



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO**

---

---

**FACULTAD DE QUÍMICA**

**PRODUCCIÓN DE BIOGÁS A PARTIR DE LA  
FRACCIÓN ORGÁNICA DE LOS RESIDUOS  
SÓLIDOS URBANOS EN UN DIGESTOR  
ANAEROBIO VÍA SECA**

***TESIS***

**QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE  
INGENIERO QUÍMICO**

**PRESENTA**

**JOSÉ LUIS FLORES SANTIAGO**

**MÉXICO, D.F.**

**2015**





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:** ALFONSO DURÁN MORENO  
**VOCAL:** LUZ MARIA LAZCANO ARRIOLA  
**SECRETARIO:** GEMA LUZ ANDRACA AYALA  
**1°.SUPLENTE:** SERGIO ADRIÁN GARCÍA GONZÁLEZ  
**2° SUPLENTE:** ALEJANDRA MENDOZA CAMPOS

**SITIO DONDE SE DESARROLLÓ EL TEMA: CONJUNTO E,  
FACULTAD DE QUÍMICA, UNAM**

### **ASESOR DEL TEMA:**

---

Alfonso Durán Moreno

### **SUPERVISOR TÉCNICO:**

---

Diana González Tenorio

### **SUSTENTANTE:**

---

José Luis Flores Santiago

# INDICE

LISTA DE TABLAS .....	5
LISTA DE FIGURAS .....	6
ABREVIATURAS .....	7
1.- JUSTIFICACIÓN .....	8
2.-OBJETIVOS .....	10
3.-MARCO TEÓRICO .....	11
3.1.- Definición y composición de los Residuos Sólidos Urbanos (RSU).....	11
3.2.- Tratamientos biológicos para la FORSU .....	15
3.2.1 Digestión Anaerobia.....	16
3.2.1.1 Hidrólisis.....	17
3.2.1.2 Acidogénesis.....	18
3.2.1.3 Acetogénesis.....	18
3.2.1.4 Metanogénesis.....	18
3.2.2 Compostaje.....	21
3.3 Sistemas de tratamiento actuales.....	25
3.3.1 Pretratamientos.....	29
3.3.1.1 Pretratamientos mecánicos.....	30
3.3.1.2 Pretratamientos térmicos.....	30
3.3.1.3 Pretratamientos químicos.....	30
3.3.1.4 Pretratamientos biológicos.....	31
3.3.1.5 Pretratamiento aerobio .....	31
3.3.2. Estrategias de operación del reactor.....	32
3.3.2.1 Aireación intermitente .....	32
3.3.2.2. Inóculo adaptado .....	32
3.3.2.3 Recirculación de lixiviado .....	32
4. METODOLOGIA.....	33
4.1 Muestreo y caracterización .....	33
4.2 Evaluación de distintos sistemas de tratamientos.....	34

4.2.1	Digestión Anaerobia .....	35
4.2.2	Compostaje.....	40
5.	RESULTADOS Y ANÁLISIS DE RESULTADOS .....	41
5.1	Caracterización .....	41
5.2	PBM.....	42
5.2.1	Determinación de aireación inicial .....	42
5.2.2	PBM.....	44
5.2.3	Composición del biogás .....	48
5.2.4	Ácidos grasos volátiles .....	48
5.2.5	Remociones.....	49
5.3	Compostaje .....	50
6.	CONCLUSIONES .....	52
7.	REFERENCIAS .....	53
8.	ANEXOS.....	58
	Anexo I, Masa empleada de inóculo y sustrato de cada reactor.....	58
	Anexo II. Determinación de Relación $\alpha$ .....	58
	Anexo III. Condiciones del método para la detección de AGV .....	58
	Anexo IV. Composición del biogás producido .....	60
	Anexo V. Temperaturas de la composta .....	61

## LISTA DE TABLAS

Tabla 3.1 Composición de los RSU en México.....	12
Tabla 3.2 Composición de los RSU en la Ciudad de México.....	13
Tabla 3.3 Proyección de la generación per cápita y total de RSU 2004-2020.....	15
Tabla 3.4 Comparación de la DA y el Compostaje.....	16
Tabla 3.5 Reacciones metanogénicas posibles.....	20
Tabla 3.6 Condiciones de la composta para su utilización como mejorador del suelo en el Distrito Federal.....	23
Tabla 3.7 Condiciones de operación del compostaje.....	24
Tabla 3.8 Límites máximos permisibles para metales pesados en biosólidos (mg/kg en base seca).....	25
Tabla 3.9 Comparación de Sistemas de tratamiento de RSU.....	27
Tabla 3.10 Parámetros y producción de biogás de diferentes sistemas de tratamiento en condiciones termofílicas.....	30
Tabla 3.11 Condiciones de operación para el sistema de tratamiento: DA y Compostaje.....	30
Tabla 4.1 Parámetros evaluados en la caracterización.....	35
Tabla 5.1 Caracterización de la FORSU.....	42
Tabla 5.2 Caracterización del lixiviado.....	43
Tabla 5.3. Caracterización del inóculo.....	43
Tabla 5.4. Caracterización posterior al pretratamiento aerobio.....	44
Tabla 5.5 Caracterización inicial y final de los tratamientos experimentados.....	46
Tabla 5.6 Remoción de parámetros fisicoquímicos.....	50
Tabla 5.7 Condiciones finales de la composta.....	52

## LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 Disposición final de los RSU del total generado, 1997-2012.....	14
Figura 3.2 Clasificación de los tratamientos de los RSU.....	15
Figura 3.3 Diagrama de las etapas de la DA.....	18
Figura 3.4 Sistema para aireación.....	32
Figura 4.1 a) Descarga y b) Recolección de muestra.....	34
Figura 4.2a Trituración de la muestra y 4.2b FORSU triturada.....	35
Figura 4.3 Licuadora tipo industrial.....	36
Figura 4.4 Equipo AMPTS II.....	36
Figura 4.5 Diagrama de los experimentos realizados.....	37
Figura 4.6 Reactor con pretratamiento de aireación.....	38
Figura 4.7 Reactor con alimentación continua de lixiviado.....	38
Figura 4.8 Reactor con pulsos de aireación.....	39
Figura 4.9 Reactor con inóculo adaptado.....	39
Figura 4.10 Blanco.....	40
Figura 4.11 Muestras para compostaje.....	41
Figura 4.12 Digestato (izquierda) y composta (derecho).....	41
Figura 5.1 Producción de metano acumulada en los pretratamientos de aireación.....	45
Figura 5.2 Producción de biogás por día (NmL biogás).....	48
Figura 5.3 Concentración de ácidos grasos volátiles (mg/L) en la DA.....	50
Figura 5.4 Monitoreo de la temperatura en el compostaje.....	51

## ABREVIATURAS

<b>AGV</b>	Ácidos Grasos Volátiles
<b>C/N</b>	Relación Carbono-Nitrógeno
<b>COD</b>	Carbón Orgánico Disuelto
<b>COFEPRIS</b>	Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitarios
<b>COP</b>	Contaminantes Orgánicos Persistentes
<b>DA</b>	Digestión Anaerobia
<b>DBO</b>	Demanda Bioquímica de Oxígeno
<b>DQO</b>	Demanda Química de Oxígeno
<b>FORSU</b>	Fracción Orgánica de los Residuos Sólidos Urbanos
<b>NADF</b>	Norma Ambiental del Distrito Federal
<b>NMX</b>	Norma Mexicana
<b>NOM</b>	Norma Oficial Mexicana
<b>NT</b>	Nitrógeno Total
<b>PBM</b>	Potencial Bioquímico de Metano
<b>pH</b>	Potencial de Hidrógeno
<b>PT</b>	Fósforo Total
<b>PTAR</b>	Planta de Tratamiento de Aguas Residuales
<b>RSU</b>	Residuos Sólidos Urbanos
<b>SEDESOL</b>	Secretaría de Desarrollo Social
<b>SEMARNAT</b>	Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales
<b>ST</b>	Sólidos Totales



## 1.- JUSTIFICACIÓN

En los últimos años la producción de residuos sólidos urbanos (RSU) ha aumentado a nivel mundial debido a los altos consumos de productos, por lo que se requieren aplicar correctamente las medidas de gestión de disposición, con el fin de minimizar el impacto de éstos sobre el ambiente (MacDonald *et al.*, 2010).

México ocupa el décimo lugar a escala mundial entre los países que mayor cantidad de residuos genera con 36 millones 140 mil toneladas al año (99 mil 014 toneladas diarias) (Hoornweg & Bhada-Tata, 2012), por debajo de Estados Unidos que ocupa el primero lugar al producir 228 millones y por encima de Francia con 33 millones (Hoornweg & Bhada-Tata, 2012).

Según SEMARNAT (2013) la composición de los RSU ha cambiado en México a lo largo de los años; actualmente del 30 al 40% del total corresponde a los residuos orgánicos, a esta porción de residuos se les denomina fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU) y el 60 a 70% restante lo constituyen los residuos potencialmente reciclables y otros (ejemplo: papel, vidrio, colillas de cigarros y pañales desechables).

En la actualidad existen diferentes métodos para tratar los RSU (compostaje, pirólisis, gasificación, por mencionar los principales procesos); el problema reside en que la mayoría de ellos no son económicamente viables, por las altas inversiones de instalación o por la baja capacidad para tratar grandes cantidades (Edelmann *et al.*, 1999).

Respecto a la FORSU, la gran dificultad de su disposición radica en que al ser productos orgánicos son precursores de fauna nociva y de transmisión de enfermedades como hepatitis, salmonellosis, asma, bronquitis, fiebre tifoidea, diarrea infantil, gastroenterocolitis, entre otras (Jorgensen, 2013). Los tratamientos biológicos son una buena opción para el tratamiento de FORSU y las opciones más empleadas son la digestión anaerobia (DA) y el compostaje (Walker, 2009).

El proceso de DA es la transformación biológica en ausencia de oxígeno de la FORSU, en materia orgánica biodegradada (digestato) y biogás (metano y dióxido de carbono, mayormente) (Mata-Alvarez *et al.*, 2000). Una ventaja importante de este proceso es la baja inversión respecto a otros, debido a que no necesita oxígeno y por otra parte, un inconveniente de este tratamiento es que algunas veces las condiciones en las que se lleva a cabo la DA, no propician que el

digestato se estabilice y/o no tenga las características para utilizarlo como fertilizante directamente, por lo que una posible opción es un pos-tratamiento como el compostaje (Abdullahi *et al*, 2008).

El compostaje es el proceso biológico aerobio, mediante el cual los microorganismos actúan sobre la materia altamente biodegradable (restos de cosecha, excrementos de animales y residuos urbanos), permitiendo obtener composta, el cual es un abono excelente para la agricultura; además de ser un método económico y fácil de implementar (Robles, 2004).

La implementación de diferentes procesos de DA y compostaje en continuo se desarrolla en países como Bélgica, Alemania y Estados Unidos con gran éxito, con algunas variantes, dependiendo del tipo de residuo y de las características de estos (Hartmann & Ahring, 2006).

Este tipo de tratamientos (anaerobio-aerobio) no ha sido estudiado con gran profundidad en México (Ojeda, 2003), debido a que en nuestro país, la disposición final de los RSU principalmente es en tiraderos a cielo abierto o en rellenos sanitarios (64%); por lo que una de las principales aportaciones de esta investigación serán los datos experimentales generados de un tren de tratamiento a nivel laboratorio, en especial la DA con el tipo de residuos típicos de la zona central del país. Es importante mencionar que la mayor parte de las investigaciones internacionales se han enfocado principalmente a la DA con estiércol de animales, lodos de procesos biológicos de tratamiento de agua, residuos agro-industriales, grasas como sustratos pero pocos emplean FORSU (Blanco, 2011).

Finalmente, la implementación de estas tecnologías alternativas que garanticen una alta producción de biogás, la reducción de residuos y una composta rica en nutrientes, tendrá beneficios para la población, pues el objetivo final es tener las bases para desarrollar estos procesos a nivel de planta sustentable, debido a que el biogás puede generar energía y si se logra en grandes cantidades habrá una remuneración económica, pero independientemente de este punto, los residuos disminuirían y el impacto sobre el ambiente sería menor.

## 2.-OBJETIVOS

### 2.1 Objetivo General:

Evaluar un sistema de tratamiento anaerobio y aerobio para la FORSU que produzca una cantidad de biogás comparable con datos de literatura y un digestato con características apropiadas para su utilización en cultivo.

### 2.2 Objetivos Particulares

- ❖ Acoplar un sistema de tratamiento anaerobio-aerobio a escala laboratorio, que conste de pretratamiento, digestión anaerobia y una estabilización aerobia y determinar las condiciones para obtener la mayor producción de biogás.
- ❖ Determinar un pre-tratamiento que incremente la producción de biogás en la digestión anaerobia y que mejore las características del digestato.

### 3.-MARCO TEÓRICO

#### 3.1.- Definición y composición de los Residuos Sólidos Urbanos (RSU)

Los Residuos Sólidos Urbanos (RSU) son los desechos que se generan en las casas habitación por actividades domésticas (productos de consumo y sus envases, embalajes o empaques), o los que provienen de cualquier otra actividad que se desarrolla dentro de los establecimientos o en la vía pública (NOM-083-SEMARNAT-2003).

La composición de los RSU ha cambiado en México a lo largo de los años. Actualmente la composición de estos es de 30 a 40% corresponde a la FORSU. La tabla 3.1 muestra la composición detallada de los RSU (SEMARNAT, 2012).

**Tabla 3.1. Composición de los RSU en México**

Categoría	Subproductos	Porcentaje
<b>Susceptibles de aprovechamiento 39.57%</b>	Cartón	6.54
	Papel	6.20
	Material ferroso	2.09
	Material no ferroso	0.60
	Plástico rígido y de película	7.22
	Envase de cartón encerado	1.50
	Fibras sintéticas	0.90
	Poliestireno expandido	1.65
	Hule	1.21
	Lata	2.28
	Vidrio de color	2.55
	Vidrio transparente	4.03
	Poliuretano	2.80
<b>Orgánicos 37.97%</b>	Cuero	0.51
	Fibra dura vegetal	0.67
	Residuos alimenticios	25.57
	Hueso	0.59
	Residuos de jardinería	9.38
	Madera	1.25
<b>Otros 22.46%</b>	Residuo fino	3.76
	Pañal desechable	6.52
	Algodón	0.70
	Trapo	3.57
	Loza y cerámica	0.55
	Material de construcción	1.46
	Varios	5.90
<b>TOTAL</b>		<b>100</b>

La composición de los RSU que se producen en el Distrito Federal se presenta en la tabla 3.2 (Durán *et al.* 2013).

**Tabla 3.2 Composición de los RSU en la Ciudad de México**

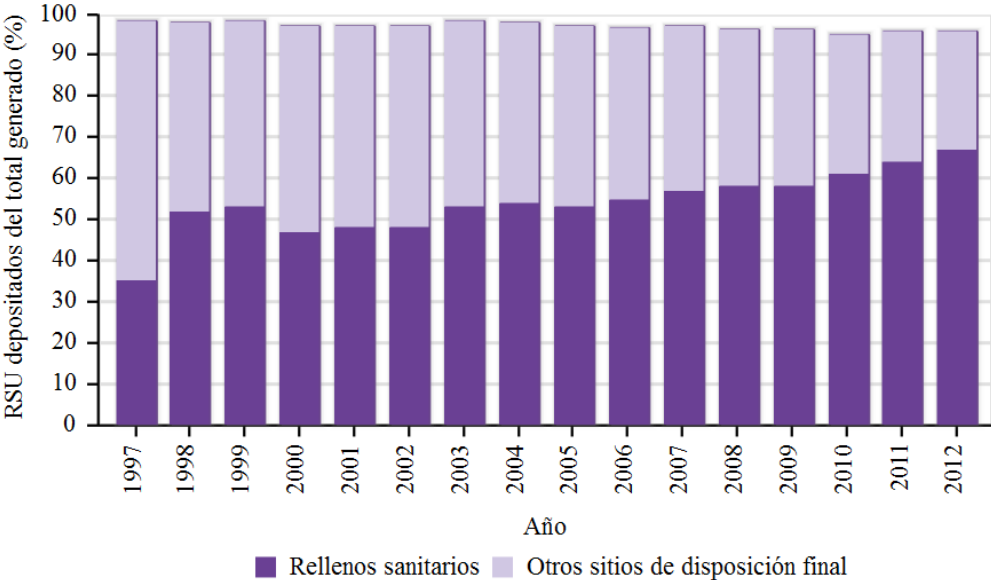
<b>Categoría</b>	<b>% Peso</b>
Plásticos	13.16
Textiles	3.64
Orgánicos	49.5
Residuos sanitarios	10.77
Papel	5.89
Cartón	4.03
Material de construcción	1.88
Material ferroso	1.16
Madera	0.45
Residuo fino	0.8
Aluminio	0.29
Vidrio	2.65
Residuo especial	1.41
Residuo peligroso	0.18
Otros	4.19

La FORSU que se define como materia biodegradable, está conformada por residuos de comida del hogar y restaurantes, huesos, pellejos, frutas, verduras, restos de cosechas, restos de poda y agrícolas, entre otros similares como desechos de industrias de procesamiento de alimentos (EPA, 2010).

Para el aprovechamiento de la FORSU mediante un tratamiento, es necesario previamente separarla de los RSU. A pesar de que existen métodos de procesamiento para la separación mecánica de la FORSU, el mejor método para llevar a cabo esta operación es la separación de los residuos desde el hogar (Hidalgo, 2014). No obstante, de las 32 entidades federativas, sólo en 13 de ellas se ha implementado la recolección selectiva; entre los cuales se encuentran Querétaro, Jalisco, Nuevo León, Distrito Federal, entre otros. Se espera que este sistema sea cada vez más generalizado en los municipios y localidades, dado que tiene varios puntos a favor en comparación con el método tradicional de recolección (Endar, 2009).

La FORSU representa una amenaza ambiental que es la producción de gases de efecto invernadero, principalmente metano, que resulta de la degradación de

dichos residuos en tiraderos a cielo abierto. Debido a la emisión de estos gases a la atmósfera, los rellenos sanitarios y tiraderos a cielo abierto; son la peor opción para la gestión de la FORSU. Sin embargo, en México estas son las formas más empleadas de disposición final de los RSU, como se ilustra en la figura 3.1 (SEDESOL, 2012)



**Figura 3.1 Disposición final de los RSU del total generado, 1997-2012**

Además de la generación de contaminantes y de gases de efecto invernadero de forma no controlada; la inadecuada disposición de estos residuos tiene otras consecuencias negativas para la salud de los seres vivos y del ambiente, como: la contaminación de los suelos y cuerpos de agua y/o la proliferación de fauna nociva y transmisión de enfermedades.

En los últimos años, la producción de residuos ha aumentado a escala mundial. Las altas cantidades producidas hoy requieren medidas de gestión, con el fin de minimizar su impacto sobre el ambiente (MacDonald *et al.*, 2010).

De acuerdo con la Secretaria de Desarrollo Social (SEDESOL), en las últimas décadas, la generación de RSU en México se incrementó nueve veces. En la tabla 3.3 se muestra una proyección del aumento de residuos a nivel nacional que es proporcional con el aumento de la población (SEDESOL, 2006).

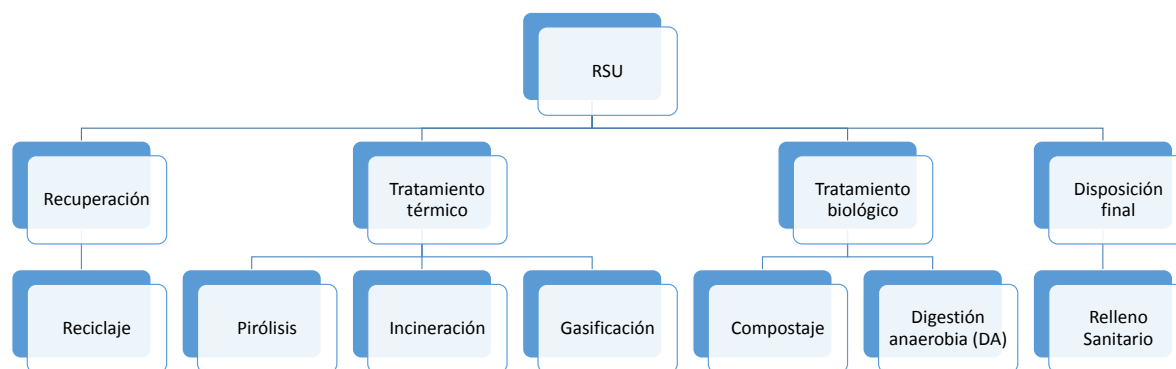
**Tabla 3.3 Proyección de la generación per cápita y total de RSU 2004-2020 (SEDESOL, 2006)**

<b>Año</b>	<b>Número de habitantes (miles)</b>	<b>Generación (kg/hab/día)</b>	<b>Generación (miles / año)</b>
2004	105350	0.90	34600
2005	106452	0.91	35370
2010	111614	0.96	39100
2015	116345	1.01	4289
2020	120369	1.06	46700

### **Tecnologías aplicables para el tratamiento de RSU**

El tratamiento de los residuos tiene dos objetivos principales. El más común es disminuir el volumen de los residuos y el otro objetivo es aprovechar dichos residuos para generar energía renovable que sustituya a las existentes, las cuales contaminan el ambiente y se están agotando (en específico el petróleo).

En la actualidad han existido esfuerzos para introducir opciones y tecnologías novedosas y diferentes de tratamientos posteriores a la recolección de los RSU. Considerando la composición de los residuos a tratar se puede elegir un tipo de tecnología o la combinación de todos estos. La figura 3.2 muestra las posibles rutas de estos; respecto al tratamiento térmico, su implementación implica un alto costo (Edelmann *et al*, 1999).



**Figura 3.2 Clasificación de los tratamientos de los RSU**

### 3.2 Tratamientos biológicos para la FORSU

La FORSU dado que es biodegradable puede ser procesada en presencia de oxígeno para su compostaje, o en ausencia de oxígeno mediante la DA. Respecto a esto Walker *et al* (2009) reportan que los residuos de alimentos, que son altamente húmedos y carecen de la estructura para el compostaje, se tratan a través de la DA, mientras que el material vegetal (residuos verdes) son objeto del compostaje. La tabla 3.4 muestra ventajas y desventajas de ambos procesos y a continuación se describen a mayor detalle.

**Tabla 3.4 Comparación de la DA y el Compostaje**

<b>Proceso biológico</b>	<b>Ventajas</b>	<b>Desventajas</b>
<b>DA</b>	✓ Producción de energía ✓ Reducción de olores ✓ Área mínima	✓ Efluente con alto contenido de agua ✓ Proceso más complejo y de alto costo
<b>Compostaje</b>	✓ Proceso sencillo ✓ Bajo costo	✓ Alto consumo de energía



### 3.2.1 Digestión Anaerobia

Según Mata-Alvarez y colaboradores (2000) el proceso de DA es la transformación biológica en ausencia de oxígeno de la FORSU, en materia orgánica degradada biológicamente produciendo como subproductos digestato y biogás. La DA es uno de los tratamientos más eficientes para el tratamiento de la FORSU, de baja inversión respecto a otros, debido a que no necesita oxígeno y genera biogás (Abdullahi *et al*, 2008).

La DA es un proceso en etapas en el que cada grupo microbiano, relacionado tróficamente, aprovecha como sustrato los productos generados por el metabolismo de los microorganismos responsables del paso anterior; este proceso ha sido considerado como un proceso en dos etapas que aceptaba la existencia de dos grandes grupos microbianos: bacterias formadoras de ácidos o acidogénicas y *Archaea* (arqueas) formadoras de metano o metanogénicas (McCarty, 2004).

Las arqueas (Dominio: *Archaea*) son organismos unicelulares carentes de núcleo (procariontes). Son muy parecidas a las bacterias pero por sus características tan particulares (McCarty, 2004), a partir de la década de los 70's se consideraron como una forma de vida más en la Tierra, distinta a la de las bacterias (Dominio: *Bacteria*) o a la del resto de seres vivos que conocemos como las plantas, animales, hongos y protozoarios (Dominio: *Eukarya*).

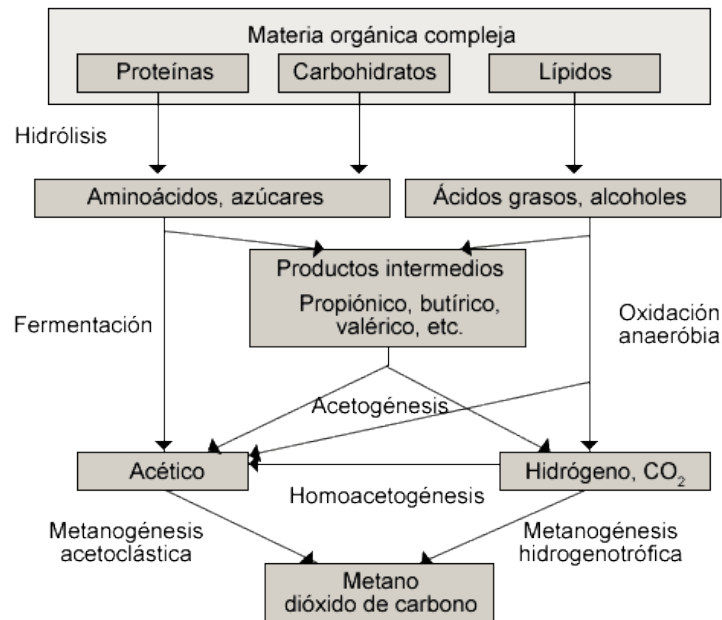
Según este modelo, las bacterias acidogénicas son las encargadas de hidrolizar y fermentar los compuestos orgánicos complejos, presentes en el residuo, en compuestos más simples mediante reacciones de oxidación-reducción. La producción de ácidos provoca un descenso de pH (hasta valores de aproximadamente 5,5) si no existiesen organismos capaces de asimilar estos ácidos.

Así, en un proceso equilibrado las arqueas metanogénicas consumen los productos de la primera etapa a la misma velocidad que se generan, produciendo dióxido de carbono, metano, trazas de nitrógeno, hidrógeno y otros gases en mínimas cantidades según la naturaleza del residuo. Este acoplamiento induce un pH del medio que se sitúa en un entorno de 7,5-8,5 dependiendo del régimen de temperatura de operación (Cano, 2004).

Sin embargo, esta descripción es simple, ya que actualmente se reporta una descripción más detallada que considera cuatro etapas sucesivas (Cano, 2014):

- ✓ Hidrólisis
- ✓ Acidogénesis
- ✓ Acetogénesis
- ✓ Metanogénesis

A continuación se muestran mediante la figura 3.3 las diferentes etapas en que se lleva a cabo la DA.



**Figura 3.3 Diagrama de las etapas de la DA (Cano, 2004)**

### 3.2.1.1 *Hidrólisis*

La hidrólisis englobaría la ruptura de las macromoléculas orgánicas formadas por los carbohidratos, proteínas y grasas hasta moléculas de menor tamaño que puedan atravesar la pared celular. Así las proteínas son degradadas a aminoácidos, los polisacáridos a monómeros de azúcares y las grasas a ácidos grasos de cadena larga. La hidrólisis se produce por la acción de enzimas secretadas por las bacterias fermentativas.

Para los RSU, la etapa de hidrólisis es la etapa limitante de la biodegradabilidad del residuo, pues conjuntamente con la materia orgánica más asequible a la acción de las enzimas, existe una fracción de materia orgánica muy refractaria, constituida por las celulosas, hemicelulosas y ligninas que proceden de los restos vegetales.

### **3.2.1.2 Acidogénesis**

Los productos procedentes de la hidrólisis de macromoléculas orgánicas son metabolizados en el interior celular siguiendo diferentes rutas según su naturaleza. De este modo se obtienen los ácidos orgánicos (acetato, propionato, butirato, lactato, etc.) y alcoholes, además de otros subproductos importantes para etapas posteriores (amoníaco, hidrógeno, dióxido de carbono, etc.). Así los hidratos de carbono, los lípidos y las proteínas pueden conducir a la formación de ácidos grasos volátiles (AGV) por distintas rutas metabólicas.

### **3.2.1.3 Acetogénesis**

Los productos finales de la etapa de acidogénesis se transforman en acetato a partir de dos rutas diferentes. De un lado, la *deshidrogenación acetogénica*, que genera acetato a partir de otros ácidos grasos y algunos alcoholes.

Por otra parte, la ruta de la *hidrogenación acetogénica*, en las que las bacterias homoacetogénicas sintetizan acetato a partir de  $H_2$  y  $CO_2$  sólo es admitida por algunos autores (Schink, 1997; Chynoweth, 1987) que han postulado la existencia de este grupo de bacterias homoacetogénicas, que pueden realizar la función de las metanogénicas utilizadoras de  $H_2$ , cuando estas están inhibidas debido a un pH bajo.

### **3.2.1.4 Metanogénesis**

La metanogénesis es el último paso del proceso de descomposición anaerobia de la materia orgánica. En esta etapa, la mayor parte de la energía química contenida en el sustrato es convertida a metano ( $CH_4$ ) por la actuación de las arqueas metanogénicas. Este grupo no bacteriano requiere condiciones ambientales más estrictas para su desarrollo de las condiciones admisibles por los microorganismos acidogénicos.

La principal característica de este grupo es la formación de metano a partir de un grupo limitado de sustratos:  $H_2$  y  $CO_2$ , acetato y metanol fundamentalmente.

Existe una compleja relación entre las metanogénicas y los otros microorganismos implicados en el proceso. Se establecen sinergias de crecimiento entre arqueas metanogénicas y no metanogénicas a través de delicados equilibrios relacionados con los niveles de ácidos e  $H_2$ . Algunas arqueas metanogénicas pueden consumir el  $H_2$  generado en las etapas anteriores consiguiendo mantenerlo en un nivel bajo de modo que se pueden desarrollar algunos grupos acidogénicos que sólo crecen en estas condiciones.

Igualmente, la inhibición por acidez del proceso se puede evitar por el consumo de éstos por las metanogénicas. En ausencia de la metanogénesis, el sistema podría alcanzar niveles excesivos de acidez e inhibirse completamente.

Se pueden distinguir dos grandes grupos de metanogénicas:

- ✓ *Arqueas* metanogénicas acetoclásticas
- ✓ *Arqueas* utilizadoras de hidrógeno

Las *Arqueas* que utilizan el acetato para generar metano se denominan acetoclásticas. Su importancia está reflejada en numerosos estudios que las caracterizan. La reacción acetoclástica, cuyos productos finales son el metano y el dióxido de carbono, es llevada a cabo por dos únicos géneros de *Arqueas*: *Methanosarcina* y *Methanotrix*.

En general, la degradación metanogénica de cada sustrato depende tanto de la naturaleza inicial del mismo como de la ruta metabólica seleccionada por los microorganismos para su degradación. El acetato participa en el 70% de las fermentaciones que producen metano, mientras que la vía de  $H_2+CO_2$  representa el 30% restante (Jeris, 2002). Las grandes producciones de  $H_2$  en la degradación anaerobia de los RSU favorecen inicialmente la vía de la metanogénesis de las utilizadoras de  $H_2$ .

Los requerimientos nutricionales de los microorganismos metanogénicos son muy variados. Algunos de ellos son autótrofos, y otros, en cambio, necesitan factores de crecimiento muy complejos o trazas minerales muy concretas. Las diferentes reacciones implicadas en la metanogénesis se esquematizan en la tabla 3.5.

**Tabla 3.5 Reacciones metanogénicas posibles (Jeris, 2002)**

$4 H_2 + CO_2$	$\rightarrow$	$CH_4 + 2 H_2O$
$4 HCOO^- + 2 H^+$	$\rightarrow$	$CH_4 + CO_2 + 2 HCO_3^-$
$HCOO^- + 3 H_2 + H^+$	$\rightarrow$	$CH_4 + 2 H_2O$
$4 CO + 2 H_2O$	$\rightarrow$	$CH_4 + 3 CO_2$
$4 CH_3COH$	$\rightarrow$	$3 CH_4 + CO_2 + 2 H_2O$
$CH_3COO^-$	$\rightarrow$	$CH_4 + HCO_3^-$
$CH_3COH + H_2$	$\rightarrow$	$CH_4 + H_2O$
$4 CH_3NH_2 + 2 H_2O + 4 H^+$	$\rightarrow$	$3 CH_4 + CO_2 + 4 NH_4^+$
$2(CH_3)_2NH + 2 H_2O + 2 H^+$	$\rightarrow$	$3 CH_4 + CO_2 + 2 NH_4^+$
$4(CH_3)_3N + 6 H_2O + 4 H^+$	$\rightarrow$	$9 CH_4 + 3 CO_2 + 4 NH_4^+$
$2 CH_3CH_2-N(CH_3)_2 + 2 H_2O$	$\rightarrow$	$3 CH_4 + CO_2 + 2 CH_3CH_2NH_2$

### 3.1.2.5. Subproductos de la DA

Respecto a los subproductos del proceso ya mencionados, la composición del biogás es: metano (40-70%), dióxido de carbono (30-60%), sulfuro de hidrógeno (<3%) e hidrógeno (<1%). Éste es portador de energía renovable con un potencial para aplicaciones de uso final diversas, tales como calefacción, producción combinada de calor y electricidad o combustible para el transporte; además de que es una fuente de energía renovable y no contamina al ambiente, a diferencia de otras. En los países en desarrollo, el uso final del biogás se limita principalmente a la cocina y la iluminación (Surendra, 2014), por ejemplo en Pura, India se utiliza con éxito un digestor de biogás para alimentar un motor diésel modificado y ejecutar un generador eléctrico (Surendra, 2014).

El otro subproducto de la DA, el digestato puede ser líquido o sólido según el tipo de proceso de digestión con el que se traten los residuos. Este digestato se caracteriza por una elevada concentración de nutrientes y materia orgánica, por lo que puede ser empleado como fertilizante (Tchobanoglous, 1994). Las ventajas que presenta el digestato respecto a los fertilizantes convencionales se enlistan a continuación. :

- Son agentes amortiguadores de pH en el suelo
- Generan menos olores
- Incide positivamente en la disponibilidad de nutrientes

Dado que se pretende analizar una alternativa para el uso del digestato procedente de la DA y sabiendo preliminarmente que el digestato podrá ser utilizado siempre y cuando cumpla con las características de composición y calidad necesarias de acuerdo con las especificaciones estipuladas en la normativa local, es conveniente hacer hincapié en que esto depende en gran medida del sustrato que se emplee.

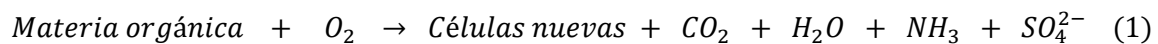
En el caso específico del uso de la FORSU, como sustrato, se debe de tener mucho cuidado, esto debido a que este tipo de residuos contiene gran variedad de impurezas. La DA es capaz de degradar algunas de estas impurezas, sin embargo, la presencia de algunas de estas determina si es necesario un pretratamiento o un post-tratamiento.

Las impurezas del digestato pueden ser: Físicas, Químicas y Biológicas. A continuación se menciona brevemente.

- ✓ **Impurezas físicas:** Hay un amplio intervalo de materiales, estos incluyen tanto materiales digeribles como materiales no digeribles con tamaño de partícula considerable, comúnmente son plásticos, empaques, utensilios de cocina, tapa-rosas. Estas impurezas pueden removerse efectivamente por separación en fuente.
- ✓ **Impurezas químicas:** existe una amplia gama de contaminantes químicos presentes en la FORSU, estos pueden provenir de plaguicidas usados en los alimentos que consumimos, así como el uso de materiales de empaque y el contacto con otros, estos se dividen en dos grupos:
- ✓ **Materiales pesados:** en pequeñas cantidades los metales pesados (referidos como trazas) como hierro, magnesio y zinc actúan como nutriente esenciales. Sin embargo, estos se vuelven tóxicos cuando no son metabolizados.
- ✓ **Contaminantes orgánicos:** los contaminantes orgánicos son compuestos químicos no deseables en el proceso de la DA. Algunos contaminantes orgánicos conocidos como contaminantes orgánicos persistentes (COP), que tienen un tiempo de persistencia en el ambiente muy largo, las bacterias y demás organismos no pueden descomponerlo y degradarlos fácilmente.
- ✓ **Impurezas biológicas:** para el uso del digestato como fertilizante se debe de asegurar que no se transmitirán bacterias, virus y parásitos intestinales. La selección del sustrato es vital para el control de la calidad del digestato.

### 3.2.2 Compostaje

El compostaje o “composting” es el proceso biológico aerobio, mediante el cual los microorganismos actúan sobre la materia altamente biodegradable (restos de cosecha, excrementos de animales y residuos orgánicos), permitiendo obtener composta o “compost” (Ecuación 1), lo cual es un abono excelente para la agricultura (Robles, 2004). La composta es un abono orgánico que se forma por la degradación microbiana de materiales orgánicos sometidos a un proceso de descomposición.



Las Normas Oficiales Mexicanas no incluyen especificaciones para los fertilizantes obtenidos por DA, la única legislación nacional es la NOM-004-SEMARNAT-2012 “Protección ambiental.-Lodos y biosólidos.-Especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final”; si bien esta no habla específicamente de la composta, usa el término de biosólidos, los cuales son definidos como lodos que han sido sometidos a procesos de

estabilización y que por su contenido de materia orgánica, nutrientes y características adquiridas después de su estabilización, puedan ser susceptibles de aprovechamiento. Dada esta definición, la composta entra en este tipo de clasificación debido a que se considera un biosólido.

Sin embargo, el Gobierno del Distrito Federal tiene una norma, en la cual se presentan las condiciones que debe tener la composta para utilizarse en áreas verdes urbanas y de paisaje (Tabla 3.6).

**Tabla 3.6 Condiciones de composta para su utilización en el Distrito Federal (NADF-020-AMBT-2011)**

<b>Parámetro</b>	<b>Tipo de Composta C</b>
Uso recomendado	Paisaje, áreas verdes urbanas y reforestación
Humedad	25-45% en peso
pH	6.5-8
Conductividad eléctrica	<12 dS/m
Materia Orgánica	>25 % Materia Seca
Carbono total	Debe indicarse en la etiqueta el resultado del último análisis realizado
Nitrógeno total % Materia Seca	
Relación C/N	<25
Macronutrientes (NPK) En %Materia Seca	De 1% a 3% en cualquiera de ellos
Granulometría	≤ 30mm
Fitotoxicidad (IG)	IG ≥ 60 %
Diferencia de temperatura en el ambiente	≤ 15°C

Por parte del Gobierno Federal, la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA) ha publicado una guía en la cual se describen las condiciones de operación del compostaje (Tabla 3.7). Dicha guía tiene como finalidad el tratamiento de grandes cantidades de residuos orgánicos, por lo que para este trabajo sirve como referencia.

**Tabla 3.7 Condiciones de operación del compostaje (SAGARPA: Elaboración de composta, 2011)**

<b>Parámetro</b>	<b>Valor recomendado</b>
<b>Tamaño de partícula</b>	Un tamaño pequeño de partícula supone mayor superficie de contacto, y por lo tanto, fermentaciones rápidas y homogéneas. El tamaño de partícula debe de ser de 1.3 a 5 cm.
<b>Temperatura</b>	La temperatura óptima de la descomposición termofílica es de 50° a 60°C, dado que a 64°C la pérdida de nitrógeno en forma de amoníaco es muy alta.
<b>Relación C/N</b>	Se recomienda una relación C/N de 30/1, con rango de variación de 26 a 35, dado que los microorganismos asimilan 30 partes en peso de C por una parte de N para formar proteínas y generar energía.
<b>Humedad</b>	Se recomienda una humedad entre el 30 y 70% para que pueda haber una fermentación aerobia. El mayor nivel de humedad se requiere durante la fase inicial.
<b>pH</b>	El pH influye activamente sobre la actividad microbiana ya que las bacterias y los hongos se desarrollan óptimamente a valores de pH diferentes. Las bacterias tendrán su máximo de desarrollo a pH de 6 y 7,5 mientras que los hongos los tendrán a valores entre 5 y 6.
<b>Aireación</b>	Se requiere incrementar la aireación por medio de volteos periódicos de las pilas; con estas acciones, además de suministrarse oxígeno, se disipa el calor producido dentro de la pila.
<b>Oxígeno</b>	El consumo de oxígeno es directamente proporcional a la actividad microbiana, por tanto, la mayor cantidad de oxígeno se requiere durante la fase inicial de la descomposición, debido al crecimiento de la población microbiana.



Por otro lado, las especificaciones que se proponen en la Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitarios (COFEPRIS) hacen referencia a los límites máximos permisibles de metales pesados. Los países que cuentan con un sector de biogás desarrollado y políticas de seguridad ambiental rigurosas, tiene protocolos donde se estipulan las características de calidad que deben de cumplir los productos de la DA. La tabla 3.8 muestra un comparativo de estas normas. Se puede determinar que en la legislación de México la concentración máxima permisible comparada con la normatividad de otros países es mayor para todos los casos, siendo menos rigurosa la norma.

**Tabla 3.8 Límites máximos permisibles para metales pesados en biosólidos (mg/kg en base seca)**

País	Cd	Pb	Hg	Ni	Zn	Cu	Cr
Canadá	3	150	0.6	62	500	100	210
Dinamarca	0.8	120	0.8	30	4000	1000	100
Finlandia	1.5	100	1	100	150	600	300
Francia	20	800	10	200	3000	1000	3000
Alemania	10	900	8	200	2500	800	900
Irlanda	20	750	16	300	2500	1000	1000
Noruega	2	80	3	50	800	650	100
Suecia <sup>a</sup>	1	100	1	50	800	600	100
Suiza <sup>b</sup>	1/0.7	120/45	1/0.4	30/25	400/200	100/70	70
Países Bajos	1.25	100	0.75	30	300	75	75
Reino Unido <sup>c</sup>	1.5	200	1	50	400	200	100
México <sup>d</sup>	39-85	300-840	17-57	420	2800-7500	1500-4300	1200-3000

a) Certificación del digestato en Suecia, b) Directrices de Suiza para la utilización de compost y digestato, c) Públicamente Disponible Estándar (PAS) 110 y d) NOM 004 SEMARNAT 2012.

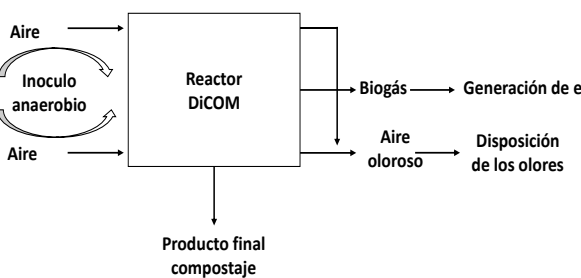
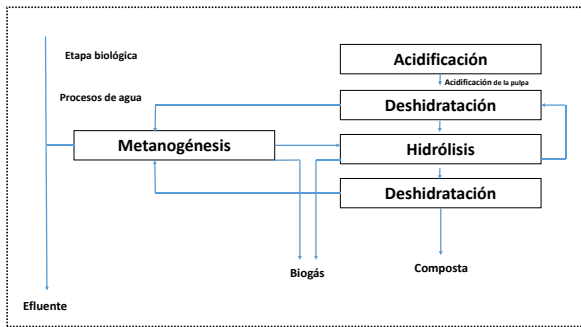
### 3.3 Sistemas de tratamiento actuales

Un sistema de tratamiento es una combinación de procesos y operaciones unitarias aplicadas a los residuos que tienen la finalidad de asegurar el cumplimiento de los parámetros de calidad, marcada en la normatividad, para su efectivo reúso o disposición final, garantizando su inocuidad absoluta (Chávez, 2010).

Desde 1990, diversas plantas de tratamiento de residuos en Europa han sido construidas en su mayoría empleando el proceso de DA seguido por un post-tratamiento aerobio (Cesaro, 2014). La DA es una tecnología bien establecida, el interés técnico y científico se dirige principalmente hacia la optimización del proceso, con el objetivo de maximizar el rendimiento del proceso en términos de generación de metano a partir del tratamiento anaerobio de la materia orgánica.

La mayor parte de la selección de procesos se centra en la evaluación y valoración de diferentes combinaciones de procesos y operaciones unitarias y sus interacciones, que funcionan como sistema, por lo que la elección del sistema de tratamiento se debe abordar desde una perspectiva global. En la actualidad existe una gran variedad de procesos y sistemas para el tratamiento de RSU (Grady *et al.*, 1999), en especial de la FORSU, cuya secuencia de operaciones y procesos unitarios va cambiando, dependiendo de los requerimientos. A continuación se muestra en la tabla 3.9 un comparativo de diversos sistemas de tratamiento que están en operación en diferentes países como Bélgica, Estados Unidos, España y Alemania para el tratamiento de RSU.

Tabla 3.9 Comparación de Sistemas de tratamiento de Residuos Sólidos Urbanos

PROCESO	DESCRIPCIÓN	Etapas	DIAGRAMA
<p><b>DiCOM</b> <b>Bioconversion Facility (BCF)</b></p>	<p>Es un proceso biológico que ocurre en un solo reactor, acelerando la conversión biológica natural a través de ciclos <sup>a</sup>.</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>✓ <b>Pretratamiento aerobio primario:</b> la materia orgánica es pulverizada y mezclada</li> <li>✓ <b>Anaerobio</b> (Digestión anaerobia)</li> <li>✓ <b>Aerobio secundario</b></li> <li>✓ <b>Compostaje Fertilizante</b> orgánico</li> </ul>	 <p>El diagrama muestra un reactor central etiquetado como 'Reactor DiCOM'. Hay dos flechas de entrada a la izquierda: 'Aire' y 'Inoculo anaerobio'. Una flecha de salida superior derecha indica 'Biogás' que va a 'Generación de energía'. Una flecha de salida inferior derecha indica 'Aire oloroso' que va a 'Disposición de los olores'. Una flecha de salida inferior indica 'Producto final compostaje'.</p>
<p><b>BTA</b> <b>(Biotechnische Abfallverwertung)</b></p>	<p>Consiste en un pre-tratamiento hidromecánico seguido de una DA que está dividida físicamente en 3 etapas y finalmente se genera composta <sup>b</sup>.</p>	<p>Inicialmente se realiza un pre-tratamiento de acidificación. La DA está separada en 3 etapas:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>✓ <b>Acidificación</b> de la materia soluble.</li> <li>✓ <b>Hidrólisis:</b> de la materia orgánica compleja.</li> <li>✓ <b>Metanogénesis:</b> producción de metano a partir de las 2 etapas anteriores.</li> </ul> <p>Finalmente se deshidrata el efluente de la hidrólisis para producir composta.</p>	 <p>El diagrama de flujo muestra un proceso dentro de una 'Etapa biológica'. Comienza con 'Efluente' que entra por la izquierda. Hay un 'Proceso de agua' que se mezcla con el efluente. El flujo principal va a 'Acidificación', luego a 'Deshidratación', luego a 'Hidrólisis', y finalmente a 'Deshidratación' para producir 'Composta'. Una rama desde 'Acidificación' va a 'Acidificación de la pulpa', que luego va a 'Hidrólisis'. Desde 'Hidrólisis', una rama va a 'Metanogénesis', que produce 'Biogás'. Otra rama desde 'Hidrólisis' va directamente a 'Deshidratación'.</p>

**Tabla 3.9 Continuación**

<p><b>DRANCO</b></p>	<p>El tratamiento consiste en un pre-tratamiento de la FORSU, seguido de la DA (condiciones secas), que se lleva a cabo en un solo reactor <sup>c</sup>.</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>✓ <b>Anaerobio:</b> DA que produce biogás y digestato</li> <li>✓ <b>Prensa:</b> Deshidratación del digestato hasta un 60% de ST</li> <li>✓ <b>Compostaje:</b> Producción de composta a partir del digestato deshidratado</li> </ul>	
<p><b>SEBAC</b></p>	<p>Proceso biológico que se basa en la interconexión de dos reactores mediante una recirculación de lixiviado</p>	<p>El <b>primer reactor</b> contiene residuo fresco de papel, desechos de jardín y residuos de alimentos y <b>el segundo reactor</b> contiene residuo parcial o totalmente digerido anaeróticamente. La alimentación se inocula mediante la <b>recirculación del lixiviado</b> de un reactor a otro <sup>d</sup>, de modo que establece un flujo de microorganismos hacia el residuo sin digerir y de materia orgánica hacia el residuo digerido.</p>	

**Tabla 3.9 Continuación**

<p><b>KOMPOGAS</b></p>	<p>Se realiza en reactores tipo flujo-pistón una digestión seca.</p>	<p>Los residuos pasan de 15 a 20 días en un intervalo de operación termofílico para producir 130 Nm<sup>3</sup> de biogás por tonelada de residuo alimentado<sup>e</sup>.</p> <p>El reactor opera a más del 23% en sólidos para evitar que se produzca la deposición de las fracciones más ligeras.</p> <p>La homogeneización de los residuos es la inducida por los rotores.</p>	
<p><b>BRV (bau rechen u verwaltung)</b></p>	<p>Esta tecnología se ha desarrollado con diferentes configuraciones de diseño<sup>f</sup>.</p> <p>Este tipo de digestión se ha empleado para residuos agrícolas y ganadero (húmeda). Y para FORSU, residuos verdes de poda y jardinería (seca).</p>	<p>El <b>reactor</b> central del proceso es un diseño tipo <b>flujo pistón horizontal</b> diseñado para operar con residuos con un contenido en sólidos del 15-45% en peso seco.</p> <p>El sistema puede <b>operar</b> tanto en un intervalo <b>mesofílico</b> como <b>termofílico</b> y utiliza unos rotores internos para obligar al avance de la masa de fermentación con un tiempo de permanencia de 18-25 días</p>	

a) Walker *et al.*,2012; b) Kübler and Schertler,1994; c) Six and De Baere, 1992; d) Chugh *et al.*,1999; e) Fernández, 2008; f) Nichols, 2004

En la tabla 3.10 se muestra los principales parámetros de operación de los procesos empleados mencionados previamente.

**Tabla 3.10 Parámetros y producción de biogás de diferentes sistemas de tratamiento en condiciones termofílicas (Walker *et al.*, 2012)**

PROCESO	TRH	ST (%)	Volumen (m <sup>3</sup> )	Producción de biogás ( m <sup>3</sup> / kg <sub>SV</sub> )
<b>DiCOM</b>	<b>12</b>	<b>17</b>	<b>900</b>	<b>0.44</b>
<b>BTA</b>	<b>12</b>	<b>6-16</b>	<b>3.4</b>	<b>0.39</b>
<b>DRANCO</b>	<b>18-21</b>	<b>30-35</b>	<b>56</b>	<b>0.45</b>
<b>SEBAC</b>	<b>21</b>	<b>---</b>	<b>3x0.7</b>	<b>0.34</b>

Algunos datos reportados en la literatura sobre parámetros operacionales de los sistemas de tratamiento de los RSU, se muestran en la tabla 3.11.

**Tabla 3.11 Condiciones de operación para el sistema de tratamiento: DA y Compostaje (Long, 2014)**

Variable/Proceso	DA	Compostaje
<b>TR (días)</b>	30	20-25
<b>ST (%)</b>	22	35
<b>Temperatura (°C)</b>	50-55	50-55
<b>Aireación (mL/min)</b>	---	150
<b>Volumen (L)</b>	10	5
<b>Recirculación de lixiviado (Relación alimentación/efluente)</b>	4	-

### **3.3.1 Pretratamientos**

El objetivo más habitual de los pretratamientos es aumentar la biodegradabilidad de los sustratos a digerir anaeróbicamente aumentando la producción de biogás y disminuyendo el tiempo de residencia (Pascual, 2011). Estos dos efectos influyen de forma directa sobre el balance económico de la planta de biogás. Algunos pretratamientos permiten además obtener una mayor calidad higiénica en el digestato, reduciendo riesgos para la salud humana o animal (Pascual, 2011).

Las tecnologías de pretratamiento se pueden clasificar en mecánicas, térmicas, químicas y biológicas, que a continuación se explican:

#### **3.3.1.1 Pretratamientos mecánicos**

Con esta tecnología se trata principalmente de reducir el tamaño de partícula, aumentando así la superficie específica del material, de manera que se consiga eventualmente una mayor solubilización de la materia orgánica y una mayor biodisponibilidad de la misma. Las tecnologías principales son la maceración, trituración, homogeneización a alta presión (Elliot, 2012).

#### **3.3.1.2 Pretratamientos térmicos**

Es uno de los métodos de pretratamiento más estudiados, y se ha aplicado con éxito a escala industrial (Carlsson, 2012).

El objetivo de los pretratamientos térmicos es doble. Por una parte, facilitar la degradación de algunas macromoléculas y solubilizar la materia orgánica (aumento de la biodisponibilidad) y por otra parte, y dependiendo de la temperatura y el tiempo, tratar la materia orgánica para reducir o eliminar microorganismos indeseables (Ferrer, 2008). Existen diversas tecnologías que se diferencian en la forma de aplicar el calor; por conducción (recipientes encamisados por ejemplo), y otros métodos incluyen el uso de corrientes de vapor y/o de altas presiones.

#### **3.3.1.3 Pretratamientos químicos**

Al igual que en el caso de los tratamientos térmicos, el objetivo de los tratamientos químicos es romper las macromoléculas poco biodegradables mediante la adición de compuestos químicos, tales como ácidos o bases fuertes, o mediante otros métodos como la ozonización (Li, 2012).

El pretratamiento químico no es adecuado para sustratos fácilmente biodegradables que contienen altas cantidades de carbohidratos, debido a su degradación acelerada y la posterior acumulación de ácidos grasos volátiles, lo que lleva al fracaso de la etapa de la metanogénesis (Wang, 2011). En contraste,

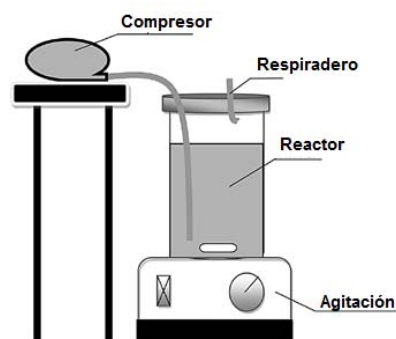
puede tener un efecto positivo claro en sustratos ricos en lignina. Los pretratamientos químicos también pueden tener otros objetivos, como el ajuste de pH en el caso de sustratos ácidos, o el aumento de la capacidad tampón.

#### **3.3.1.4 Pretratamientos biológicos**

El objetivo de este pretratamiento es la degradación de determinados compuestos mediante la inoculación con bacterias específicas o la adición de enzimas específicas, tales como peptidasa, carbohidrolasa y lipasa al sistema de DA (Ariunbaatar, 2014). Tales métodos de pretratamiento convencionales no son muy populares entre la FORSU, pero se han aplicado ampliamente en otros tipos de residuos sólidos orgánicos tales como lodos de plantas tratadoras de aguas residuales, las industrias de pulpa y papel.

#### **3.3.1.5 Pretratamiento aerobio**

La selección de esta tecnología se justifica por su efectividad, su bajo costo de inversión y de mantenimiento. El proceso de aireación se emplea como modificador de pH, de sólidos totales (ST), de materia orgánica (DQO), de compuestos de difícil degradación (fenoles), así mismo disminuye el tiempo de retención hidráulica (TRH) necesario para degradar la materia orgánica (González y Cuadros, 2014). El proceso de aireación se reporta que incrementa la formación de AGV debido a una mejora en las actividades de los microorganismos de la hidrólisis y acidogénesis (Lim y Wang, 2013), este pretratamiento puede llevarse a cabo en presencia (Jiménez *et al.*, 2003) o en ausencia de microorganismos adicionales a los que posee el residuo a tratar (González y Cuadros, 2014).



**Figura 3.4 Sistema para aireación**



### **3.3.2. Estrategias de operación del reactor**

Existen diversas formas de incrementar la producción del metano durante la operación del biorreactor, a continuación se presentan algunas:

#### **3.3.2.1 Aireación intermitente**

Diversos autores (Botheju and Bakke. 2011; Tango y Ghaly, 1989) reportan que la presencia de mínimas dosis de oxígeno en procesos anaerobios (microaireación) pueden incrementar la producción de biogás, debido a que el oxígeno es requerido por microorganismos anaerobios para sintetizar los lípidos, por lo que existe una concentración de oxígeno única que maximiza la generación de metano, el cual va a variar de la concentración de la composición del sustrato (Botheju *et al.*, 2010). Sin embargo, dado que la aireación requiere una gran cantidad de energía y puede inhibir el proceso, se puede modificar la operación de aireación continua a intermitente (aire en una serie de tiempos) obteniendo en el reactor las mismas condiciones óptimas para lograr la máxima biodegradabilidad del sustrato (Colli, 2002).

#### **3.3.2.2. Inóculo adaptado**

La fuente del inóculo tiene una alta influencia en la eficiencia de la degradación del sustrato, especialmente para mezclas complejas de sustratos, debido a la diferente composición de los consorcios microbianos que lo componen (Hidalgo, 2014). Se ha comprobado que la degradación de los polímeros depende de la naturaleza del inóculo empleado, pues las diferentes cepas de microorganismos hidrolíticos poseen determinadas enzimas o son capaces de inducir las (Fernández, 2008).

En el caso de la biodegradabilidad anaerobia de residuos sólidos, el uso de un inóculo anaerobio altamente activo reducirá significativamente el tiempo experimental, y/o se reducirá la cantidad de inóculo requerido en digestores discontinuos a escala completa, y en consecuencia, el volumen del digestor correspondiente (Forster-Carneiro *et al.*, 2007).

#### **3.3.2.3 Recirculación de lixiviado**

En el caso del lixiviado generado (un efluente líquido de alta carga orgánica), existe la posibilidad de recircularlo, ya que favorece el flujo de humedad de los residuos sólidos, acelera la degradación de la fracción orgánica (Reinhart *et al.* 2002, Renou *et al.* 2008) y estimula la actividad microbiana al permitir un mejor contacto entre los sustratos insolubles y solubles con los microorganismos (Reinhart *et al.* 2002); además de que se puede lograr una reducción significativa tanto de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) como de metales que son arrastrados por el lixiviado (Giraldo 2001).

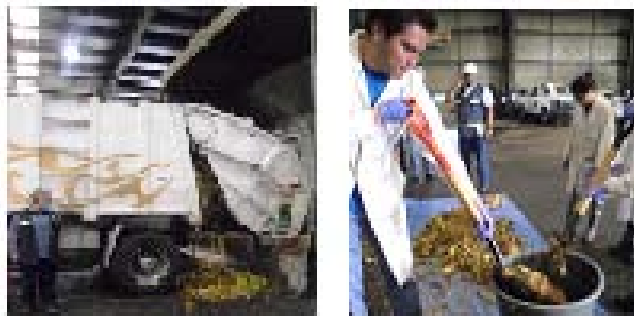
## 4. METODOLOGIA

La metodología consistió en 2 etapas: 1) Muestreo y caracterización de la FORSU y 2) Evaluación de sistemas de tratamientos (anaerobio-aerobio) que proporcione mayor cantidad de biogás rico en metano y un digestato estabilizado.

### 4.1 Muestreo y caracterización

El muestreo se llevó a cabo en la estación de transferencia de la delegación Coyoacán del Distrito Federal, el día 2 de Septiembre del 2014. Ese día en la Ciudad de México se recolectó FORSU. La estación de transferencia donde se realizó el muestreo recibe los residuos orgánicos de las colonias como: Pueblo de Santa Úrsula, Bosques de Tetlamaya, Viejo Ejido de Santa Úrsula Coapa, Exhacienda Coapa, Pedregal de Santa Úrsula, El Reloj, todas pertenecientes a Coyoacán; los residuos recibidos son 1412 ton/d aproximadamente.

Las actividades de muestreo se basaron en los procedimientos descritos en la norma mexicana NMX-AA-015-1985-Método del cuarteo. De forma general se realizó lo siguiente: Dos camiones descargaron los residuos provenientes de la recolección (figura 4.1a), después sobre una lona los residuos fueron mezclados y simultáneamente se fueron separando los residuos inorgánicos. Se recolectó una muestra final de aproximadamente 80 kg (figura 4.1b), después se almacenó concluido el muestreo en un recipiente y se trasladó al laboratorio (1 hora aproximadamente) para realizar los análisis.



**Figura 4.1 a) Descarga y b) Recolección de muestra**

Previamente a la determinación de la caracterización se realizó un pretratamiento mecánico de la FORSU, que consistió en la trituración; ésta se llevó a cabo en el laboratorio de Ingeniería Sanitaria y Ambiental de la Facultad de Ingeniería empleando una trituradora (Figura 4.2a), para obtener un tamaño final menor a 1 cm (Figura 4.2b). Posteriormente la muestra triturada se conservó en bolsas con cierre hermético con capacidad de 3 kg y se almacenaron a  $-4^{\circ}\text{C}$ .



**Figura 4.2a Trituración de la muestra y 4.2b FORSU triturada**

La muestra triturada de FORSU se caracterizó mediante los parámetros mostrados en la tabla 4.1, cada determinación se hizo por duplicado. Dichas técnicas se realizaron con base en lo reportado en las Normas Mexicanas (NMX) con el mayor rigor posible; en la misma tabla se muestran las técnicas y los equipos empleados para cada parámetro.

**Tabla 4.1 Parámetros evaluados en la caracterización**

Parámetro	Método	Técnica	Equipo empleado
<b>DQO</b>	Colorimetría	NMX-AA-030-SCFI-2001	Digestor HACH DR200 Espectrofotómetro Thermo Spectronic
<b>Sólidos totales (ST), Sólidos Volátiles (SV) Sólidos Fijos (SF)</b>	Gravimétrico	NMX-AA-016-1984	Estufa Thermo Scientific modelo Heratherm Oven
<b>Grasas</b>		NMX-F-089-S-1978	
<b>Humedad</b>		NMX-AA-016-1984	
<b>pH</b>	Diferencia de potencial	NMX-AA-25-1984	Potenciómetro Thermo Scientific modelo Orion 2 Star
<b>Nitrógeno total (NT) y amoniacal</b>	Destilación y colorimetría	NMX-AA-026-SCFI-2001	Unidad de destilación BUCHI modelo K-350
<b>Fósforo total (PT)</b>	Colorimetría	APHA-AWWA-WPCF (1992) Method 4500	Espectrofotómetro Thermo Spectronic

Así mismo, se realizó la caracterización para el lixiviado generado por la FORSU. Tanto para la FORSU como para el lixiviado se cuantificaron el pH, la humedad, los ST, SV, SF y DQO.

#### **4.2 Evaluación de diferentes sistemas de tratamientos**

Esta parte de la experimentación consistió en la evaluación de la implementación del tratamiento biológico anaerobio seguido del tratamiento biológico aerobio.

Antes de la DA, la FORSU se sometió a otro tratamiento mecánico para disminuir el tamaño de partícula. Esto se realizó con ayuda de una licuadora tipo industrial Tapisa T2L (Figura 4.3). Con la cual se obtuvo un tamaño de partícula de 50  $\mu$ m.



**Figura 4.3 Licuadora tipo industrial**

#### **4.2.1 Digestión Anaerobia**

Todos los sistemas de tratamiento evaluados estuvieron conformados por el tratamiento biológico de DA, el cual se realizó empleando reactores tipo batch. Para el montaje y monitoreo de éstos se empleó el equipo de Potencial Bioquímico de Metano (PBM) AMPTS (*Automatic Methane Potential Test System*) II (figura 4.4).



**Figura 4.4 Equipo AMPTS II**

Los datos proporcionados por el software especializado del equipo están normalizados a 1 atm y 0°C, condiciones normales de presión y temperatura respectivamente. El equipo cuenta de 15 reactores con capacidad de 500 mL, agitación constante y un baño maría para mantener la temperatura de operación constante. Así mismo, el equipo tiene 15 reactores con capacidad de 100 mL que contienen una solución de hidróxido de sodio (NaOH) 3 M para la desulfuración del biogás producido. Todos los reactores se trabajaron con una relación de 2 a 1 (inóculo/sustrato) y tuvieron un volumen efectivo del 70%. En el Anexo I, se muestran la masa empleada de inóculo y sustrato para cada reactor. La DA duró 33 días y se realizó en condiciones termofílicas (55 °C).

Se evaluaron de forma general distintas formas de operar el proceso de DA. En la Figura 4.5, se muestra el diagrama general del experimento realizado para el estudio de la DA: 1ro) DA con pretratamiento de aireación; 2do) DA con alimentación continua de lixiviado; 3ro) DA en condiciones anaerobias con aireación intermitente; 4to) DA de la FORSU con inóculo adaptado (digestato de 2do experimento) y finalmente el blanco que consistió en realizar la DA sin pretratamiento, sin recirculación, sin inyección de aire y sin presencia de lixiviado. Paralelamente se colocó otro blanco, que consistió en colocar lodos sin FORSU.

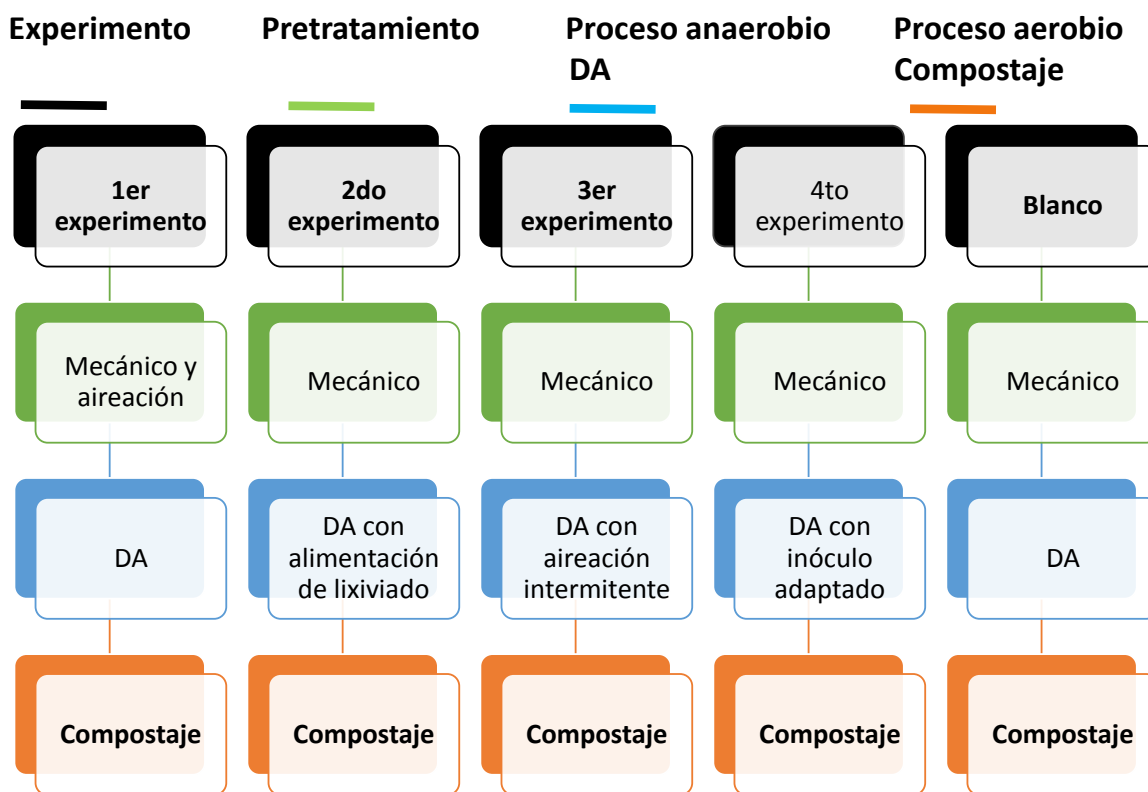


Figura 4.5 Diagrama de los experimentos realizados

A continuación se describen con mayor detalle la operación de cada reactor.

### **1er experimento. Reactor con pretratamiento de aireación**

Este reactor se alimentó con la mezcla inóculo/sustrato y tuvo un pretratamiento de aire, lo cual se realizó empleando un compresor. Se realizó una prueba previamente para elegir el tiempo de aireación. Se realizó por 2 horas y por 12 horas continuas, con un flujo de 0.068 L aire /L reactor /min, este valor fue determinado según lo sugerido por Lim and Wang, (2013). Posteriormente se repitió esta experimentación pero el tiempo de aireación fue de 2 horas (figura 4.6). Después del pretratamiento aerobio, el reactor fue colocado en el equipo para evaluar el PBM.



**Figura 4.6 Reactor con pretratamiento de aireación**

### **2do experimento. Reactor con alimentación continua de lixiviado**

Este reactor fue alimentado cada 3 días con lixiviado de un proceso de DA de FORSU. Se inyectó 10 mL de lixiviado que corresponden al 20% de SV de la FORSU. Dado que a esta escala, la producción de lixiviado es mínima, siempre se alimenta de un lixiviado proveniente de la FORSU (figura 4.7).



**Figura 4.7 Reactor con alimentación continua de lixiviado**

### **3er experimento. Reactor en condiciones anaerobias con aireación intermitente**

A este reactor se le inyectó un flujo de aire de 0.107 L de aire/L reactor/ min (figura 4.8), este flujo de aire se eligió según lo recomendado por Lim and Wang (2013).



**Figura 4.8 Reactor con pulsos de aireación**

### **4to experimento. Reactor con inóculo adaptado de experimento 2**

Este reactor fue alimentado con FORSU e inóculo, el cual fue digestato proveniente de la DA (figura 4.9) que se alimentó con lixiviado (2do experimento), es decir, se empleó el digestato en lugar de emplear lodo anaerobio fresco.



**Figura 4.9 Reactor con inóculo adaptado**

## Blanco

Consistió en un reactor alimentado con FORSU/inóculo relación 1:2, el cual se montó en el PBM sin pre-tratamiento, sin inyección de aire y sin presencia de lixiviado (Figura 4.10).



**Figura 4.10 Blanco**

Transcurridos 33 días, se dió por concluida la DA, debido a que se tenía una producción de biogás mínima. Para evaluar el desempeño de la DA se realizaron las siguientes pruebas: pH, ST, SV, SF, DQO, PT, NT (Tabla 4.1), relación  $\alpha$  (Anexo II) por medio de la determinación de alcalinidad bajo lo marcado en la Norma NMX-AA-036-SCFI-2001 “Determinación de acidez y alcalinidad en aguas naturales, residuales y residuales tratadas”.

Así mismo se evaluó las concentraciones finales de AGV en el digestato empleando un cromatógrafo de gases modelo 7890A Agilent con detector FID (Anexo III) y la composición del biogás empleando un cromatógrafo de gases con detector TCD SRI modelo 333 Single. Para esto se tomaron muestras directamente de los reactores y se inyectaron al equipo (Anexo IV).



#### 4.2.2 Compostaje

Para el 1er experimento (Pretratamiento de aireación), el 3ro (aireación intermitente), el 4to (Inóculo adaptado) y el blanco, el digestato generado fue tratado simulando condiciones de compostaje (esto debido a las condiciones ambientales del laboratorio y a la pequeña cantidad de digestato generado), de la siguiente forma: se colocaron aproximadamente 300 g de digestato en recipientes cuadrados (figura 4.11). La simulación se llevó a cabo durante 16 días, dado que los datos reportados en la literatura, en este tiempo se lograrían ver cambios importantes en la temperatura y no fue así (Walker, 2003) .



**Figura 4.11 Muestras para compostaje**

Dado que la muestra de compostaje fue pequeña sólo se evaluó la temperatura interna de la composta a lo largo de la operación. Transcurridos los 16 días del compostaje, la muestra fue analizada (Figura 4.12).



**Figura 4.12 Digestato (izquierda) y composta (derecho)**

Concluido el tratamiento aerobio, el compostaje se caracterizó mediante la evaluación de los siguientes parámetros alcalinidad, pH, ST, SV; SF, DQO, PT y NT (tabla 4.1).

## 5. RESULTADOS Y ANÁLISIS DE RESULTADOS

En este capítulo se muestran los resultados obtenidos a partir de la metodología descrita previamente.

### 5.1 Caracterización

Inicialmente en la tabla 5.1 se presentan los promedios (número de muestras, n) y la desviación estándar (D. S.) de los parámetros evaluados de la caracterización de la FORSU. Los SV son los que están presentes en mayor proporción respecto a los SF, es decir, la materia orgánica está en mayor proporción (91.84%), lo cual beneficia al proceso, debido a que estos sólidos son la materia prima disponible para la biodegradación anaerobia, esto se ve de igual forma en el valor de DQO que contiene la FORSU es favorable para llevar a cabo la DA, dado que esta mide indirectamente la materia orgánica susceptible a transformarse en metano (Fernández, 2008).

La humedad de la FORSU está relacionada directamente con el porcentaje de agua que tiene la muestra, el resultado es alto comparado con otro tipo de residuos, por ejemplo: estiércol de animales o residuos agroindustriales (Cano, 2014) y este porcentaje resulta ser favorable, dado que se puede realizar los experimentos en condiciones secas.

Respecto a la grasa que contiene la FORSU, el porcentaje de lípidos resultó ser alto, en otros trabajos se concluye que un porcentaje de grasa entre el 18 y el 60 aumenta la producción de metano en el reactor (Sun *et al*, 2014), esto es debido a que su degradación anaerobia genera AGV, precursores del biogás.

**Tabla 5.1 Caracterización de la FORSU**

Parámetros	Promedio (n=3) ± D.S.
% Humedad	76.73 ± 0.15
ST (g ST/kg de FORSU)	224.29 ± 1.41
SF (g SF/kg de FORSU)	18.31 ± 0.19
SV (g SV/kg de FORSU)	205.98 ± 1.22
DQO Total (g O <sub>2</sub> /kg FORSU)	895.68 ± 5.66
Grasas (%)	55.59 ± 4.08

En la tabla 5.2 se muestra los resultados de la caracterización del lixiviado. De igual manera en la FORSU el lixiviado, la mayor proporción de los ST fueron los SV, con lo cual se reitera que tanto la FORSU como el lixiviado tiene las características apropiadas para llevarse a cabo una DA.

**Tabla 5.2 Caracterización del lixiviado**

<b>Parámetros</b>	<b>Promedio (n=3) ± D. S.</b>
<b>pH</b>	4.2 ± 0.11
<b>% Humedad</b>	90.79 ± 2.23
<b>ST (g ST/L)</b>	93.67 ± 11.86
<b>SF (g SF/L)</b>	9.74 ± 0.16
<b>SV (g SV/L)</b>	83.95 ± 12.01
<b>DQO total (mg O<sub>2</sub>/kg FORSU)</b>	737.01 ± 3.77

En la tabla 5.3 se muestra la caracterización del inóculo. Mediante los resultados se denota que de los ST gran proporción (88.02%) corresponde a los SV; indicando que en su mayoría está conformado por material orgánico lo que favorece a la DA.

**Tabla 5.3. Caracterización del inóculo**

<b>Parámetros</b>	<b>Valor</b>
<b>ST (g ST/kg de inóculo)</b>	104.59
<b>SV (g SV/kg de inóculo))</b>	92.06
<b>SF (g SF/kg de inóculo))</b>	12.35
<b>Humedad</b>	89.70

## **5.2 PBM**

En esta sección se muestran los resultados referentes a la DA: la caracterización inicial y final, la producción de biogás, la concentración de metano en el biogás, los ácidos grasos volátiles que se detectaron en la DA, los resultados de los pretratamientos de aireación, entre otros.

### **5.2.1 Determinación de aireación inicial**

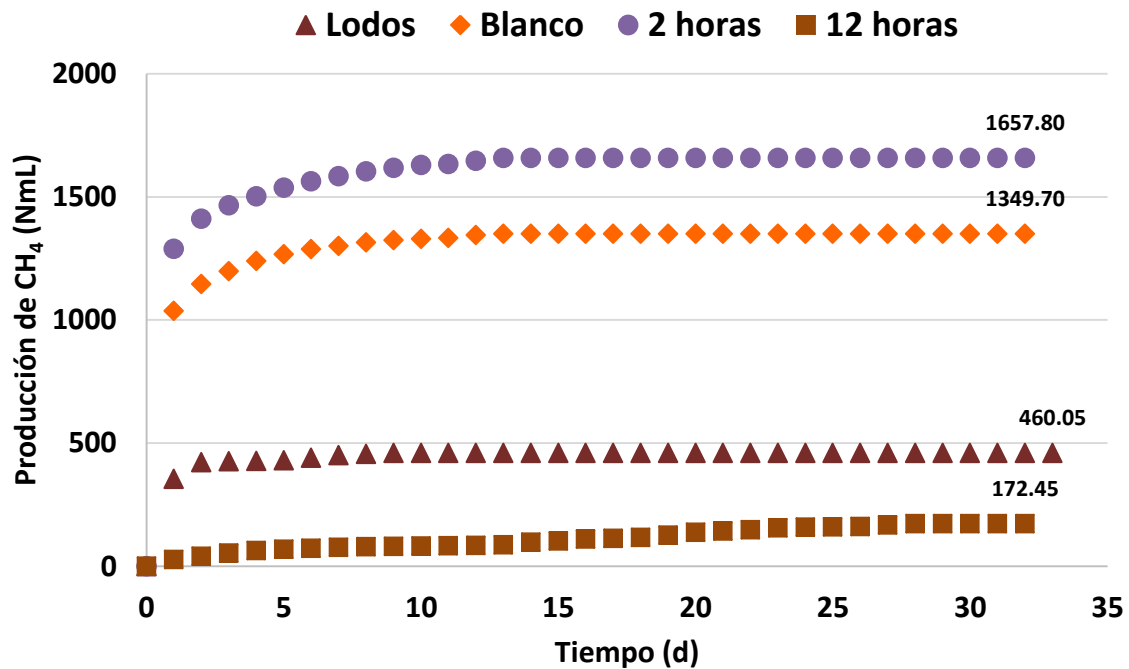
Inicialmente se determinó el tiempo al que debía llevarse a cabo el pretratamiento de aireación inicial, con base en los resultados mostrados en la tabla 5.4. Debido a estos resultados se decidió emplear la aireación por 2 horas, al tener una mayor remoción de DQO, porque se mejoró la relación  $\alpha$ , lo cual indica si el reactor en donde se lleva a cabo la digestión, presentará complicaciones como acidificación, es decir, donde es más estable el proceso y este fue en la DA con un pretratamiento de aireación de 2 horas, a pesar de que disminuyó el pH.

**Tabla 5.4. Caracterización posterior al pretratamiento aerobio**

<b>Parámetro</b>	<b>BLANCO</b>	<b>2 horas</b>	<b>12 horas</b>
<b>pH</b>	7	6.72	6.82
<b>Relación <math>\alpha</math></b>	0.40	0.46	0.38
<b>Remoción DQO (%)</b>	59.52	77.30	63.42

En la figura 5.1 se muestra la producción de metano durante los 33 días para cada reactor con duración de aireación (2 horas y 12 horas). Se puede observar que la producción de biogás en ambos casos fue constante a partir del día onceavo. Con el pretratamiento de aireación inicial de 12 horas, la producción de biogás es menor inclusive que el blanco y los lodos. Se puede decir, que al llevar a cabo el pretratamiento durante este tiempo, ocurre un exceso de aireación, lo que provocó posiblemente inhibición de la actividad microbiana, por lo que el pretratamiento resultó perjudicial para la producción de biogás (Saucedo, 2007), esto también se refleja por el valor de la relación  $\alpha$ , al disminuir.

La aireación inicial que se llevó a cabo por 2 horas, si cumplió con el objetivo principal del pretratamiento: aumentar la producción de biogás. Como ya se mencionó, el aire inyectado activa el crecimiento de microorganismos aerobios presentes en el sustrato. Así mismo, se puede remarcar que el tiempo de aireación, en otras palabras la cantidad de aire introducido influye en el pretratamiento, como lo menciona Lim y Wang (2013), en este caso específico la producción es mayor un 22.82% cuando se empleó un pretratamiento de 2 horas (8160 mL de aire).



**Figura 5.1 Producción de metano acumulada en los pretratamientos de aireación**

### 5.2.2 PBM

Posteriormente, en la tabla 5.5 se muestra la caracterización inicial y final de los reactores empleados en cada experimento, con la cual se determinó que el porcentaje de humedad es prácticamente el mismo en todas las muestras iniciales, esto es lógico dado que la materia prima fue la misma (FORSU), al igual que la relación empleada de sustrato/inóculo.

El reactor con aireación inicial tuvo un menor porcentaje de humedad (1.2%, comparado con el promedio de los demás experimentos) esto debido a lo explicado anteriormente, es decir, a la aireación inicial. Ocurre el mismo comportamiento en el parámetro de DQO y SV, en éste la aireación inicial tiene una mayor concentración de ambos parámetros.

El pH y la relación  $\alpha$  indican que tan estable es el proceso de la DA, estos parámetros son menores en el reactor con inóculo adaptado, entonces se esperaba que este presentara inestabilidad y quizás una acidificación, con lo cual se vería afectada la producción de biogás, también se puede observar que el reactor con menor contenido de DQO y SV es el reactor con aireación intermitente como pretratamiento.

En este caso no importan los valores iniciales, sino qué tanta de esa materia orgánica se transformó en biogás, y como se explica posteriormente, es precisamente en el reactor con un pretratamiento de aireación intermitente donde se obtiene la mayor producción de biogás. Se determinó que el porcentaje de humedad es similar en todos los casos, sólo un ligero aumento en el reactor con lixiviado dado que se le recirculó un líquido lo cual aumentó su humedad.

Tanto la DQO como los SV disminuyeron al concluirse la DA, para todos los casos, esto se refleja en la producción de biogás, además de ser coherente dado que las arqueas y bacterias que están involucradas en el proceso biológico han consumido dicha materia orgánica. El pH es similar en valor numérico para todos los experimentos, lo cual indica que la DA trabajó en condiciones estables, es decir, no hubo una acidificación en los reactores dado que esta se hubiera reflejado en una disminución del pH.

Como el valor numérico de la DQO inicial en los 5 reactores es diferente, no se puede hacer un análisis cuantitativo, solamente se pudo determinar que la concentración de DQO disminuyó. Respecto a la relación  $\alpha$  en todos los casos aumentó, indicando un reactor en buenas condiciones para la producción de biogás, tal como lo indica Ripley *et al.* (1986).

**Tabla 5.5 Caracterización inicial y final de los tratamientos experimentados**

Tratamiento Parámetro	Blanco		Aireación Intermitente		Aireación Inicial		Recirculación de lixiviado		Inóculo adaptado	
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
% Humedad	84.69	87.7	85.07	88.50	83.90	88.27	84.76	89.55	84.90	87.45
DQO (g/kg)	963	390	250	132	1064	242	491	279	404	272
ST (g/kg)	153.10	123.28	149.29	115.04	160.96	117.34	152.37	104.50	150.99	125.52
SF (g/kg)	18.90	20.91	20.37	18.75	18.10	18.45	18.18	12.06	17.36	25.55
SV (g/kg)	134.20	102.38	128.92	96.29	142.87	98.90	134.18	86.65	133.63	99.97
pH	7.00	7.19	7.31	7.27	6.72	7.18	6.63	6.63	6.12	6.68
Relación $\alpha$	0.40	0.42	0.56	0.63	0.46	0.53	0.33	0.41	0.18	0.26

En la figura 5.2 se muestra la producción diaria de biogás a lo largo de los 33 días en que se llevó a cabo la DA y se puede observar que a partir del día 11, la producción de biogás se mantuvo constante para la mayoría de los reactores, exceptuando el reactor con aireación intermitente el cual se estabilizó a partir del día 32, lo que indica una mayor producción de biogás.

Los demás reactores tuvieron una producción mayor a la producción del blanco, es decir las modificaciones que se les hizo durante el tratamiento mejoraron la producción. El reactor con pretratamiento de aireación intermitente fue el que más biogás produjo (3371 NmL), esto se debió principalmente a la estrategia que se empleó de inyectarle un flujo de 0.107 L de aire/L reactor/ min cada 3 día, lo que significó que hubo microorganismo aerobios y anaerobios. El reactor con aireación intermitente, los primeros 16 días se mantuvo por debajo del volumen de biogás producido en el blanco, para después en los 17 días restantes superar la producción comparado con todos los tratamientos, siendo su valor final de 3371 NmL de biogás.

Los reactores con pretratamiento de aireación inicial (1657.8 NmL) y con recirculación de lixiviado (1604.7 NmL) tuvieron una alta producción, el primero debido a una oxidación previa, por lo que los compuestos complejos tuvieron una rapidez y mayor degradación y respecto a la recirculación de lixiviado debido a la continua alimentación, es decir sustrato disponible para la producción de biogás.

Al final de la experimentación, el reactor con inóculo adaptado tuvo una producción de biogás (570 NmL) por debajo de la producción del blanco. Esto se pudo deber al pH que mostró inicialmente el reactor (6.12), aunado a que pudo ocurrir una inhibición. Los lodos fueron los que menor producción de biogás tuvieron, al no tener un sustrato.

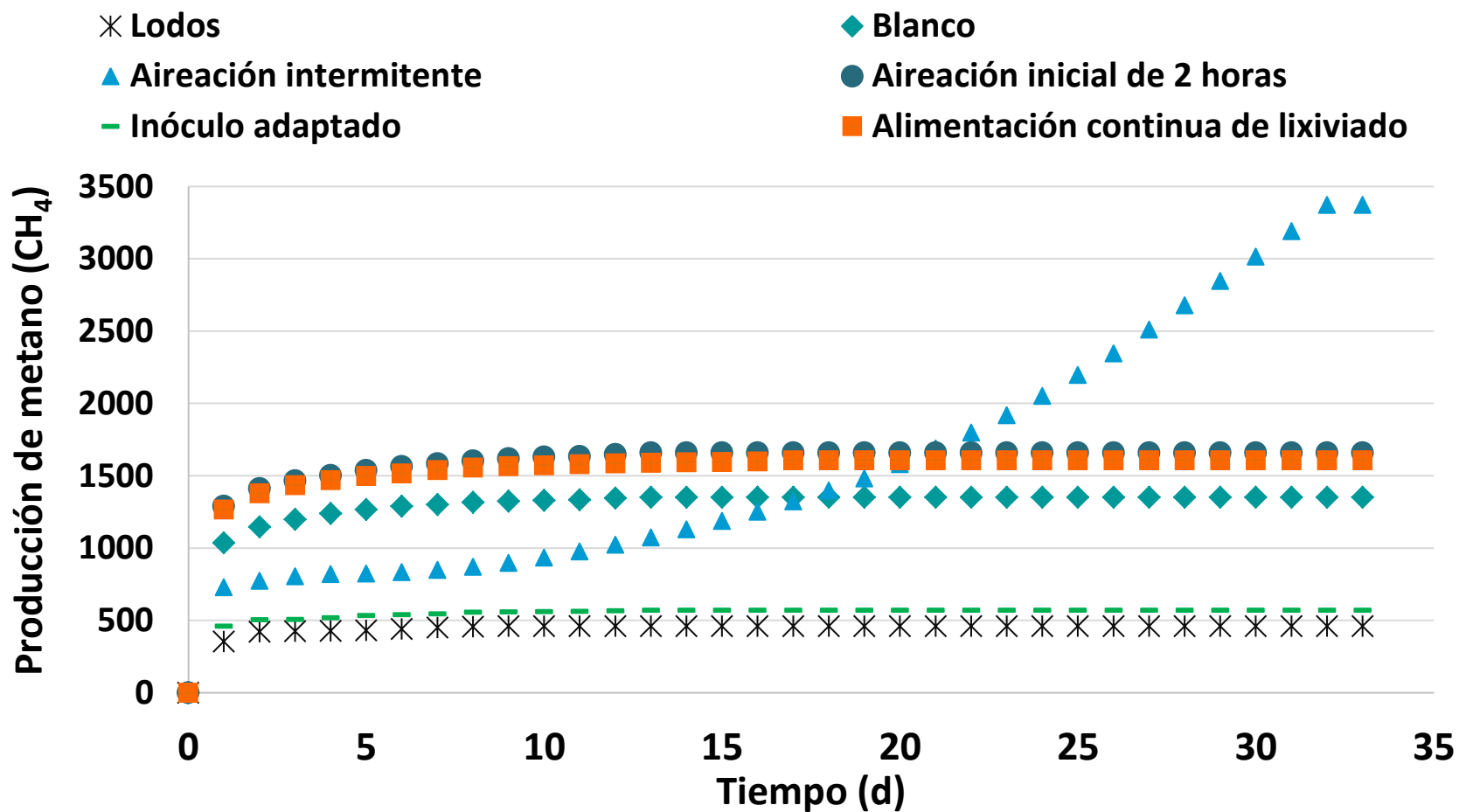


Figura 5.2 Producción de biogás por día normalizada (mL biogás)

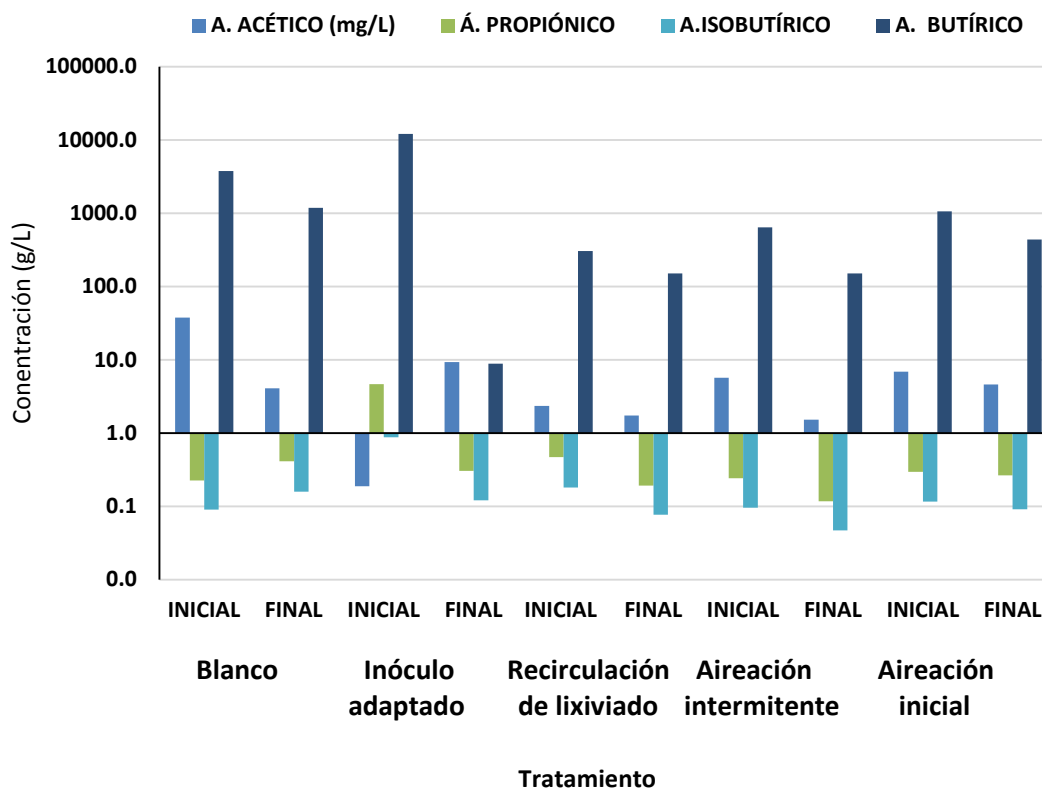


### **5.2.3 Composición del biogás**

La concentración de metano en los 5 experimentos varía ligeramente, exceptuando el biogás producido por el reactor con inóculo adaptado, que está por debajo del blanco y por el reportado en la literatura. Podemos decir que el pretratamiento de aireación intermitente contribuye a que el porcentaje de metano en el biogás aumentara un 50%. El biogás en el reactor con recirculación de lixiviado aumentó ligeramente pero no de manera considerable. El porcentaje de CH<sub>4</sub> en el biogás en los reactores (blanco y recirculación de lixiviado), está acorde con el reportado en la literatura, que está entre 50 y 70% (Álvarez *et al*, 2010), los demás están fuera de este intervalo (Ver tabla 5.6).

### **5.2.4 Ácidos grasos volátiles**

Como ya se mencionó en el marco teórico, los AGV's son intermediarios importantes para la producción de biogás, es decir, es necesario que se transformen hasta ácido acético para que se produzca el CO<sub>2</sub> y CH<sub>4</sub>. En la figura 5.3 se puede ver la concentración de los principales ácidos de cadena corta, se denota que no hay una acumulación en la mayoría de los casos, al contrario ocurre una degradación de estos, así mismo se puede observar que la mayor transformación de ácido acético es acorde con la mayor producción de metano en la mayoría de los casos (aireación intermitente, aireación inicial y blanco). En el tratamiento donde se empleó inóculo adaptado ocurre una acumulación y una baja degradación del ácido acético, que se ve reflejado en la mínima producción de metano, esto es acorde con lo reportado en la literatura (Wang *et al.*, 1999).



**Figura 5.3 Concentración de ácidos grasos volátiles (mg/L) en la DA**

### 5.2.5 Remociones

En la tabla 5.6 se muestra la remoción de los parámetros fisicoquímicos evaluados. Se observa que la mayor remoción de DQO se logró en el reactor con pretratamiento inicial de aireación (77%), mientras que la DA que presentó una menor remoción en DQO (33%), fue con el inóculo adaptado. Este comportamiento es distinto para el porcentaje de remoción de SV, pues el reactor que mayor porcentaje de remoción presentó (35%) fue el reactor con recirculación de lixiviado y la menor remoción (23.71%) se obtuvo en el blanco.

**Tabla 5.6 Remoción de parámetros fisicoquímicos**

Condiciones	Blanco	Aireación Intermitente	Aireación Inicial	Recirculación de lixiviado	Inóculo adaptado
<b>DQO</b>	59.5	47.1	77.3	43.1	32.7
<b>SV</b>	23.7	25.3	30.8	35.4	25.2
<b>Biogás producido (mL CH<sub>4</sub>/ g SV de FORSU)</b>	6.63	22.58	8.38	8.53	0.83
<b>Composición del biogás (% CH<sub>4</sub>)</b>	51.96	41.58	79.67	55.82	19.57

### 5.3 Compostaje

En la figura 5.4 se muestra el monitoreo de la temperatura durante los 16 días de la simulación del compostaje. Todas las gráficas presentaron la siguiente tendencia, aumentó los primeros días hasta llegar a una máxima temperatura y disminución a partir del doceavo día. El perfil de temperaturas describe la actividad microbiana relacionada con la oxidación biológica exotérmica. Estas temperaturas muestran una posible fase mesófila, al generar calor.

En general los perfiles de temperatura de las compostas no difieren entre ellas, es decir, el comportamiento es similar. El perfil que tiene una mayor temperatura a lo largo de los 16 días es la composta del digestato que se obtuvo de la DA con aireación inicial, mientras que la temperatura menor la obtuvo la composta del digestato de la DA con inóculo adaptado, esto pudo deberse al mínimo tamaño de la muestra.

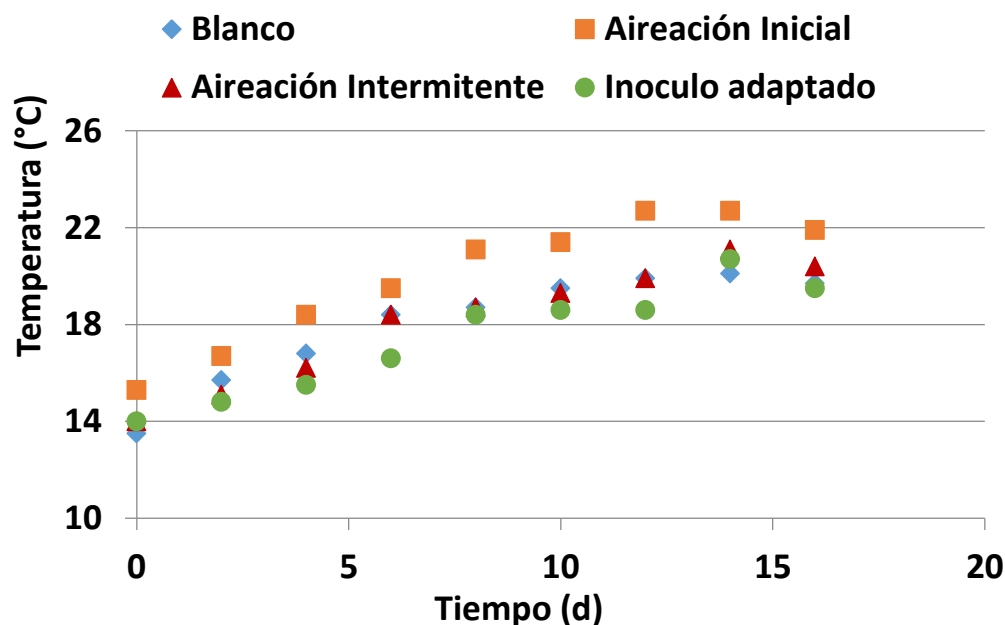


Figura 5.4 Monitoreo de la temperatura en el compostaje

Se muestra a continuación en la tabla 5.7 la comparación de la caracterización final de la composta, que consistió en la evaluación de parámetros (fósforo total, nitrógeno total) que determinan el reúso de la composta y los límites máximos permisibles de éstos que reporta la NOM y normatividad internacional.

El que mayor humedad presentó fue la composta del inóculo adaptado (76.19%) y el que menor tuvo fue el digestato con aireación inicial, durante la experimentación esto se manifestó mediante un mal olor aunado a una baja actividad microbiana, por lo que no pudo llevarse a cabo el compostaje en su totalidad, al no llevarse formación de la humus. Si nos basamos en la NADF (Norma Ambiental del Distrito Federal), la humedad no llegó al valor deseado y por tanto no debía utilizarse como mejorador del suelo.

Respecto al pH estuvo en un intervalo aceptable (4.5-8.5), por lo que no hubo exceso de ácidos orgánicos ni exceso de nitrógeno (FAO, 2013).

Respecto al nitrógeno total (NT) la mayoría de los experimentos reportan valores similares y estos están por debajo de la norma, es decir, presentan una baja concentración de nitrógeno para poder ser aprovechado, si se utiliza como fertilizante o mejorador del suelo.

Caso contrario pasa con el fósforo total (PT), este si se encuentra en el intervalo recomendado por la norma para todos los digestatos tratados vía composta. El digestato que reportó la mayor concentración de PT, fue el que provenía de la DA con un pretratamiento inicial de aire.

**Tabla 5.7 Condiciones finales de la composta**

<b>Condiciones</b>	<b>Blanco</b>	<b>Aireación Intermitente</b>	<b>Aireación Inicial</b>	<b>Inóculo adaptado</b>	<b>FAO, 2013</b>
<b>% Humedad</b>	71.70	75.54	70.51	76.19	30-40
<b>DQO (mg/kg)</b>	377	106	234	249	----
<b>ST (g/kg)</b>	283.01	244.55	294.86	238.10	----
<b>SF (g/kg)</b>	195.01	158.05	211.17	143.72	----
<b>SV (g/kg)</b>	88.00	86.50	83.69	94.38	----
<b>pH</b>	6.14	6.06	6.34	5.98	
<b>PT (g/kg)</b>	5.18	6.18	7.68	6.64	1-10
<b>NT (g/kg)</b>	1.58	1.57	----	1.58	3-10

## 6. CONCLUSIONES

El sistema de tratamiento anaerobio-aerobio para FORSU que produjo una mayor cantidad de biogás y un digestato con características apropiadas para su utilización, estuvo compuesto por DA con aireación intermitente como estrategia de operación, seguido de una simulación de compostaje.

El pretratamiento que contribuyo a incrementar la producción de biogás en la digestión anaerobia y a mejorar las características del digestato fue el pretratamiento mecánico.

### Perspectiva en México

En México no se han implementado trenes de tratamiento, como los que existen a nivel mundial (Kompogas, SEBAC, DiCOM, DRANCO, BTA, BRV) para la FORSU. Sin embargo, si esto se realizara en un futuro, por las características de los residuos producidos se podría emplear el sistema de tratamiento DiCOM o DRANCO debido a que la aireación, digestión anaerobia y compostaje propuestos en este trabajo experimental muestran resultados satisfactorios.

El tren de tratamiento adecuado para el aprovechamiento de la FORSU debe consistir de un pretratamiento mecánico, seguido del proceso principal (DA), con una implementación de pulsos de aire (aireación intermitente) a lo largo de su operación y finalmente el digestato tratarlo simulando un compostaje por un lapso mayor a 16 días para poder asegurar que el digestato sea aprovechado. Si se quiere llevar a cabo este tren de tratamiento debe de disponerse de tiempo (mínimo 55 días) para poder lograr que se estabilice el residuo.

Si no se dispone de tiempo (30 días) se puede implementar otro tren de tratamiento para asegurar que se puede conseguir las mismas características de producto estabilizado, pero menor cantidad de biogás; el cual consistiría igualmente de pretratamiento mecánico, seguidos de un pretratamiento inicial de aireación de 2 horas, digestión anaerobia y compostaje.

## 7. REFERENCIAS

- Abbassi-Guendouz, A., Brockmann D., Trably E., Dumas C., Delgenès J. P., Steyer, Renaud E. (2012) Total solids content drives high solid anaerobic digestion via mass transfer limitation. *Bioresource Technology* 111:55–61
- Abdullahi Y.A., Akunna J.C., White N.A., Hallett P.D, Wheatley R. (2008) Investigating the effects of anaerobic and aerobic post-treatment on quality and stability of organic fraction of municipal solid waste as soil amendment. *Bioresource Technology* 99: 8631–8636
- Ariunbaatar Javkhlan, Antonio Panico, Giovanni Esposito, Francesco Pirozzi, Piet N.L. Lens (2014) Pretreatment methods to enhance anaerobic digestion of organic solid waste. *Applied Energy* 123: 143–156
- Bayle M., J. T. (2007) Process characteristics, inhibition factors and methane yields of anaerobic digestion process, with particular focus on microalgal biomass fermentation. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 34:491–500
- Blanco Cobián, Daniel (2011). *Tratamiento biológico aerobio-anaerobio-aerobio de residuos ganaderos para la obtención de biogás y compost*. Tesis de Doctorado, Instituto de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Biodiversidad, Universidad de León, León, España.
- Bond Tom, Michel R. Templeton (2011). History and future of domestic biogas plants in the developing world. *Energy for Sustainable Development* 15:347-354
- Botheju Deshai and Rune Bakke (2011). Oxygen Effects in Anaerobic Digestion: A Review. *The Open Waste Management Journal* 2011: 1-19
- Botheju D., G. Samarakoon, C. Chen, and R. Bakke (2010). An experimental study on the effects of oxygen in bio-gasification; Part 2, *Renewable Energies & Power Quality Journal (RE&PQJ)* 8: 123-134
- Cano R., Nielfa A., Fdz-Polanco M. (2014). Thermal hydrolysis integration in the anaerobic digestion process of different solid wastes: Energy and economic feasibility study. *Bioresource Technology* 168:14-22.

- Carlsson M, Lagerkvist A, Morgan-Sagastume F (2012). The effects of substrate pretreatment on anaerobic digestion: a review. *Waste Manage* 16: 34–50.
- Cesaro A, Belgiorno V (2014). Pretreatment methods to improve anaerobic biodegradability of organic municipal solid waste fractions. *Chemical Engineering* 240: 24–37.
- Chávez Martínez, Manuel Erasmo (2010). Diseño y cálculo de un tren de tratamiento biológico para aguas residuales urbanas usando la tecnología de lecho granular expandido. Tesis de Maestría, E.S.I.A- Unidad Zacatenco, IPN, Gustavo A. Madero, DF.
- Chen Ye, Jay J. Cheng, Kurt S. Creamer (2008). Inhibition of anaerobic digestion process: A review. *Bioresource Technology* 99: 4044-4064
- Chynoweth D.P., J. Owens, D.O'Keefe, J:F:K Earle, G. Bosch and R. Legrand (1987). Sequential batch anaerobic composting of the organic fraction of municipal solid waste. *Water Science and Technology* 25:327-339
- Durán Moreno A., Garcés R. Manuel, Velasco Adriana R., Marín Rodríguez J. Carlos, Gutiérrez Lara Rafaela, Moreno Gutiérrez Abril y Delgadillo Hernández Norma Angélica (2013). México City's Municipal Solid Waste Characteristics and Composition Analysis. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 29:39:46
- Edelmann W, Joss A, Engeli H. (1999) Two step anaerobic digestion of organic solid wastes. In: Mata-Alvarez J, Tilche A, Cecchi F. editors. Proceedings of the second international symposium on anaerobic digestion of solid wastes. Barcelona, Spain; vol.1.p.153–160.
- Elliot A, Mahmood T (2012). Comparison of mechanical pretreatment methods for the enhancement of anaerobic digestion of pulp and paper waste. *Water Science Technology* 84:497–505.
- Fernández Güelfo, Luis Alberto (2008). *Caracterización cinética de la degradación anaerobia termofílica seca de la FORSU: Efecto de diferentes pretratamientos sobre la biodegradabilidad del residuo*. Tesis de Doctorado, Universidad de Cádiz, Cádiz, España.
- Ferrer I, Ponsa S, Vasquez F, Font X (2008). Increasing biogas production by thermal (70 °C) sludge pretreatment prior to thermophilic anaerobic digestion. *Biochemical Engineering* 42: 92-186.

- Forster-Carneiro T., M. Pérez, L.I. Romero (2007). Composting potential of different inoculum sources in the modified SEBAC system treatment of municipal solid wastes. *Bioresource Technology* 98: 3354–3366
- Giraldo G.E. (2001). Tratamiento de lixiviados de rellanos sanitarios: avances recientes. *Revista de Ingeniería* 14, 44-55.
- González-González A., F. Cuadros (2014). Effect of aerobic pretreatment on anaerobic digestion of olive mill wastewater (OMWW): An ecoefficient treatment. *Food and Bioproducts Processing* 15: 1-7
- Grady Jr, C.P.L., Daigger, G.T., Lim, H.C., 1999. *Biological Waste Water Treatment*. Marcel Dekker, New York.
- Hartmann H. and B.K Ahring (2006). Strategies for the anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: an overview. *Water Science and Technology* 53:7-22
- Hidalgo Charpenel, Adrian (2014). *Manejo del digestato derivado de la digestión anaerobia de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos para su uso como fertilizante*. Tesis de Licenciatura, Torre de Ingeniería, UNAM, Coyoacán, DF.
- Hoornweg Daniel, Bhada-Tata Perinaz (2012). What a waste a global review of solid waste management. *Urban development series knowledge papers*. The world bank, 15.
- Hu Yun, Fei Shen, Hairong Yuan, Dexun Zou, Yunzhi Pang, Yanping Liu, Baoning Zhu, Wachemo Akiber Chufo, Muhammad Jaffar, Xiujin Li (2014). Influence of recirculation of liquid fraction of the digestate (LFD) on maize stover anaerobic digestion. *Biosystems Engineering* 127:189-196
- Kübler Hans and Cosima Schertler (1994), Three-phase anaerobic digestion of organic wastes. *Water Science and Technology* 12:367-374
- Li H, Chenchen Li, Liu W, Zou S (2012). Optimized alkaline pretreatment of sludge before anaerobic digestion. *Bioresource Technology* 123: 94-189.
- Lim JW, Wang J-Y (2013). Enhanced hydrolysis and methane yield by applying microaeration pretreatment to the anaerobic co-digestion of brown water and food waste. *Waste Manage* 33:813–9.
- Long Lin, Liangcheng Yang, Fuqing Xu, Frederick C. Michel Jr., Yebo Li (2014) Comparison of solid-state anaerobic digestion and composting of yard



- trimmings with effluent from liquid anaerobic digestion. *Bioresource Technology* 169:439-446
- Mata-Alvarez, J., Mace', S., Llabres, P., (2000). *Anaerobic of organic solids wastes. An overview of research achievements and perspectives*. *Bioresource Technology* 74: 3–16.
- McCarty P. L. and Mosey F. E. (2004) Modelling of anaerobic digestion processes (a discussion of concepts). *Water Science Technology* 24:17-33.
- Nallathambi G. V. (1997). Anaerobic digestion of biomass for the methane production: a review. *Biomass and Bioenergy* 13:83-114
- Norma Oficial Mexicana NOM-083-SEMARNAT-2003, Especificaciones de protección ambiental para la selección del sitio, diseño, construcción, operación, monitoreo, clausura y obras complementarias de un sitio de disposición final de residuos sólidos urbanos y de manejo especial. Diario Oficial de la Federación, 20 de Octubre de 2004
- Ojeda-Benítez Sara, José Luis Beraud-Lozano (2003). The municipal solid waste cycle in Mexico: final disposal. *Resources, Conservation and Recycling* 39: 239 - 250
- Pascual Andrés, Ruiz Begoña, Gómez Paz (2011). *Situación y potencial de generación de biogás: estudio técnico per 2011-2020*. Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía.
- Ramalho, Rubens S. 1993 Introduction to Wastewater Treatment Processes. 2° Ed, Barcelona, Reverte. Pp.503-505
- Reinhart D.R., McCreanor P.T., Townsend T. (2002). The Biorreactor Landfill: Its Status and Future. *Waste Manage* 20: 172-186.
- Renou S., Givaudan J. y Poulain S. (2008). Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal of Hazardous Matetrials* 150: 468-493.
- Ripley LE; Boyle JC and Converse JC (1986) Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high strength wastes. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 58, no. 5: 406 - 411.
- Schink B (1997). Energetics of syntrophic cooperation in methanogenic degradation. *Microbiology and Molecular Biology Reviews* 61: 62–80.

- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (2013). Diagnóstico básico para la gestión integral de residuos. Residuos sólidos urbanos. Disponible en: <http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones/libros/495/residuos.html> Consultado el día 13 de Septiembre del 2014
- Six L. and L. De Baere (1992). Dry anaerobic conversion of municipal solid waste by means of the DRANCO process. *Water Science and Technology* 25:295-300
- Sun Yifei, Wang Dian, Yan Jiao, Qiao Wei, Wang Wei, Zhu Tianle (2014). Effects of lipid concentration on anaerobic co-digestion of municipal biomass wastes. *Waste Management* 34:1025-1034
- Surendra K.C., Takara D., Hashimoto A. G., Samir K. K. (2014) Biogas as a sustainable energy source for developing countries: Opportunities and challenges. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 31:846–859
- Tchobanoglous G, Theisen H, Vigil S. 1994 Intergrated solid waste management. NewYork: McGraw-Hill; (chapter9).
- Walker L., R. Cord-Ruwisch and S. Sciberras (2012). Performance of a commercial-scale DiCOM demostración facility treating mixed municipal solid waste in comparison with laboratory-scale data. *Bioresource Technology* 126:404-411
- Walker Lee, Wipa Charles, Ralf Cord-Ruwisch (2009). Comparison of static, in-vessel composting of MSW with thermophilic anaerobic digestion and combinations of the two processes. *Bioresource Technology* 100: 3799–3807
- Wang L, Mattsson M, Rundstedt J, Karlsson N (2011). Different pretreatments to enhance biogas production. Tesis de Maestría, Universidad de Halmstad, Halmstad, Suecia.

## 8. ANEXOS

### Anexo I, Masa empleada de inóculo y sustrato de cada reactor. 1er- 3er experimento y blanco

Materia	SV (g SV/kg de residuo)	kg	g
Lodo (inóculo)	103.04	0.27	271.75
FORSU	218.50	0.06	64.07
Masa total			335.82

### 4to experimento

Materia	SV (g SV/kg de residuo)	kg	g
Inóculo adaptado	93.98	0.28	276.66
FORSU	218.50	0.06	59.50
Masa total		0.34	336.16

### Anexo II. Determinación de Relación $\alpha$

La relación alfa está definida como:

$$\alpha = \frac{\text{Alcalinidad a pH 5.75}}{\text{Alcalinidad a pH 4.3}}$$

Su determinación es la siguiente: se tomará una submuestra y se titulará con ácido sulfúrico a una concentración determinada, hasta un volumen de pH=5.75 (V1) y se continuará titulado hasta un pH=4.3 para obtener otro volumen gastado (V2). El primer volumen corresponde a la actividad bicarbonática y el segundo volumen a los AGV, por tanto, la relación alfa

$$\alpha = \frac{V1}{V1 + V2}$$

Según Jenkins *et al.* (1983) cuanto más cercano a la unidad es el valor de alfa, el sistema es más estable.

### Anexo III. Condiciones del método para la detección de AGV

AGV determinados: acético, propiónico, butírico, isobutírico y valérico, empleando cromatografía de gases con detector FID.

Para la determinación de los AGV en muestras sólidas se debe colocar aproximadamente 1 g de muestra durante 12 horas a 85°C. Seca la muestra, se pesa con exactitud 0.5 g por duplicado y cada submuestra se coloca en un tubo con capacidad de 20 mL.

A cada tubo con la muestra (0.5 g o 2 mL) se le coloca 1 mL del estándar interno (ácido impar), 1.5 mL de ácido clorhídrico al 25%, 2 mL de diclorometano, 2 mL de agua grado HPLC y se homogeniza empleando el vortex. En este momento en la muestra se observan dos fases en el vial. De la fase orgánica del vial (la fase inferior), se toman 0.5 mL y transfieren a un vial de 2 mL para detectar en cromatografía. Las condiciones empleadas en el cromatógrafo se muestran en la tabla 1 y en la tabla 2 se muestran los tiempo de retención de cada compuesto.

**Tabla 1. Condiciones del cromatógrafo**

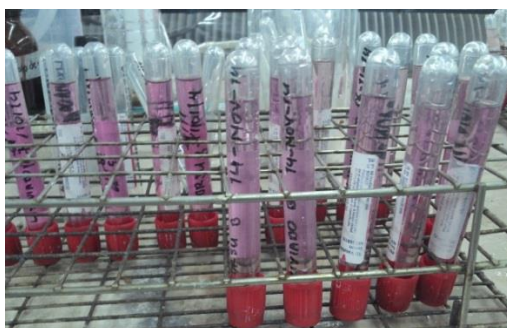
Parámetro	Valor
<b>Modo de temperatura del Horno</b>	Rampa de temperatura
<b>Temperatura del Horno (°C)</b>	60°C a 70 a 8°C/min y de 70°C a 85°C a 15°C/min
<b>Tiempo de la corrida (minutos)</b>	4.6
<b>Temperatura del detector (°C)</b>	325
<b>Temperatura del Inyector (°C)</b>	280
<b>Modo de inyección</b>	Split
<b>Tipo de inyección</b>	Auto-muestreador
<b>Split ratio</b>	15
<b>Volumen de inyección (µL)</b>	2

**Tabla 1. TR de los AGV**

AGV	Fórmula	TR (min)
<b>Acético</b>	C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> O <sub>2</sub>	2.24
<b>Propiónico</b>	C <sub>3</sub> H <sub>6</sub> O <sub>2</sub>	2.864
<b>Butírico</b>	C <sub>4</sub> H <sub>8</sub> O <sub>2</sub>	3.781
<b>Isobutírico</b>	C <sub>4</sub> H <sub>8</sub> O <sub>2</sub>	3.654

#### Anexo IV. Composición del biogás producido

En la determinación de la composición del biogás se usaron tubos Vacutainer Serum Sterile, los cuales se llenaron con la solución de NaCl preparada previamente (NaCl a una concentración de 250 g/L, con un pH de 2 y rojo de metilo), hasta su máxima capacidad, se colocó una aguja y se cerró el recipiente. Un poco de líquido se desplazó por la aguja, al inyectar la muestra de biogás al tubo. Introducida la muestra, el tubo debe colocarse en forma inversa, de modo que la solución salina fuera una trampa para el biogás (figura 1).



**Figura 1. Biogás retenido en trampa de NaCl**

La inyección de la muestra al cromatógrafo se hizo con una jeringa propia del equipo, de la siguiente forma: se purgó la jeringa desplazando el aire que contenía y evitando posible contaminación en la toma de muestra. Posteriormente, la jeringa se introdujo en el recipiente contenedor del gas y se extrajo 500 microlitros ( $\mu\text{L}$ ) de la muestra.

La inyección de la muestra al cromatógrafo se realizó de forma manual y posteriormente se oprimió el botón de START. En la tabla 2 se muestran las condiciones en que se empleó el cromatógrafo, para la determinación de la composición del biogás.

**Tabla 2 Condiciones del GC-TCD**

<b>Parámetro</b>	<b>Valor</b>
<b>Columna</b>	MXT-VOL Capilar, 15 x 0.53 mm
<b>Horno (°C)</b>	Rampa de temperatura de 50 a 70 a 1°C/min
<b>Detector</b>	TCD
<b>Gas de arrastre</b>	Nitrógeno

## Anexo V. Temperaturas de la composta

**Tabla X: Monitoreo de la temperatura en la composta**

Variable	Día	<b>0</b>	<b>2</b>	<b>4</b>	<b>6</b>	<b>8</b>	<b>10</b>	<b>12</b>	<b>14</b>	<b>16</b>
Digestato	Blanco	13.5	15.7	16.8	18.4	18.7	19.5	19.9	20.1	19.7
	Aireación Inicial	15.3	16.7	18.4	19.5	21.1	21.4	22.7	22.7	21.9
	Aireación Intermitente	14	15.1	16.2	18.4	18.7	19.3	19.9	21.1	20.4
	Inoculo adaptado	14	14.8	15.5	16.6	18.4	18.6	18.6	20.7	19.5