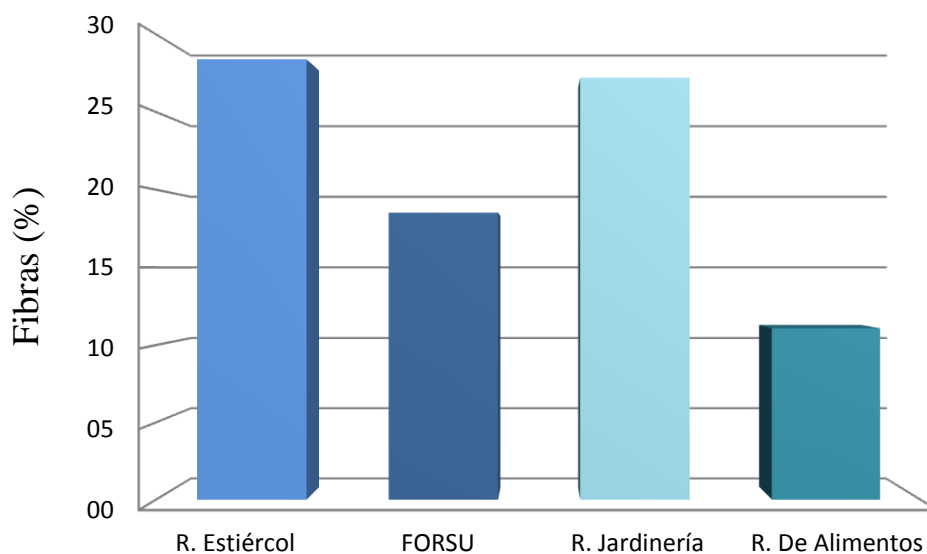


Figura 4.13 Porcentaje de fibra cruda en cada una de las muestras analizadas.

4.3 Potencial bioquímico de metano

Se realizaron pruebas de PBM para determinar el potencial de producción de biogás con el que cuentan las diferentes muestras de RSO de distintas fuentes generadoras.

Las pruebas consistieron en inocular 0.6 g de muestra como SV con 6 gramos de lodos anaerobios como SV, la prueba de PBM se efectuó en un baño a 35°C (temperatura mesofílica para la DA), la experimentación concluyó hasta llevarse a cabo la estabilización de la producción de CH₄ de todos los sustratos utilizados, dicha estabilización se presentó en 30 días, en los cuales se construyó el perfil de generación

de CH₄ de los cuatro sustratos utilizados, midiendo los volúmenes de solución de NaOH desplazados por el CH₄ producido en las probetas invertidas.

En las primeras 36 horas de experimentación las lecturas fueron monitoreadas cada cuatro horas, las cuales fueron las de mayor producción de CH₄, posteriormente las lecturas fueron tomadas con base a la producción de CH₄ diaria generada, cambiando las lecturas de cuatro horas a ocho horas, doce horas y finalmente al tener una tendencia de producción hacia valores constantes los volúmenes fueron registrados en intervalos de veinticuatro horas.

En la Figura 4.14 se presentan los perfiles resultantes de la generación bruta normalizada de CH₄ de las muestras de RSO provenientes de diferentes fuentes generadoras, en este caso la comparación se realiza con respecto a un control o testigo. En estos perfiles se puede observar desde el inicio que la generación de CH₄ de todas las muestras fue mayor que la del testigo, lo cual muestra un buen comportamiento de producción de CH₄. Se obtuvo una producción bruta máxima de aproximadamente 1,421 N mL CH₄ /g SV correspondiente a los residuos de alimentos y la producción mínima fue de los residuos de estiércol de ganado vacuno con 1,118 N mL CH₄ /g SV.

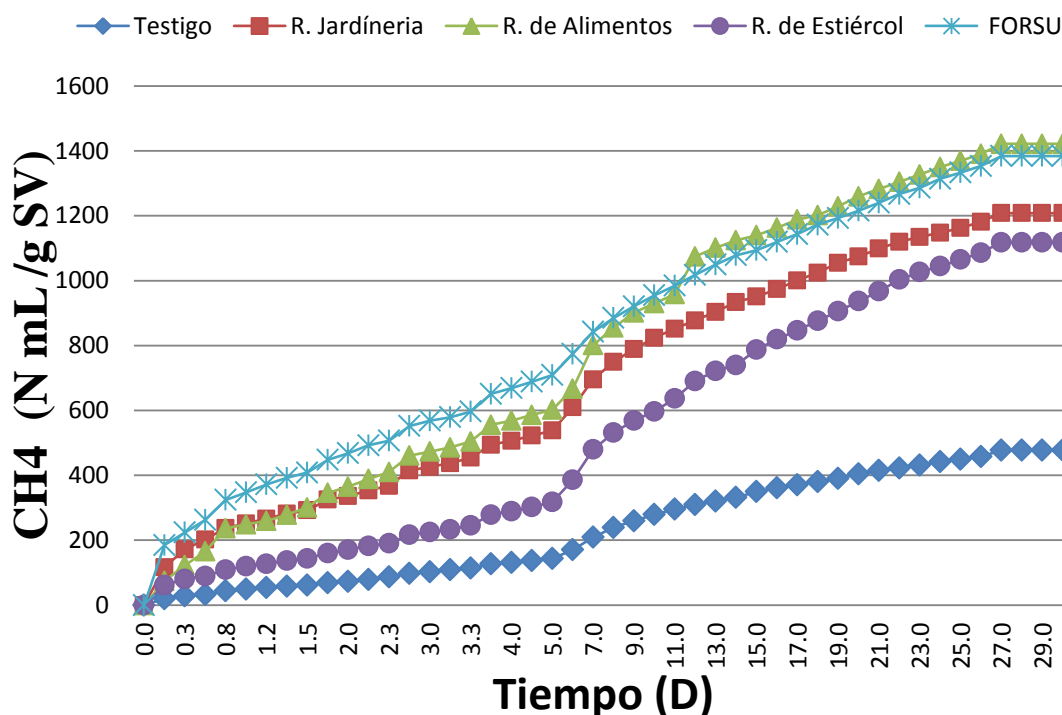


Figura 4.14 Perfiles de producción bruta normalizada de CH₄ de los diferentes sustratos analizados.

En la Figura 4.15 se presenta la producción neta normalizada de CH₄ de las muestras de RSO de diferentes fuentes generadoras. Se observa que la producción de CH₄ durante los primeros cinco días en residuos de; jardinería, alimentos y FORSU-Amecameca se comportó de forma creciente, mientras que los residuos de estiércol de ganado vacuno mantuvieron una producción casi estable. Es importante señalar que los residuos de estiércol de ganado vacuno están constituidos básicamente por material lignocelulósico, por lo que la degradación se lleva a cabo de manera lenta, esto da como resultado una poca producción de CH₄ en los primeros días de prueba, mientras que el rápido consumo de los demás sustratos, indica que existe una alta afinidad entre las bacterias y el sustrato, lo que confirma la biodegradabilidad mencionada en la relación DBO/DQO.

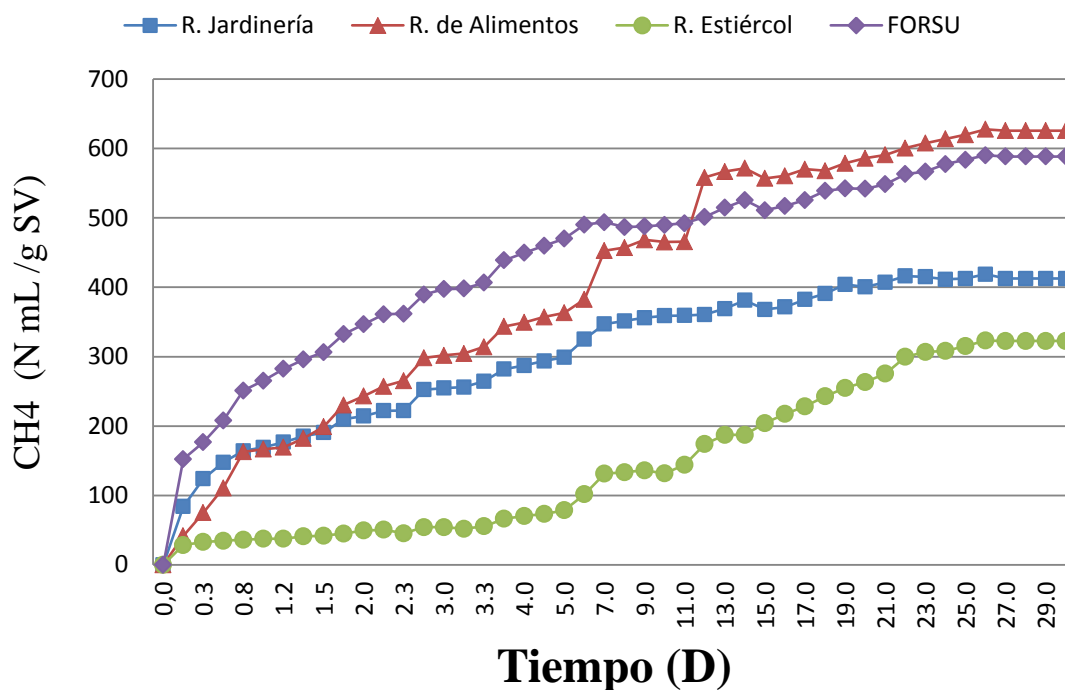


Figura 4.15 Perfiles de producción neta normalizada de metano de los diferentes sustratos analizados.

Con base a la Figura 4.15, se puede analizar que a los diez días, los residuos de jardinería, alimentos y FORSU-Amecameca mantenían una producción constante y, en el onceavo día los residuos de alimentos dan un salto hacia una producción mayor que los residuos de FORSU-Amecameca, esto puede deberse a que los residuos de alimentos contenían gran cantidad de lixiviado el cual fue degradado al inicio del proceso. La mayor biodegradabilidad de los lixiviados con respecto a la fracción sólida se debe a que los lixiviados presentan una concentración considerablemente mayor de

material soluble que la parte sólida, la cual presenta una alta proporción de material particulado que no es fácilmente accesible a las bacterias (Itodo y Awulu, 1999).

Se puede considerar que una vez que los microorganismos terminaron la degradación del lixiviado iniciaron la degradación del sustrato sólido incluido en los residuos de alimentos, el cual contenía una mayor cantidad de materia orgánica, por lo que la producción de CH₄ aumentó.

Con base en lo antes mencionado, la muestra con mayor producción específica de CH₄ fue la de residuos de alimentos que produjo 625.91 N mL CH₄ /g SV, seguida por la de FORSU-Amecameca con 588.45 N mL CH₄ /g SV, residuos de jardinería con 412.64 N mL CH₄ /g SV y por último los residuos de estiércol de ganado vacuno con una producción de 322.62 N mL CH₄ /g SV.

4.4 Producción teórica de metano de los diferentes sustratos analizados

Uno de los parámetros que permite evaluar la generación de metano a partir del proceso de fermentación de la materia orgánica es la productividad de metano (Weiland P. 1995). Este parámetro se define como la cantidad de metano generado en un tiempo establecido con relación a la materia orgánica disponible en el reactor.

La expresión matemática de la ecuación 7 desarrollada por Schulz (1996) permite calcular la productividad de metano (P_{CH_4}) de un residuo orgánico en un tiempo determinado (t), el cual relaciona el volumen de metano generado (V_{CH_4}) y el volumen de la materia orgánica en el reactor (V_r):

$$P_{CH_4} = \frac{V_{CH_4}}{V_r * t} \quad \text{Ec. (7)}$$

Al aplicar este modelo a los resultados obtenidos experimentalmente, muestra tendencias de tipo exponencial a medida que aumenta el tiempo, la curva crece hasta un t determinado para el cual la generación de metano permanece constante.

La ecuación matemática propuesta que permita reconstruir la curva que describe la producción de metano en función del tiempo, debe cumplir las siguientes condiciones (Weiland P. 1995):

- ❖ La forma de la curva corresponde a una función exponencial.
- ❖ La degradación de la materia responde a una función exponencial.
- ❖ La expresión propuesta cumple con las siguientes condiciones iniciales:
 - Cuando $t = 0$ la producción de metano es nula
 - Cuando $t = \infty$ la producción de metano toma el máximo valor posible, es decir la máxima cantidad de metano que puede generar el residuo orgánico que se encuentra dentro del reactor.

Para el caso del presente estudio se utilizó la siguiente expresión considerando lo anterior:

$$M_{Gen} = M_{Max.} * (1 - e^{-A*t}) \quad \text{Ec. (8)}$$

Dónde:

M_{Gen} es la cantidad de metano generado experimentalmente durante el proceso de DA (mL CH₄/g SV).

$M_{Max.}$ es la máxima cantidad de metano que puede producir un determinado residuo (mL CH₄/g SV).

t es el tiempo considerado.

A es una constante que depende del tiempo.

Para resolver el modelo matemático se linealiza la ecuación 8 resultando la siguiente forma:

$$\ln\left(1 - \frac{M_{Gen}}{M_{Max.}}\right) = A * t \quad \text{Ec. (9)}$$

Donde $M_{Max.}$ se calculó aplicando una regresión exponencial a los resultados obtenidos experimentalmente para cada uno de los sustratos para así obtener la constante A .

Con los valores obtenidos de $M_{Max.}$ y A , para cada uno de los sustratos utilizados se establecieron los perfiles de producción obteniendo los siguientes resultados:

La velocidad de producción de metano de residuos de FORSU-Amecameca (figura 4.16) en los primeros 12 días muestra una producción experimental mayor que la obtenida con el modelo matemático, la alta producción al inicio del proceso se debe a que este tipo de residuo se constituye de un alto contenido de material soluble que es el primer sustrato consumido por las bacterias debido a su fácil biodegradabilidad (Itodo y Awulu, 1999). La máxima cantidad de metano obtenido experimentalmente para este residuo fue de 588.45 N mL CH₄ /g SV. De acuerdo con el modelo matemático empleado en este trabajo, el máximo valor de producción de metano fue de 596.9 N mL CH₄ /g SV. El cálculo teórico se asemeja al del valor experimental.

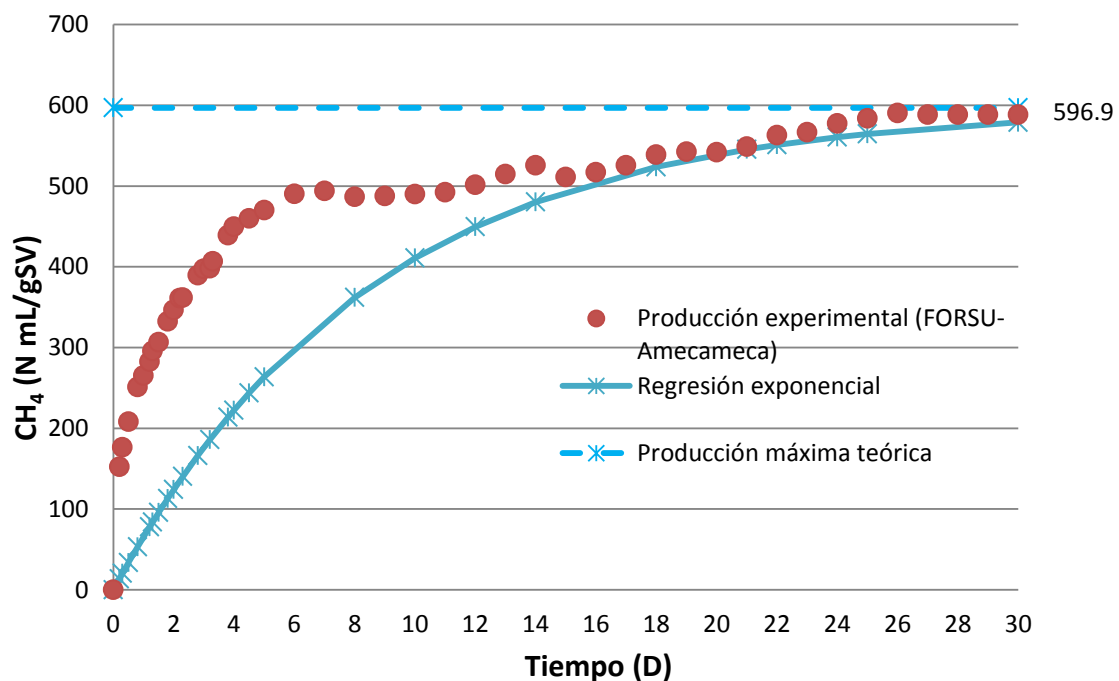


Figura 4.16 Producción de metano máxima teórica generada por los residuos de FORSU-Amecameca.

Las figuras 4.17, 4.18 y 4.19 correspondientes a residuos de jardinería, alimentos y estiércol de ganado vacuno respectivamente, muestran que los datos experimentales permitieron obtener una curva de características similares a las presentadas por el modelo matemático.

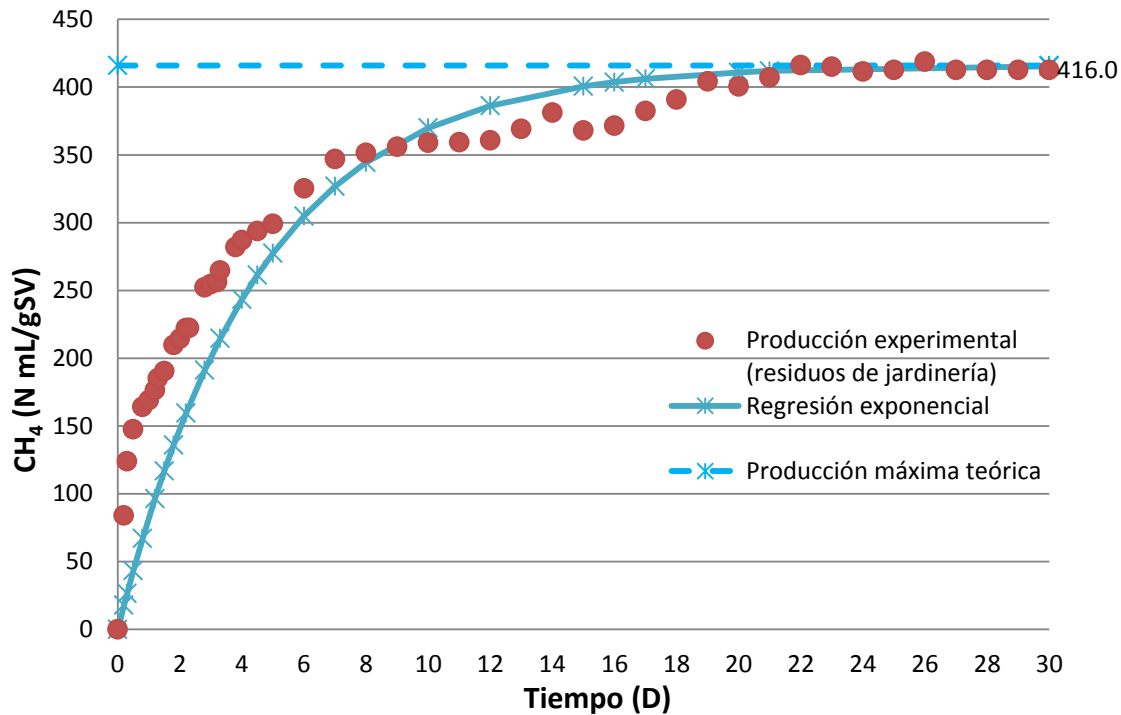


Figura 4.17 Producción de metano máxima teórica generada por los residuos de jardinería.

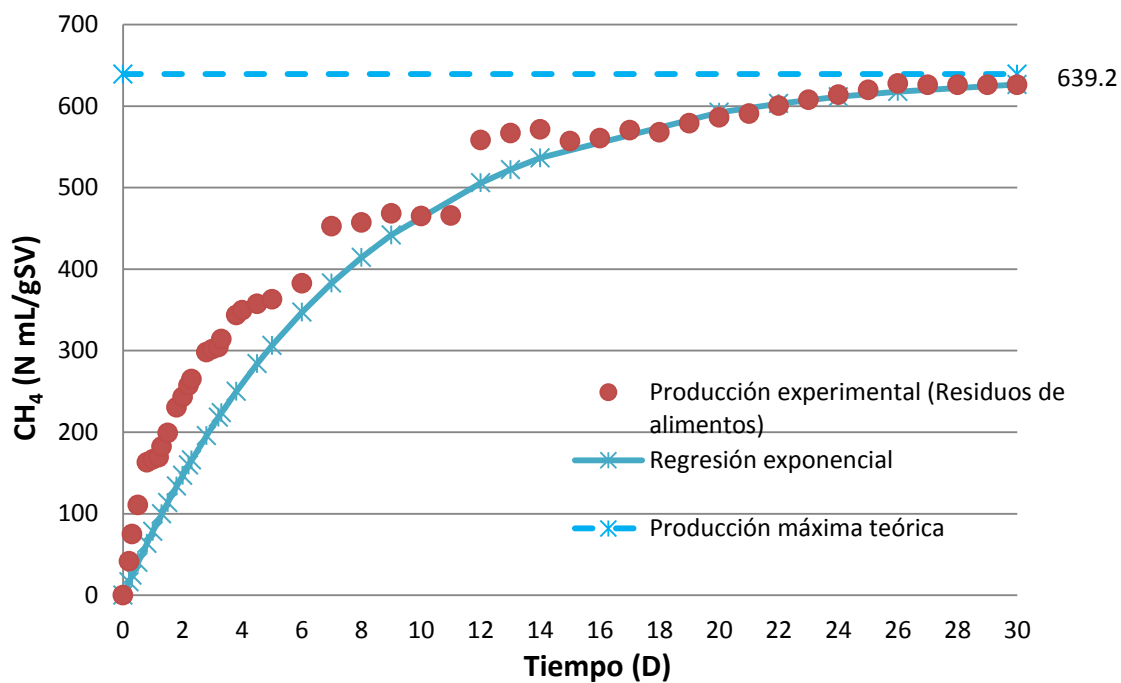


Figura 4.18 Producción de metano máxima teórica generada por los residuos de alimentos.

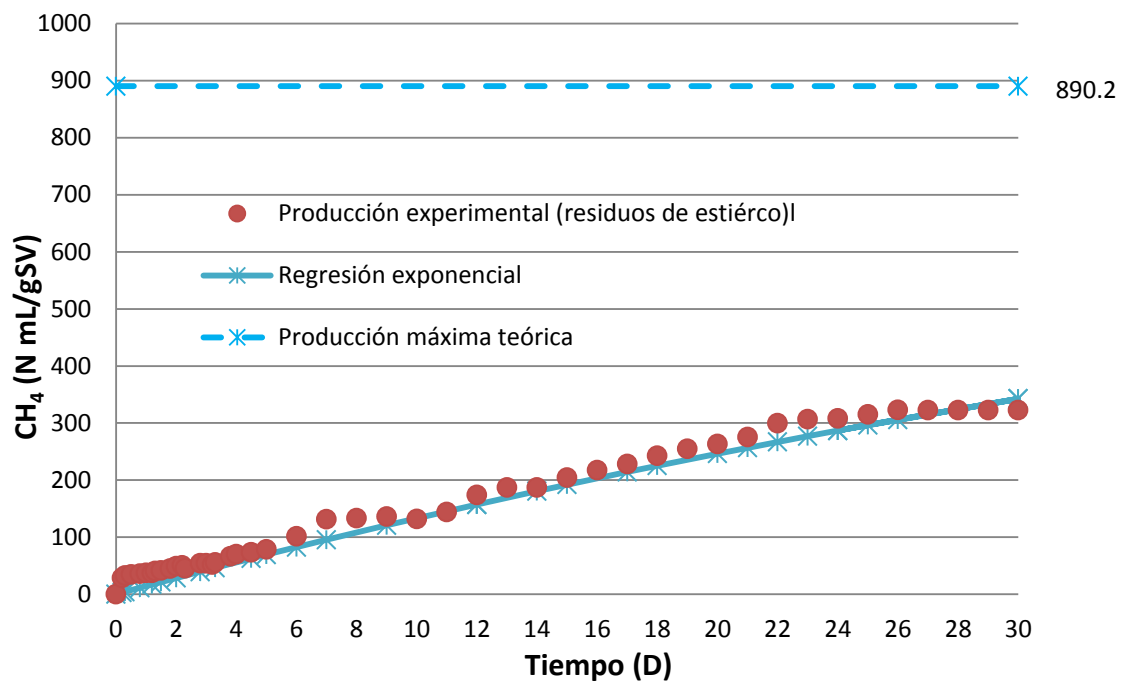


Figura 4.19 Producción de metano máxima teórica generada por los residuos de estiércol de ganado vacuno.

Se puede observar que en los residuos de jardinería y alimentos los valores de producción máxima obtenidos experimentalmente son similares a los que se obtuvieron utilizando el modelo matemático, sin embargo, la producción máxima teórica obtenida en los residuos de estiércol de ganado vacuno es más del doble de la producción obtenida experimentalmente, esto se debe a que este tipo de residuo es poco biodegradable y se necesita un tiempo demasiado largo para obtener su máximo potencial de producción.

5 PROPUESTA TÉCNICA DE CO-DIGESTIÓN

Los resultados de los análisis a las cuatro muestras de RSO indicaron que los residuos de alimentos contenían un mayor potencial de energía, generando 625.91 N mL CH₄/g SV, sin embargo, uno de los objetivos de este trabajo fue evaluar la digestión anaerobia como una opción para la disminución de los volúmenes de RSM generados, tomando en cuenta que los residuos con mayor generación diaria comprenden a la FORSU, resulta una buena opción utilizar este tipo de residuos para un tratamiento de co-digestión.

La FORSU cuenta con una producción de 400-600 mL CH₄/g SV (Kübler *et al.*, 1999), no obstante, el potencial de producción de metano varía en función del origen y tipo de separación del residuo. La FORSU analizada en este trabajo proviene del municipio de Amecameca del Estado de México obteniendo una producción máxima de 588.45 N mL CH₄/g SV.

Por otra parte, el residuo que presentó una menor producción de metano fue el estiércol de ganado vacuno generando 322.62 N mL CH₄/g SV, la baja producción de metano de este tipo de residuo se debe al alto contenido de material lignocelulósico, sin embargo, el estiércol de ganado vacuno cuenta con una alta capacidad de tamponamiento, alto contenido de nitrógeno y la amplia gama de nutrientes necesarios para los microorganismos metanogénicos (Morales *et al.*, 2008 y Weiland, 2000). Por esta razón se considera un excelente co-sustrato en un tratamiento de co-digestión.

La co-digestión de FORSU-Amecameca con estiércol de ganado vacuno puede tener éxito debido a la relación C/N, la concentración de los macro y micronutrientes, y la capacidad amortiguadora que se ajusta mediante la mezcla de los dos sustratos. Co-digestión de estiércol animal con residuos biodegradables se considera como una tecnología de proceso robusto que puede aumentar la producción de biogás por el 80-400% en las plantas de biogás (Braun *et al.*, 2003 y Weiland, 2000). Por otra parte, muchos estudios demostraron que la sensibilidad del proceso de DA a los cambios del medio ambiente puede ser mejorado mediante la combinación de varios flujos de residuos (Creamer, *et al.*, 2010 , Heo *et al.*, 2003 , Kayhanian y Rich, 1995 , Romano y Zhang, 2008 y Wu *et al.*, 2010). Estas prácticas sugieren que la co-digestión anaerobia de la FORSU-Amecameca y de estiércol de ganado vacuno aumentaría la eficiencia del proceso y por consiguiente aumentaría el potencial de producción de metano.

De acuerdo a los argumentos planteados anteriormente se propone una co-digestión de la FORSU-Amecameca utilizando como co-sustrato estiércol de ganado vacuno y como inóculo lodos granulares anaerobios provenientes de la planta cervecera de grupo Modelo S.A.de.C.V., que fueron los utilizados en la experimentación de este trabajo.

CONCLUSIONES

Los residuos de estiércol de ganado vacuno, FORSU-Amecameca, jardinería y alimentos presentan una relación de macronutrientes (DQO/N/P) de 229/8/1, 283/5/1, 298/5/1 y 365/5/1 respectivamente, la cual se encuentra en el intervalo reportado por trabajos como adecuado para el proceso anaerobio (800/5/1). Lo anterior indica que se obtuvieron condiciones adecuadas para el procesamiento de los residuos antes mencionados mediante el proceso de digestión anaerobia.

La muestra de residuos de la FORSU-Amecameca presentó un porcentaje de 11% con respecto a los ST de sustancias potencialmente solubles, lo que se vio reflejado en la prueba de PBM, donde los primeros nueve días fue el residuo con una mayor producción de metano.

Los residuos de estiércol de ganado vacuno presentaron una mayor cantidad de nutrientes respecto a los reportados en la literatura (0.12% P y 12% N), teniendo un 0.65% de fósforo con respecto a los ST y un 5% de nitrógeno con respecto a los ST. Sin embargo fueron también los residuos con mayor contenido de material lignocelulósico, con un 28.5% en fibras. Lo anterior conlleva a que este tipo de residuo sea poco biodegradable, sin embargo, debido a su alto contenido de nutrientes resultaría un buen co-sustrato en un proceso de co-digestión.

La producción del potencial de metano en las diferentes muestras analizadas mostraron que los residuos de alimentos produjeron el 51% más que los residuos de estiércol,

obteniendo los valores de 625.91 N mL CH₄/g SV y 322.62 N mL CH₄/g SV respectivamente. Trabajos anteriores reportan una producción de 200-400 mL CH₄/g SV para residuos de estiércol vacuno y de 600-790 mL CH₄/gSV para residuos de alimentos. Comparando la producción de CH₄ obtenida de los diferentes RSO en este trabajo con la producción obtenida en trabajos internacionales se puede concluir que este tipo de residuos presentan una buena viabilidad para ser tratados por medios anaerobios.

Este trabajo se centró en la determinación del potencial de producción de metano de los RSO provenientes de diferentes fuentes generadoras buscando una propuesta para mejorar la producción de metano de los diferentes residuos, se puede concluir que la mejor forma para aumentar la producción de aquellos residuos con baja biodegradabilidad es la co-digestión, ya que de esta manera se realiza una complementariedad de las composiciones de los residuos para permitir perfiles de producción más altos.

REFERENCIAS

1. Angelidaki I., Alves M., Bolzonella D., Borzacconi L., Campos J. L. (2009), Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays, *Water Science & Technology* 59(5), Pp.934-927.
2. Angelidaki I. y Sanders W. (2004), Assessment of the anaerobic biodegradability of macropollutants, *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology* 3, Pp.117–129.
3. Angelidaki., Ellegaard L., Ahring B.K.(1997), Modelling anaerobic co-digestion of manure with olive oil mill effluent, *Water Science and Technology*. Pp. 260-270.
4. APHA-AWWA-WPCF (1992), Standards Methods for the Examination of Water and Wastewater- 20th Edition, Washington. D.C.
5. Bermúdez J.J., Canovas M., Manjon A., Iborra J.L., Howell J.A. (1988), *La digestión anaerobia*, EDITUM, Murcia, 75 pp.
6. Chen Y., Cheng J.J., Creamer K.S. (2008), Inhibition of anaerobic digestion process: a review, *Bioresource Technology* 99(10), 4044–4064.

7. Castillo A.; Eresue M.; Rodríguez L.; Rugama J., A. (2002), *Manejo integrado de la fertilidad de los suelos*, Nicaragua. Managua, Nicaragua. Pp.130.
8. Campos A.E. (2001), Optimización de la digestión anaerobia de purines de cerdo mediante codigestión con residuos orgánicos de la industria agroalimentaria, tesis de doctorado, *Departamento de Medio Ambiente y Ciencias del Sol, Universidad de Lleida (Catalán)*, España, Pp. 394.
9. Coombs J. (1990), The present and future of anaerobic digestion, en *Anaerobic digestion: a waste treatment technology, Critical reports on applied chemistry. Pp. 90-140.*
10. David B., StephenHarsh., ChristopherA.W., StevenSafferman ., DanaKirk. (2013), Electricity purchase agreements and distributed energy policies for anaerobic digesters, *Energy Policy* ,Michigan State University, Pp.341-349.
11. Devlin D. C., Esteves S. R., Dinsdale R. M., Guwy A. J. (2011), The effect of acid pretreatment on the anaerobic digestion and dewatering of waste activated sludge, *Bioresource Technology* 102(5), Pp. 4076-4082.
12. Deublein D., Steinhauser A. (2008), *Biogas from waste and renewable resources: An introduction*, Wiley-VCH Verlag GmbH and Co. KGaA. Weinheim, Alemania. Pp. 90-128.
13. DIAZ (2007), Evaluación física, química y microbiológica del proceso del compostaje de residuos sólidos urbanos, con microorganismos nativos y comerciales en el municipio de Venecia (Ant), Tesis de Maestría en Biotecnología, *Ecología y microbiología ambiental*, Medellín, Pp.65, 73.
14. Díaz, B. (2002), Estado del arte sobre el tratamiento biológico para los residuales de Punta Periquillo II Digestión Anaerobia, *Ingeniería Hidráulica y Ambiental* 23(1), 34-38.

15. Eleni I., Dieudonné G. O., Nikolaos V. (2012), Food waste co-digestion with sewage sludge e Realising its potential in the UK, *Journal of Environmental Management*, Centre for Environmental Policy, Imperial College London, Pp. 267-272.
16. EPA (Environmental Protection Agency) (1997), [En línea]: < <http://www.epa.gov/> > [Consulta: 22 de junio del 2013].
17. Garcia P., Parameswaran P., Kang D.W., Canul M., Krajmalnik B. R. (2011), Anaerobic digestion and co-digestion processes of vegetable and fruit residues: Process and microbial ecology, *Bioresource Technology*, Unidad Profesional Interdisciplinaria de Biotecnología, Mexico City, Pp. 9447-9455.
18. Holm-Nielsen, J.B., Seadi T., Oleskowicz-Popiel, P. (2009), The future of anaerobic digestion and biogas utilization, *Bioresource Technology*, Aalborg University, Denmark, Pp. 5478-5483.
19. Henze M., van Loosdrecht M., Ekama G., Brdjanovic D. (2008), Biological wastewater treatment, IWA Publishing, Londres, 511 pp.
20. Hansen T. L., Schmidt J. E., Angelidaki I., Marca E., Jansen J.C., Mosbæk H., Christensen T.H. (2004), Method for determination of methane potentials of solid organic waste. *Waste Management*, 24, Pp. 393–400.
21. Haug R.T. (1993), *The Practical Handbook of Compost Engineering*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
22. Hills D.J., Nakano K. (1987), Effects of particle size on anaerobic digestion of tomato solid wastes, *Agricultural Wastes*. Pp. 285-295.
23. Hashimoto A.G. (1986), Ammonia Inhibition of methanogenesis from cattle wastes, *Agricultural Wastes*, Vol. 17, Pp. 241-261

24. INEGI (Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática) (2010), Información por Entidad, Distrito Federal. [En línea]: <<http://cuentame.inegi.org.mx/monografias/informacion/df/default.aspx?tema=me&e=09>> [Consulta: 05 de enero del 2013].
25. IDEA (Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía) (2007), Biomasa: Digestores anaerobios, *Departamento de Energía*, España, Pp. 08-30.
26. Jansen J. C., Spliid H., Hansen T. L., Svärd Å, Christensen T.H. (2004), Assessment of sampling and chemical analysis of source-separated organic household waste, *Waste Management* 24(6), Pp. 541–549.
27. Klübler H., Hoppenheidt K., Hirsch P., Nimmrichter R., Kottmair A., Nordsieck H., Swerev M., Mucke W. (1999), Full scale co-digestion of organic waste. *Proceedings of the Second International Symposium on Anaerobic Digestion of Solid Wastes*, Barcelona, Vol. 1. Pp. 405-410.
28. López M y Espinosa M del C (2007), Effect of alkaline pretreatment on anaerobic digestion of solid wastes, *Waste Management* 28 (11) 2229–2234.
29. LGPGIR (Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos) (2003), [En línea]: <<http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/ref/lgpgir.htm>> [Consulta: 11 de mayo del 2013].
30. LGEEPA (Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente) (1988), [En línea]: <<http://www.inecc.gob.mx/calibre-informacion-basica/564-calibre-normatividad>> [Consulta: 18 de febrero del 2013].
31. Martí N. (2006), Phosphorus Precipitation in Anaerobic Digestion Process, tesis de licenciatura, *Universidad de Valencia*, Valencia, España, 53 pp.
32. Mata-Alvarez, J. (2003), *Biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes*, IWA Publishing, Barcelona, España, 323 pp.

33. Misi S. N., Forster C.F. (2002), *Semi continuous anaerobic co-digestion of agro-waste*. Environ, Technol. Pp. 445-451.
34. Mata-Alvarez J., Macé S., Llabrés P. (2000), Anaerobic digestion of organic solid waste, An overview of research achievements and perspectives, *Bioresource Technology* 74 (1), 3-16.
35. McCarty P. L. (1964), *Anaerobic waste treatment fundamentals*, Part III: Toxic materials and their control, Public Pp. 91-94.
36. NSCA (National Strength and Conditioning Association) (2006) [En línea]: <
<http://www.nasca.com/Home/> > [Consulta: 02 de marzo del 2013].
37. NMX-AA-015-1985, Protección al Ambiente - Contaminación del Suelo - Residuos Sólidos Municipales - Muestreo - Método de Cuarteo
38. ONU (Organización de las Naciones Unidas) (2010), Generación de residuos sólidos urbanos, [En línea]:<
<http://esa.un.org/wup2009/unup/index/.asp?panel=2> >[Consulta: 08 de septiembre de 2012]
39. Ostrem K. (2004). Greening waste anaerobic digestion for treating the organic fraction of municipal solid waste, M.S. Thesis in Earth Resources Engineering. *Colombia University*.
40. Owens J. M. y Chynoweth D. P. (1993), Biochemical Methane Potential of Municipal Solid Waste (MSW) Components, *Water Science and Technology* 27(2), Pp.1-14.
41. Owen W. F., Stuckev D. C., Healv J. B., Jr, Young L.Y., y McCarty P.L. (1978), Bioassay for Monitoring Biochemical Methane Potential and Anaerobic Toxicity, *Water Research* 13, Pp. 485-4.92.

42. Oremland R y Taylor R (1977), Sulfate reduction and methanogenesis in marine sediments Division of Biology and Living Resources, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 42(2), 209-214
43. Pastor L., Ruiz L., Pascual A., Ruiz B. (2013), Co-digestion of used oils and urban landfill leachates with sewage sludge and the effect on the biogas production, Depuración de Aguas del Mediterráneo, *Applied Energy*, Parque Tecnológico de Valencia, Pp.438-443.
44. Pabón Pereira C. P., Castañares G. y van Lier J. B. (2012), An OxiTop® protocol for screening plant material for its biochemical methane potential (BMP), *Water Science & Technology* 66(7), Pp.1416-1423.
45. PEPGIRSU (Programa Estatal para la Prevención y Gestión Integral de Residuos Sólidos Urbanos) (2010) [En línea]: < www.giresol.org/rrgcg/docs/RRG%20Hidalgo/.../PMPGIRSU.pdf > [Consulta: 28 de agosto del 2013].
46. Prasad K., Lars E., Irimi A. (2009), Optimization of biogas production from manure through serial digestion: Lab-scale and pilot-scale studies, *Bioresource Technology*, Technical University of Denmark, Pp.701-708.
47. Pavlostathis S.G., Giraldo-Gomez, E. (1991), Kinetics of anaerobic treatment: a critical review, *Criticals reviews in enviromental control* 21(5,6), 411-490
48. Rangaraj G., Michel T., Philippe S., Jean P., Aurelien L., Jean P. (2013), Anaerobic co-digestion of solid waste: Effect of increasing organic loading rates and characterization of the solubilised organic matter, *Bioresource Technology*, Laboratoire de Biotechnologie de l'Environnement, France, Pp. 560-567.
49. Rittman B.E. (2001), *Biotechnología del medio ambiente*, Editorial Mc Graw Hill, primera Edición.

50. Rynk R. (1992), *On farm Composting Handbook*, Northeast Regional Agricultural Engineering, segunda Edición.
51. Shuming W., Beidu X., Xunfeng X., Mingxiao L., Lei W., Caihong S. (2012), Using fluorescence excitation–emission matrix spectroscopy to monitor the conversion of organic matter during anaerobic co-digestion of cattle dung and duck manure, *Bioresource Technology*, Chinese Research Academy of Environmental Science, Beijing, China, Pp. 439-444.
52. SMAGEM (Secretaría de Medio Ambiente del Estado de México) (2010), [En línea]:
<http://portal2.edomex.gob.mx/sma/acerca_secretaria/directorio/index.htm,>
[Consulta: 15 de marzo del 2013].
53. SEDESOL (Secretaría de Desarrollo Social) (2010) [En línea]:
<<http://www.sedesol.gob.mx/> > [Consulta: 27 de julio del 2013].
54. SEMARNAT (Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales) (2009), Generación de residuos sólidos urbanos, [En línea]:<
http://app1.semarnat.gob.mx/dgeia/resumen_2009/07_residuos/cap7_1.html>[C
onsulta: 13 de febrero de 2013].
55. Soliva M. (2001), *Estudio de la gestión de residuos sólidos orgánicos*, Área de medio ambiente, Barcelona, Pp.21.
56. Speece R.E. (1987), *Nutrient Requeriments*. En: *Anaerobic digestion of biomass*, Editorial Chynoweth y Isaacson. Elsevier applied science.
57. SEMARNAT (Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales) (1985), Generación de residuos sólidos urbanos, [En línea]:<
http://app1.semarnat.gob.mx/dgeia/resumen_2009/07_residuos/cap7_1.html>[C
onsulta: 05 de agosto de 2013]

58. Tauseef S.M., Tasneem A. (2013), Energy recovery from wastewaters with high-rate anaerobic digesters, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, Pondicherry University, India, Pp. 38.
59. Tchobanoglous G., Theisen H., Vigil S.A. (1994), *Gestión integral de residuos sólidos Vol II*, Editorial Mc GrawHill/Interamericana de España, S.A. Pp. 600-800.
60. VanRollegham (2003), Improved Monitoring to Improve OLR and Reduce Retention Time, *Waster Science and Technology*.
61. Xiao L., Xingbao G., Wei W., Lei Z., Yingjun Z., Yifei S. (2012), Pilot-scale anaerobic co-digestion of municipal biomass waste: Focusing on biogas production and GHG reduction, *Renewable Energy*, Tsinghua University, Beijing, China, Pp. 463-467.

ANEXO

Tabla I Datos utilizados para la determinación de ST, SV y SV de los RSO analizados.

<i>Muestras de residuos</i>	<i>Capsula (g)</i>	<i>Capsula + muestra (g)</i>	<i>capsula + muestra seca (g)</i>	<i>capsula + muestra calcinada (550°C) (g)</i>	<i>STT (mg/kg)</i>	<i>STT Promedio (mg/kg)</i>	<i>SFT (mg/kg)</i>	<i>SFT Promedio (mg/kg)</i>	<i>SVT Promedio (mg/kg)</i>
Estiércol de ganado vacuno	40.398	65.608	450.944	41.688	186,291		51,170		
	394.187	644.828	439.919	40.644	182,46	183,727	48,915	50,181	133,546
	679.271	929.815	724.978	69.191	182,431		50,458		
FORSU-Amecameca	42.433	67.525	46.731	43	171,29	169,001	30,767	30,496	138,506
	40.011	65.090	44.192	41	166,713		30,224		
	41.569	665.877	52.263	44.366	427,440		111,832		
Residuos de jardinería	393.077	643.901	500.132	42.026	426,813	426,805	108,379	110,197	316,608
	395.093	64.523	501.692	42.270	426,162		110,380		
	414.561	665.167	47.003	42.476	221,355		40,701		
Residuos de alimentos	412.582	663.359	46.864	42.382	223,545	221,323	44,813	42,476	178,846
	416.562	667.261	47.148	42.707	219,067		41,915		

Tabla II Datos utilizados para la determinación de DQO de los RSO analizados.

<i>Muestras de residuos</i>	<i>Absorbancias</i>	<i>(mg/l)</i>	<i>(mg/kg)</i>	<i>Promedio (mg/kg)</i>
Residuos de estiércol de ganado vacuno	0.209	733.7	278,793.3	276,682
	0.206	723.7	274,993.3	
	0.207	727.0	276,260.0	
FORSU-Amecameca	0.196	657.3	254,388.0	250,518
	0.19	637.3	246,648.0	
Residuos de jardinería	0.292	1,010.3	373,823.3	374,234
	0.29	1,003.7	371,356.7	
	0.295	1,020.3	377,523.3	
Residuos de alimentos	0.222	777.0	291,375.0	290,542
	0.223	780.3	292,625.0	
	0.219	767.0	287,625.0	

Tabla III Datos utilizados para la determinación de DBO de los RSO analizados.

<i>Muestra de residuos</i>	<i>OD_{i1}</i>	<i>OD_{i2}</i>	<i>Promedio</i>	<i>OD_{5i}</i>	<i>OD_{5ii}</i>	<i>Promedio</i>	<i>Dilución (ml)</i>	<i>DBO (mg/kg)</i>
Residuos de estiércol de ganado vacuno	6.4	6.2	6.3	3.1	3	3.05	380	46,455
FORSU-Amecameca	5.8	5.9	5.8	2.7	2.6	2.65	400	106,000
Residuos de jardinería	6.3	6.4	6.3	2.2	2.3	2.25	370	82,972.5
Residuos de alimentos	6.4	6.2	6.3	1	1	1	375	138,093.7
BLANCO	6.4	6.2	6.3	4.1	4	4.05		

Tabla IV Datos utilizados para la determinación de COD de los RSO analizados.

<i>Muestra de residuos</i>	<i>COD (mg/L)</i>	<i>Volumen dilución (ml)</i>	<i>Volumen filtrado</i>	<i>COD (mg/kg)</i>	<i>Promedio (mg/kg)</i>
Residuos de estiércol de ganado vacuno	3,212	370	77	3,660.395	3,662.674
FORSU-Amecameca	3,216	370	77	3,664.953	
	4,960	380	144	18,094.08	18,675.93
	5,279	380	144	19,257.792	
Residuos de jardinería	5,174	375	98	12,676.3	12,448.45
	4,988	375	98	12,220.6	
Residuos de alimentos	5,519	370	98	13,341.262	13,005.253
	5,241	370	98	12,669.244	

Tabla V Datos utilizados para la determinación de grasas y aceites de los RSO analizados.

<i>Muestra de residuos</i>	<i>Matraz vacío</i>	<i>Peso muestra</i>	<i>Matraz con grasas</i>	<i>Grasas (g)</i>	<i>mg/kg</i>	<i>% grasas</i>	<i>PROMEDIO %grasas</i>
Residuos de estiércol de ganado vacuno	89.612	7.504	89.738	0.126	16,817.24	9.15	9.04
FORSU-Amecameca	90.121	7.504	90.244	0.123	16,430.14	8.94	
	89,.544	10.003	90.090	0.546	54,582.53	29.70	29.40
	106.079	10.005	106.614	0.534	53,462.73	29.09	
Residuos de jardinería	88.640	10.000	88.956	0.316	31,597.15	17.19	17.21
	92.342	10.001	92.658	0.316	31,666.51	17.23	
Residuos de alimentos	99.995	14.002	100.883	0.888	63,461.90	34.54	34.46
	95.686	14.002	96.571	0.884	63,195.40	34.39	

Tabla VI Datos utilizados para la determinación de fibra cruda de los RSO analizados.

<i>Clave</i>	<i>Ps</i>	<i>Pp</i>	<i>Pcp</i>	<i>M</i>	<i>Pc</i>	<i>% Fibra</i>
Asbesto (A)	0.7	0.36	0	3	0.33	0.22
Asbesto (B)	0.7	0.38	0	3	0.33	0.23
Residuos de estiércol de ganado vacuno	1.9	0.62	0.16	3	0.56	28.14
	1.9	0.62	0.16	3	0.55	28.66
FORSU-Amecameca	1.6	0.65	0.17	3	0.58	18.62
	1.6	0.63	0.17	3	0.57	18.41
Residuos de jardinería	1.7	0.62	0.16	3	0.42	27.07
	1.7	0.62	0.17	3	0.44	27.35
Residuos de alimentos	1.1	0.62	0.17	3	0.29	11.00
	1.2	0.63	0.17	3	0.39	11.17

Tabla VII Datos utilizados para la determinación de fósforo de los RSO analizados.

<i>Muestra de residuos</i>	<i>Absorbancia</i>	<i>(mg/l)</i>	<i>mg/kg</i>	<i>Promedio</i>
Residuos de estiércol de ganado vacuno	0.08	1.263	1,199.92	1,207.02
	0.08	1.278	1,214.12	
FORSU-Amecameca	0.049	0.799	884.24	884.24
	0.051	0.829	917.29	
	0.048	0.784	867.71	
	0.048	0.784	867.73	
Residuos de jardinería	0.085	1.337	1,254.20	1,254.20
	0.085	1.337	1,254.24	
Residuos de alimentos	0.05	0.814	794.28	794.28
	0.05	0.814	794.28	

Tabla VIII Datos utilizados para la determinación de Nitrógeno Kjeldahl de los RSO analizados.

<i>Muestra de residuos</i>	<i>Volumen Gastado de H₂SO₄</i>	<i>(mg/l)</i>	<i>mg/kg</i>	<i>Promedio</i>
Residuos de estiércol de ganado vacuno	4.9	2,492	9,469.6	9,469.6
	4.9	2,492	9,469.6	
FORSU-Amecameca	2.6	1,204	4,659.48	4,659.48
	2.6	1,204	4,659.48	
Residuos de jardinería	3.4	1,652	6,195	6,195
	3.4	1,652	6,195	
Residuos de alimentos	2.5	1,148	4,477.2	4,477.2
	2.5	1,148	4,477.2	
BLANCO	0.45			

Tabla IX Producción diaria de metano (ml) del testigo (T), residuos de jardinería (RJ), residuos de alimentos (RA), residuos estiércol de ganado vacuno (RV) y FORSU-Amecameca (F-A), (Prueba de PBM montada por triplicado).

<i>DÍA</i>	<i>T-1</i>	<i>T-2</i>	<i>T-3</i>	<i>RJ-1</i>	<i>RJ-2</i>	<i>RJ-3</i>	<i>RA-1</i>	<i>RA-2</i>	<i>RA-3</i>	<i>RV-1</i>	<i>RV-2</i>	<i>RV-3</i>	<i>F-A-1</i>	<i>F-A-2</i>	<i>F-A-3</i>
0.0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0.2	28	25	28	71	145	122	150	12	111	51	52	50	118	156	150
0.3	39	36	43	97	196	187	253	34	169	67	66	66	165	188	183
0.5	50	42	44	111	319	224	349	77	197	75	76	73	239	221	214
0.8	60	57	65	135	320	258	395	160	231	91	94	90	350	276	261
1.0	66	65	73	146	329	270	412	164	248	101	104	97	352	298	277
1.2	72	72	79	158	533	283	429	164	265	107	112	104	410	320	296
1.3	78	76	85	171	661	295	449	174	287	115	120	112	441	336	313
1.5	82	80	91	179	661	305	472	195	303	119	124	119	455	351	325
1.8	91	92	103	205	663	333	506	236	336	132	141	133	481	388	353
2.0	95	98	109	215	835	341	524	252	352	143	150	140	498	408	367
2.2	102	106	118	228	1,003	357	543	272	371	151	160	150	521	426	389
2.3	120	112	128	239	1,003	369	559	294	385	159	168	156	542	438	401
2.8	136	130	138	279	1,196	408	597	338	425	183	194	176	599	474	440
3.0	141	136	148	287	1,380	418	607	348	435	189	200	184	614	490	451
3.2	147	142	161	297	1,568	427	616	359	445	195	207	191	628	497	462
3.3	153	148	170	311	1,568	441	633	374	460	206	219	200	645	509	478
3.8	171	165	191	343	1,792	475	676	417	503	236	251	225	736	549	529
4.0	176	172	196	353	1,979	485	689	428	513	245	261	234	737	561	546
4.5	185	179	204	367	2,203	498	706	442	528	256	272	244	743	574	566
5.0	191	187	216	378	2,413	513	720	458	539	270	286	256	779	588	586
6.0	220	218	268	434	2,645	575	778	515	589	325	344	314	868	644	638

Tabla X Producción diaria de metano (ml) del testigo (T), residuos de jardinería (RJ), residuos de alimentos (RA), residuos estiércol de ganado vacuno (RV) y FORSU-Amecameca (F-A), (Prueba de PBM montada por triplicado).

<i>DÍA</i>	<i>T-1</i>	<i>T-2</i>	<i>T-3</i>	<i>RJ-1</i>	<i>RJ-2</i>	<i>RJ-3</i>	<i>RA-1</i>	<i>RA-2</i>	<i>RA-3</i>	<i>RV-1</i>	<i>RV-2</i>	<i>RV-3</i>	<i>F-A-1</i>	<i>F-A-2</i>	<i>F-A-3</i>
7.0	262	273	330	506	2,877	645	832	677	649	398	423	396	981	702	692
8.0	305	320	364	553	3,109	688	859	721	695	440	473	440	1,018	738	727
9.0	335	352	388	586	3,337	720	881	765	727	468	507	474	1,048	769	755
10.0	369	376	410	614	3,571	750	904	785	755	484	539	504	1,073	798	783
11.0	397	396	430	642	3,805	768	924	809	777	520	569	534	1,099	823	807
12.0	407	406	448	666	4,039	786	946	833	801	542	589	554	1,123	850	835
13.0	421	422	464	694	4,233	802	968	855	823	570	617	578	1,147	876	861
14.0	435	437	480	718	4,417	828	992	869	845	584	633	592	1,171	900	885
15.0	461	454	504	734	4,439	840	998	889	857	609	679	624	1,183	912	899
16.0	477	469	520	758	4,418	854	1,018	907	875	631	709	648	1,206	934	919
17.0	489	481	534	790	4,418	866	1,036	931	895	651	731	670	1,226	954	939
18.0	503	495	546	816	4,418	880	1,052	937	911	673	755	696	1,248	978	963
19.0	517	509	560	840	4,418	906	1,074	961	937	697	781	718	1,262	992	983
20.0	535	527	580	858	4,418	920	1,098	987	961	721	809	742	1,286	1,006	1,006
21.0	549	542	596	884	4,418	935	1,120	1,003	983	745	835	766	1,308	1,030	1,023
22.0	559	553	606	906	4,418	948	1,138	1,021	997	769	867	794	1,328	1,054	1,043
23.0	571	563	620	918	4,418	960	1,156	1,041	1,009	791	887	812	1,346	1,072	1,057
24.0	585	577	634	930	4,418	970	1,176	1,059	1,029	807	901	828	1,370	1,100	1,075
25.0	595	585	646	944	4,418	980	1,196	1,071	1,047	821	917	846	1,388	1,116	1,091
26.0	609	599	654	958	4,433	998	1,214	1,088	1,064	839	935	863	1,406	1,134	1,106
27.0	635	623	682	976	4,460	1,024	1,240	1,113	1,089	865	961	890	1,432	1,160	1,131
28.0	635	623	682	976	4,460	1,024	1,240	1,113	1,089	865	961	890	1,432	1,160	1,131
29.0	635	623	682	976	4,460	1,024	1,240	1,113	1,089	865	961	890	1,432	1,160	1,131
30.0	635	623	682	976	4,460	1,024	1,240	1,113	1,089	865	961	890	1,432	1,160	1,131

