UNIVERSIDAD AUTONOMA METROPOLITANA *Iztapalapa*



Casa abierta al tiempo

DIVISIÓN DE CIENCIAS BIOLÓGICAS Y DE LA SALUD

EVALUACIÓN DEL USO DE COMPOSTAJE Y DIGESTIÓN ANAEROBIA EN EL TRATAMIENTO DE RESIDUOS SÓLIDOS ORGÁNICOS (RSO).

TESIS DE ESPECIALIZACIÓN EN BIOTECNOLOGÍA

PRESENTA

IBI. OSCAR PIÑA MALDONADO

ASESORES :

DRA. FLORINA RAMIREZ VIVES

DR. J. GERARDO SAUCEDO CASTAÑEDA

Enero 2009

A Dios porque siempre está a mi lado guiando mis pasos.

A la UAM-I por la formación que me dio.

Al Dr. J. Gerardo Saucedo Castañeda por su amistad, confianza, apoyo, y dirección. Gracias por todo doctor.

A la Dra. Florina Ramírez Vives por su apoyo incondicional, por esas palabras de aliento en esos momentos difíciles, a su vez también por la amistad y la confianza otorgada. Muchas gracias.

Al Dr. Ernesto Favela Torres por su gran animo y apoyo que me otorgo para seguir adelante aun en la adversidad.

A mis padres por su apoyo incondicional, por nunca desampárame y estar siempre a mi lado, los amo mucho. Gracias por creer en mí.

A mis hijas Gaby y Karo son el mejor regalo que la vida me ha obsequiado.

Lalo gracias por soportar mi mal genio y sabes que siempre podrás contar conmigo, aunque el tiempo y la vida nos aparten. Te quiero mucho hermano cuídate, ya quiero conocer a bebe.

Raquel, gracias por todo y por soportarme tantos años.

A mis abuelitas Consuelo y Cipriana, así mismo a mis abuelitos que en paz descansen Marcos y Feliciano. Gracias a toda mi familia por siempre estar conmigo y confiar en mí. A mis sobrinas, y a mi hermano Antonio.

A todos los integrantes de la pp4 y del w-106, en especial a Reyna, Chucho, Sergio y Gaby la de la UAM.

A

GABY

Y

KARO

LAS NIÑAS

DE MIS

OJOS

AGRADACEMIENTOS 2
DEDICATORIA 3
INDICE 4
INDICE DE TABLAS 6
INDICE DE FIGURAS 7
ABREVIATURAS 9
RESUMEN 10
CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN 11
CAPÍTULO 2. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA DEL COMPOSTEO Y DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA (DA) 15
2.1 Breve historia de la tecnología del compostaje 16
2.2 Compostaje 16
2.3 Principales variables del proceso 17
2.3.1 Aireación 17
2.3.2 Humedad 17
2.3.3 Temperatura 18
2.3.4 pH 19
2.3.5 Relación C/N 19
2.4 Breve historia de la tecnología de la DA 22
2.5 Digestión Anaerobia 23
2.6 Principales variables del proceso 25
2.6.1 Nutrientes 25
2.6.2 Temperatura 26
2.6.3 pH, AGV y Alcalinidad 27
2.6.4 Amonio 30
2.6.5 Inhibidores y estimulantes 31
2.6.6 Tamaño de partícula 32
2.6.7 Contenido en sólidos 32
2.6.8 Oxígeno 33
2.6.9 Mezclado 33
CAPÍTULO 3. JUSTIFICACIÓN 36
CAPÍTULO 4. OBJETIVOS 38
4.1 Objetivo general 39
4.2 Objetivos específicos 39
CAPÍTULO 5. MATERIALES Y MÉTODOS 40
5.1 Composteo 41
5.2 Material biológico 41
5.3 Material no biológico 41
5.4 Condiciones de operación 41
5.5 Técnicas analíticas 43
5.5.1 Densidad 43
5.5.2 Espacios vacíos 44
5.5.3 Humedad 44

5.5.4 Cenizas 45
5.5.5 pH 46
5.5.6 Actividad de agua 47
5.5.7 CO_2 47
5.5.8 Temperatura 47
5.6 Digestión Anaerobia 48
5.7 Material biológico 48
5.8 Material no biológico 48
5.9 Condiciones de operación 49
5.10 Técnicas analíticas 50
5.10.1 Técnica para determinar el pH 50
5.10.2 Técnica para Determinar la Demanda Química de Oxígeno (DQO) 50
5.10.2.1 Solución Digestora. 51
5.10.2.2 Solución de ácido sulfúrico con sulfato de plata. 51
5.10.2.3 Preparación de las muestras. 51
5.10.3 Técnica para Determinar la Concentración de Amonio. 53
5.10.3.1Solución de hidróxido de sodio 10 N. 53
5.10.3.2 Preparación de las muestras. 54
5.10.4 Técnica para determinar la producción de Biogás. 55
5.10.5 Técnica para determinar la concentración de AGV. 56
CAPÍTULO 6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN 58
6.1 Composteo 59
6.2 Digestión Anaerobia 65
6.2.1 pH 65
6.2.2 AGV 66
6.2.3 Amonio 68
6.2.4 DQO 69
6.2.5 Biogás 70
CAPÍTULO 7. CONCLUSIÓN 73
CAPÍTULO 8. REFERENCIAS 75
ANEXOS 79
Lixiviados 80
Gráficas. Producción de CO_2en el composteo 83

CAPÍTULO 2. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA DEL COMPOSTEO Y DE LA DIGESTIÓN ANEROBIA

Tabla 2.1. Principales microorganismos identificados en muestras ambientales obtenidas durante el proceso de compostaje de RSU. 19

Tabla 2.2. Concentración de nutrientes, para el correcto crecimiento de las bacterias anaerobias. 26

Tabla 2.3. Intervalo óptimo de pH para la degradación de diferentes sustratos. 28

CAPÍTULO 5. MATERIALES Y MÉTODOS

Tabla 5.1. Composición y condiciones de trabajo de los diferentes lotes. 43

Tabla 5.2. Composición y condiciones de trabajo de los digestores anaerobios. 50

Tabla 5.3. Preparación de las diferentes concentraciones para la Curva Patrón de Glucosa. 52

Tabla 5.4. Absorvancias para cada concentración de la Curva Patrón de Glucosa. 53

Tabla 5.5. Concentración de la soluciones para la curva patrón de Amonio. 54

Tabla 5.6. Concentración de las soluciones para la curva patrón de AGV. 57

CAPÍTULO 6. RESULTADO Y DISCUSIÓN

Tabla 6.1. Degradación de los RSO en 8 días. 59

Tabla 6.2. Análisis realizados a los RSO durante el proceso de compostaje. 61

ANEXOS.

Tabla A-1. Características de lixiviados de rellenos sanitarios (mg/L), excepto el pH. 80

Figura 2.1.	Ilustración general de las reacciones de la hidrólisis.	24
Figura 2.2.	Ilustración general de las reacciones de la acidogénesis.	24
Figura 2.3.	Ilustración general de las reacciones de la acetogénesis.	24
Figura 2.4.	Ilustración general de las reacciones de la metanogénesis.	25
Figura 5.1.	Reactor de listones helicoidales.	41
Figura 5.2.	Reactores anaerobios.	49
Figura 5.3.	Curva patrón de DQO.	53
Figura 5.4.	Curva patrón de Amonio.	55
Figura 5.5.	Curva patrón de Biogás.	56
Figura 5.6.	Curva patrón de AGV.	57
Figura 6.1.	Producción de CO_2 para el lote 3 del tratamiento 2.	62
Figura 6.2.	Velocidad de producción de CO_2 para el lote 3 del tratamiento 2.	63
Figura 6.3.	CO_2 acumulado para el lote 3 del tratamiento 2.	63
Figura 6.4.	Temperatura ambiente. Termopozo 1. Termopozo 2. para el lote 3 del tratamiento 2.	64
Figura 6.5.	Comportamiento de las muestras en función del pH durante la DA de los RSO.	66
Figura 6.6.	Producción de AGV durante la DA de los RSO. Tratamiento I.	67
Figura 6.7.	Producción de AGV durante la DA de los RSO. Tratamiento II.	67
Figura 6.8.	Producción de Amonio durante la DA de los RSO.	68
Figura 6.9.	Disminución de la Carga Orgánica durante la DA de los RSO.	69
Figura 6.10.	Tratamiento I. Producción máxima de biogás 27 L durante la DA de los RSO.	70
Figura 6.11.	Tratamiento II. La producción de biogás fue variable, aun cuando se trabajaron bajo las mismas condiciones durante la DA de los RSO.	71
Figura 6.12.	Porcentaje de degradación de los RSO en 120 días durante el composteo y DA de los RSO.	72
Figura A-2.1.	Producción de CO_2 para el lote 4 del tratamiento 2.	83
Figura A-2.2.	Velocidad de producción de CO_2 para el lote 4 del tratamiento 2.	83
Figura A-2.3.	CO_2 acumulado para el lote 4 del tratamiento 2.	83
Figura A-2.4.	Temperatura ambiente. Termopozo 1. Termopozo 2 para el lote 4 del tratamiento 2.	83
Figura A-2.5.	Producción de CO_2 para el lote 2 del tratamiento 3.	84
Figura A-2.6.	Velocidad de producción de CO_2 para el lote 2 del tratamiento 3.	84
Figura A-2.7.	CO_2 acumulado para el lote 2 del tratamiento 3.	84
Figura A-2.8.	Temperatura ambiente. Termopozo 1. Termopozo 2 para el lote 2 del tratamiento 3.	84
Figura A-2.9.	Producción de CO_2 para el lote 5 del tratamiento 3.	85
Figura A-2.10.	Velocidad de producción de CO_2 para el lote 5 del tratamiento 3.	85
Figura A-2.11.	CO_2 acumulado para el lote 5 del tratamiento 3.	85
Figura A-2.12.	Temperatura ambiente. Termopozo 1. Termopozo 2 para el lote 5 del tratamiento 3.	85
Figura A-2.13	Producción de CO_2 para el lote 6 del tratamiento 3.	86

Figura A-2.14. Velocidad de producción de CO_2 para el lote 6 del tratamiento 3. 86
Figura A-2.15. CO_2 acumulado para el lote 6 del tratamiento 3. 86
Figura A-2.16. Producción de CO_2 para el lote 7 del tratamiento 3. 87
Figura A-2.17. Velocidad de producción de CO_2 para el lote 7 del tratamiento 3. 87
Figura A-2.18. CO_2 acumulado para el lote 7 del tratamiento 3. 87
Figura A-2.19. Temperatura ambiente. Termopozo 1. Termopozo 2 para el lote 7 del tratamiento 3. 87
Figura A-2.20. Producción de CO_2 para el lote 8 del tratamiento 4. 88
Figura A-2.21. Velocidad de producción de CO_2 para el lote 8 del tratamiento 4. 88
Figura A-2.22. CO_2 acumulado para el lote 8 del tratamiento 4. 88
Figura A-2.23. Producción de CO_2 para el lote 9 del tratamiento 4. 89
Figura A-2.24. Velocidad de producción de CO_2 para el lote 9 del tratamiento 4. 89
Figura A-2.25. CO_2 acumulado para el lote 9 del tratamiento 4. 89
Figura A-2.26. Temperatura ambiente. Termopozo 1. Termopozo 2 para el lote 9 del tratamiento 4. 89
Figura A-2.27. Producción de CO_2 para el lote 10 del tratamiento 4. 90
Figura A-2.28. Velocidad de producción de CO_2. para el lote 10 del tratamiento 4. 90
Figura A-2.29. CO_2 acumulado para el lote 10 del tratamiento 4. 90
Figura A-2.30. Temperatura ambiente. Termopozo 1. Termopozo 2 para el lote 10 del tratamiento 4. 90
Figura A-2.31. Producción de CO_2 para el lote 11 del tratamiento 4. 91
Figura A-2.32. Velocidad de producción de CO_2 para el lote 11 del tratamiento 4. 91
Figura A-2.33. CO_2 acumulado para el lote 11 del tratamiento 4. 91

RSO	Residuos Sólidos Orgánicos
RSU	Residuos Sólidos Urbanos
NOM	Norma Oficial Mexicana
GIRSU	Gestión Integral de Residuos Sólidos Urbanos
RP	Residuos Peligrosos
SEMARNAT	Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales
EM	Estado de México
FMS	Fermentación en Medio Sólido
NTRS	Norma Técnica de Residuos Sólidos
DA	Digestión Anaerobia
UAM-I	Universidad Autónoma Metropolitana Iztapalapa
pp4	Planta piloto cuatro
OHPA	Bacterias acetogénicas obligadas a producir hidrógeno
SSV	Sólidos suspendidos volátiles
DQO	Demanda química de oxígeno
DBO	Demanda bioquímica de oxígeno
COT	Carbono orgánico total
AGV	Ácidos grasos volátiles
AGS	Ácidos grasos superiores
Alc	Alcalinidad
a_w	Actividad de agua
MSi	Materia seca inicial
TCD	Detector de conductividad térmica
FDI	Detector de ionización de flama
TRH	Tiempo de retención hidráulico
R^2	Coeficiente de correlación
Y	Rendimiento

Resumen. El tratamiento de los Residuos Sólidos Orgánicos (RSO), ha tomado gran importancia en la última década debida a su importancia, ambiental, política, económica y social. El origen, disposición, tratamiento y separación previa de los RSO son factores clave para un buen manejo integral de estos. La producción excesiva de RSO nos conlleva a proponer alternativas de tratamiento siendo una de las más factibles el composteo y la digestión anaerobia.

La composición de materiales, la relación C/N, temperatura, humedad, pH, aireación tipo de proceso composteo o digestión anerobia y el tamaño de partícula son condiciones que determinan la degradación acelerada y controlada de los RSO.

Durante el proceso de composteo la degradación promedio fue del 16.2% en 8 días, trabajando con una temperatura de 30°C las primeras 24 h (30°C) y 45°C después de las 24 h. La composición fue de papel 4%, estiércol 2%, composta (Tratamiento 1) 3%, tala y poda 7%.

En el caso de la Digestión Anaerobia se realizaron dos experimentos Tratamiento I sin inóculo y Tratamiento II con inóculo. La alta concentración de AGV inhibió el proceso de la metanogénesis debido a que se obtuvieron concentraciones elevadas de ácido acético (6000 mg/L) y de ácido propiónico (1000 mg/L). Los valores de pH fueron menores a 6.2. La concentración de amonio no fue tóxica para el sistema, ya que se obtuvieron concentraciones menores de 1.5–3.0 g/L dando un efecto buffer en el sistema. Esto ocasionó que la concentración de AGV disminuyera y el pH aumentara a niveles de 6.5 – 7.0. La DQO en los lixiviados disminuyó en un 40% indicando que el proceso, combinado aerobio-anaerobio presenta un potencial interesante de aplicación.

El tratamiento mixto (aerobio-anaerobio) controlado y acelerado trajo como consecuencia la degradación de los RSO del 60% de degradación en 120 días de proceso.

INTRODUCCIÓN

CAPÍTULO 1

La generación de los residuos sólidos se remonta miles de años atrás, desde el momento en que el hombre se comenzó a establecer como grupo sedentario.

La palabra basura se utiliza comúnmente para denominar a los desechos domiciliarios, industriales, de jardinería, entre otros. A estos desechos les llamaremos Residuos Sólidos Urbanos (RSU), de los cuales diferenciamos a los Residuos Sólidos Orgánicos (RSO).

Los RSU reflejan la manera de ser y vivir de quienes los producen. Por esta razón, si un proceso de clasificación es efectivo en alguna ciudad o población especifica, no es garantía de que funcionará de la misma manera en otro.

La generación y el manejo de los residuos sólidos es quizás, junto con el agua uno de los problemas más agudos y generalizados que se presenta en el orden ambiental en la mayoría de las ciudades del mundo, sean grandes, medianas o pequeñas, habiéndose estimado que la producción de estos residuos por habitante está entre 0.5 y 2 kg/d (Juanga, 2005).

Las altas cifras de generación de residuos que se dan en todos los núcleos urbanos del mundo ponen cada vez mas de manifiesto la necesidad de contar con tecnología apropiada para la disposición final de estos materiales en forma segura, eficiente, consistente y económica.

Una de las formas más comunes de disposición final de los RSU en México es el tradicional método del relleno sanitario y tiraderos a cielo abierto, considerado internacionalmente como la opción más antigua.

La creciente cantidad de RSU que se producen a diario provoca una escasez de sitios de disposición final apropiados, generando fauna indeseable (insectos, roedores, entre otros), lixiviados contaminando mantos y ríos de agua dulce, así como biogás CO_2 (40%) y CH_4 (60%). El metano tiene un efecto invernadero 20 veces mayor que el dióxido de carbono.

Estas son algunas razones para plantear la necesidad de buscar nuevas alternativas que garanticen la rápida degradación y estabilidad de los RSU.

Una alternativa es la reutilización de los RSO de forma acelerada y controlada simulando las condiciones de degradación de un relleno sanitario, aprovechando la capacidad metabólica de la gran cantidad de microorganismos presentes para producir biogás y mejoradores de suelos.

La regulación y legislación de los RSU debe ser obligada para todos los sectores de gobierno, el cual debe de promover campañas en el que el total de la población separe sus Residuos en Orgánicos e Inorgánicos.

De esta manera podemos cumplir con el protocolo de Kyoto, que exige a los países desarrollados y emergentes reducir sus emisiones de gases de efecto invernadero (CO_2 y CH_4), por debajo de los niveles especificados para cada uno de ellos en el tratado.

Actualmente en México se encuentra en proceso la elaboración de instrumentos jurídicos que regulan las actividades de tratamiento de los residuos y que afectan al medio ambiente. Las leyes en materia de medio ambiente y en particular, sobre los Residuos Sólidos Urbanos (RSU) en los gobiernos de los estados, avanzan de una manera muy lenta en las 32 entidades federativas, pero ya se aborda la problemática de los residuos en mayor o menor medida.

La Gestión Integral de Residuos Sólidos Urbanos (GIRSU) surge como una forma de atender no sólo la necesidad de la sociedad de sanear sus propios asentamientos sino, además, disminuir los impactos que dichos residuos causan sobre el ambiente.

La ley General de Prevención y Gestión Integral de Residuos, establece una clasificación de los residuos en Residuos Peligrosos (RP), Residuos Sólidos Urbanos (RSU) y Residuos de Manejo Especial. Esta ley establece el principio de aprovechamiento de los residuos, es decir la separación, reutilización más no así al compostaje, teniendo un enfoque más directo al manejo de los RP.

La NOM-083-SEMARNAT-2003, nos indica las 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.

El Estado de México (EM) implementó el Código de Biodiversidad (2007), que regula diversos aspectos relacionados con el medio ambiente, incluyendo a los RSU. Esta normatividad está acorde a la Ley General de Residuos y establece algunos lineamientos básicos para la composta, como son el dimensionamiento de la oferta y la demanda, el desarrollo de guías técnicas, y medidas para prevenir riesgos; así como la planeación, infraestructura, recursos y difusión de aprovechamiento de residuos. Un aspecto relevante en este código es la obligación del procesamiento de los residuos biodegradables que imponen a las industrias.

El comité estatal de normalización ambiental en el EM, ha desarrollado una norma específica para mejoradores de suelo NTEA-006-SMA-2006. La norma establece los requisitos que deben reunir los sitios en donde se instale una planta procesadora de RSO, las necesidades de infraestructura básica, las medidas mínimas de control del proceso, así como las características físicas y químicas indispensables del producto final.

La gestión de residuos sólidos debe ser incluida y puede ser definida como la disciplina asociada al control de la generación, almacenamiento, recogida, transporte, procesamiento y evacuación de residuos sólidos. De una forma que armoniza con los mejores principios de la salud pública, de la economía, de la ingeniería y de otras consideraciones ambientales, así como la relación interdisciplinaria con diversas ciencias (SEMARNAT).

Con este antecedente este trabajo evalúa la combinación de tratamientos aerobios (composteo) y anaerobia (digestión anaerobia) para el tratamiento de los residuos sólidos orgánicos municipales.

REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA DEL COMPOSTEO Y DIGESTIÓN ANAEROBIA (DA)

CAPÍTULO 2

2.1 Breve historia de la tecnología del compostaje

El desarrollo del compostaje a gran escala tiene su origen en la India con las experiencias llevadas a cabo por el inglés Albert Howard desde 1905 a 1947. Su éxito consistió en combinar sus conocimientos científicos con los tradicionales de los campesinos. Su método, llamado método Indore, se basaba en fermentar una mezcla de desechos vegetales y animales, humedeciéndola y agitándola periódicamente.

En el año de 1925 en Europa se comenzó a estudiar la posibilidad de descomponer a gran escala los RSU de las ciudades con la puesta en marcha del método Hindú Indore. En la ciudad holandesa de Hanmer se instaló en 1932 la primera planta de compost a partir de RSU. A principios de la década de los 60 había en Europa 37 plantas, dicho número aumentó considerablemente y a principios de los 70 se llegó a 230 plantas, destacando el estado Francés y el estado Español instalándose en este último sobre todo plantas de compost en el Levante y Andalucía. Sin embargo, a partir de mediados de los setenta la evolución se estancó y se cerraron numerosas plantas. Una de las causas de este estancamiento fue la deficiente calidad del compost producido ya que no se hacía separación previa en origen de los residuos sólidos orgánicos y había poco interés de los agricultores en utilizar los residuos. No fue sino hasta los últimos 20 años que se ha retomado con gran conciencia en este tipo de procesos para poner un alto a la contaminación generada por el hombre.

2.2 Compostaje

El composteo o compostaje es un proceso de fermentación en medio sólido (FMS) que consiste en la utilización de un sustrato húmedo, sólido e insoluble llamado comúnmente RSO que es transformado por microorganismos (Lonsane y col., 1985, Cannel y Moo-Young, 1980), en condiciones aerobias controladas de pH, humedad, relación C/N, y temperatura que combina las fases mesófilas (15 a 45 ºC) y termófilas (45 a 70 ºC) para transformar un residuo orgánico

en un producto estable, higiénico y aplicable como mejorador de suelos que contiene materia orgánica y nutrientes: nitrógeno, fósforo, potasio, magnesio, calcio y hierro.

La descomposición de la materia orgánica se consigue por la oxidación de las moléculas complejas, que se transforman en otras más sencillas y estables. En este proceso se genera calor que, al elevar la temperatura, produce la esterilización de la materia, la eliminación de agentes patógenos y semillas indeseables.

Cabe recordar que los factores que afectan a los microorganismos son los que requieren mayor control a lo largo del proceso.

2.3 Principales variables del proceso

2.3.1 Aireación: La aireación tiene un doble objetivo, por una parte proporciona el oxigeno suficiente a los microorganismos y permitir la evacuación del gas carbónico producido. La aireación debe mantenerse en unos niveles adecuados teniendo en cuenta que las necesidades del oxígeno varían a lo largo del proceso, siendo bajas en la fase mesófila, alcanzando el máximo en la fase termófila y disminuyendo al final del proceso. La aireación no debe ser excesiva, puesto que puede disminuir demasiado la temperatura y el contenido de humedad. Así, por ejemplo, un exceso de ventilación podría provocar una evaporación que inhibiría la actividad microbiana hasta detener el proceso de compostaje, con lo que podría dar la impresión de que el proceso ha concluido prematuramente. Por otra parte, el exceso de ventilación traería como consecuencia un aumento considerable en los costos de producción.

2.3.2 Humedad: Los microorganismos necesitan agua como vehículo para transportar los nutrientes y elementos energéticos a través de la membrana celular, la humedad

puede variar de un 55-60%. Si la humedad disminuye demasiado, se detiene la actividad microbiana con lo cual se tendrá un producto biológicamente inestable. Por el contrario si la humedad es demasiado alta, el agua saturará los poros e interferirá en la difusión del oxigeno a través de las pilas ocasionando con esto una anaerobiosis trayendo como consecuencia la putrefacción de los RSO.

2.3.3 Temperatura: Durante el proceso de compostaje la temperatura varía dependiendo de la actividad metabólica de los microorganismos. De acuerdo a este parámetro, el proceso se puede dividir en cuatro etapas: mesófila, termófila, enfriamiento y maduración. Inicialmente los RSO se encuentran a temperatura ambiente, enseguida los microorganismos crecen y la temperatura sube considerablemente en un lapso de 2-3 días se alcanzan los 40°C (fase mesófila), la temperatura sigue subiendo hasta alcanzar un intervalo comprendido entre 60-70°C (fase termófila), la mayor parte de los microorganismos iníciales mueren y son reemplazados por otros resistentes a esa temperatura (Tabla 2.1). A partir de los 60°C, los hongos termófilos cesan su actividad y la reacción se lleva a cabo por las bacterias formadoras de esporas y actinomicetos. En esta la fase la generación de calor se iguala a la velocidad de pérdida de calor en la superficie de pilas, esto marca el final de la fase termófila. Por último se produce una nueva fase mesófila o de enfriamiento y una fase final de maduración en la que la temperatura se iguala lentamente a la del medio ambiente. La temperatura se debe controlar, ya que, por una parte, una temperatura baja supone una lenta degradación de los RSO prolongándose los tiempos del proceso, una temperatura elevada determina la destrucción de la mayor parte de los microorganismos (pasteurización), fenómeno que permite asegurar la eliminación de

patógenos, así mismo se debe tener presente que las condiciones del tratamiento técnico mínimo para la eliminación de patógenos es de 55°C durante 3 días.

Tabla 2.1. Principales microorganismos identificados en muestras ambientales obtenidas durante el proceso de compostaje de RSU.

Bacterias	**Hongos**	**Actinomicetos**
Acinetobacter	*Acremonium*	*Actinomyces*
Enterobacter	*Alternaria*	*Nocardia*
Escherichia coli	*Aspegillus flavus*	*Thermoactinomyces*
Klebsiella	*Aspergillus fumigatus*	*Thermomonospora*
Pseudomonas	*Cladosporium*	
Salmonella	*Fusarium*	
Serra tia	*Geotrichum*	
Shigella	*Mucor*	

2.3.4 pH: Durante este proceso se producen diferentes fenómenos o procesos que hacen variar este parámetro. Al principio y como consecuencia del metabolismo fundamental bacteriano que transforma los complejos carbonados en ácidos orgánicos, el pH desciende seguido de un aumento debido a la formación de amoniaco, alcanzando el valor más alto alrededor de 8.5 coincidiendo con el máximo de la actividad de la fase termófila. Finalmente el pH disminuye en la fase final o de maduración (pH entre 7 y 8) debido a las propiedades naturales de amortiguador o tampón de la materia orgánica.

2.3.5 Relación C/N: El carbono es utilizado por los microorganismos como fuente de energía y el nitrógeno para la síntesis de proteínas. Una tercera parte del carbono es transformado en CO_2 y el restante entra a formar parte del protoplasma celular de los nuevos microorganismos, además, para la producción de proteínas, se necesita la

absorción de otros elementos entre los cuales los más importantes son el nitrógeno y en menores cantidades el fósforo y el azufre. Las formas del carbono más fácilmente asimilables por los microorganismos son los azúcares y las materias grasas. El nitrógeno se encuentra en su mayoría en forma orgánica de donde debe ser extraído o modificado por los microorganismos para poder ser utilizados. A medida en que transcurre el proceso de compostaje la relación C/N se hace cada vez menor. La relación óptima inicial debe estar entre 25-35, si es superior a 35 el proceso de fermentación se alarga considerablemente hasta que el exceso de carbono es oxidado y la relación desciende a valores adecuados para el metabolismo; si es inferior a 25 se producen pérdidas considerables de nitrógeno en forma de amoniaco. Cuando la relación C/N no es adecuada, se debe balancear agregando nutrientes ricos en C o N que permitan llegar al nivel deseado, ya sea quitando celulosa, es decir, reduciendo el carbono o aumentando el contenido de nitrógeno, por el contrario si la relación es baja se tendrá que disminuir el nitrógeno y aumentar la celulosa.

Lixiviados, estos se producen como consecuencia de la descomposición de los RSO, conteniendo una amplia composición de materia orgánica, metales, sales, químicos, entre otros, que deben ser tratados adecuadamente. Se hará hincapié más adelante acerca de los lixiviados.

La composta puede considerarse como un conjunto de restos orgánicos que a través de un proceso de fermentación da lugar a un producto inodoro y con alto contenido de humus.

Debido al contenido de humus y de otras propiedades, la composta es más valiosa para el suelo que los estiércoles u otros residuos orgánicos. Si se aplican estiércoles sin tratamiento en la superficie del suelo, al no haber sufrido los procesos de degradación, como el compostaje, se pierden nutrientes, particularmente el nitrógeno, en forma de lixiviados contaminando

gravemente las capas freáticas. Además, que pueden estar contaminados con insectos, bacterias o semillas que no deberían encontrarse naturalmente en los suelos.

Los resultados de este tratamiento son una reducción de masa y volumen, la reducción del contenido de humedad y la estabilización de la materia orgánica, permitiendo su uso en agricultura y en jardinería. El principal inconveniente es que el gasto de transporte se convierte en criterio condicionante para su utilización.

Por otro lado, si la separación de los residuos sólidos urbanos no es totalmente eficiente es posible encontrar contaminantes como: restos de vidrio, vajilla, cerámica, metales, desechos de la construcción, envases de vidrio y plástico, láminas de polietileno, caucho, nylon y otras fibras sintéticas, baterías y otros productos peligrosos de uso en el hogar (envases de insecticidas, aerosoles, limpiadores, citando algunos de ellos).

Desde un punto de vista ambientalista, la composta posee un inestimable valor pues se trata de la recuperación de materia orgánica a partir de los desechos originados por la actividad humana, que sin ningún tratamiento seguirá contaminando al entorno. Este producto no es propiamente un abono, sino más bien un regenerador de los suelos, pero por analogía con los abonos químicos es reconocido como abono. La materia orgánica es necesaria para el desarrollo y mantenimiento de la vida bacteriana en el suelo, puesto que sin ésta, las plantas no podrían asimilar los elementos minerales, ni retener la humedad, ni lograr un crecimiento óptimo.

La tendencia actual en la búsqueda de nuevas fuentes orgánicas es la de recurrir a los residuos sólidos urbanos, cuyas fracciones orgánicas oscilan entre un 30 al 70% en peso de las basuras y a residuos generados por las estaciones depuradoras de aguas residuales, consistente en grandes cantidades de sustancias sólidas en forma de lodos con altos niveles de materia orgánica y de nutrientes agrícolas.

Así, el composteo tiene un valor específico para la agricultura, pero además tiene un gran valor en el ámbito ecológico, ya que aumenta la vida útil de los rellenos sanitarios, permite manejar grandes volúmenes de residuos orgánicos de forma integral, y al mismo tiempo la obtención de un producto final reutilizable que ha causado una importante actividad composteadora.

2.4 Breve historia de la tecnología de digestión anaerobia

A partir del siglo pasado la demanda creciente de energéticos fósiles se ha ido incrementando debido a los progresos y excesos del hombre hacia su entorno. Por lo que se han venido buscando alternativas para la obtención de energía la cual se puede obtener por métodos alternos como la digestión anaerobia de los RSU. La cual consiste en una mezcla de RSO, que se almacenan en tanques perfectamente sellados, con salidas para recuperar el biogás obtenido.

En la India, a partir de la década de los 60 se impulsó notablemente la tecnología de la producción de biogás a partir de estiércol bovino con el doble objetivo del aprovechamiento energético y mantenimiento de las propiedades fertilizantes. En China a partir de la década de los 70, se fomentó la construcción de digestores, mediante programas de ámbito nacional. En los países industrializados la historia de la tecnología de la biometanización ha sido diferente y el desarrollo ha estado motivado por cuestiones medioambientales para disminuir la emisión neta de gases con efecto invernadero. Así Dinamarca en 1985, comenzó un programa de demostración, desarrollado conjuntamente por los ministerios de agricultura, energía y medio ambiente, en un esfuerzo por demostrar el potencial de grandes plantas de digestión anaerobia como productores de energía eléctrica.

El método Valorga de la compañía de ingeniería Valorga International (Montpellier) funciona ya en siete ciudades europeas: Amiens (Francia), Friburgo y Engelskirchen (Alemania), Ginebra (Suiza), La Coruña (España), Tilburgo (Países Bajos) y Mons (Bélgica). Se están construyendo

cuatro plantas en Bassano (Italia), Barcelona y Cádiz (España) y Varennes-Jarcy (Francia). Estas plantas están diseñadas para recibir cada año de 10.000 a 200.000 toneladas de residuos. Como ejemplo, la planta de Varennes-Jarcy, en fase de puesta en servicio en el sur de París, tratará 70.000 toneladas al año de RSU así como 30.000 toneladas de RSO. De los cuales al terminar la metanización el explotador de la planta recuperará 40.000 toneladas de composta y 11 millones de m3 de gas, equivalente a 14.000 MWhe. La inversión total en ingeniería ascenderá a 10 millones de euros.

2.5 Digestión anaerobia (DA)

El proceso anaerobio ocurre de forma espontánea en la naturaleza para degradar la materia orgánica, produciendo biogás. Teniendo el biogás un potencial calorífico de 5.250 kcal/mol, para una riqueza de metano en 60% (15).

La digestión anaerobia se puede definir como una biotransformación que se lleva a cabo mediante diversos grupos de microorganismos, de las cuales las bacterias metanogénicas son anaerobios estrictos y son las responsables de la producción de metano (CH_4).

Una de las características más sobresalientes de los metanógenos es su extremada especialización catabólica ya que a pesar de la enorme diversidad fisiológica son un grupo de bacterias que degradan compuestos simples de carbono y no pueden degradar moléculas complejas como la glucosa a metano y dióxido de carbono.

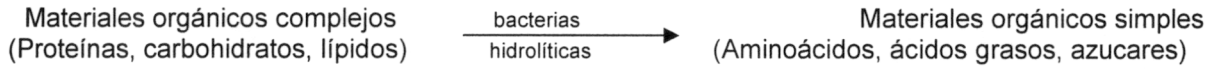
El proceso de la digestión anaerobia consiste generalmente de cuatro fases: hidrólisis acidogénesis, acetogénesis, y metanogénesis.

Hidrólisis. La materia orgánica polimérica no puede ser utilizada directamente por los microorganismos, por lo tanto el primer paso de la digestión anaerobia de los RSO es la

hidrólisis de compuestos de alto peso molecular (proteínas, polisacáridos y lípidos) en moléculas más sencillas (Figura 2.1). La hidrólisis de los RSO es llevada a cabo por enzimas extracelulares excretadas por los microorganismos fermentativos.

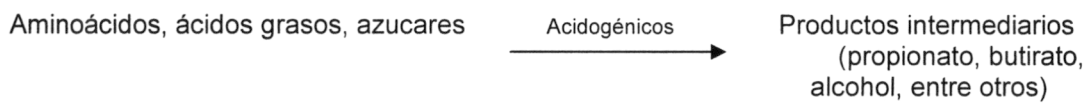
La etapa hidrolítica puede ser la etapa limitante de la velocidad del proceso global, sobre todo tratándose de residuos con alto contenido en sólidos. Incluso en casos donde las fases acidogénicas o metanogénicas son consideradas como pasos limitantes, la hidrólisis puede afectar al conjunto del proceso (Pavlostathis y Giraldo-Gómez, 1991).

Figura 2.1. Ilustración general de las reacciones de la hidrólisis



Acidogénesis. En esta segunda fase los materiales orgánicos simples son convertidos a Ácidos Grasos Volátiles (AGV), alcoholes, cetonas, aldehídos, agua, formiato, acetato, dióxido de carbono e hidrógeno por acción de las bacterias acidogénicas, ocasionando que disminuya el pH por debajo de 6.8, (Figura 2.2).

Figura 2.2. Ilustración general de las reacciones de la acidogénesis



Acetogénesis: En esta tercera fase los productos resultantes de la acidogénesis son convertidos en ácido acético, formiato, hidrógeno y dióxido de carbono (Figura 2.3). Esta conversión procede de la acción obligada de las bacterias acetogénicas obligadas a producir hidrógeno (OHPA).

Figura 2.3 Ilustración general de las reacciones de la acetogénesis

Productos intermediarios (propionato, butirato, alcohol, entre otros) —Acetogénicas→ Acetato, hidrogeno y dióxido de carbono

Metanogénesis. En la cuarta fase también llamada metanogénica intervienen las bacterias metanogénicas que aumentan los valores de pH a 7.4, a partir de sustratos monocarbonados o con dos átomos de carbono unidos por un enlace covalente. En esta fase final de la digestión anaerobia los sustratos como el acetato, hidrógeno y dióxido de carbono son transformados a metano y agua (Figura 2.4).

Se pueden establecer dos grandes grupos de microorganismos, en función del sustrato principal, dividiéndose en los hidrogenotróficos, que consumen hidrogeno y fórmico, y los metilotrópicos o acetoclásticos, que consumen grupos metilos del acetato, metanol y algunas aminas (Montalvo, 2003).

Figura 2.4. Ilustración general de las reacciones de la metanogénesis

Acetato, hidrogeno y dióxido de carbono —Metanogénicas→ Metano y agua

2.6 Principales variables del proceso

2.6.1 Nutrientes. El proceso anaerobio se caracteriza, frente a procesos aerobios, por los bajos requerimientos de nutrientes, debido fundamentalmente a los bajos índices de producción de biomasa. Los principales nutrientes del sistema anaerobio son nitrógeno, azufre, fósforo, hierro, cobalto, níquel, molibdeno, selenio, riboflavina y vitamina B12 (Speece, 1987).

Algunos autores plantean los requerimientos de la relación C/N debe oscilar entre 15-30:1, y la C/P de 75-113:1. Los valores mínimos necesarios para el correcto crecimiento de los microorganismos se muestran en la Tabla 2.2.

Altas relaciones C/N indican un rápido consumo de nitrógeno por los metanogénos y da como resultado bajas producciones de gas. Sin embargo una baja relación C/N causa la acumulación de amonio y un aumento en el pH mayor a 8.5, que se vuelve toxico para los metanogénos.

Tabla 2.2. Concentración de nutrientes, para el correcto crecimiento de las bacterias anaerobias (Henze, 1995).

Elemento	g/kg SSV	g/kg DQO
Nitrógeno	80-120	55-85
Fósforo	10-25	7-18
Azufre	10-25	7-18
Hierro	5-15	4-11

2.6.2 Temperatura. Este parámetro influye de manera decisiva en el proceso anaerobio, ya que de este dependen mucho las velocidades de reacción con que se lleva a cabo cualquier proceso biológico, ya sea en la tasa de difusión de sustrato o en la tasa de las reacciones bioquímicas. Además de la posible influencia o daño que pueda causar a los microorganismos presentes en el medio.

En la DA se pueden observar tres zonas de trabajo:

a) Psicrofílica: es < 20° C
b) Mesofílica o mesófila, entre 20 y 45° C
c) Termofílica o termófila, entre 45 y 70° C

Se ha demostrado que no hay gran variabilidad en la degradación de los RSO en el intervalo de temperaturas de 20 – 40°C. Por consiguiente de forma general, a altas

temperaturas las tasas de reacción química y biológica son más rápidas que a bajas temperaturas. Pero se sabe que a temperaturas mayoras a 60°C, la DA se inhibe.

La solubilidad de los gases NH_3, H_2 y H_2S desciende al aumentar la temperatura, favoreciéndose la transferencia líquido-gas y por tanto desapareciendo más rápidamente del medio acuoso.

2.6.3 pH, AGV y alcalinidad. Estos tres parámetros, en la práctica, son fuertemente dependientes el uno de los otros, por lo que para su estudio resulta conveniente tratarlos en conjunto.

Los efectos del pH son considerados como la primera variable del proceso a controlar, ya que afectan el comportamiento del proceso anaerobio de diversas formas, sobresaliendo las siguientes:

a) Cambio de los grupos hidrolizables de las enzimas (grupos carboxilo y aminas).
b) Alteración de los componentes no enzimáticos del sistema (ionización del sustrato, desnaturalización de la estructura proteica de la enzima).
c) Afectación del nivel de toxicidad de diferentes compuestos.

Para que la formación de metano se desarrolle de forma satisfactoria el pH debe ser mayor a 6.2, presentando problemas si baja por debajo de 6.0 o sube por encima de 8.3 (Layet y col. 1997). Sin embargo el proceso de inhibición parece completamente reversible, aunque el tiempo de recuperación depende de la duración de la alteración. En la Tabla 2.3, se observa que el pH no solo depende del tipo de microorganismo que esté presente en el residuo, sino también del sustrato mayoritario del medio.

El no crecimiento y desarrollo de bacterias metanógenas a pH fuera del intervalo óptimo de trabajo puede deberse a dos causas:

a) A una inhibición selectiva de ciertas especies mientras que otras son tolerantes al cambio del pH.
b) A una inhibición de toda las especies que se incrementa al alejarse el pH de su valor óptimo.

Tabla 2.3. Intervalo óptimo de pH para la degradación de diferentes sustratos.

Sustrato	pH óptimo
Formiato	6.8 – 7.3
Acetato	6.5 – 7.1
Propionato	7.2 –7.5

Se ha observado que al someter el proceso de digestión anaerobia en un lodo presolubilizado con cal, con pH entre 8.2 y 8.4, la anaerobiosis se lleva a cabo satisfactoriamente (Juanga 2005). La caída del valor del pH es más el resultado de un desbalance bioquímico en el reactor, que la causa original del desbalance.

Por otro lado, el pH es un importante modulador del sistema puesto que influye en varios equilibrios químicos.

Los Ácidos Grasos Volátiles (AGV), son los precursores principales para la producción de metano en la anaerobiosis.

Muchos especialistas consideran que la concentración de AGV en un digestor se debe encontrar en el intervalo de 2-3 g/L, pero se plantea generalmente que una concentración de 0.3 kg/m^3 es la óptima (Montalvo).

Un hecho comprobado es que la concentración inhibitoria de la digestión depende en gran medida del tipo de ácido presente en ella, siendo la forma más inhibitoria de los

AGV la forma no disociada del ácido, que se encuentra controlada principalmente por el pH.

Una cantidad excesiva de AGV en el sistema puede ser provocada por la presencia de una carga orgánica muy elevada, por una caída en la temperatura o por la acumulación de mucha espuma. Se ha demostrado que mientras más larga es la cadena estructural del ácido, más pequeña es la concentración de éste que puede inhibir el proceso.

El contenido total de AGV totales se expresa como ácido acético.

Vieitez y Ghosh (1999), demostraron que las reacciones de fermentación en los AGV se ven afectadas a concentraciones de 13,000 mg/L acompañadas de un descenso del pH = 5.

La acumulación de ácido propiónico juega un papel muy importante durante la DA, ya que tiene un efecto de inhibición en las poblaciones metanogénicas a concentraciones mayores a 1000 mg/L. Hanaki y col. (1994), demostraron que el ácido propiónico es el más toxico de los AGV.

La alcalinidad (Alc) es una expresión de la concentración de sales y se expresa en unidades de concentración de carbonato de calcio, aunque a ella contribuyan también los acetatos, bicarbonatos, formiatos, amonio y otros. El valor de la alcalinidad en un digestor de forma general debe estar cercano a los 2 g/L, aunque esto no debe tomarse como un valor constante.

La alcalinidad contribuye significativamente a lograr el efecto "buffer", este efecto puede entenderse como la capacidad que tiene una solución o medio líquido para mantener, más o menos constante el valor del pH.

La capacidad tampón del sistema es casi totalmente dependiente del sistema gas carbónico/alcalinidad, el que, en equilibrio con la disociación del ácido carbónico, tiende a regular la concentración del ión hidrógeno.

La cal es el compuesto más utilizado debido a su bajo costo. Sin embargo, el exceso de cal puede traer algunas consecuencias:

1. Si la cal no está totalmente mezclada, puede caer al fondo del reactor y solidificarse, esto causa problemas en la salida del sólido al lodo, o puede crear una zona de intensa alcalinidad y destruir la actividad microbiana.
2. Puede dar lugar a la obtención de un gas de bajo contenido de CO_2.

   Si esto ocurre en exceso, pueden presentarse dos problemas. Uno se relaciona con el hecho de que al ser elevada la concentración de $CaCO_3$, este puede precipitar creando problemas en el digestor, tuberías, entre otros. La otra dificultad tiene que ver con la disminución del CO_2 que sirve como aceptor de H+ en el proceso redox que da origen a la formación de CH_4, por lo que al ser pequeña su concentración se obtendrá un a menor cantidad de este gas.

2.6.4 Amonio. El nitrógeno es una de las variables importantes (nutrientes) en la digestión anaerobia, siendo su asimilación despreciable (bajo crecimiento celular). La mayor parte del nitrógeno orgánico pasa a nitrógeno amoniacal lo cual contribuye a mantener o aumentar la alcalinidad en el proceso. Si el nitrógeno se encuentra en exceso puede producir amoníaco, lo cual puede inhibir el proceso anaerobio influyendo solamente en la fase metanógena, siendo el intervalo de toxicidad de 1500 – 3000 mg/L, produciendo un incremento en el pH mayor a 8.5, (Montalvo). Sin embargo existen trabajos donde se reportan de 4-9 g/L como concentraciones tolerantes.

La inhibición por nitrógeno amoniacal total está relacionada con la concentración de amonio libre $(NH_3)_{(g)}$, siendo el límite de inhibición mayor a los 150 mg/L. Se ha sugerido que el intervalo de amonio libre debe ser de 80 – 100 mg/L (Montalvo, 2003).

En los reactores anaerobios, el amonio total existe en dos formas: ion NH_4 y NH_3 + H+, de acuerdo a ecuación siguiente:

$$NH_4+ \Longleftrightarrow NH_3 + H+$$

2.6.5 Inhibidores y estimulantes. La metanogénesis es sensible a la concentración de compuestos o sustancias que pueden ser estimulantes o tóxicas al proceso, entre las cuales incluimos al pH, tiempo de retención hidráulica y temperatura. Estas poblaciones se ven influenciadas por fuertes cambios en el medio ambiente y de la habilidad de las bacterias para aclimatarse a sus diferentes efectos.

Un gran número de compuestos orgánicos son tóxicos debido a su carácter apolar o a su capacidad para interaccionar con otras sustancias por formación de puentes de hidrógeno, como por ejemplo los taninos que son compuestos polifenólicos y los terpenos (cítricos).

Los ácidos grasos superiores (AGS), pueden causar una severa inhibición de la metanogénesis durante varios días pero la actividad puede recuperarse totalmente una vez que los microorganismos comienzan a degradarlos.

Los efectos tóxicos que causan los metales son los siguientes: interfieren en la membrana de las células de los microorganismos, disminuyendo el potencial energético de la cadena de transporte de electrones; destruyen el metabolismo enzimático e inactivan las enzimas al reaccionar los metales con los grupos HS^- de los aminoácidos. La inhibición es independiente de la concentración de metales totales en el digestor, pero dependen de la concentración de las especies dé metales libres presentes.

La toxicidad por sulfuros es un problema potencial, ya que la reducción de sulfatos a sulfuros reduce la cantidad de materia orgánica disponible para su conversión a metano. La concentración de sulfuros no ionizados depende del pH, habiéndose observado que a pH entre 7.5 y 8.0 su concentración es de 90 mg de sulfuros disueltos/L y de 250 mg

de sulfuros disueltos/L a pH entre 6.4 y 7.2 concentración que inhibe al 50% de la metanogenesis.

También ha sido demostrado que la máxima productividad de metano ocurre a concentraciones de 0.5% de H_2S en el biogás y decrece hasta cero en concentraciones del 6%.

Resulta evidente la dificultad de fijar una concentración inhibitoria de los sulfuros en el proceso anaerobio, sin embargo se plantea el intervalo de 50 – 250 mg/L.

La velocidad limitante para la formación de metano es el hidrógeno, ya que si las bacterias obligadas de producir hidrogeno (OHPA) no tienen una buena sintrofia con las metanogénicas hidrogenofilicas la producción de AGV libera el hidrogeno que es inhibitorio. Si hay sulfato en el medio habrá una competencia con las bacterias sulfato reductoras formando como consecuencia sulfuro de hidrogeno. Esto puede ocasionar la precipitación de sulfuros de metales pesados produciendo ácidos muy corrosivos trayendo como consecuencia una disminución importante en el pH.

La toxicidad por sales pueden retardar o inhibir el proceso dependiendo de sus concentraciones como se indica a continuación: Na+ (0.2M), NH_4+ (0.25M), K+ (0.15M), Ca^2+ (0.11M), Mg^2+ (0.08M), (Montalvo, 2003).

Los detergentes, pesticidas, y los hidrocarburos clorados son otro factor que inhibe a la metanogénesis.

2.6.6 Tamaño de partícula. La velocidad de hidrólisis está directamente relacionada con el tamaño de partícula de la materia orgánica, porque determina la adsorción de las enzimas hidrolíticas en la degradación de esta.

2.6.7 Contenido en sólidos. Se suele operar en mejores condiciones con menos de un 10% en sólidos, lo que explica que la biomasa más adecuada sea la de alto contenido en humedad.

2.6.8 Oxígeno. No se sabe con exactitud por que la presencia de O_2 es letal para los microorganismos metanógenos, no obstante se han planteado dos hipótesis fundamentales:

a) Al combinarse el O_2 con el agua se produce peróxido de hidrógeno que es extremadamente tóxico.

b) El O_2 actúa directamente sobre el complejo enzimático de los microorganismos anaerobios con su consecuente destrucción.

Actualmente no existe tampoco una conclusión categórica acerca de lo qué es lo letal para los microorganismos metanógenicos, si la presencia de O_2 o un elevado potencial REDOX (Montalvo, 2003).

2.6.9 Mezclado. Aumenta el área de contacto entre los microorganismos y el sustrato, acelera el proceso al favorecerse la transferencia de masa desde los residuos hasta los microorganismos.

Para efectuar el mezclado se pueden aplicar diferentes métodos, siendo los más usuales los siguientes:

1. Agitación mecánica: se efectúa a muy bajas revoluciones por minuto.
2. Recirculación de gas: el biogás debe producir una buena turbulencia a lo largo de todo el reactor, esto se logra mediante una buena relación altura-diámetro del reactor, con velocidades ascensionales de 1m/h.

Cuando el mezclado es intermitente, tiene lugar una gran mejoría en el sistema.

La DA se lleva a cabo en recipientes cerrados llamados "digestores", que deben permitir la carga y descarga de materiales y poseer un dispositivo para recoger el gas producido que puede ser almacenado en un gasómetro de campana flotante y el metano se incinera en una antorcha.

La característica principal de un digestor es el tamaño, el cual es determinado por tres variables independientes.

- Concentración de sólidos degradables.
- Velocidad de alimentación de sólidos.
- Tiempo de residencia de los sólidos en el digestor.

El producto principal de la digestión anaerobia es el biogás, mezcla gaseosa de metano (50 a 70%) y dióxido de carbono (30 a 50%), con pequeñas proporciones de otros componentes (nitrógeno, oxígeno, hidrógeno, sulfuro de hidrógeno), cuya composición depende tanto de la materia prima como del proceso en sí. La cantidad de biogás producido es muy variable dependiendo en gran parte del pH.

Por su parte, el efluente de la digestión está compuesto por diversos productos orgánicos e inorgánicos y se puede utilizar en la fertilización de suelos, con excelentes resultados, su composición varía de acuerdo al desecho utilizado. La aplicación del efluente al suelo le trae beneficios similares a los que se alcanzan con cualquier materia orgánica. Es decir, que actúa como mejorador de las características físicas, facilitando la aireación, aumentando la capacidad de retención de humedad, la capacidad de infiltración del agua y la capacidad de intercambio catiónico. Además actúa como fuente de energía y nutrientes para el desarrollo de núcleos microbianos que mejoran la solubilidad de los compuestos minerales del suelo. En este sentido presenta ventajas sobre el uso directo de la materia orgánica (Metcalf and Eddy, 2003).

Los procesos anaeróbicos ofrecen una diversidad de atractivos, a diferencia de los procesos aeróbicos; la tasa a la que se puede llevar a cabo el tratamiento no está limitada por la tasa a

la que se puede suministrar el oxígeno y el costo de la energía necesaria para la transferencia de oxígeno. Sin embargo los procesos anaeróbicos tiene también desventajas, como estos procesos son lentos requieren grandes tiempos de retención, esto junto con la necesidad de un sistema completamente cerrado hace que sea elevado el costo de inversión. Los tiempos de retención (volumen/velocidad de reacción) de los digestores anaerobios se ven afectados por la temperatura y por el lento crecimiento de las bacterias teniendo en cuenta que el tiempo de retención para un digestor mesófilo debe ser mayor a los 10 días y para un digestor termófilo la velocidad de reacción aumenta bajando los tiempos de retención, cuando se sobrepasan los 60° C se causan a menudo drásticas caídas en la eficiencia.

Otra solución que se le puede dar a este gas es la producción de energía mediante cogeneración.

Así en el siglo pasado la compañía Dynatech en Estados Unidos (1994) diseñó un proceso piloto para la obtención de 1 ton/día. La Universidad de Stanford realizó un estudio acerca de la biodegradabilidad de la celulosa donde los resultados indicaron que con altas temperaturas y pH extremos se obtiene una mayor biodegradabilidad. Otros estudios realizados en el Institute of Gas Technology, en Chicago, indicaron que la producción de gas es una función exponencial del tamaño de partícula. En el distrito de Kanazawa Yokohama Japón se reportó que el proyecto Stardust´80 de alta velocidad obtuvo un 30% más de gas por tonelada de materia orgánica, teniendo una pureza del 70% y disminuyendo el tiempo de proceso a 8 días comparándolo contra un proceso convencional de 20 días (Trejo, 1994).

Actualmente en España, Francia y otros países de la Unión Europea así como en México (Monterrey) se obtiene biogás por diferentes métodos.

JUSTIFICACIÓN

CAPÍTULO 3

3.1 JUSTIFICACIÓN

La problemática de los Residuos Sólidos Orgánicos de origen urbano no es nueva, debido a esto surge la necesidad de plantear soluciones a problemas reales como los son los tiraderos a cielo abierto y los rellenos sanitarios no controlados.

De esta manera se plantea tratar los RSO por medio del Composteo y Digestión Anaerobia, siendo alternativas económicas y productivas en comparación con los cientos miles de pesos que se gastan por año para el mantenimiento y alargamiento de la vida útil de los rellenos sanitarios no controlados.

Uno de los productos principales que se puede obtener por fermentación aerobia es la Composta que es mejorador de suelos y por Digestión Anaerobia biogás a partir de fuentes renovables.

OBJETIVOS

CAPÍTULO 4

4.1 OBJETIVOS

Objetivo general

- Evaluar el uso del compostaje y digestión anaerobia para el tratamiento de los Residuos Sólidos Orgánicos (RSO).

Objetivos específicos

- Identificar y caracterizar una fuente de Residuos Urbanos que sirva como modelo para simular las condiciones de degradación acelerada de un relleno sanitario.
- Desarrollar ensayos a nivel laboratorio del compostaje y de digestión anaerobia por separado.
- Establecer las condiciones de proceso para un sistema de tratamiento sucesivo, aerobio-anaerobio.

Materiales

y

Métodos

CAPÍTULO 5

5.1 COMPOSTEO

La metodología empleada en la identificación de variables críticas en el proceso, así como las condiciones de operación del reactor de listones helicoidales y las técnicas analíticas se establecieron de acuerdo a trabajos experimentales realizados anteriormente en la planta piloto 4 (pp4), UAM-I.

5.2 Material biológico

- Residuos Sólidos Orgánicos (RSO)
- Tala y poda
- Estiércol seco
- Papel
- Composta previamente elaborada

5.3 Material no biológico

- Reactor de listones helicoidales (80 L)
- Equipo medidor de CO_2
- Equipo medidor de perfiles de temperatura
- Accesorios diversos de los equipos

5.4 Condiciones de operación

Los ensayos de compostaje se realizaron en un reactor agitado de listones helicoidales (Figura 5.1) durante 8 días (tiempo de incubación), con agitación cada 6 h/5min, después de las 24 h. Una vez montado el lote se recirculó agua en la chaqueta 30°C las primeras 24 h y 45°C después de las primeras 24 h, seguida de una fase de maduración en el invernadero (8

semanas). Controlando la temperatura de 10 a 50°C, humedad y agitación constante. El tamaño de partícula de los RSO se disminuyó de 2 a 3 cm con un molino de martillos y unas tijeras de poda. Los RSO los proporcionó el H. Municipio de Nezahualcóyotl los cuales vienen separados previamente de origen de los cuales podemos distinguir dos tipos, los domiciliarios (tortilla, pan, cáscaras de huevo, huesos, entre otros) y los de tianguis y mercados (frutas y verduras).

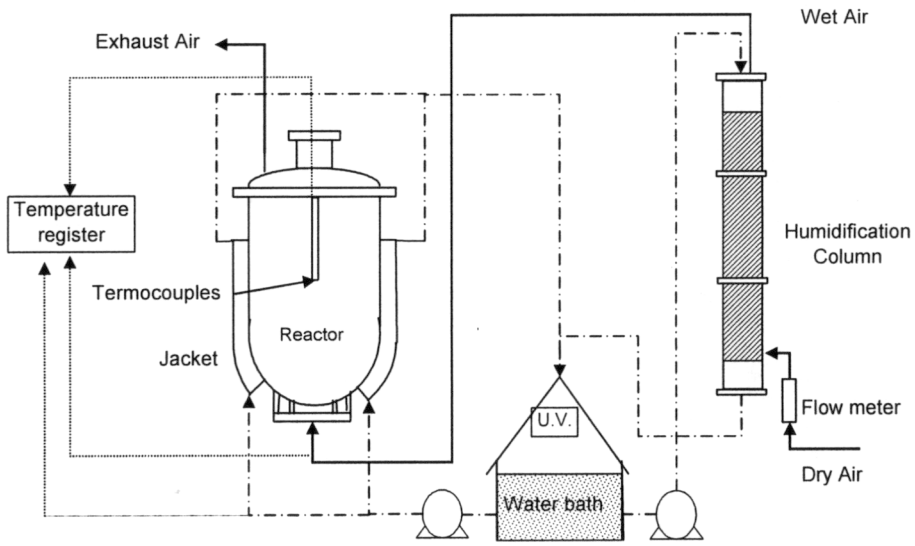


Figura 5.1. Reactor de listones helicoidales

La aireación varío de 0.3 – 0.6 vkgm (volumen de aire/ masa de material húmedo).

Las mediciones que se realizaron fueron % de CO_2 cada 5 minutos y perfiles de temperatura cada 10 min, con un medidor de CO_2.

La composición de los lotes (Tabla 5.1), se basó en experimentos previos realizados en la planta piloto cuatro de la UAM-I.

El primer lote sirvió de inoculó para los tratamientos posteriores, por lo tanto no se le agregó composta ni papel.

Tabla 5.1. Composición y condiciones de trabajo de los diferentes lotes.

Tratamiento	Lote	Temperatura de recirculación (°C)	Tala y poda (%)	Papel (%)	Estiércol seco (%)	Composta (%)
1	1	30	7	------	5	---------
2	3	45	9	3	2	3
	4	45	11	3	2	3
3	2, 5, 6 y 7	45	7	4	2	3
4	8, 9, 10 y 11	30 (24 h) 45 (> 24 h)	7	4	2	3

5.5 Técnicas analíticas

Se tomaron muestras cada 24 h, midiendo los siguientes parámetros: pH, densidad, espacios vacíos, actividad de agua, humedad y cenizas.

5.5.1 Densidad (ρ)

Esta prueba se realizó según lo establecido en la "NORMA TÉCNICA: NTRS-4 - PESO VOLUMÉTRICO "IN-SITU". Se verificó que la probeta de 500 mL estuviera limpia, se calibró la balanza analítica Ohaus Galaxy* 200 y se taró la probeta.

A continuación se llenó la probeta con la mezcla correspondiente hasta la marca de los 500mL y se golpeó la probeta contra una superficie 3 veces para empacar el contenido. Se agregó mas mezcla hasta llegar de nuevo al nivel de 500mL, teniendo cuidado de no presionar al colocarlos en el recipiente, esto con el fin de no alterar la densidad que se pretende determinar.

La densidad de la mezcla se determinó mediante la siguiente fórmula:

$\rho = \frac{(P_T - P_P)}{V}$	Donde: ρ = densidad de la mezcla (g/cm^3) P_T = Peso de probeta con mezcla (g) P_P = Peso de la probeta (tara) (g) V = Volumen de la probeta (cm^3)

5.5.2 Espacios vacíos (€)

Se verificó que la probeta de 500 ml estuviera limpia, se calibró la balanza analítica Ohaus Galaxy* 200 y se taró la probeta.

A continuación se llenó la probeta con la mezcla correspondiente hasta la marca de los 500mL y se golpeó la probeta contra una superficie 3 veces para empacar el contenido. Se agregó mas mezcla hasta llegar de nuevo al nivel de 500mL, teniendo cuidado de no presionar al colocarlos en el recipiente, esto con el fin de no alterar la densidad.

Se añadió suficiente agua hasta alcanzar el nivel de 500 mL, de tal manera que se pueda cuantificar.

Los espacios vacíos de la mezcla se determinan mediante la siguiente fórmula:

$v/v = \frac{V_A}{V_T} * 100$	Donde: V_A = Volumen de agua añadido V_T = Volumen total de la probeta

5.5.3 Humedad

Esta prueba se realizó según lo establecido en la "NORMA TÉCNICA: NTRS-7 - DETERMINACIÓN DE HUMEDAD"

Los crisoles vacíos se lavaron y se pusieron a peso constante en una Estufa "Felisa" modelo 241 a 393 k (120°C) durante dos horas, transcurrido ese tiempo, se pasó al desecador durante

dos horas hasta obtener peso constante. Enseguida se pesaron los crisoles sin muestra, se vierte la muestra sin compactar hasta un 50% del volumen del crisol y se peso. Se introdujo a la estufa a 373 k (100 ºC) durante 24 horas, posteriormente se retiraron y se dejaron enfriar las muestras. Una vez realizado se pesaron nuevamente, para obtener el peso de la materia seca. Se repite esta operación las veces que sea necesario hasta obtener peso constante (se considera peso constante cuando entre dos pesadas consecutivas la diferencia es menor al 0.01%)

NOTA: Durante este procedimiento deben utilizarse pinzas.

El porciento de humedad se calcula de la siguiente manera:

$H = \frac{G - Gl}{G} * 100$	Donde: H= Humedad en porciento G = Peso de la muestra húmeda en gramos Gl= Peso de la muestra seca en gramos NOTA: Se tendrá en cuenta que para obtener G y Gl, se debe descontar el peso de la caja.

Reproducción de la prueba: La diferencia máxima permisible entre determinaciones efectuadas por duplicado, no debe ser mayor al 1% en caso contrario se recomienda repetir la determinación.

5.5.4 Cenizas

Esta prueba se realizó según lo establecido en la "NORMA TÉCNICA: NTRS-9 – DETERMINACIÓN DE CENIZAS"

Los crisoles vacíos se lavaron y se llevaron a peso constante en una Estufa "Felisa" modelo 241 a 393 k (120°C) durante dos horas, transcurrido el tiempo, se pasaron al desecador durante dos horas hasta obtener peso constante. Posteriormente se pesaron 10 g de muestra,

se llevan a peso constante en una Estufa "Felisa" modelo 241 a 373 K (100° C) durante 24 h. Enseguida se retiraron las muestras y se dejaron enfriar.

Los crisoles con muestra se pesaron en la Balanza analítica Ohaus Galaxy* 200 y se procedió a carbonizar con unas pinzas para crisol en un mechero de bunsen hasta pérdida total de humos. Una vez realizado esto se llevaron a una Mufla Thermolyne 1400 Furnace Modelo FB1415M para su calcinación a 800° C por 1 hora. Se llevaron a la estufa a 100° C por 2 horas y se dejaron enfriar en un desecador para luego pesar en la Balanza Analítica Ohaus Galaxy* 200.

NOTA: Se debe evitar que la muestra quede expuesta a corrientes de aire.

El porciento de cenizas en base seca se calcula con la siguiente fórmula:

$C = \frac{G3 - G\,I}{G2 - G1} \times 100$	Donde: C = Porciento de cenizas en base seca GI = Peso del crisol vacío, en g. G2= Peso del crisol mas la muestra seca en g. G3= Peso del crisol mas la muestra calcinada en g.

Reproducción de la prueba: La diferencia máxima permisible entre determinaciones efectuadas por duplicado, no debe ser mayor al 1 % en caso contrario se recomienda repetir la determinación.

5.5.5 pH

Esta prueba se realizó según lo establecido en la "NORMA TÉCNICA: NTRS-8 – Determinación del pH por el método del potenciómetro.

Se calibró el potenciómetro Conductronic pH 120 con las soluciones amortiguadoras pH = 4.0, (Bipthalate) 5657-02 y pH = 7.0, (Fosfato) 5656-02. Inmediatamente se pesaron en una Balanza Analítica Ohaus Galaxy* 200, 1g de muestra en un vaso de precipitado de 250 mL, tarado previamente, y se le agregaron 9mL de agua destilada la prueba se realizó por

duplicado. Se mezcló perfectamente en un vortex por 2 minutos, dejándolo reposar por 10 minutos, transcurrido el tiempo, se vuelve a agitar con el vortex. Enseguida de esta agitación, se registro el pH directamente, sumergiendo el electrodo en la solución. Se retiró el electrodo y se lavó con agua destilada. Después de esto el electrodo se sumergió en un vaso de precipitado con agua destilada.

5.5.6 Actividad de agua (a_w)

Se calibró el Medidor de actividad de agua AquaLab Serie CX-2 con agua destilada, hasta que el medidor marcara 1.0. Su Funcionamiento es de 20 a 41°C, a 85% de humedad relativa. La capacidad de plato de la muestra: 7mL (a un 0.46 de su capacidad, que es de 15mL). Si se cumple lo anterior se tiene una exactitud de 0.003, intervalo ± 0.001 a 1.000.

Para determinar la humedad de la muestra, se agregó un gramo, y se deja transcurrir el tiempo necesario hasta que el medidor indique que la lectura se ha llevado a cabo. La prueba se realizó por duplicado.

5.5.7 CO_2 (%)

El porcentaje de CO_2 se obtuvo calibrando el software a cero por ciento con Nitrógeno y a 5 por ciento con una mezcla de CO_2.

Una vez calibrado el equipo se obtuvieron las mediciones automáticas que se realizaron cada 5 minutos, dando como resultado el acumulado de CO_2, durante todo el experimento.

5.5.8 Temperatura

La medición de temperatura se obtuvo cada 10 minutos con la ayuda de dos termopares a diferente profundidad del reactor de 15 y 30 cm. Esto se realizó con el programa Pico

Technology Software – InstallShield Wizard. Obteniendo la temperatura ambiente y la que se encuentra dentro del reactor.

5.6 DIGESTIÓN ANAEROBIA

La metodología empleada en la identificación de variables críticas en el proceso, así como las condiciones de operación de los reactores anaerobios y las técnicas analíticas de la DA fueron establecidas a lo largo del trabajo experimental.

5.7 Material biológico

- Residuos Sólidos Orgánicos (RSO) proporcionados por el H. Municipio de Nezahualcóyotl.
- Lodos secundarios proporcionados por planta de tratamiento de aguas residuales cerro de la estrella.
- Lodos Metanogénicos proporcionados por la planta central de malta.

5.8 Material no biológico

- Botes y tapas de plástico (4 L)
- Columnas de vidrio
- Solución salina saturada 250 g/L
- Bolsas **tedlar**
- Aditamentos
- Reactor de listones helicoidales.

5.9 Condiciones de operación

Los ensayos de digestión anaerobia se realizaron en botes de plástico de 4L (Figura 5.2), adaptados de tal forma que permitían la colección del biogás y recirculación de los lixiviados, con un tiempo de retención de 4 meses con una temperatura de 20 – 50 ° C.

El diseño experimental se presenta en la Tabla 5.2.



Figura 5.2. Reactores anaerobios.

El tamaño de partícula de los RSO se redujo de 2 a 3 cm con unas tijeras de poda.

En el Tratamiento I no se inocularon las muestras con lodos metanogénicos y secundarios, en el Tratamiento II los RSO se inocularon con 250 mL (10%) de lodos al 50 por ciento de cada uno.

Ambos tratamientos se compostearon por tres días en el reactor de listones helicoidales, de acuerdo al tratamiento cuatro para el composteo (Tabla 5.1).

5.10 Técnicas analíticas

Los análisis de Demanda Química de Oxígeno (DQO), Amonio, pH y Ácidos Grasos Volátiles (AGV), se realizaron directamente a los lixiviados extraídos, debido a que no se pueden tomar muestras directas de los RSO para observar el comportamiento de estos a través del tiempo. Se tomaron muestras cada 24 h.

Tabla 5.2. Composición y condiciones de trabajo de los digestores anaerobios.

Tratamiento	Humedad inicial (%)	pH (inicial)
I Sin Inóculo	70.1	7.5
II Con Inóculo	70	8.5

5.10.1 Técnica para determinar el pH

Se realizó colectando la cantidad de lixiviados generados por día, obteniendo las lecturas por medio de un potenciómetro Conductronic pH 120, calibrándolo con las soluciones amortiguadoras pH = 4.0, (Bipthalate) 5657-02 y pH = 7.0, (Fosfato) 5656-02.

Las muestras se analizaron por duplicado a lo largo del proceso, cuando el pH descendía por debajo de 6.2 se agregaban 5 g de cal por la cantidad de lixiviados extraídos, o por cada 100 mL de agua, si en este último caso no había producción de lixiviados.

5.10.2 Técnica para Determinar la Demanda Química de Oxígeno (DQO)

Para calcular la Demanda Química de Oxígeno (DQO) en cada prueba, se utilizó el método colorimétrico (Standard Methods APHA., 1992). Para la realización de la técnica se ocuparon

dos soluciones; la digestora y la solución de ácido sulfúrico con sulfato de plata. Se prepararon como se describe a continuación.

5.10.2.1 Solución Digestora.

Se seco durante 2 horas a 103°C, 50 g de K_2CrO_7, se dejo enfriar en un desecador y se pesaron 42.25 g; por otro lado se pesaron 33.3 g de $HgSO_4$. En un matraz aforado, se disolvió el dicromato de potasio en 500 mL de agua destilada, se añadió el sulfato mercúrico, y se adicionó muy lentamente 167 mL de H_2SO_4 en un baño de hielo. Cuando la mezcla se enfrío se disolvió lentamente y se aforó a un litro con agua destilada.

5.10.2.2 Solución de ácido sulfúrico con sulfato de plata.

Se pesó suficiente sulfato de plata para una proporción de 5.5 g $AgSO_4$/kg de H_2SO_4. Para calcular la cantidad exacta se consideró el peso específico y la pureza del ácido sulfúrico. En un matraz aforado de 1 L, se agregaron 300 mL de ácido agregando el sulfato de plata ya pesado. Se dejó en reposo uno o dos días para que se disolviera, completando después el volumen restante del H_2SO_4. Por cada 2.5 L de ácido sulfúrico se agregaron 26.03 g de $AgSO_4$.

5.10.2.3 Preparación de las muestras.

En un tubo HACH con tapa de rosca se agregaron 2.0 mL de la muestra a analizar, en otro tubo se agregaron 2.0 mL de agua destilada (para el blanco), se les añadió 1 mL de la solución digestora, se adicionaron lentamente 2 mL de la solución de sulfato de plata, se taparon los tubos y se homogenizo la muestra agitando suavemente. Se colocaron los tubos en una parilla para digestión durante 2 h a una temperatura de 150° C. Posteriormente, una vez fríos se leen en un espectrofotómetro a una longitud de onda de 620 nm, ajustando a cero con el blanco.

Se realizó una curva patrón con glucosa en concentraciones de 0-1000 mg/L, para conocer las concentraciones reales de la muestra, donde se obtuvo la ecuación de la recta. La solución

patrón de glucosa fue de 1000 mg/L, la cual se preparó disolviendo 100 mg de glucosa en agua destilada en un matraz aforado de 100 mL.

A partir de la solución patrón, se realizaron disoluciones con agua destilada para tener intervalos de concentración de 0 a 1000 mg/L, como se muestra en la Tabla 5.3. Utilizando la siguiente formula. $C_1V_1 = C_2V_2$

Tabla 5.3. Preparación de las diferentes concentraciones para la Curva Patrón de Glucosa.

Volumen Total (mL)	Volumen Solución Patrón (mL glucosa)	Volumen Agua (mL)	Concentración (mg/L)
2	0	2	0
2	0.4	1.6	200
2	0.8	1.2	400
2	1.2	0.8	600
2	1.6	0.4	800
2	2.0	0.0	1000

Las muestras se realizaron con un volumen total de 2000 µL, las cuales se colocaron en los tubos HACH y se les agregó las dos soluciones para la realización de la digestión, siguiendo el procedimiento anteriormente mencionado. La lectura de la absorbancia se midió a una longitud de onda de 620 nm en un espectrofotómetro SPECTRONIC INSTRUMENT modelo 20D+.

Los datos obtenidos en la Curva Patrón de Glucosa correspondientes a las absorbancias para cada concentración se muestran en la siguiente Tabla 5.4.

Se graficó la absorvancia en función de la concentración (Figura. 5.3) de la cual se obtuvo por regresión lineal la ecuación de la recta y el coeficiente R^2. Esta ecuación se utilizó durante todo este trabajo para calcular las concentraciones de DQO en las diferentes pruebas.

Tabla 5.4. Absorbancias para cada concentración de la Curva Patrón de Glucosa.

Concentración (mg/L)	Promedio de Absorbancia
0	0
200	0.07
400	0.166
600	0.269
800	0.332
1000	0.422

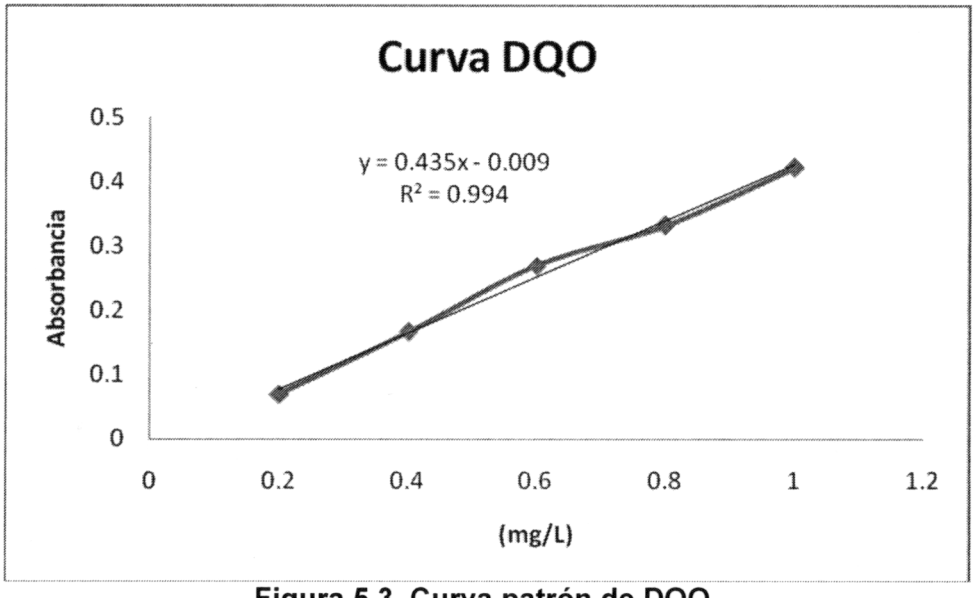


Figura 5.3. Curva patrón de DQO.

5.10.3 Técnica para Determinar la Concentración de Amonio.

Para cuantificar la concentración de amonio, se utilizó la técnica del electrodo selectivo de amoniaco (Phoenix electrode CO) por el método del electrodo de amonio (Standard methods APHA., 1992). Para la realización de esta técnica se ocupó una solución de hidróxido de sodio, la cual se describe a continuación.

5.10.3.1Solución de hidróxido de sodio 10 N.

Se pesaron 40 g de NaOH y se vierten en un matraz aforado de 100 mL, disolviendo en agua destilada en un baño de hielo con agitación constante hasta que se disuelva totalmente el hidróxido de sodio. Cuando la mezcla se disuelve totalmente se afora con agua destilada.

5.10.3.2 Preparación de las muestras.

En un matraz aforado de 50 mL se agregó 1.0 mL de la muestra a analizar y se aforó con agua desionizada, alcalinizándose con 0.5 mL de la solución de NaOH (10N) para desprotonar el ión amonio (NH_4^+) formándose el amoniaco (NH_3).

Se realizó bajo agitación constante (aproximadamente 3 min. después de agregar el NaOH) tomando la lectura del potencial (mV) con un potenciómetro (Cole-parmer, DigiSence).

La curva patrón se realizó con 1.5 g de NH_4Cl anhidro/100 mL, a cinco concentraciones conocidas: 1, 5, 10, 200, y 500 mg NH_4^+/ L (Tabla 5.5).

El valor del potencial es proporcional al logaritmo de la concentración cuyo valor puede ser calculado por la ecuación de la recta (Figura 5.4), donde se obtienen las concentraciones de NH_4Cl y de las muestras.

Tabla 5.5. Concentración de la soluciones para la curva patrón de Amonio.

Volumen Total (mL)	Volumen Solución Patrón (mL)	Volumen Agua (mL)	Concentración (mg/L)
50	0.5	49.5	50
50	1.0	49.0	100
50	2.0	48.0	200
50	3.0	47.0	300
50	5.0	45.0	500

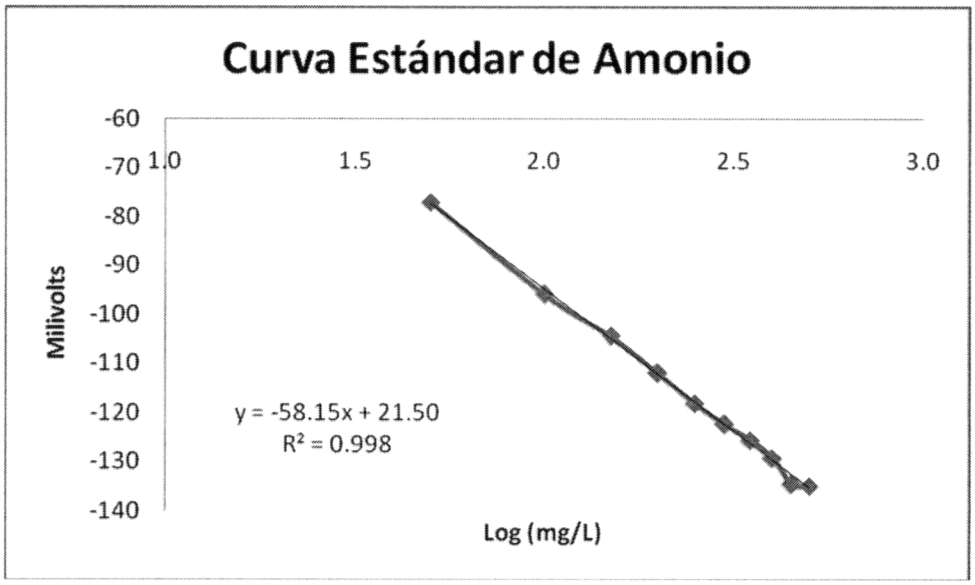


Figura 5.4. Curva patrón de Amonio.

5.10.4 Técnica para determinar la producción de Biogás.

La colección del biogás se realizó en columnas de vidrio por desplazamiento de una solución salina saturada de NaCl (250g/L). El biogás desplaza a la solución salina quedando este atrapado en el interior de la columna, tomando una muestra cada 24 h. El biogás se analizó en un cromatografo de gases (Hewlett Packard 8610C Serie SRI), con una columna empacada de doble porosidad y un Detector de Conductividad Térmica (TCD), para obtener composición y porcentajes de CO_2 y Metano.

Antes de realizar la determinación de las muestras se realizó una curva estándar con una mezcla conocida de CH_4 y CO_2 (Figura 5.6). Se obtuvo un cromatograma con un área de pico para el dióxido de carbono y otra para el metano. La concentración de cada gas en la mezcla se determina por la ecuación de la recta.

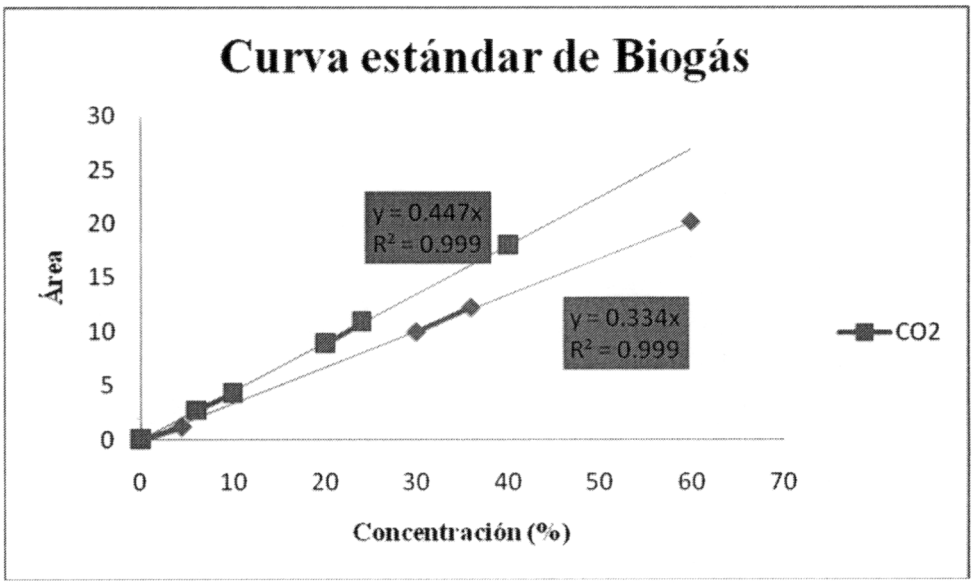


Figura 5.5. Curva patrón de Biogás.

5.10.5 Técnica para determinar la concentración de AGV.

Los AGV fueron analizados por un cromatógrafo de gases (Hewlett Packard 5890, Serie II, USA) equipado con un Detector de Ionización de Flama (FDI).

La concentración de AGV se determinó como acetato, propionato y butirato producidos durante la hidrólisis y fermentación a partir de la curva de calibración (Figura 5.6), la que se elaboró a partir de una solución madre de una mezcla de acetato de sodio, propionato de sodio, y butirato de sodio de 100 mM, Tabla 5.6.

Tabla 5.6. Concentración de las soluciones para la curva patrón de AGV.

Concentración (mg/L)	Acetato	Propionato	Butirato
0	0	0	0
100	52148	58670	94965
200	109255	109971	185965
400	185877	220243	361020
600	265680	324884	541542

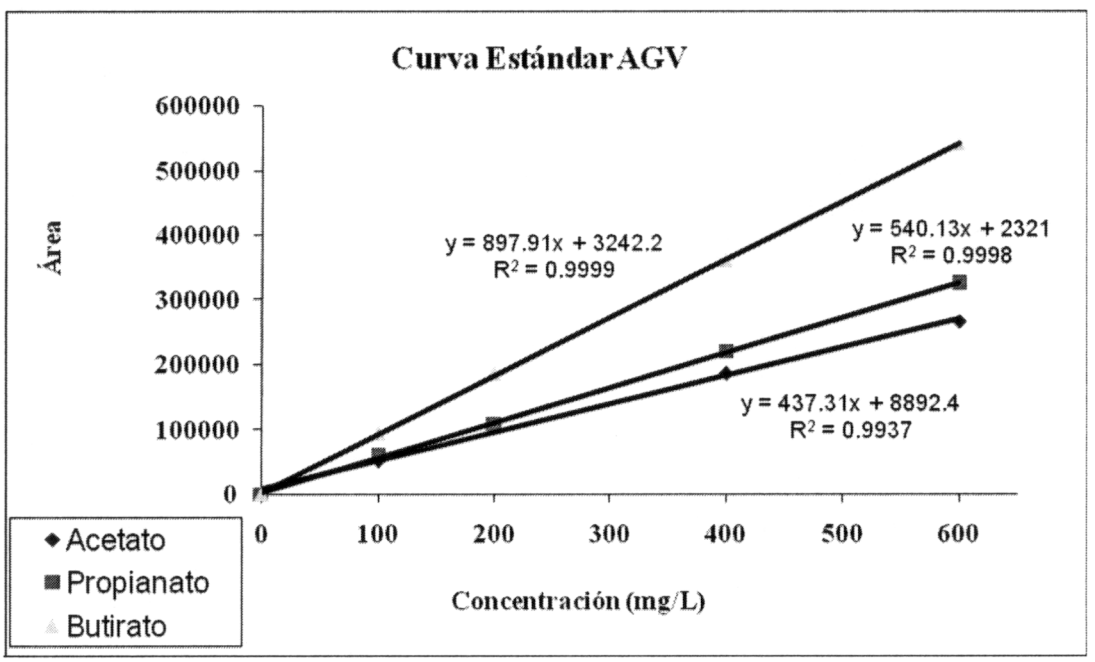


Figura 5.6. Curva patrón de AGV

RESULTADOS

Y

DISCUSIÓN

CAPÍTULO 6

6.1 COMPOSTEO

Los rendimientos de degradación se calcularon a partir de los valores acumulados de CO_2, dando como resultado el porciento de degradación de los RSO en ocho días de proceso acelerado y controlado como se muestra en la Tabla 6.1.

Tabla 6.1. Tratamientos en la Degradación de los RSO en 8 días por composteo.

Tratamiento	Lote	Humedad inicial (%)	Temperatura máxima alcanzada en el reactor (°C)	Y gCO_2 / kg MSi	Degradación de RSO en 8 días (%)
1	1	78.7	45	23.5	2.3
2	3	83.7	55	380.4	38.0
	4	55.0	47	164.5	16.4
3	2	78.7	55	225.4	22.5
	5	64.3	47	127.8	12.7
	6	65.2	---	94.5	9.4
	7	70.8	46	280.7	28.0
4	8	69	---	138.1	13.8
	9	70.7	45	152.3	15.2
	10	60.0	49	204.4	20.4
	11	72.3	---	152.2	15.2

El Tratamiento 1 sirvió de inóculo a los demás experimentos, donde la variable fue estiércol vacuno al 5 por ciento. El lote 1 se utilizó como acelerador biológico en la degradación de los RSO.

En el Tratamiento 2 la variable del proceso fue papel 3 por ciento, estiércol vacuno 2 por ciento, composta (Lote 1) 3 por ciento, tala y poda que correspondió al 9 y 11 por ciento, la temperatura de recirculación fue 45°C.

El porcentaje de degradación fue del 38 y 16.4 porciento en 8 días. Estos resultados podrían implicar un posible error de lectura del equipo, debido a que la literatura reporta como pérdida total de CO_2 del 40 porciento en 3 meses de proceso, siendo el más confiable el segundo resultado 16.4 por ciento en 8 días.

El Tratamiento 3 incluyó las variables; papel 4%, estiércol vacuno 2%, composta (Lote 1) 3%, tala y poda 7%, con una temperatura de recirculación en la chaqueta de 45°C. El promedio de degradación en 8 días fue del 18.15%. Se puede observar que se obtienen cuatro resultados, dos de ellos con un alto porcentaje de degradación 22.5 y 2% y por otro lado los otros dos con bajos rendimientos 12.7 y 9.4%, lo que indica que los resultados obtenidos presentan una variabilidad importante.

El tratamiento 4 la variable del proceso incluyó la temperatura de recirculación la cual se fijo a 30°C las primeras 24 h y después a 45°C a partir de las 24 h, con un contenido de papel 4%, estiércol 2%, composta (Tratamiento 1) 3%, tala y poda 7%, similar al tratamiento 3.

El promedio de degradación de los RSO fue de 16.15 por ciento en 8 días, observando que se obtuvieron resultados con menos variabilidad (13.8, 15.2, 20.4 y 15.2 por ciento). Esto indica que la transformación de la materia orgánica a CO_2 y otros subproductos se llevó a cabo de una manera más eficiente.

En la degradación y estabilización de los RSO separados de origen se lograron obtener en 8 semanas de composteo en el invernadero de la PP4, a diferencia de los métodos convencionales que puede ser de 7 a 9 meses (Trejo, 2002).

La Tabla 6.2 muestra los resultados de los análisis realizados a los RSO durante el proceso acelerado y controlado de compostaje al cabo de 8 días en el reactor de listones helicoidales.

Tabla 6.2. Análisis realizados a los RSO a los 8 días del proceso de compostaje.

Tratamiento / Lote		Densidad (g/cm^3)	Espacios Vacíos (%)	pH	Humedad (%)	Cenizas (%)	Actividad de agua (a_w)
2	3	0.41	79	5.51	60.15	14.21	0.982
		0.32	66	8.23	63.2	15.26	0.985
	4	0.48	66	4.34	54.97	14.14	0.963
		0.37	57	3.65	49.87	18.25	0.971
3		0.46	59	4.73	78.64	13.28	0.986
	2	0.40	54	8.25	54.51	14.76	0.988
	5	0.44	66	5.04	64.85	15.17	0.974
		0.31	58	7.96	55.24	16.87	0965
	6	0.48	66	5.14	83.71	15.28	0.988
		0.40	63	7.89	85	18.56	0.976
	7	0.33	66	4.85	78.38	16.86	0.989
		0.31	64	4.77	65.22	17.24	0.985
	8	0.46	63	4.53	62.25	13.42	0.989
4	9	0.39	44	7.90	66.81	14.56	0.975
		0.42	46	4.94	65.84	17.21	0.987
	10	0.38	42	7.00	62.33	18.92	0.979
		0.47	45	5.7	69.70	15.68	0.992
	11	0.41	44	6.43	62.12	16.89	0.991
		0.53	53	5.09	70.83	16.53	0.990
		0.49	48	8.64	68.15	17.90	0.985

La densidad y los espacios vacios son parámetros que indican la reducción de la masa a lo largo del proceso, observando que en todos los tratamientos existe la pérdida de volumen. El pH se estabiliza rápidamente (4.3 - 8.6) en un periodo de 8 días. La humedad disminuye debido al aire que ingresa al sistema ocasionando que se retire agua del medio. La actividad de agua varía de 0.963 – 0.992 la disponibilidad de agua en el sistema, así como la concentración de solutos presentes. Las cenizas indican la cantidad de minerales presentes

como resultado de la degradación de la materia orgánica debido a la formación de productos secundarios.

A continuación se ilustra un ejemplo del proceso de compostaje donde las siguientes gráficas muestran los perfiles de degradación y de temperatura para los diferentes lotes que se trabajaron a lo largo del desarrollo experimental. Las graficas de los demás tratamientos se muestran en el Anexo A-2.

LOTE 3. Tratamiento 2. Temperatura de recirculación 45°C, papel 3%, estiércol 2%, composta 3%, tala y poda 11%.

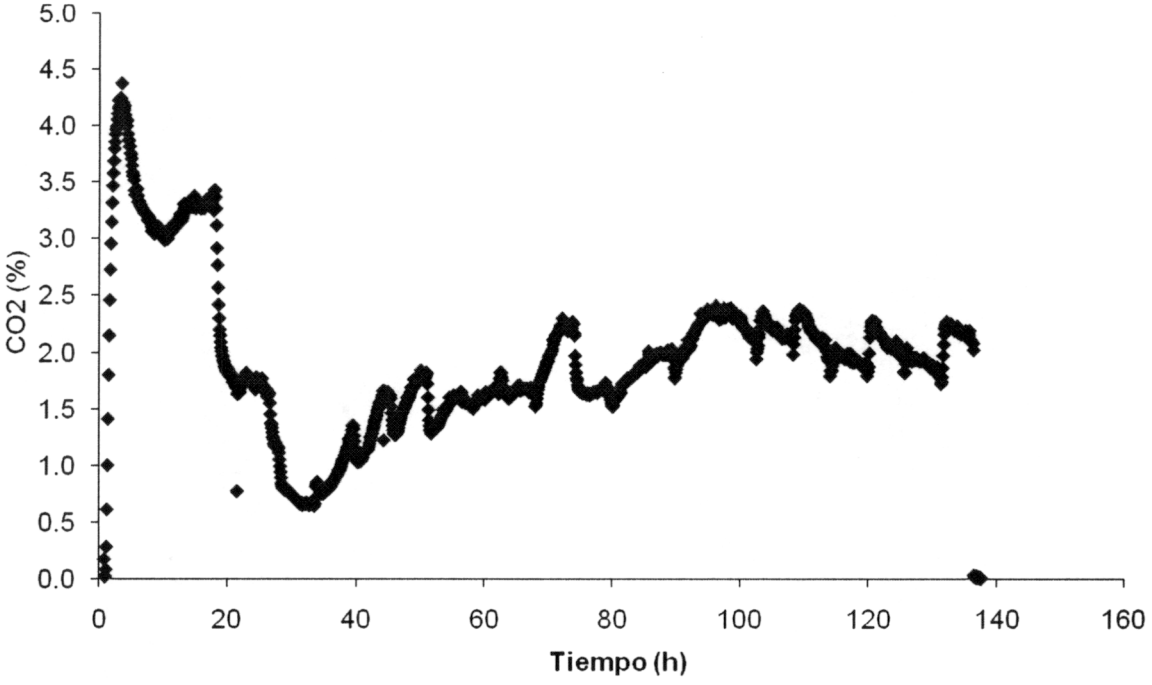


Figura 6.1. Producción de CO_2 para el lote 3 del tratamiento 2.

La máxima producción de CO_2 (4.5%), se obtuvo a las 5h de iniciado el proceso, observando que disminuye y posteriormente se estabiliza la degradación de los RSO en 2.5 por ciento aproximadamente en un tiempo de 140 horas (Figura 6.1).

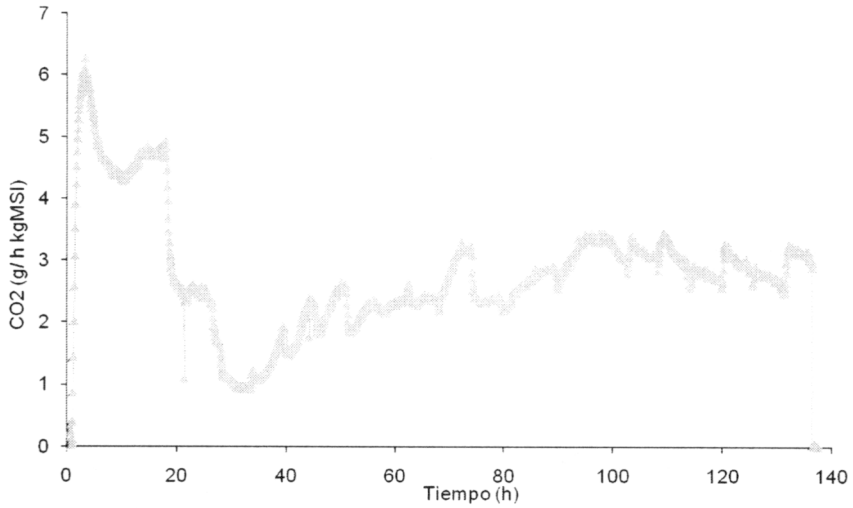


Figura 6.2. Velocidad de producción de CO_2 para el lote 3 del tratamiento 2.

La velocidad de degradación de los RSO se ve afectada por la difusión de oxígeno, el tamaño de partícula y problemas de transferencia de calor del centro hacia el exterior de los RSO.

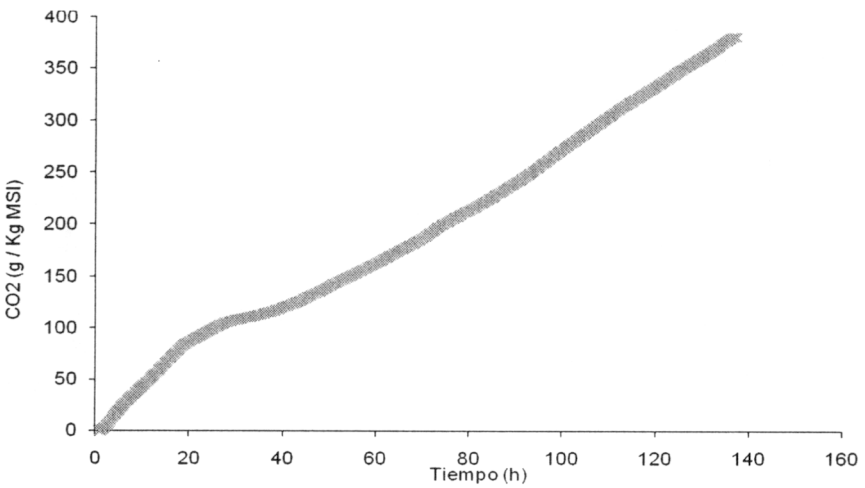


Figura 6.3. CO_2 acumulado para el lote 3 del tratamiento 2.

El rendimiento obtenido de CO2 fue de 380g/kg MSi, esto indica que se degradó casi el 40 por ciento de la materia orgánica en 8 días, en comparación con lo que reporta la literatura en 3 meses (Figura 6.3).

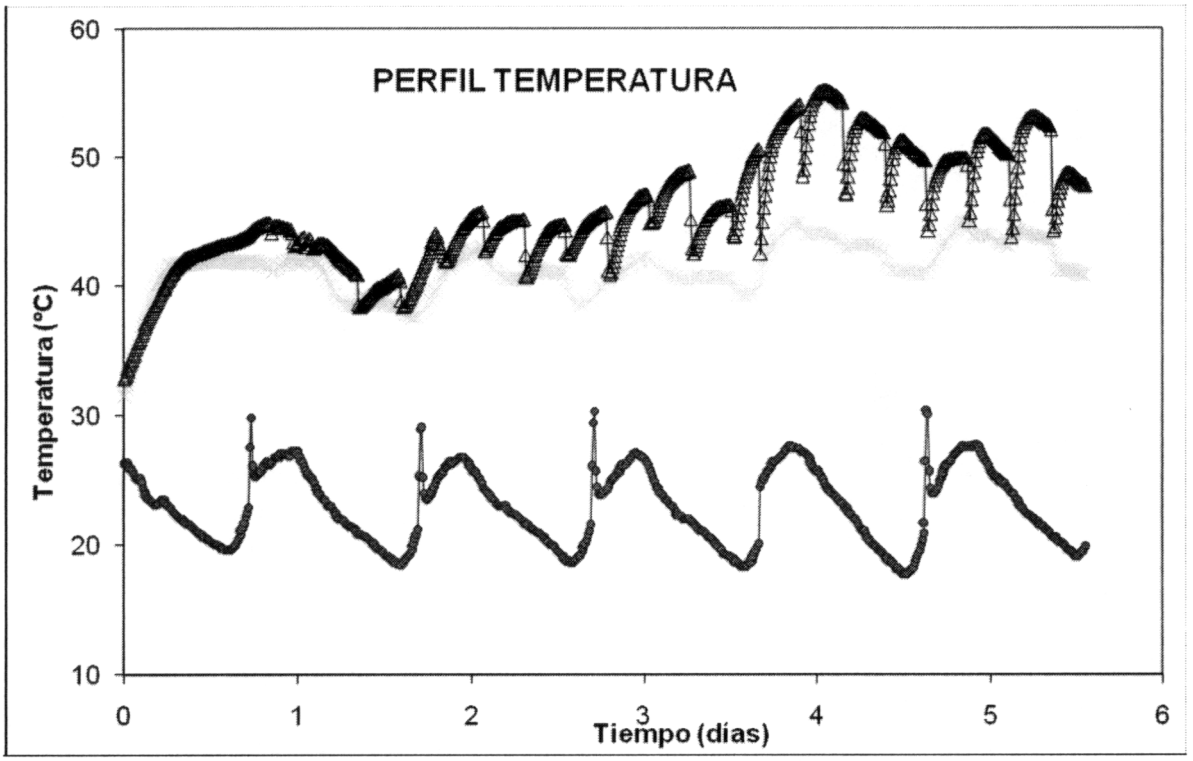


Figura 6.4. Temperatura ambiente. **Termopozo 1.** Termopozo 2

La temperatura máxima alcanzada durante el proceso de compostaje fue de 55°C (termopozo 1), que se encuentra a 30 cm de profundidad en el centro del reactor. El termopozo 2 indica la temperatura que se logra obtener a 15 cm de profundidad en un extremo del reactor.

La temperatura ambiente fue variable de 20 – 25°C.

El tratamiento 4 mostró menos variabilidad en el porcentaje de degradación, 16.15% de CO_2 en ocho días en promedio. Encontrando que las condiciones de proceso ideales fueron la temperatura de recirculación la cual fijo a 30°C las primeras 24 h y después a 45°C de las 24 h, papel 4%, estiércol 2%, composta (Tratamiento 1) 3%, tala y poda 7%.

La estabilización de los RSO se logró en ocho semanas, obteniendo un pH final cercano al neutro y una disminución de espacios vacíos un 15%.

Los perfiles de temperatura (55°C) termopozo 1, indican que el proceso de composteo se realizó en aproximadamente 6 días, elevando el perfil de degradación de los RSO .

6.2 *DIGESTIÓN ANAEROBIA*

La DA se realizó con los RSO de los lotes de composteo 10 y 11 del tratamiento 4 (Tabla 5.1), los cuales se compostearon por 8 días en el reactor de listones helicoidales.

Los análisis se realizaron a los lixiviados directamente, excepto para la composición del biogás.

6.2.1 pH

El pH involucra directamente la concentración de AGV presentes, donde la metanogénesis se ve inhibida por valores menores a 6.2, siendo el ácido acético (6000 mg/L) uno de los inhibidores de la DA.

Se realizaron dos experimentos, el Tratamiento I no se inóculo con lodos metanogénicos ni secundarios y el Tratamiento II se inóculo con 250 mL de lodos al 50 por ciento de lodos secundarios y metanogénicos.

En ambos tratamientos se ajustó el pH inicial a 7.5 observando (Figura 6.5) que este disminuye drásticamente hasta 5.0 en los lixiviados, dando como consecuencia un control a lo largo del proceso.

Se puede observar que el pH se comienza a estabilizar a lo largo del proceso por arriba de 6.0 a partir del día 10 para el Tratamiento II y para el Tratamiento I después del día 21. A partir del día 21 el comportamiento es similar en ambos tratamientos.

El efecto del inóculo en el Tratamiento II, se puede observar en que hay una pronta estabilización del pH en los RSO, mientras que en el tratamiento I sin inóculo es más retardada la disminución de AGV.

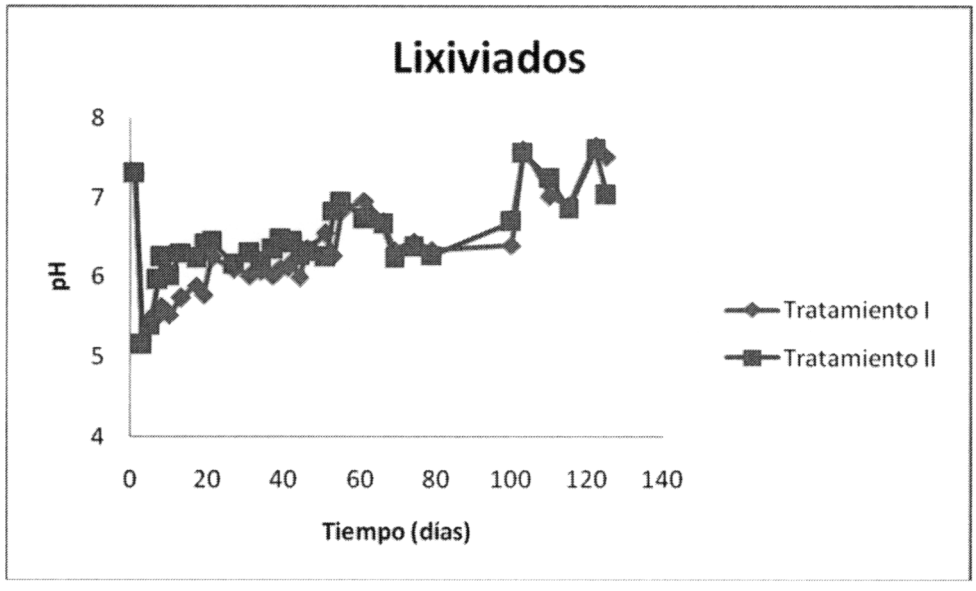


Figura 6.5. Comportamiento de los Tratamientos I y II en función del pH.

El pH se mantiene estable a lo largo del proceso sin producción de metano lo cual indica que la formación de este último se ve inhibida por la formación de ácido acético que es mayor a 6 g/L (Figura 6.6).

6.2.2 Producción de AGV

La producción de AGV es producto de la fermentación de los azúcares presentes y son los precursores de la metanogénesis, siendo el ácido acético tóxico a concentraciones mayores de 6 g/L como se presenta en los primeros 40 días.

El ácido propiónico inhibe la metanogénesis por arriba de 1000 mg/L (Castillo 2003).

Esto se puede ilustrar de una manera más clara como se muestra en la Figura 6.6.

Después del día 40 en el Tratamiento I, sin inóculo la producción de ácido acético disminuye oscilando de nuevo hasta alcanzar valores de 8 g/L a partir del día 80, lo que ocasiona una inhibición de la metanógenesis dando como resultado solamente la producción de CO_2.

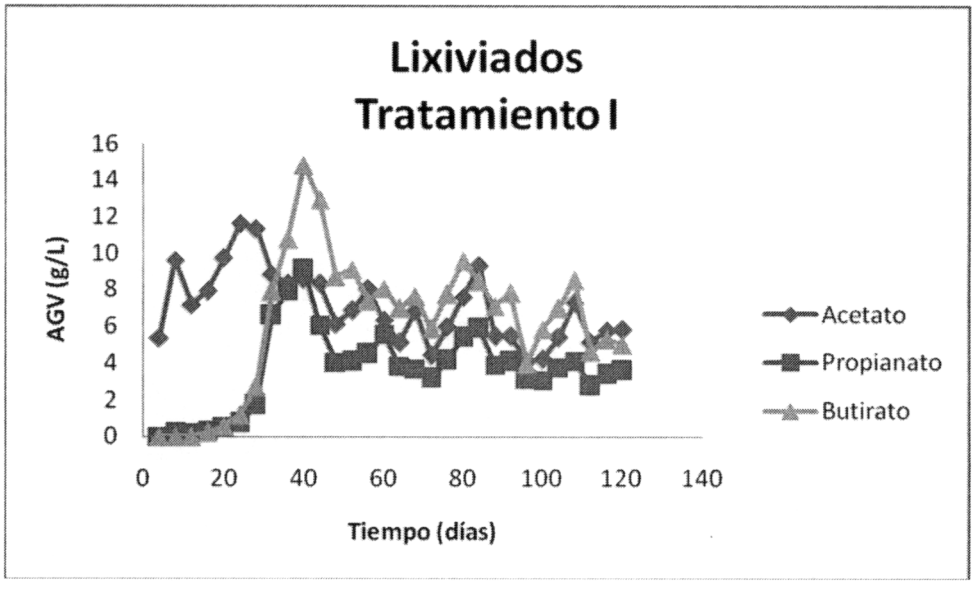


Figura 6.6. Producción de AGV. Tratamiento I.

En el Tratamiento I sin inóculo la concentración de ácido acético alcanza valores de 12 g/L, disminuyendo a partir del día 21 hasta obtener 4 g/L siendo aun tóxico para el sistema de la DA. La producción de ácido propiónico se incrementó por arriba de 2 g/L a partir del día 30 obteniendo concentraciones de hasta 9 g/L, manteniéndose constante a lo largo del proceso entre 4 – 6 g/L.

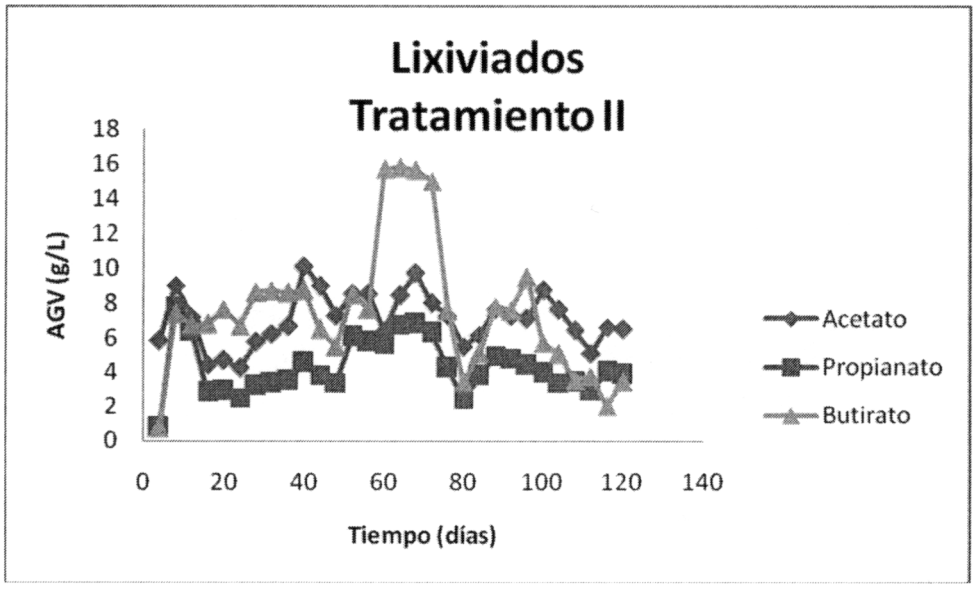


Figura 6.7. Producción de AGV. Tratamiento II.

El Tratamiento II (Figura 6.7) con inóculo muestra una pronta disminución de ácido acético a partir del día 10, así como un incremento y decremento a lo largo del proceso obteniendo concentraciones máximas de hasta 10 g/L. El ácido acético se observa que se encuentra estable a lo largo del proceso de 2 – 4 g/L siendo aun tóxico para la DA, mostrando un incremento de 6 g/L a partir del día 50 al 80.

El butirato alcanza valores cercanos a los 16 g/L en ambos tratamientos, obteniendo 4 y 2 g/L respectivamente.

6.2.3 Evaluación de Amonio.

La producción de amonio es tóxica en el intervalo de 1500-3000 mg/L (Montalvo, 2003), en ninguno de los dos tratamientos la concentración de amonio resultó ser inhibitoria debido a que la mayor concentración registrada fue de 800 mg/L (Figura 6.8).

El Tratamiento II muestra una mayor estabilidad en los primeros 30 días, a diferencia del Tratamiento I que es más variable alcanzando concentraciones de 800 mg/L.

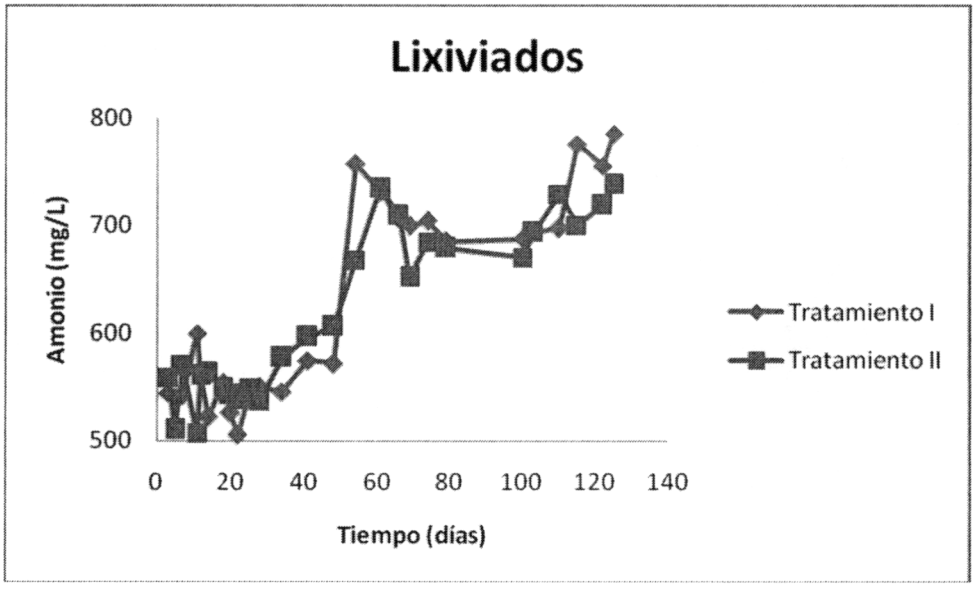


Figura 6.8. Producción de Amonio.

La concentración de amonio aumenta a partir del día 50 dando como resultado un efecto buffer al sistema, esto ocasiona que la concentración de AGV disminuya y el pH aumente en intervalos de 6.5 – 7.0.

6.2.4 DQO.

La DQO es la cantidad de materia orgánica que puede ser oxidada a otros subproductos. La concentración al inicio fue muy alta (110 – 120 g/L) y al final de (85- 90 g/L) en ambos tratamientos (Figura 6.9).

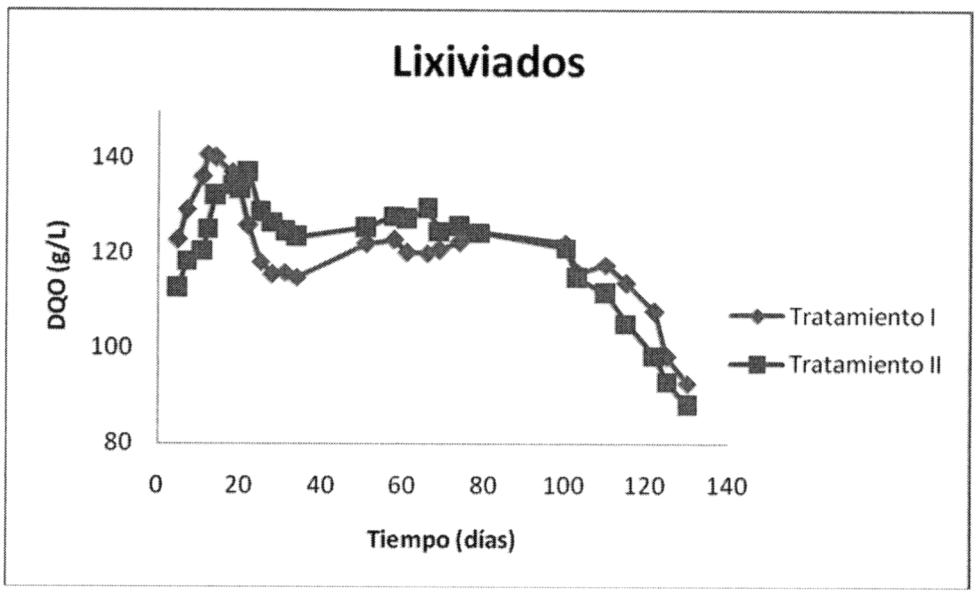


Figura 6.9. Disminución de la Carga Orgánica.

A partir del día 10 se nota un incremento de la carga orgánica a valores cercanos a 140 g/L, esto es debido a que el lixiviado extraído es recirculado de nuevo al sistema.

La DQO disminuyó un 40 por ciento, lo que indica que un proceso aerobio-anaerobio ayuda a una remoción eficaz de la carga orgánica.

6.2.5 Producción de Biogás

El volumen obtenido de biogás varió a lo largo de todo el proceso teniendo su máxima producción en las primeras 72 h en forma de CO_2, debido a la presencia de AGV y de oxígeno disponible, siendo estos inhibitorios para la metanógenesis.

La composición del biogás puede ser variable dependiendo de las características de cada proceso, siendo el más óptimo metano (60%) y dióxido de carbono (40%).

Cuando no hay producción de metano se dice que el sistema se acidificó debido a la producción de AGV y CO_2, siendo este último originado como producto de la respiración de los microorganismos fermentativos.

La cuantificación del biogás producido para el Tratamiento I (sin inóculo) se muestra en la Figura 6.10, y para el Tratamiento II (con inóculo) en la Figura 6.11. Es posible que los reactores anaerobios tuvieran fugas de biogás, ocasionando que no se lograra cuantificar el volumen total de biogás producido.

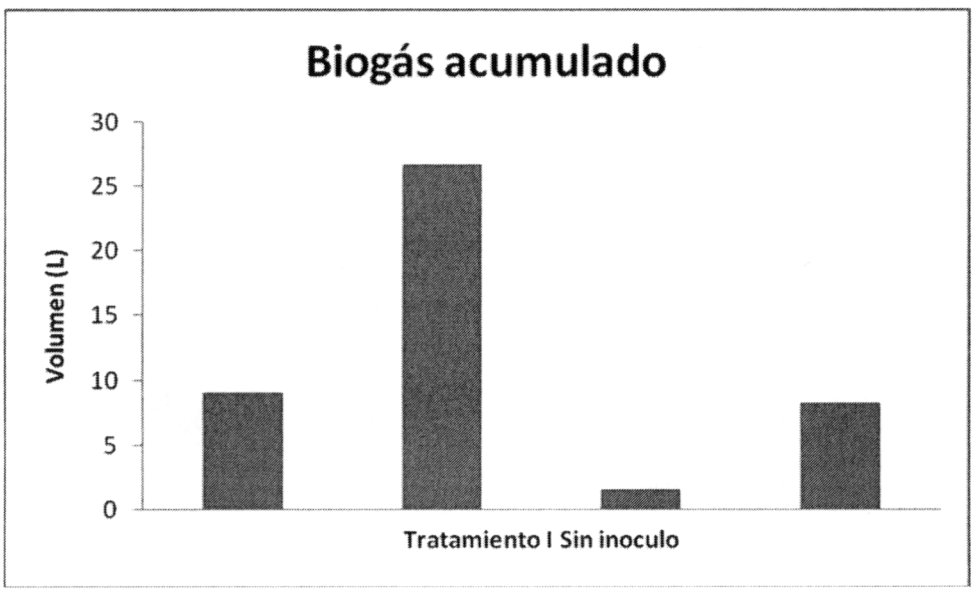


Figura 6.10. Tratamiento I con inóculo. Producción máxima de biogás 27 L.

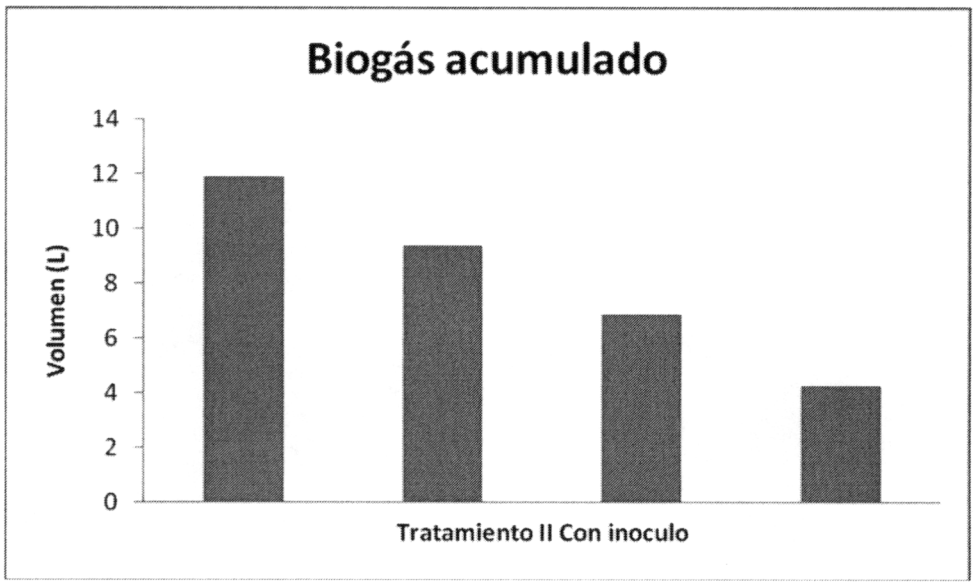


Figura 6.11. Tratamiento II con inóculo. La producción de biogás fue variable, aun cuando se trabajaron bajo las mismas condiciones.

La composición de biogás en las mejores condiciones de proceso son metano (60%) y dióxido de carbono (40%). La producción de metano se vió inhibida por las concentraciones tan elevadas de ácido acético (6000 mg/L) y ácido propiónico (1000 mg/L).

En el Tratamiento I sin inóculo el pH se comienza a estabilizar por arriba de 6.0 a partir del día 21 y la concentración de AGV es elevada por lo que retarda la producción de metano. Mientras que en el Tratamiento II con inóculo el pH se estabiliza por arriba de 6.0 a partir del día 10 y la producción de AGV disminuye siendo aun inhibitoria la producción de metano.

Esto ocasiona que el sistema se acidifique dando como resultado la producción de CO_2 y disminución de la materia orgánica.

La producción de amonio (800 mg/L) sirvió como buffer en ambos tratamientos, siendo no tóxico para el sistema.

El volumen de biogás producido fue variable para cada experimento, existiendo posibles fugas no detectables durante el proceso de Digestión Anaerobia.

La metanogénesis se ve inhibida a valores de pH menores a 6.2 ocasionada por la alta concentración de AGV.

El efecto del inóculo y del buffer (cal) en el Tratamiento II fue positivo porque estabilizó el pH por arriba de 6.0 a partir del día 10, disminuyendo la elevada concentración de AGV.

El tratamiento mixto (aerobio-anaerobio) controlado y acelerado trajo como consecuencia una elevada degradación de los RSO. Esto se puede visualizar en la Figura 6.12, en la cual se puede observar que se obtuvo en el Tratamiento I hasta un 70 por ciento de degradación en base húmeda, en 120 días de proceso.

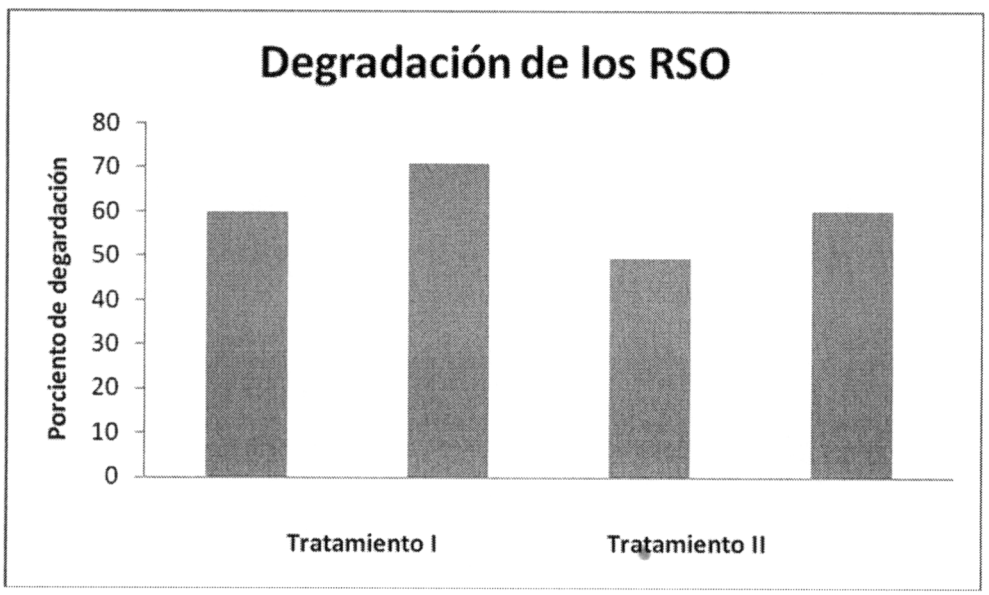


Figura 6.12. Porcentaje de degradación de los RSO en 120 días.

El promedio fue de un 60 por ciento, lo cual indica que controlando el proceso de degradación y separando los RSO de origen se pueden estabilizar rápidamente los residuos.

Un tratamiento mixto (aerobio-anaerobio) podría ser una estrategia adecuada para el tratamiento de los RSO.

CONCLUSIÓN

CAPÍTULO 7

La composición de los RSO es distinta a lo largo del año, lo que indica que los criterios para estabilizar la relación C/N también son diferentes.

El tamaño de partícula es un punto clave en la estabilización y degradación acelerada de los RSO separados de origen, debido a que a mayor área de contacto mayor es el consumo de sustrato.

La degradación promedio de la materia orgánica en el Tratamiento 4 (30°C y 45º C, estiércol vacuno 2%, composta (Lote 1) 3%, papel 4%, tala y poda 7%) fue de 16.2% en 8 días.

El proceso acelerado nos da un 16.2% de degradación en 8 días, es decir 4 veces más que lo reportado (40 por ciento de degradación en 12 semanas).

Las temperaturas máximas (55°C) se alcanzaron en el lote 2 y 3, lo cual propicia la eliminación de contaminantes.

Para el caso de la DA, el efecto del inoculó y de la cal (buffer) en el Tratamiento II ayuda a estabilizar el pH por arriba de 6.0 en los primeros 10 días.

La producción de metano se vio inhibida por las concentraciones tan elevadas que existen de ácido acético (6 g/L) y de ácido propiónico (1 g/L) a lo largo de todo el proceso en ambos tratamientos.

La concentración de amonio no es tóxica para el sistema siendo inhibitoria en un intervalo de 1.5–3.0 g/L, dando como resultado un efecto buffer al sistema, esto ocasiona que la concentración de AGV disminuya y el pH aumente en intervalos de 6.5 – 7.0.

La DQO disminuyó un 40 por ciento de la carga orgánica indicando que un proceso aerobio-anaerobio ayuda a una remoción eficaz.

La producción de biogás fue muy variable en ambos tratamientos, es posible que hubo fugas de biogás y no pudo ser cuantificado correctamente.

La metanógenesis se vio inhibida principalmente por una gran concentración de AGV lo cual indica que la concentración de AGV es un punto clave del proceso para poder obtener metano (biocombustible).

La DA en el tratamiento de los RSO es un proceso complicado que requiere un estudio más profundo y concientizado de los mecanismos bioquímicos y de ingeniería que son parte fundamental para obtener resultados favorables.

REFERENCIAS

CAPÍTULO 8

1. Norma Oficial Mexicana NOM-004-SEMARNAT-2002. Protección Ambiental.- Lodos y Biosólidos.- Especificaciones y Límites Máximos Permisibles de Contaminantes para su Aprovechamiento y Disposición Final.
2. Aguilar Rivero M. y Salas Vidal H. (1999) La Basura. Ed. Trillas. México.
3. Trejo Vázquez R.(1994) Procesamiento de la basura urbana . Ed. Trillas.
4. Wastewater Engineering Treatment, Disposal, Reuse, 2003. Metcalf and Eddy. McGraw-Hill International Editions. 6rd edition. U.S.A. Ingeniería en el Tratamiento de Aguas Residuales, Disposición y Reuso, 2003. Metcalf and Eddy. McGraw-Hill Ediciones Internacionales 6a. edición. E.U.A)
5. Microbiología, Thomas D. Bruck, Cuarta edición 1987, Prentice Hall Hispanoamericana, S.A., Pags: 450 – 457, 782 – 786
6. Microbial Physiology, Alber G. Moat and John W. Foster, Thir Edition, Wiley-Liss 1995, Pags: 403 - 405
7. Rodale book of composting: Easy methods for every gardene (1992). G. Gershuny & D. L. Martin Eds. Rodale Press.
8. 10.-www.sri.bbsrc.ac.uk/images/posters/composting.pdf
9. Tratamiento Biológico de Aguas negras. Michel A. Winkler (1996) Departamento de Ingeniería Química Universidad de Survey. Noriega Editores.
10. WU Man-chang, SUN Ke, ZHANG Yong, Influence of temperature fluctuation on thermophilic anaerobic digestion of municipal organic solid waste, Science B (2006), Volumen 7(3), pp: 180-185
11. N.J. Themelis, Anaerobic digestion of biodegradable organics in municipal solid wastes, Submitted in partial fulfillment of the requirements for Master of Science Degree in Earth Resources Engineering, Department of Earth &

12. Environmental Engineering (Henry Krumb School of Mines), Fu Foundation School of Engineering & Applied Science, Columbia University, May 2002
13. Sharon E. Borglin, Terry C. Hazen, and Curtis M. Oldenburg. Comparison of Aerobic and Anaerobic Biotreatment of Municipal Solid Waste, Journal of the Air &Waste Management Association, Volumen 54, Julio 2004, pp. 815-822.
14. Jeanger P. Juanga, Optimizing Dry Anaerobic of Organic Fraction of Municipal Solid Waste, A thesis submiteted in partial fulfillment of the requirements for the degree of Master of Engineering, Asian Institute of Technology School of Environment, Resourcesand Development Thailand May 2005.
15. Tratamiento Anaerobio de Residuos. Silvio Montalvo M. et.al. Universidad Técnica Federico Santa María.
16. Manual de compostaje municipal (Tratamiento de Residuos Sólidos Urbanos), Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales e Instituto Nacional de Ecología.
17. www.sri.bbsrc.ac.uk/images/posters/composting.pdf
18. Ingeniería Ambiental. J. Glynn Henry y Gary, et.al. Segunda Edición 1999, Pearson Educación, pag 567-617.
19. www.ine.gob.mx/ueajei/publicaciones/libros/128/cap4.html?id_pub=128
20. www.ine.gob.mx/ueajei/publicaciones/ libros/396/biofiltra.html?id_pub=396 - 74k
21. Ministerio de Salud y Bienestar Japón. Supervisión editorial

ANEXOS

A-1 Lixiviados

Los lixiviados se producen como una consecuencia de la hidrólisis de los RSO produciendo líquidos percolados. Diversos estudios indican que los lixiviados contienen una amplia composición y concentración de metales, sales, compuestos orgánicos, químicos, entre otros. En la Tabla A-1, se indican las concentraciones típicas de los componentes y sus límites representativos (Glynn, 1999).

Tabla A-1.Características de lixiviados de rellenos sanitarios (mg/L), excepto el pH.

Antigüedad del relleno		Nuevo (< 2 años)	Antiguo (> 10 años)
Componente	Intervalo	Valor típico	Valor típico
DQO	3,000 – 6,000	18000	100-500
DBO	2,000 – 30,000	10000	100-200
COT	1,500 – 20,000	6000	80-160
Sólidos totales en Suspensión	200 – 2,000	500	100-400
Nitrógeno total	20 –1500	400	100-200
Fósforo total	5 – 100	30	5-10
Alcalinidad ($CaCO_3$)	1,000 – 10,000	3000	200-1000
Sales solubles (Cl, SO_4)	200 – 4,000	800	100-500
Hierro	50 – 1,200	60	20-200
Plomo	1 – 10	2	0.01-0.5
Zinc	25 – 250	50	0.1-1.0
pH	5 - 8	6	6.6-7.5

La variabilidad en cuanto a la cantidad (20 – 25% / Kg RSO) y la calidad del lixiviado es determinante a medida que las estaciones cambian, lo que hace que el tratamiento de lixiviados sea más difícil que el tratamiento de aguas residuales municipales. Los análisis realizados a los lixiviados como la relación DBO/DQO, ácidos grasos volátiles (AGV), entre

otros proporcionan la información básica para seleccionar el tren de tratamiento más adecuado, donde su tratamiento debe ser local.

Procesos aerobios. El lixiviado de rellenos sanitarios de 2-5 años de antigüedad con una relación DBO/DQO > 0.7, se encuentra en la etapa de fermentación ácida con alto contenido de nitrógeno orgánico. Por otra parte los rellenos más estabilizados con una relación DBO/DQO de 0.1-0.3, se halla en la etapa metanogénica y contiene nitrógeno en forma de amoniaco. El tratamiento aerobio de ambos tipos de lixiviados como los sistemas de crecimiento en suspensión, como los lodos activados son comunes para eliminar la DBO. En tanto que los sistemas de película fija (crecimiento adherido), como los contactores biológicos rotatorios, se prefieren para la nitrificación.

Procesos anaerobios. Para el tratamiento de lixiviado con una relación DBO/DQO entre 0.7 (sin degradar) y 0.3 (parcialmente estabilizado) el tratamiento anaerobio ofrece ventajas respecto al aerobio. Éstas incluyen menos producción de lodos, menores necesidades de energía y costos más bajos, al mismo tiempo se genera gas metano. Las desventajas son la reducción de la eficiencia de los procesos anaerobios a temperaturas más bajas y la conversión de nitrógeno orgánico del lixiviado en nitrógeno amoniacal que aporta toxicidad, nutrimentos y una demanda de oxígeno a las aguas receptoras.

Para tratar lixiviados bien estabilizados (DBO/DQO <) no son aplicables los tratamientos aerobios ni anaerobios y se necesitan métodos fisicoquímicos (5).

Para fines del proyecto se obtienen 334 m^3/semana de lixiviados, el volumen de lixiviados es de 50m^3 por línea tomando en cuenta que son dos líneas y el TRH es de 2 días tenemos una capacidad nominal de 200m^3, la capacidad de diseño del tanque debe ser de 300m^3.

La planta de tratamiento ODAPAS del municipio de Nezahualcóyotl trata diariamente 56L/s de aguas residuales municipales, la cantidad de lodos que se tienen que tratar son 12.7 toneladas/día aproximadamente al 8% de humedad.

El tratamiento que pueden recibir los lixiviados se puede llevar a cabo combinándolo con aguas residuales municipales cuando se dispone de una alcantarilla y el lixiviado cumple la normatividad vigente de descargas. Otra forma es combinándolo con residuos industriales peligrosos cuando se dispone de un centro y tratamiento de éstos, como es la incineración, solidificación, entre otros, llevándolo a un confinamiento controlado.

A-2 Gráficas. Producción de CO_2.

Tratamiento 2. Temperatura de recirculación 45°C, papel 3%, estiércol 2%, composta 3%, tala y poda 11%. **LOTE 4.**

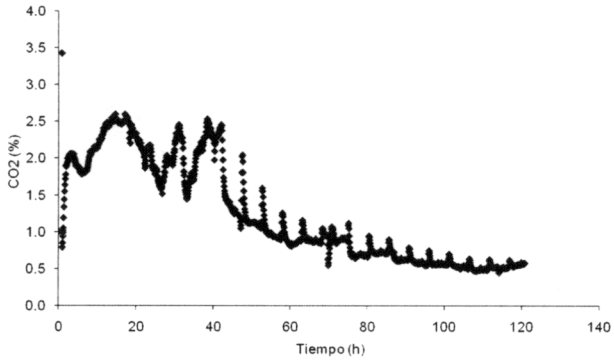


Figura A-2.1. Producción de CO_2 para el lote 4 del tratamiento 2.

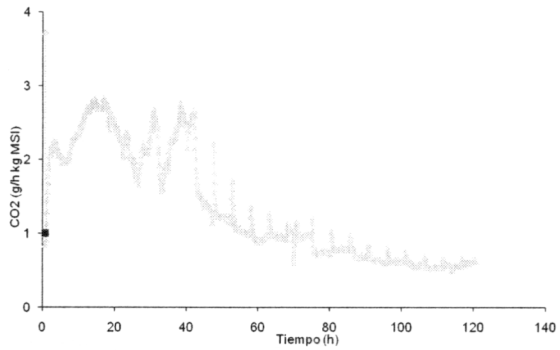


Figura A-2.2. Velocidad de producción de CO_2 para el lote 4 del tratamiento 2.

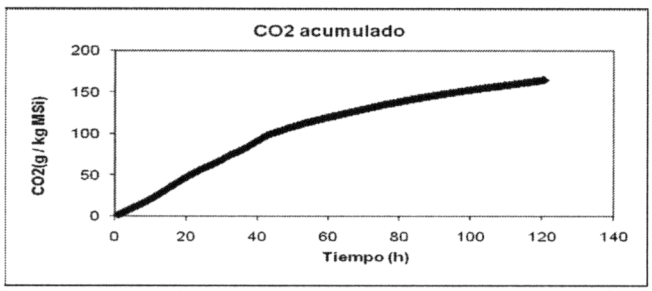


Figura A-2.3. CO_2 acumulado para el lote 4 del tratamiento 2.

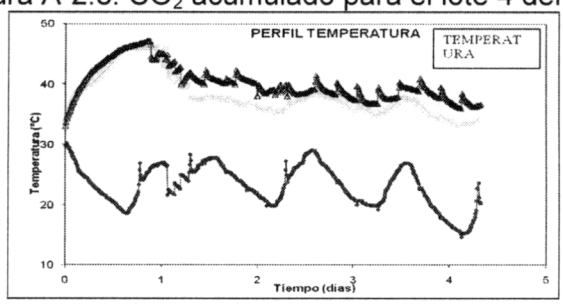


Figura A-2.4. Temperatura ambiente. **Termopozo 1.** Termopozo 2 para el lote 4 del tratamiento 2.

Tratamiento 3. Temperatura de recirculación 45°C, papel 4%, estiércol 2%, composta 3%, tala y poda 7%. **LOTE 2.**

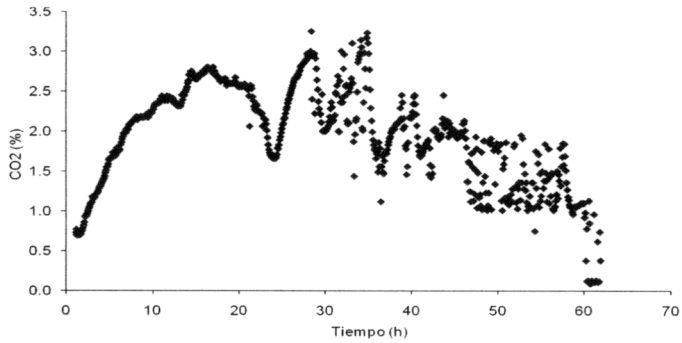


Figura A-2.5. Producción de CO_2 para el lote 2 del tratamiento 3.

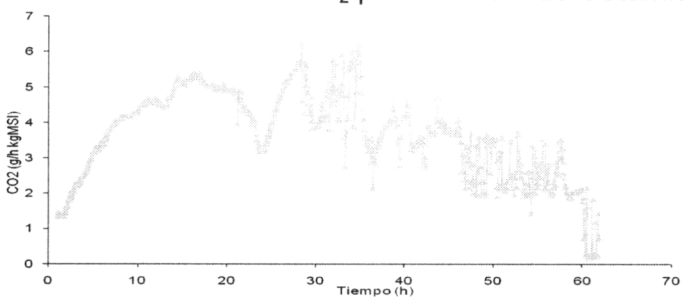


Figura. A-2.6 Velocidad de producción de CO_2 para el lote 2 del tratamiento 3.

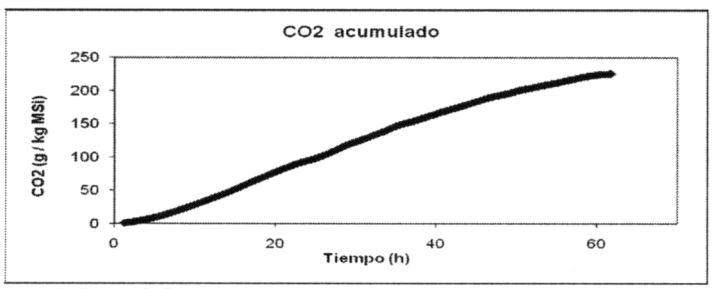


Figura A-2.7. CO_2 acumulado para el lote 2 del tratamiento 3.

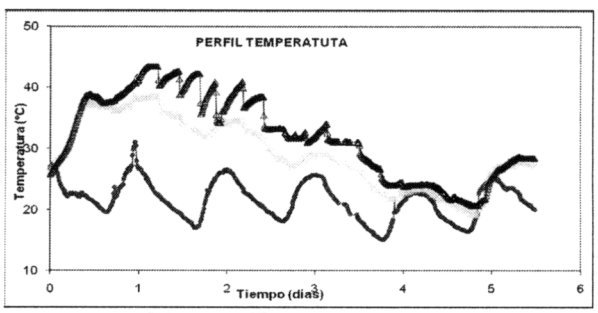


Figura A-2.8. Temperatura ambiente. **Termopozo 1.** Termopozo 2 para el lote 2 del tratamiento 3.

LOTE 5.

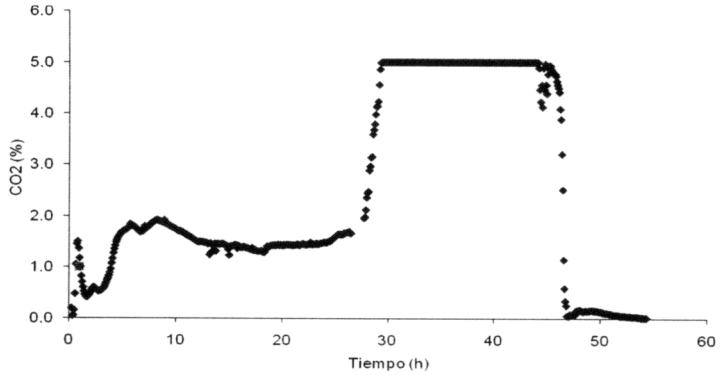


Figura A-2.9. Producción de CO_2 para el lote 5 del tratamiento 3.

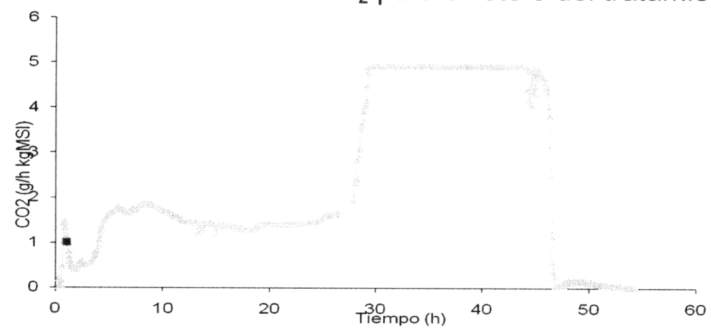


Figura A-2.10. Velocidad de producción de CO_2 para el lote 5 del tratamiento 3.

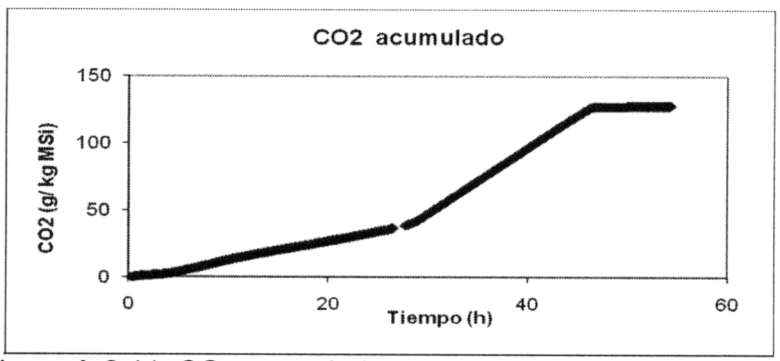


Figura A-2.11. CO_2 acumulado para el lote 5 del tratamiento 3.

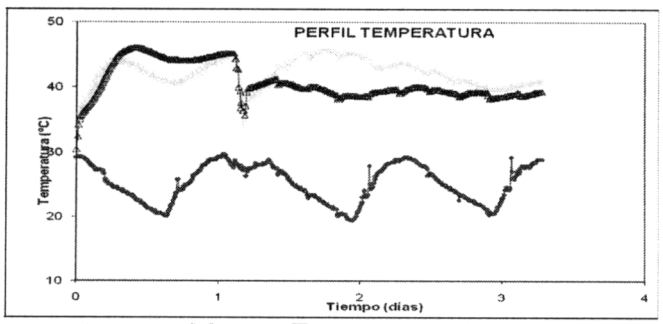


Figura A-2-12. **Temperatura ambiente. Termopozo 1.** Termopozo 2 para el lote 5 del tratamiento 3.

LOTE 6 SIN PERFIL DE TEMPERATURA.

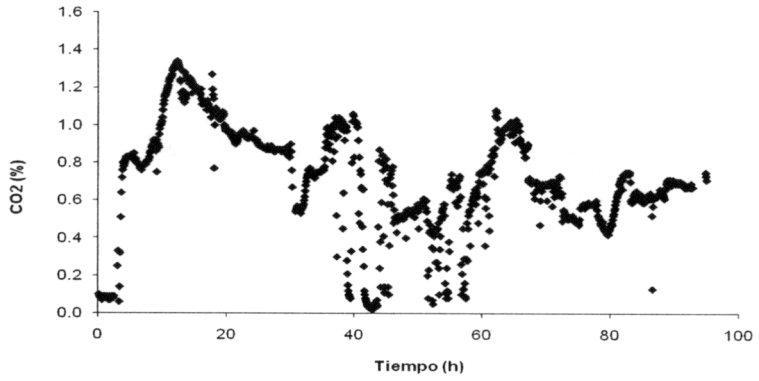


Figura A-2.13. Producción de CO_2 para el lote 6 del tratamiento 3.

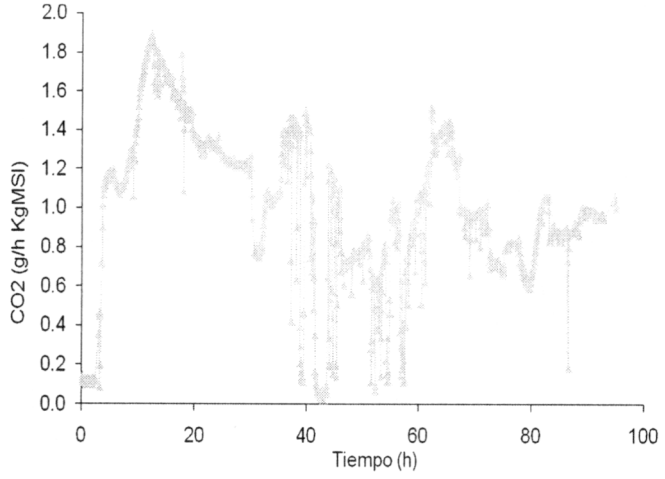


Figura A-2.14. Velocidad de producción de CO_2 para el lote 6 del tratamiento 3.

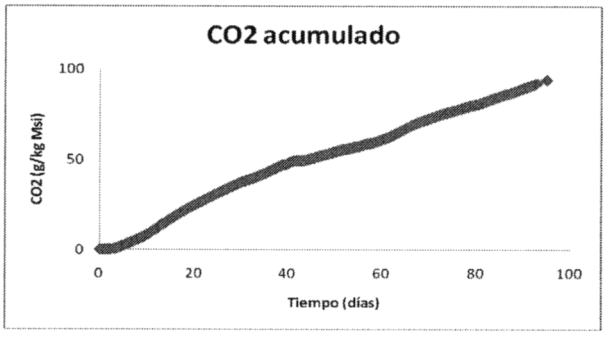


Figura A-2.15. CO_2 acumulado para el lote 6 del tratamiento 3.

LOTE 7.

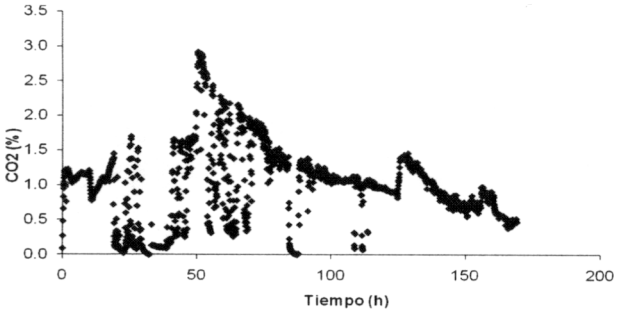


Figura A-2.16. Producción de CO_2 para el lote 7 del tratamiento 3.

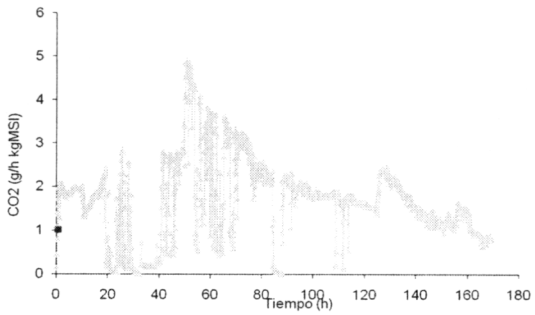


Figura A-2.17. Velocidad de producción de CO_2 para el lote 7 del tratamiento 3.

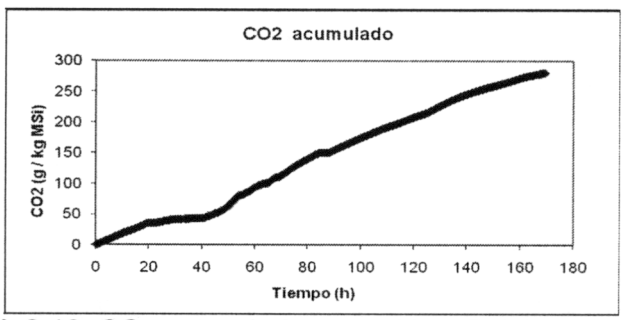


Figura A-2.18. CO_2 acumulado para el lote 7 del tratamiento 3.

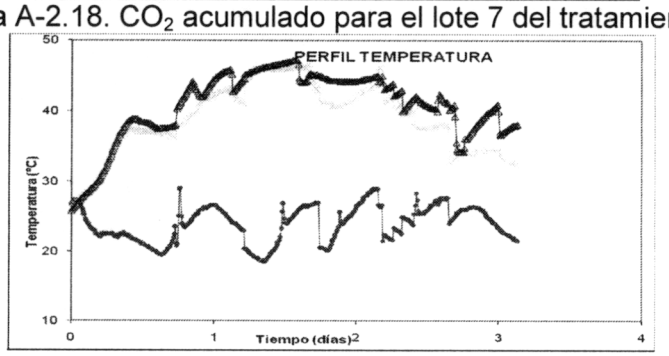


Figura A-2.19. Temperatura ambiente. **Termopozo 1.** Termopozo 2 para el lote 7 del tratamiento 3.

Tratamiento 4. Temperatura de recirculación 30°C (24h), después de las 24 h (45°C), papel 4%, estiércol 2%, composta 3%, tala y poda 7%.

LOTE 8 SIN PERFIL DE TEMPERATURA.

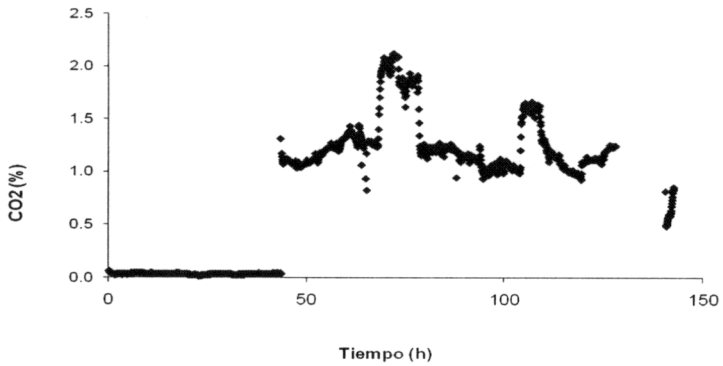


Figura A-2.20. Producción de CO_2 para el lote 8 del tratamiento 4.

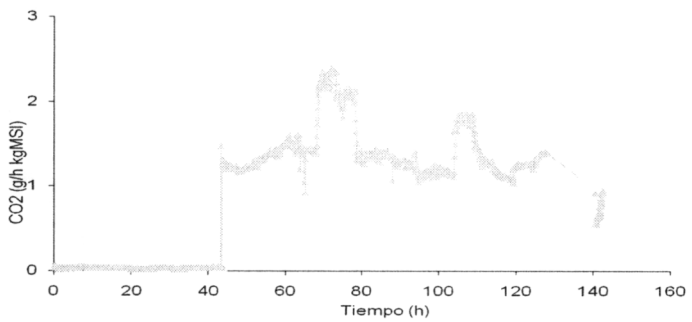


Figura A-2.21. Velocidad de producción de CO_2 para el lote 8 del tratamiento 4.

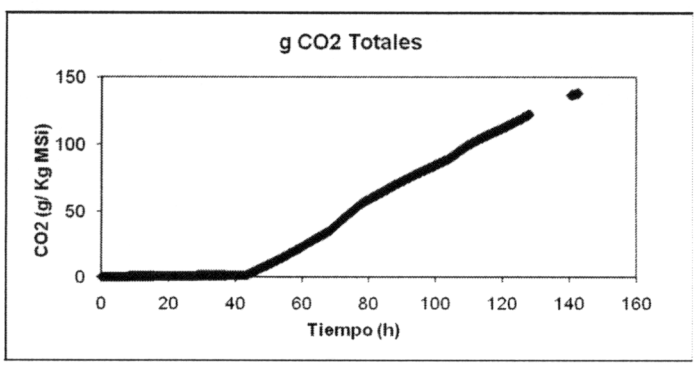


Figura A-2.22. CO_2 acumulado para el lote 8 del tratamiento 4.

LOTE 9.

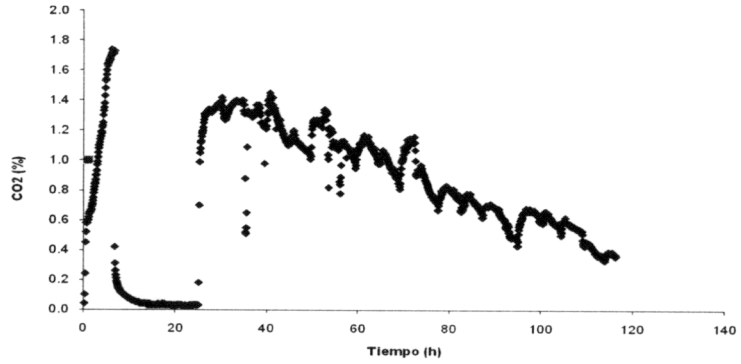


Figura A-2.23. Producción de CO_2 para el lote 9 del tratamiento 4.

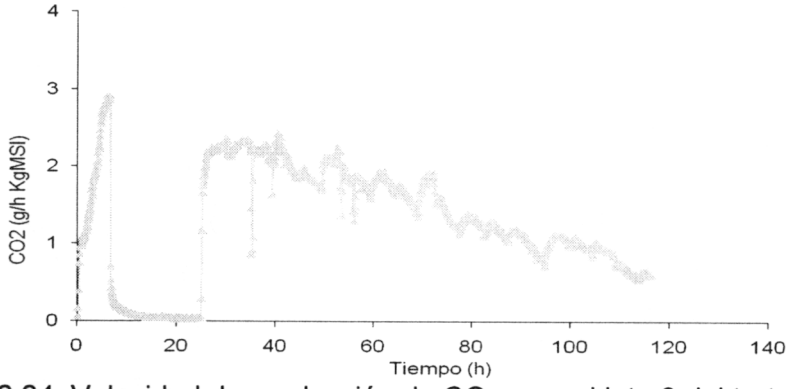


Figura A-2.24. Velocidad de producción de CO_2 para el lote 9 del tratamiento 4.

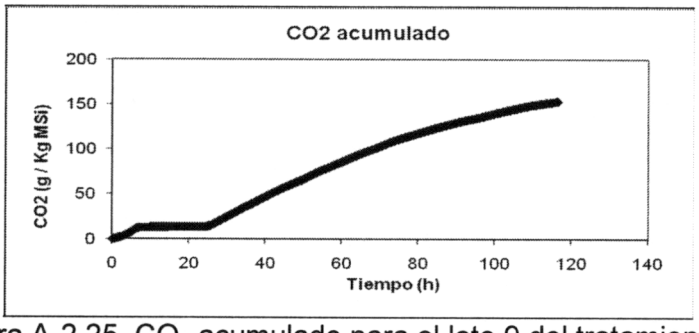


Figura A-2.25. CO_2 acumulado para el lote 9 del tratamiento 4.

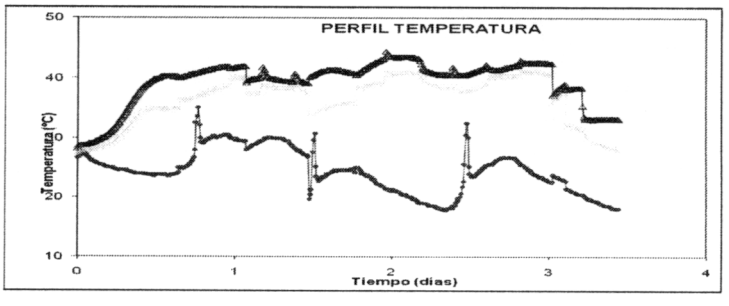


Figura A-2.26. Temperatura ambiente. **Termopozo 1.** Termopozo 2 para el lote 9 del tratamiento 4.

LOTE 10

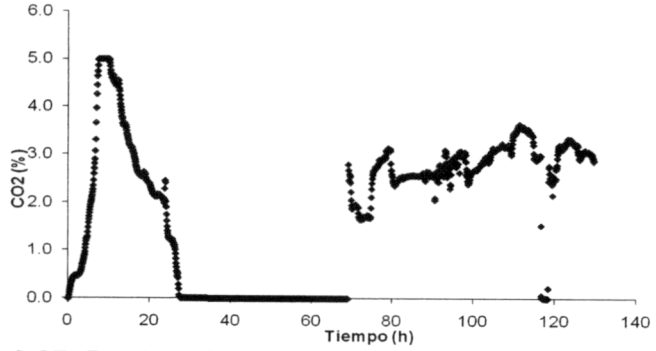


Figura A-2.27. Producción de CO_2 para el lote 10 del tratamiento 4.

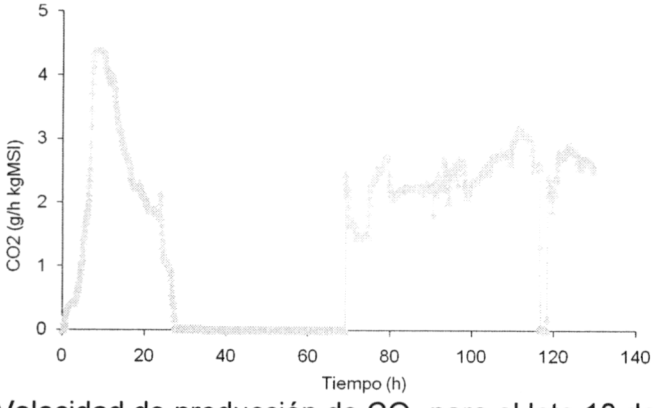


Figura A-2.28. Velocidad de producción de CO_2 para el lote 10 del tratamiento 4.

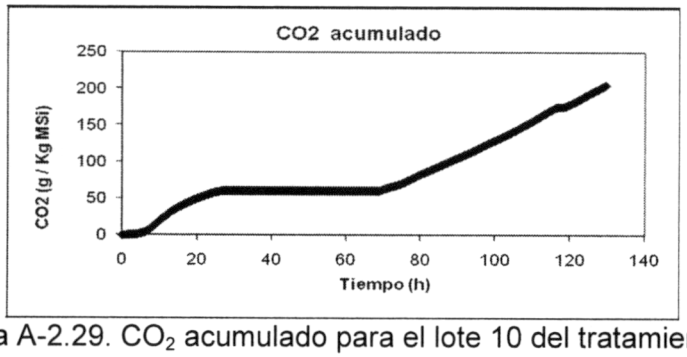


Figura A-2.29. CO_2 acumulado para el lote 10 del tratamiento 4.

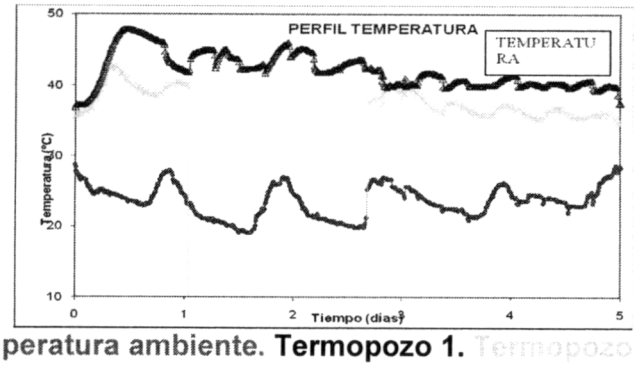


Figura A-2.30. **Temperatura ambiente. Termopozo 1.** Termopozo 2 para el lote 10 del tratamiento 4.

LOTE 11 SIN PERFIL DE TEMPERATURA.

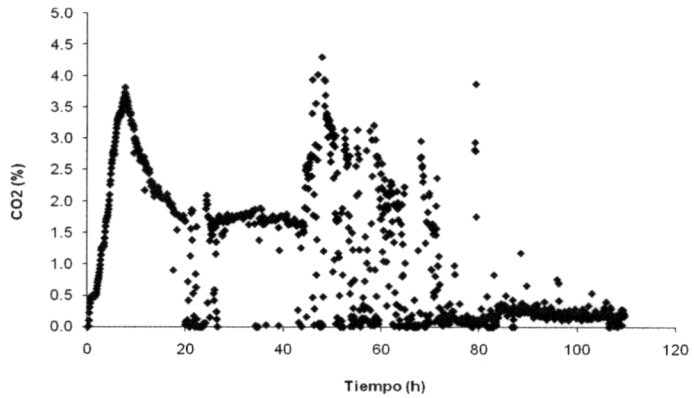


Figura A-2.31. Producción de CO_2 para el lote 11 del tratamiento 4.

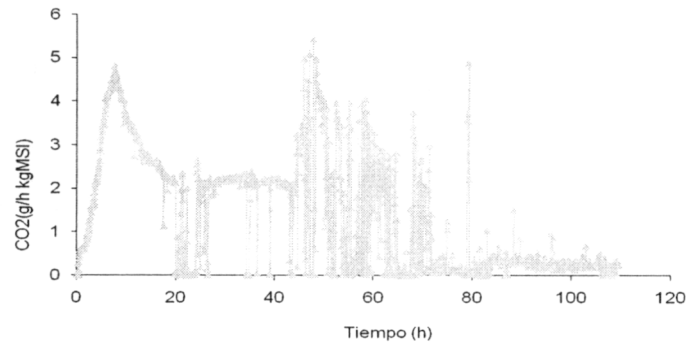


Figura A-2.32. Velocidad de producción de CO_2 para el lote 11 del tratamiento 4.

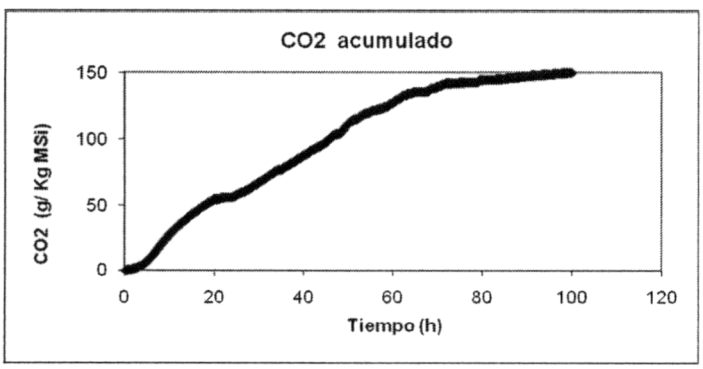


Figura A-2.33. CO_2 acumulado para el lote 11 del tratamiento 4.