



SEP

SES

TecNM

INSTITUTO TECNOLÓGICO DE TOLUCA

**“Modelación de la Degradación de Residuos Plásticos
en Rellenos Sanitarios”**

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:

DOCTORA EN CIENCIAS, EN

Ciencias Ambientales

P r e s e n t a:

XOCHITL QUECHOLAC PIÑA

No. CONTROL: 1628D0006

DIRECTORA DE TESIS:

DRA. MARÍA DEL CONSUELO HERNÁNDEZ BERRIE

CODIRECTORA DE TESIS:

DRA. ALETHIA VÁZQUEZ MORILLAS



SEP

SES

TecNM

INSTITUTO TECNOLÓGICO DE TOLUCA

**“Modelación de la Degradación de Residuos Plásticos
en Rellenos Sanitarios”**

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:

DOCTORA EN CIENCIAS, EN

Ciencias ambientales

P r e s e n t a:

XOCHITL QUECHOLAC PIÑA
No. CONTROL: 1628D0006

DIRECTORA DE TESIS:
DRA. MARÍA DEL CONSUELO HERNÁNDEZ BERRIEL

CODIRECTORA DE TESIS:
DRA. ALETHIA VÁZQUEZ MORILLAS

Jobo
[Signature]

Vo Bo
[Signature]

Alethia Vázquez M.

[Signature]
[Signature]

METEPEC, ESTADO DE MÉXICO, ENERO DE 2020

DICTAMEN DE IMPRESIÓN



Instituto Tecnológico de Toluca

"2020, Año de Leona Vicario, Benemérita Madre de la Patria"

Metepec, Edo. de México., 22/enero/2020
DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO
E INVESTIGACIÓN
DEPI-3200-098/2020

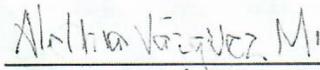
DR. JOSÉ LUIS GARCÍA RIVAS
JEFE DE LA DIVISIÓN DE ESTUDIOS
DE POSGRADO E INVESTIGACIÓN
P R E S E N T E

Por este medio comunicamos a usted que la comisión Revisora designada para analizar la tesis denominada "MODELACIÓN DE LA DEGRADACIÓN DE RESIDUOS PLÁSTICOS EN RELLENOS SANITARIOS", que como parte de los requisitos para obtener el grado académico de Doctora en Ciencias Ambientales presenta la C. Xochitl Quecholac Piña con número de control 1628D0006 para sustentar el acto de Recepción Profesional, ha dictaminado que dicho trabajo reúne las características de contenido y calidad para proceder a la impresión del mismo.

ATENTAMENTE



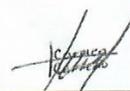
DRA. MARÍA DEL CONSUELO HERNÁNDEZ BERRIEL
DIRECTORA DE TESIS



DRA. ALETHIA VÁZQUEZ MORILLAS
CO-DIRECTORA DE TESIS



DR. ISAÍAS DE LA ROSA GÓMEZ
REVISOR DE TESIS



DRA. MARÍA DEL CARMEN CARREÑO LEÓN
REVISORA DE TESIS



DRA. MARÍA DEL CONSUELO MAÑÓN
SALAS
REVISORA DE TESIS



DRA. ROSA MARÍA ESPINOSA VALDEMAR
REVISORA DE TESIS



Av. Tecnológico S/N, Col. Agrícola Bellavista, C.P. 52149
Metepec, Estado de México. Tels. Dirección (01722) 208 7205, Subd. Académica 208 7207,
Subd. de Planeación 208 7206, Subd. Administrativa 208 7208, Conmut. 208 72 00
e-mail: info@toluca.tecnm.mx, www.toluca.tecnm.mx



Número de registro: RPIL-072
Fecha de inicio: 2017-04-10
Termino de la certificación: 2021-04-10

OFICIO DE AUTORIZACIÓN DE IMPRESIÓN



EDUCACIÓN
SECRETARÍA DE EDUCACIÓN PÚBLICA



Instituto Tecnológico de Toluca

"2020, Año de Leona Vicario, Benemérita Madre de la Patria"

Metepec, Edo. de México., 22/enero/2020
DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO
E INVESTIGACIÓN
DEPI-3200-097/2020

**C. XOCHITL QUECHOLAC PIÑA
CANDIDATA AL GRADO DE DOCTORA EN
CIENCIAS AMBIENTALES
P R E S E N T E**

De acuerdo con el Reglamento de Titulación del Sistema Nacional de Educación Superior Tecnológica dependiente de la Subsecretaría de Educación Superior de la Secretaría de Educación Pública y habiendo cumplido con todas las indicaciones que la Comisión Revisora realizó con respecto a su trabajo de Tesis titulado "MODELACIÓN DE LA DEGRADACIÓN DE RESIDUOS PLÁSTICOS EN RELLENOS SANITARIOS", la División de Estudios de Posgrado e Investigación concede autorización para que proceda a la impresión del mismo

Sin más por el momento, quedo de usted.

ATENTAMENTE

"Educación, integridad y ciencia"

**DR. JOSE LUIS GARCÍA RIVAS
JEFE DE LA DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO
E INVESTIGACIÓN**



JLGR/IMAB



Av. Tecnológico S/N, Col. Agrícola Bellavista, C.P. 52149
Metepec, Estado de México. Tels. Dirección (01722) 208 7205, Subd. Académica 208 7207,
Subd. de Planeación 208 7206, Subd. Administrativa 208 7208, Conmut. 208 72 00
e-mail: info@toluca.tecnm.mx, www.toluca.tecnm.mx



Número de registro: DEPI-072
Fecha de inicio: 2017-04-10
Término de la certificación: 2021-04-10



AGRADECIMIENTOS

A CONACyT por la beca del Doctorado en Ciencias Ambientales, en el Programa de Maestría y Doctorado en Ciencias Ambientales del Instituto Tecnológico de Toluca.

A la Dra. María del Consuelo Hernández Berriel por ser mi Directora de Tesis, por su apoyo en desarrollo de la tesis.

A la Dra. Alethia Vázquez Morillas por ser mi Co-Directora de tesis, por creer y confiar en mí y por todo el apoyo económico brindado para el desarrollo del trabajo experimental.

A la Dra. María del Consuelo Mañón Salas por el apoyo en desarrollo de la tesis

A la Dra. Amaya Lobo García de Cortázar por permitirme realizar una estancia en la Universidad de Cantabria y por su apoyo con el modelo

A la Dra. Ana López por el apoyo en los cálculos para modelo

Al Dr. Miguel Cuartas por el apoyo en la determinación de los parámetros no lineales del modelo

A la UAM-Azcapotzalco y al Laboratorio de Tecnologías Sustentables, por el préstamo de equipos y espacio para el desarrollo experimental de este trabajo.

A la Escuela Militar de Ingenieros de Naucalpan de Juárez, a través del Capitán Julio Hernández, el préstamo del equipo de espectrofotometría de infrarrojo

A COMECyT por el apoyo para asistir a congresos internacionales

A los profesores, ayudantes y alumnos del área de Tecnologías Sustentables por el apoyo en el montaje y desmontaje de los lisímetros y biorreactores: Alethia, Maribel Velasco, Juan Carlos Álvarez, Gabriela Portugués, Rosa María, Mauricio, Araceli, Alexis, Mariana, Arely, Rubí, Laura, Perla, Beatriz, Mariana Nava, Hazael, Daniel, Gabriel, Javier, Leopoldo, Abraham, Elodia.

Al Ing. Roberto Carlos Vázquez del Centro de Acopio de la UAM-A por todos los materiales y espacios brindados.

A Adán Pérez Alva de la Planta de Tratamiento por su valioso apoyo y recomendaciones en las técnicas analíticas.

Al Dr. Guillermo Carbajal Franco del Laboratorio de Microscopía Electrónica del ITTOL.

DEDICATORIA

A Dios...

A mi Esposo Juan Adolfo López por el apoyo emocional y monetario ☺

A mis amigos: Perlita, Dulce, Mauricio, Betty, Juan Carlos, Adán

A mis jefas del Laboratorio de Tecnologías Sustentables: Alethia, Rosa María, Maribel y Margarita

RESUMEN

La actualización de la reforma a la Ley de Residuos Sólidos de la Ciudad de México del 2009 y 2010, promovió el uso de materias primas provenientes de recursos naturales renovables y reciclables, como los plásticos compostables y oxodegradables. Sin embargo, para el año 2019 se modificó el artículo 25 fracción XI BIS de la Ley de Residuos Sólidos del Distrito Federal, en donde se prohíbe el uso de bolsas de un solo uso a menos que sean compostables. Lo anterior ha generado la aparición de distintos plásticos degradables en el mercado nacional. Dado que, debido a y es importante evaluar la degradación de los plásticos en condiciones de relleno sanitario, ya que se desconoce el comportamiento de estos materiales en los mismos. Por ello, este trabajo evaluó la degradación del polietileno de alta densidad, polietileno de alta densidad con aditivo oxodegradable y el plástico compostable ECOVIO®; a través del montaje y operación de tres lisímetros y 90 biorreactores con distintas condiciones de operación, que simulan celdas de un relleno sanitario.

En la primera etapa, se realizó la recolección de todos los materiales para la obtención de una mezcla sintética, para garantizar la reproducibilidad de las pruebas, la cual representa la composición típica de los RSU de la Zona Metropolitana del Valle de México. La segunda etapa consistió en el montaje y operación de tres lisímetros (Escala piloto), con una recirculación semanal del 30%V/V, y la tercer etapa consistió en el montaje y operación de 90 biorreactores (Escala laboratorio), a los cuales, 36 biorreactores se les realizó aireación y a 54 biorreactores se les realizó recirculación de lixiviados a distintas tasas. Durante la operación de los lisímetros y biorreactores se midió composición, generación de biogás y parámetros fisicoquímicos en los lixiviados. La evaluación de la degradación de los plásticos fue por disminución del porcentaje de elongación a la ruptura, disminución del peso molecular, grupos funcionales en su estructura (FTIR) e inspección visual. En el caso

de los plásticos utilizados en los lisímetros se realizó microscopía electrónica de barrido (SEM).

Después de 854 días de operación de los lisímetros, los valores finales de los parámetros fisicoquímicos en los lixiviados llegaron a valores similares en los tres lisímetros al igual que la composición de biogás; la generación acumulada de CH₄ fue mayor para el polietileno de alta densidad con aditivo oxodegradable; el plástico ECOVIO[®] se fragmentó y mostró cambios de color de blanco a amarillo; mientras que el polietileno de alta densidad y con aditivo oxodegradable sólo mostraron ligeros cambios de color y no hubo fragmentación aparente. El porcentaje de disminución del peso molecular fue 58.34 % para el ECOVIO[®]. En las imágenes SEM se observó la formación de orificios en los tres plásticos y presencia de pequeñas incrustaciones.

Los biorreactores presentaron dinámicas similares de los parámetros fisicoquímicos de los lisímetros, la degradación de los plásticos en los biorreactores con respecto a la disminución del peso molecular; fue mayor para el plástico ECOVIO[®] con una aireación del 50%V/V con 57.45 %, y con recirculación del 30% V/V fue de 53.03%. biorreactores con plástico PEAD-OXO con aireación del 50% V/V fue de 6.6 %.

Lo anterior indica que, aunque existen procesos de degradación, la velocidad de los mismos no es suficiente para garantizar la reincorporación de estos plásticos al ambiente y que los plásticos degradables están diseñados para que se degraden mejor en condiciones de aireación.

ABSTRACT

The update of the reform of the Solid Waste Law of Mexico City in 2009 and 2010, promoted the use of raw materials from renewable and recyclable natural resources, such as compostable and oxodegradable plastics. However, for the year 2019, Article 25 section XI BIS of the Solid Waste Law of the Federal District was modified where the use of single-use bags is prohibited unless compostable. This situation has led to the emergence of different degradable plastics in the national market. It is relevant to evaluate the degradation of plastics under sanitary landfill conditions since the behavior of these materials in them is unknown. Therefore, this work evaluated the degradation of high-density polyethylene, high-density polyethylene with oxodegradable additive and ECOVIO® compostable plastic through the assembly and operation of three lysimeters and 90 bioreactors with different operating conditions, which simulate cells of a landfill.

In the first stage, all the materials were collected to obtain a synthetic mixture, to process the reproducibility of the tests, which represents the typical composition of the MSW of the Metropolitan Area of the Valley of Mexico. The second stage consists of the assembly and operation of three lysimeters (Pilot-scale), with a weekly recirculation of 30% V / V, and the third stage consists of the assembly and operation of 90 bioreactors (Laboratory-scale), to which, 36 bioreactors were aerated and 54 bioreactors had leachate recirculated at different rates. During the operation of the lysimeters and bioreactors, composition, biogas generation and physicochemical parameters in leachate were measured. The evaluation of the degradation of plastics was assessed by the percentage of elongation at break, decrease in molecular weight, functional groups in its structure (FTIR) and visual inspection. In the case of the plastics used in the lysimeters, scanning electron microscopy (SEM) was performed.

After 854 days of operation of the lysimeters, the final values of the physicochemical parameters in the leachates reached similar values in the three lysimeters as well as the biogas composition. The cumulative generation of CH₄ was higher for high-density polyethylene with oxodegradable additive. The ECOVIO[®] plastic fragmented and showed color changes from white to yellow, while high-density polyethylene with oxodegradable additive only had slight color changes and there was no apparent fragmentation. The percentage decrease in molecular weight was 58.34% for ECOVIO[®]. The SEM images showed the formation of holes in the three plastics.

The bioreactors showed similar physicochemical parameters than the lysimeters. The molecular weight of ECOVIO[®] was higher for plastic with a 50% V/V aeration decreased 57.45%, and with 30% recirculation, 53.03%. The molecular weight of PEAD-OXO plastics with aeration of 50% V/V decreased by 6.6%.

The results indicate that, although degradation processes exist, their speed is not sufficient to guarantee the biological recycling of these plastics.

CONTENIDO

DICTAMEN DE IMPRESIÓN	II
OFICIO DE AUTORIZACIÓN DE IMPRESIÓN	III
AGRADECIMIENTOS	IV
RESUMEN	VI
ABSTRACT	VIII
CONTENIDO.....	X
RELACIÓN DE TABLAS	XIII
RELACIÓN DE FIGURAS	XIV
INTRODUCCIÓN	1
1. FUNDAMENTOS.....	4
1.1. PLÁSTICOS DEGRADABLES	4
1.2. BIODEGRADACIÓN.....	7
1.2.1. <i>Proceso de biodegradación anaerobia.....</i>	<i>11</i>
1.2.2. <i>Proceso de biodegradación de residuos sólidos urbanos.....</i>	<i>12</i>
1.3. BIODEGRADACIÓN DE PLÁSTICOS	12
1.4. MÉTODOS ESTANDARIZADOS PARA BIODEGRADACIÓN	14
1.5. MODELOS DE LA DEGRADACIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS	16
1.5.1. <i>Modelos para la generación de biogás.....</i>	<i>16</i>
1.5.2. <i>Otros modelos para simulación de rellenos sanitarios.....</i>	<i>17</i>
1.6. MODELOS DE LA DEGRADACIÓN DE LOS PLÁSTICOS.....	18
1.6.1. <i>Cinética de biodegradación de plásticos.....</i>	<i>20</i>
1.6.2. <i>Producción de biogás.....</i>	<i>21</i>
1.6.3. <i>Volumen teórico de biogás.....</i>	<i>23</i>
1.7. DEGRADACIÓN DE PLÁSTICOS EN RELLENOS SANITARIOS.....	24
2. METODO	29
2.1. ETAPA 2. SIMULACIÓN EN LISÍMETROS	33
2.1.1. <i>Montaje de lisímetros.....</i>	<i>33</i>
2.1.2. <i>Recirculación de lixiviados.....</i>	<i>41</i>
2.1.3. <i>Caracterización de los lixiviados.....</i>	<i>43</i>

2.1.4.	Monitoreo y caracterización de biogás.....	45
2.1.5.	Desmontaje y análisis de resultados	46
2.2.	ETAPA 3. SIMULACIÓN EN BIORREACTORES	48
2.2.1.	Diseño experimental.....	49
2.2.2.	Montaje de biorreactores.....	50
2.2.3.	Recirculación y caracterización de lixiviados.....	53
2.2.4.	Aireación	55
2.2.5.	Monitoreo y caracterización de biogás.....	56
2.2.6.	Desmontaje y análisis de resultados	57
2.2.7.	Caracterización de los materiales.....	57
3.	RESULTADOS	60
3.1.	ETAPA1. MEZCLA SINTÉTICA DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS.....	60
3.2.	ETAPA 2. SIMULACIÓN EN LISÍMETROS	60
3.2.1.	Montaje de lisímetros.....	60
3.2.2.	Recirculación de lixiviados.....	61
3.2.3.	Potencial de hidrógeno en lixiviados	63
3.2.4.	Demanda Química de Oxígeno en lixiviados.....	64
3.2.5.	Demanda Bioquímica de Oxígeno en lixiviados	65
3.2.6.	Sólidos totales en lixiviados	66
3.2.7.	Sulfatos en lixiviados.....	67
3.2.8.	Potencial REDOX en lixiviados.....	68
3.2.9.	Alcalinidad en lixiviados.....	69
3.2.10.	Bacterias en lixiviados.....	70
3.2.11.	Metales en lixiviados.....	72
3.2.12.	Monitoreo y caracterización de biogás.....	74
3.2.13.	Desmontaje y análisis de resultados.....	76
3.3.	ETAPA 3. SIMULACIÓN EN BIORREACTORES	79
3.3.1.	Montaje de biorreactores.....	79
3.3.2.	Recirculación y caracterización de lixiviados.....	79
3.3.3.	Potencial de hidrógeno en lixiviados	81
3.3.4.	Demanda Química de Oxígeno en lixiviados.....	82
3.3.5.	Demanda Bioquímica de Oxígeno en cinco días en lixiviados.....	84
3.3.6.	Sólidos totales en lixiviados	86
3.3.7.	Potencial REDOX en lixiviados.....	88
3.3.8.	Alcalinidad en lixiviados.....	89

3.3.9. Bacterias en lixiviados.....	91
3.3.10. Metales en lixiviados.....	94
3.3.11. Monitoreo y caracterización de biogás.....	96
3.3.12. Generación de biogás en biorreactores con recirculación.....	100
3.3.13. Composición de biogás en biorreactores con recirculación.....	101
3.3.14. Desmontaje y análisis de resultados en biorreactores con recirculación	102
3.4. CARACTERIZACIÓN DE MATERIALES.....	106
3.4.1. Elongación a la ruptura de lisímetros.....	106
3.4.2. Peso molecular de plásticos en lisímetros.....	110
3.4.3. Análisis de espectrofotometría infrarroja de plásticos en lisímetros.....	110
3.4.4. Elongación a la ruptura de plásticos en biorreactores.....	114
3.4.5. Peso molecular de plásticos en biorreactores.....	117
3.4.6. Análisis de espectrofotometría infrarroja de plásticos en lisímetros.....	119
CONCLUSIONES	123
REFERENCIAS	124
ANEXO A	139
ANEXO B	140
ANEXO C	158
ANEXO D	159
ANEXO F.....	161

RELACIÓN DE TABLAS

TABLA 1.1 ESTRUCTURA DE LA CADENA PRINCIPAL DE LOS POLÍMEROS Y ENZIMAS RESPONSABLES DE LA DEGRADACIÓN PRIMARIA (MASTUMURA, 2005)	9
TABLA 1.2 ESTRUCTURA DE LA CADENA PRINCIPAL DE LOS POLÍMEROS Y ENZIMAS RESPONSABLES DE LA DEGRADACIÓN PRIMARIA (MASTUMURA, 2005) CONTINUACIÓN.....	10
TABLA 1.3 NORMAS PARA EVALUAR LA DEGRADACIÓN DE PLÁSTICOS EN SISTEMAS DE SIMULACIÓN DE RELLENO SANITARIO	15
TABLA 1.4 NORMAS PARA EVALUAR LA DEGRADACIÓN DE PLÁSTICOS EN SISTEMAS DE DIGESTIÓN ANAEROBIA	16
TABLA 1.5 MODELOS DESARROLLADOS POR LA EPA QUE ESTIMAN LA GENERACIÓN DE BIOGÁS EN RELLENOS SANITARIOS ..	19
TABLA 1.6 ESTUDIOS DE DEGRADACIÓN DE PLÁSTICOS EN RESA.....	27
TABLA 1.7 ESTUDIOS DE DEGRADACIÓN DE PLÁSTICOS EN RESA CONTINUACIÓN	28
TABLA 2.1 COMPONENTES DE MEZCLA SINTÉTICA DE RSU	32
TABLA 2.2. PARÁMETROS DE LA CARACTERIZACIÓN DE LOS LIXIVIADOS	44
TABLA 2.3. PARÁMETROS DE LA CARACTERIZACIÓN DE LOS LIXIVIADOS. CONTINUACIÓN	45
TABLA 2.4 DISEÑO DE EXPERIMENTO PARA REACTORES A 30°C.....	49
TABLA 2.5. DETERMINACIONES PARA LA CARACTERIZACIÓN DE LIXIVIADOS	55
TABLA 2.6 ANÁLISIS FISIQUÍMICOS PARA LA CARACTERIZACIÓN DE LOS RSU.....	58
TABLA 2.7 TÉCNICAS PARA LA CARACTERIZACIÓN DE PLÁSTICOS,	59
TABLA 3.1. RESUMEN DE CONCENTRACIONES DE METALES EN LIXIVIADOS.....	73
TABLA 3.2. RESUMEN DE CONCENTRACIONES DE METALES EN LIXIVIADOS CONTINUACIÓN	74
TABLA 3.3. ESTIMACIÓN DE LOS PARÁMETROS POR REGRESIÓN NO LINEAL.....	77
TABLA 3.4. ESTIMACIÓN DE LOS PARÁMETROS POR REGRESIÓN NO LINEAL.....	104
TABLA 3.5. ESTIMACIÓN DE LOS PARÁMETROS POR REGRESIÓN NO LINEAL.....	105
TABLA 3.6. TIEMPO EQUIVALENTE A CONDICIONES REALES, USANDO EL MODELO IPCC	105
TABLA 3.7 TIEMPO EQUIVALENTE A CONDICIONES REALES, USANDO EL MODELO IPCC (CONTINUACIÓN).....	106
TABLA 3.8. PORCENTAJE DE DISMINUCIÓN DEL PESO MOLECULAR	110
TABLA 3.9 ASIGNACIONES DE LAS BANDAS IR DE GRUPOS FUNCIONALES.....	110
TABLA 3.10. ASIGNACIONES DE LAS BANDAS IR DE GRUPOS FUNCIONALES (CONTINUACIÓN).....	111
TABLA 3.11 PESO MOLECULAR (Mn) DE MUESTRAS DE PLÁSTICO DE LOS BIORREACTORES.....	118

RELACIÓN DE FIGURAS

FIGURA 1.1. DEGRADACIÓN DE LOS PLÁSTICOS EN EL AMBIENTE, ADAPTADO DE SWIFT, 2009.....	7
FIGURA 1.2 PROCESO DE DIGESTIÓN ANAEROBIA ADAPTADO DE ABDUL-SATTAR (2012).....	11
FIGURA 2.1 DIAGRAMA DE METODOLOGÍA	29
FIGURA 2.2. MATERIALES PLÁSTICOS DE ESTUDIO.....	30
FIGURA 2.3 MATERIAL ORGÁNICO	31
FIGURA 2.4 COMPONENTES INORGÁNICOS DE LA MEZCLA SINTÉTICA.....	31
FIGURA 2.5 MATERIALES INORGÁNICOS Y ORGÁNICOS.....	33
FIGURA 2.6. HOMOGENIZACIÓN DE LA MEZCLA SINTÉTICA.....	34
FIGURA 2.7 DIVISIÓN DE LA MEZCLA EN TRES PARTES IGUALES	34
FIGURA 2.8 MEZCLA DE LOS RESIDUOS CON EL PEAD-OXO	35
FIGURA 2.9 MEZCLA DE LOS RESIDUOS CON LA ADICIÓN DEL AGUA	35
FIGURA 2.10 MATERIAL DE SOPORTE LIMPIO.....	36
FIGURA 2.11 SOPORTE DE TEZONTLE PARA LOS RSU	36
FIGURA 2.12 LLENADO DEL PRIMER LISÍMETRO	37
FIGURA 2.13 COLOCACIÓN DE SENSOR DE HUMEDAD, TEMPERATURA Y CONDUCTIVIDAD.....	38
FIGURA 2.14 COLOCACIÓN DE LA COBERTURA	38
FIGURA 2.15 MATERIAL PARA LA DISTRIBUCIÓN DE LOS LIXIVIADOS	39
FIGURA 2.16 LISÍMETROS LLENOS CON RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS.....	39
FIGURA 2.17 MONTAJE DE LOS TRES LISÍMETROS.....	40
FIGURA 2.18 LECTURA DEL ASENTAMIENTO DE LOS RESIDUOS.....	41
FIGURA 2.19 CONEXIÓN DE MANGUERAS A LOS PUERTOS A Y B.....	42
FIGURA 2.20 RECIRCULACIÓN DE LIXIVIADOS DEL LISÍMETRO DE PEAD	42
FIGURA 2.21 TOMA DE MUESTRA DE LIXIVIADOS.....	43
FIGURA 2.22 SISTEMA DE ALMACENAMIENTO (A) Y DIAGRAMA PARA MEDICIÓN DE BIOGÁS (B)	46
FIGURA 2.23 PARTES DEL BIORREACTOR	49
FIGURA 2.24. MEZCLA HOMOGÉNEA DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS.....	51
FIGURA 2.25 MEZCLA DE RESIDUOS CON PLÁSTICO PEAD-OXO	51
FIGURA 2.26 LLENADO DE BIORREACTOR	52
FIGURA 2.27 BIORREACTORES CON TUBOS DE PVC CON PERFORACIONES.....	52
FIGURA 2.28 BIORREACTORES CON FLOTADORES.....	53
FIGURA 2.29 BIORREACTOR DESPUÉS DE LA RECIRCULACIÓN	54
FIGURA 2.30 EXTRACCIÓN DE LIXIVIADOS	55
FIGURA 2.31 BIORREACTOR CON VÁLVULA PARA AIREACIÓN	56

FIGURA 2.32 MEDICIÓN DEL PORCENTAJE DE ELONGACIÓN A LA RUPTURA DEL ECOVIO®.....	58
FIGURA 2.33. ESPECTROFOTÓMETRO DE INFRARROJO.....	59
FIGURA 3.1 VOLUMEN DE LIXIVIADOS PEAD-CONV.....	62
FIGURA 3.2 VOLUMEN DE LIXIVIADOS ECOVIO®.....	62
FIGURA 3.3 VOLUMEN DE LIXIVIADOS PEAD-OXO.....	63
FIGURA 3.4 pH EN LIXIVIADOS DRENADOS DE LISÍMETROS.....	64
FIGURA 3.5 DQO EN LIXIVIADOS DRENADOS DE LISÍMETROS.....	65
FIGURA 3.6 DBO ₅ EN LIXIVIADOS.....	66
FIGURA 3.7. CONCENTRACIÓN DE SÓLIDOS TOTALES EN LOS LIXIVIADOS.....	67
FIGURA 3.8 SULFATOS EN LIXIVIADOS.....	68
FIGURA 3.9 POTENCIAL REDOX EN LIXIVIADOS.....	69
FIGURA 3.10 ALCALINIDAD EN LIXIVIADOS.....	70
FIGURA 3.11 BACTERIAS EN LOS LIXIVIADOS DE LOS LISÍMETROS.....	71
FIGURA 3.12 HONGOS Y LEVADURAS EN LOS LIXIVIADOS DE LOS LISÍMETROS.....	71
FIGURA 3.13 VOLUMEN DE BIOGÁS ACUMULATIVO.....	75
FIGURA 3.14 PORCENTAJE DE BIOGÁS EN LISÍMETROS.....	76
FIGURA 3.15. ACUMULADO DE CH ₄ EN LISÍMETROS.....	78
FIGURA 3.16. CH ₄ ACUMULADO DE LA MEZCLA SINTÉTICA DE LOS LISÍMETROS MODELADO EN IPCC.....	78
FIGURA 3.17. VOLUMEN PROMEDIO DE LIXIVIADOS EXTRAÍDOS EN BIORREACTORES: A) PEAD-CONV, B) ECOVIO®, C) PEAD-OXO.....	80
FIGURA 3.18. PH EN LOS BIORREACTORES CON RECIRCULACIÓN: A) PEAD-CONV, B) ECOVIO®, C) PEAD-OXO.....	81
FIGURA 3.19. PH EN LOS BIORREACTORES CON RECIRCULACIÓN: A) PEAD-CONV, B) ECOVIO®, C) PEAD-OXO (CONTINUACIÓN).....	82
FIGURA 3.20 DQO EN LIXIVIADOS DE LOS BIORREACTORES: A) PEAD-CONV, B) ECOVIO®, C) PEAD-OXO (CONTINUACIÓN).....	83
FIGURA 3.21. DQO EN LIXIVIADOS DE LOS BIORREACTORES: A) PEAD-CONV, B) ECOVIO®, C) PEAD-OXO (CONTINUACIÓN).....	84
FIGURA 3.22 DBO ₅ EN LIXIVIADOS DE LOS BIORREACTORES: A) PEAD-CONV, B) ECOVIO®, C) PEAD-OXO.....	85
FIGURA 3.23 SÓLIDOS TOTALES EN LIXIVIADOS DE LOS BIORREACTORES: A) PEAD-CONV, B) ECOVIO®, C) PEAD-OXO.....	87
FIGURA 3.24. POTENCIAL REDOX EN LIXIVIADOS DE LOS BIORREACTORES: A) PEAD-CONV, B) ECOVIO®, C) PEAD-OXO	88
FIGURA 3.25. POTENCIAL REDOX EN LIXIVIADOS DE LOS BIORREACTORES: A) PEAD-CONV, B) ECOVIO®, C) PEAD-OXO (CONTINUACIÓN).....	89
FIGURA 3.26. ALCALINIDAD EN LIXIVIADOS DE LOS BIORREACTORES: A) PEAD-CONV, B) ECOVIO®, C) PEAD-OXO.....	90

FIGURA 3.27. ALCALINIDAD EN LIXIVIADOS DE LOS BIORREACTORES: A) PEAD-CONV, B) ECOVIO®, C) PEAD-OXO (CONTINUACIÓN)	91
FIGURA 3.28 HONGOS Y LEVADURAS EN LIXIVIADOS DE BIORREACTORES	92
FIGURA 3.29 HONGOS Y LEVADURAS EN LIXIVIADOS DE BIORREACTORES	93
FIGURA 3.30. FE EN LOS LIXIVIADOS DE LOS BIORREACTORES	94
FIGURA 3.31. FE EN LOS LIXIVIADOS DE LOS BIORREACTORES (CONTINUACIÓN)	95
FIGURA 3.32. MN EN LIXIVIADOS DE BIORREACTORES	96
FIGURA 3.33 BIOGÁS ACUMULATIVO DE BIORREACTORES CON AIREACIÓN	97
FIGURA 3.34 BIOGÁS ACUMULATIVO DE BIORREACTORES CON AIREACIÓN (CONTINUACIÓN)	98
FIGURA 3.35 PORCENTAJE DE CO ₂ EN BIORREACTORES CON AIREACIÓN	99
FIGURA 3.36 GENERACIÓN ACUMULATIVA DE BIOGÁS PARA LOS BIORREACTORES CON RECIRCULACIÓN	100
FIGURA 3.37 GENERACIÓN ACUMULATIVA DE BIOGÁS PARA LOS BIORREACTORES CON RECIRCULACIÓN (CONTINUACIÓN)	101
FIGURA 3.38. PORCENTAJE DE CH ₄ BIORREACTORES CON RECIRCULACIÓN	102
FIGURA 3.39. ACUMULADO DE CH ₄ PARA BIORREACTORES DE 1L CON DISTINTAS TASAS DE RECIRCULACIÓN.	103
FIGURA 3.40. ACUMULADO DE CH ₄ PARA BIORREACTORES DE 1L CON DISTINTAS TASAS DE RECIRCULACIÓN.	104
FIGURA 3.41 PORCENTAJE DE ELONGACIÓN EN LISÍMETROS DE LOS TRES TIPOS DE PLÁSTICO	107
FIGURA 3.42 EVALUACIÓN VISUAL AL FINAL DE LA EXPERIMENTACIÓN DE LOS LISÍMETROS	108
FIGURA 3.43 IMAGEN SEM DEL PLÁSTICO PEAD-CONV	108
FIGURA 3.44 IMAGEN SEM DEL PLÁSTICO ECOVIO®	109
FIGURA 3.45. IMAGEN SEM DEL PLÁSTICO PEAD-OXO	109
FIGURA 3.46 ESPECTROS DE INFRARROJO CORRESPONDIENTES AL PEAD-CONV	112
FIGURA 3.47 ESPECTROS DE INFRARROJO CORRESPONDIENTES AL ECOVIO®	113
FIGURA 3.48 ESPECTROS DE INFRARROJO CORRESPONDIENTES AL PEAD-OXO	114
FIGURA 3.49 PORCENTAJE DE ELONGACIÓN DEL PEAD-CONV	115
FIGURA 3.50 PORCENTAJE DE ELONGACIÓN DEL PEAD-OXO	116
FIGURA 3.51. FRAGMENTACIÓN DEL PLÁSTICO ECOVIO® EN DIFERENTES TASAS DE AIREACIÓN	117
FIGURA 3.52 ESPECTROS DE INFRARROJO CORRESPONDIENTES AL PEAD CON AIREACIÓN	119
FIGURA 3.53 ESPECTROS DE INFRARROJO CORRESPONDIENTES AL ECOVIO® CON AIREACIÓN	120
FIGURA 3.54 ESPECTROS DE INFRARROJO CORRESPONDIENTES AL OXO CON AIREACIÓN	120
FIGURA 3.55 ESPECTROS DE INFRARROJO CORRESPONDIENTES AL PEAD CON RECIRCULACIÓN	121
FIGURA 3.56 ESPECTROS DE INFRARROJO CORRESPONDIENTES AL ECOVIO® CON RECIRCULACIÓN	121
FIGURA 3.57 ESPECTROS DE INFRARROJO CORRESPONDIENTES AL OXO CON RECIRCULACIÓN	122
FIGURA A.1 COMPONENTES Y DIMENSIONES DEL LISÍMETRO	139
FIGURA D.1 COMPOSICIÓN DE BIOGÁS DEL LISÍMETRO CON PEAD	159
FIGURA D.2 COMPOSICIÓN DE BIOGÁS DEL LISÍMETRO CON ECOVIO	160

FIGURA D.3 COMPOSICIÓN DE BIOGÁS DEL LISÍMETRO CON PEAD-OXO	160
FIGURA F.1. COMPOSICIÓN DE BIOGÁS DE BIORREACTORES CON AIREACIÓN PEAD-EN	161
FIGURA F.2. COMPOSICIÓN DE BIOGÁS DE BIORREACTORES CON AIREACIÓN PEAD-ANA	161
FIGURA F.3. COMPOSICIÓN DE BIOGÁS DE BIORREACTORES CON AIREACIÓN ECOVIO-EN	162
FIGURA F.4. COMPOSICIÓN DE BIOGÁS DE BIORREACTORES CON AIREACIÓN PEAD-ANA	162
FIGURA F.5. COMPOSICIÓN DE BIOGÁS DE BIORREACTORES CON AIREACIÓN OXO.EN	163
FIGURA F.6. COMPOSICIÓN DE BIOGÁS DE BIORREACTORES CON AIREACIÓN OXO-ANA	163
FIGURA F.7. COMPOSICIÓN DE BIOGÁS DE BIORREACTORES CON AIREACIÓN PEAD-A.10%	164
FIGURA F.8. COMPOSICIÓN DE BIOGÁS DE BIORREACTORES CON AIREACIÓN PEAD-A.30%	164
FIGURA F.9. COMPOSICIÓN DE BIOGÁS DE BIORREACTORES CON AIREACIÓN ECOVIO-A.10%	165
FIGURA F.10. COMPOSICIÓN DE BIOGÁS DE BIORREACTORES CON AIREACIÓN ECOVIO-A 30%	165
FIGURA F.11. COMPOSICIÓN DE BIOGÁS DE BIORREACTORES CON AIREACIÓN OXO.A.10%	166
FIGURA F.12. COMPOSICIÓN DE BIOGÁS DE BIORREACTORES CON AIREACIÓN OXO.A.30%	166
FIGURA F.13. COMPOSICIÓN DE BIOGÁS DE BIORREACTORES CON AIREACIÓN PEAD-A.50%	167
FIGURA F.14. COMPOSICIÓN DE BIOGÁS DE BIORREACTORES CON AIREACIÓN ECOVIO.A.50%	167
FIGURA F.15. COMPOSICIÓN DE BIOGÁS DE BIORREACTORES CON AIREACIÓN OXO.A.50%	168

INTRODUCCIÓN

La generación de residuos sólidos urbanos (RSU) en México en el año 2017 fue de 44,646.66 miles de toneladas (kt o 44.65 Mt), de las cuales 4.93 Mt corresponden a residuos plásticos (INEGI, 2017). Dentro de los RSU los residuos plásticos son considerados como una de las categorías más problemáticas (Ishikagi *et al.*, 2004); a pesar de que los plásticos son materiales muy útiles, también puede generar problemas ambientales, ya que su generación es creciente y acortan la vida útil de los rellenos sanitarios (Agamuthu & Nadzrul-Faizura, 2005). Además, pueden llegar a obstruir el drenaje contribuyendo a inundaciones (Alam *et al.*, 2018). La falta de degradabilidad de los plásticos comerciales provoca su acumulación en el ambiente. Los residuos de plásticos que no tienen una buena disposición final tienen efectos nocivos sobre la vida silvestre porque pueden causar la muerte de algunos animales que los confunden con alimento, afectar la estética de las ciudades y de los ecosistemas (Shah *et al.*, 2008). Algunos materiales, como las bolsas de plástico, pueden impedir el flujo de los nutrientes en suelos agrícolas y las que contienen aditivos tanto en su matriz como en los pigmentos utilizados pueden provocar problemas en el ambiente por el contenido de metales tóxicos (Alam *et al.*, 2018).

En México la generación de residuos plásticos se incrementó un 243.8 % en el año 2012, comparada con la generación de residuos plásticos del año 1995 (INEGI, 2017). La cantidad de residuos plásticos que llegaron a los rellenos sanitarios (RESA) en México en el año 2013 fue de 3.1 Mt (INEGI, 2017). Conde (2011), menciona que en México sólo el 11 % de los plásticos que se generan del post-consumo se reciclan y el 2% se recupera como energía, por lo que el 87 % restante se dispone en el RESA.

En respuesta al problema de la acumulación de los residuos plásticos en los RESA, se han diseñado plásticos degradables y biodegradables que, idealmente, podrían ser fácilmente degradados por microorganismos y asimilados por el ambiente. El uso de plásticos biodegradables en algunas aplicaciones podría ayudar a proteger el

ambiente (Leja & Lewandowicz, 2010). Estos materiales son diseñados para degradarse en condiciones específicas de radiación solar, humedad, temperatura y presencia de microorganismos; sin embargo, en México el destino final de los plásticos degradables es el RESA, donde las condiciones para la degradación serán completamente diferentes a las ideadas por el fabricante (Márquez-Benavides *et al.*, 2013).

Las bolsas de acarreo son uno de los materiales con mayor presencia en los residuos plásticos. La gran mayoría de las bolsas plásticas que se desechan llegan a los rellenos sanitarios o tiraderos. Con el fin de minimizar el consumo de bolsas de plástico el gobierno del Distrito Federal aprobó las reformas a la Ley de Residuos Sólidos en el D.F. en 2009 y 2010. Dichas reformas propiciaron diversos trabajos e investigaciones sobre estándares tecnológicos en la producción de productos plásticos biodegradables. El grupo de trabajo que se conformó llegó a la conclusión que no es posible determinar un estándar para definir la biodegradabilidad de una bolsa, dado que el proceso de biodegradación de las bolsas es variable según el medio en que se encuentren depositadas y cuando no reúnen las condiciones adecuadas de presencia de aire, humedad, temperatura o luz solar, pueden no degradarse (GODF, 2011).

La última reforma del años 2014 a la Ley de Residuos Sólidos en materia de residuos plásticos, promueve el uso de materias primas provenientes de recursos naturales renovables y reciclables, como los biopolímeros que garanticen que el ciclo de vida de las bolsas de plástico no sea mayor a diez años, en el caso de que utilicen polímeros oxodegradables el ciclo de vida deberá ser menor a cinco años (GODF, 2014). Para el año 2019 se modificó el artículo 25 fracción XI BIS de la Ley de Residuos Sólidos del Distrito Federal que dice: “ *Queda prohibido por cualquier motivo... La comercialización, distribución y entrega de bolsas de plástico al consumidor, en los puntos de venta de bienes o productos, excepto si son compostables. Se excluyen, las bolsas de plástico necesarias por razones de higiene o que prevengan el desperdicio de alimentos siempre y cuando no existan*

alternativas compostables”. Dicha modificación se hará efectiva en el año 2020 (GODF, 2019).

Por lo anterior, y dado que las modificaciones legales han generado la aparición de distintos plásticos degradables en el mercado nacional, es importante evaluar la degradación de dichos plásticos en condiciones de relleno sanitario, ya que se desconoce el comportamiento de estos materiales en ese tipo de instalaciones, y cómo la forma de operación de las mismas afectaría el proceso de degradación.

En este proyecto se evaluó la degradación de tres plásticos, polietileno de alta densidad convencional, polietileno de alta densidad con aditivo oxodegradable y ECOVIO[®], que es un plástico compostable, en dos sistemas que simulan un relleno sanitario; lisímetros y biorreactores. Con los resultados tanto de los lisímetros como los biorreactores se modelaron con la ecuación de Gompertz modificada para evaluar los efectos de las variables de operación de los rellenos. El modelo permitió comparar el comportamiento de diferentes plásticos degradables en sitios de disposición final con diferentes características, y contribuir con ello a valorar de forma objetiva los impactos o beneficios ambientales del uso de este tipo de materiales.

Para este estudio se planteó la hipótesis de que los plásticos oxodegradables y composteables sufren mayor degradación en rellenos sanitarios cuando operan bajo condiciones iniciales aerobias y posteriormente anaerobias, en condiciones de alto contenido de humedad.

1. FUNDAMENTOS

Los plásticos son polímeros, es decir, moléculas grandes formadas por unidades más pequeñas llamadas monómeros, que se unen formando cadenas de alto peso molecular en un proceso llamado polimerización. Los polímeros que los conforman contienen generalmente carbono e hidrógeno, pero algunas veces incluyen a otros elementos tales como oxígeno, nitrógeno, cloro o flúor (UNEP, 2009). Los plásticos se han convertido en una parte esencial del estilo de vida moderno, sus aplicaciones principales son el embalaje, equipos de protección, construcción, agricultura, medicina, industrias aeroespacial, automotriz, textil, eléctrica y electrónica (European-Plastics, 2014).

Los materiales plásticos se caracterizan por su alta relación resistencia/densidad, y sus propiedades excelentes para el aislamiento térmico, eléctrico y de buena resistencia a los ácidos, álcalis y solventes (Cristán-Frías *et al.*, 2003). Además son relativamente baratos, versátiles y tienen numerosas aplicaciones industriales, lo que ha hecho que crezca de manera exponencial su consumo y, como consecuencia, la generación de residuos plásticos. Las características inherentes de los plásticos, como la durabilidad y resistencia a la degradación (Khanna & Srivastava, 2005), crean dificultades para su manejo como residuos, porque generalmente permanecen por mucho tiempo en el ambiente.

1.1. Plásticos degradables

Los plásticos degradables están diseñados para tener cambios significativos en su estructura química bajo condiciones ambientales específicas, lo que provoca una pérdida de algunas de sus propiedades originales. Dentro de los plásticos degradables se encuentran (ASTM D883-12, 2012):

- a) Plásticos oxodegradables: se basan en el uso de un aditivo que se mezcla con resinas de polietileno o polipropileno durante el proceso de producción, en una

proporción de 1% a 3%. Se degradan en dos etapas secuenciales, una abiótica en la que se acortan las cadenas de los polímeros y una biótica en la que, bajo ciertas condiciones, puede darse la biodegradación.

- b) Plásticos fotodegradables: son degradados por la acción de la luz natural (UV), debido a la adición de aditivos fotosensibles que actúan liberando radicales libres, que rompen las cadenas poliméricas bajo condiciones aerobias.
- c) Plásticos composteables: son aquellos que pueden sufrir degradación biológica durante el compostaje, para producir dióxido de carbono, agua, compuestos inorgánicos, y biomasa, a una velocidad equivalente a la de otros materiales composteables conocidos, sin producir residuos distinguibles a simple vista o tóxicos.
- d) Plásticos biodegradables. Son plásticos degradables en los que la degradación resulta de la acción de microorganismos que existen en el medio natural tales como bacterias, hongos y algas (ASTM D883-12, 2012).

Los plásticos pueden sufrir diferentes tipos de degradación:

- a) Térmica: es el resultado de la acción del calor, que va acompañada de cambios químicos y físicos en el polímero, mismos que dependerán de la composición química y estructural del material (Raichev *et al.*, 2009).
- b) Foto-oxidativa: es el proceso de descomposición del material por la acción de la luz, que afecta principalmente a polímeros en condiciones ambientales. La mayoría de los polímeros sintéticos son susceptibles a la degradación iniciada por la radiación UV y la luz visible (290 - 400 nm) (B. Singh & Sharma, 2008).
- c) Mecánica: es el resultado de cargas mecánicas que sobrepasan el límite de resistencia del polímero, lo que provoca una destrucción que está acompañada por el deslizamiento de dos macromoléculas una respecto a otra. Esta destrucción

mecánica es acelerada con la presencia del oxígeno del aire (Raichev *et al.*, 2009).

- d) Oxidativa: se presenta por la acción del oxígeno y el ozono. El proceso de degradación empieza por la incorporación del oxígeno en la estructura de la cadena de la macromolécula polimérica, formándose diferentes grupos funcionales, como los hidróxidos, carboxilos, peróxidos, que se desintegrarán en radicales libres facilitando, el proceso de oxidación. El aumento de la temperatura, concentración de oxígeno y radiación solar son factores que aceleran la degradación oxidativa (Raichev *et al.*, 2009).
- e) Hidrolítica: se produce cuando el material polimérico entra en contacto con un medio acuoso. El agua penetra en la matriz polimérica provocando hinchamiento, ruptura de puentes de hidrógeno intermoleculares, hidratación de las moléculas y finalmente la hidrólisis de los enlaces inestables. En los grupos funcionales la ruptura por hidrólisis puede ocurrir en la cadena principal y en los sustituyentes laterales (Aguilar, 2011).
- f) Biológica: los microorganismos dañan la apariencia externa y las propiedades mecánicas de los polímeros. Para que se lleve a cabo esta degradación se requiere una temperatura adecuada, presencia de humedad y, generalmente, oxígeno. La resistencia de los materiales poliméricos a la acción de los microorganismos depende de la composición química y los aditivos que contienen, sin embargo los polímeros naturales se convierten en un medio nutritivo para los microorganismos y presentan baja resistencia a la biodegradación, comparada con la de los polímeros sintéticos (Raichev *et al.*, 2009).

Con frecuencia los fenómenos de degradación de plásticos ocurren en forma simultánea. En términos ambientales se considera indispensable que ocurra la biodegradación, que es el único proceso que garantiza el reciclaje biológico de los elementos que conforman los plásticos (Figura 1.1).

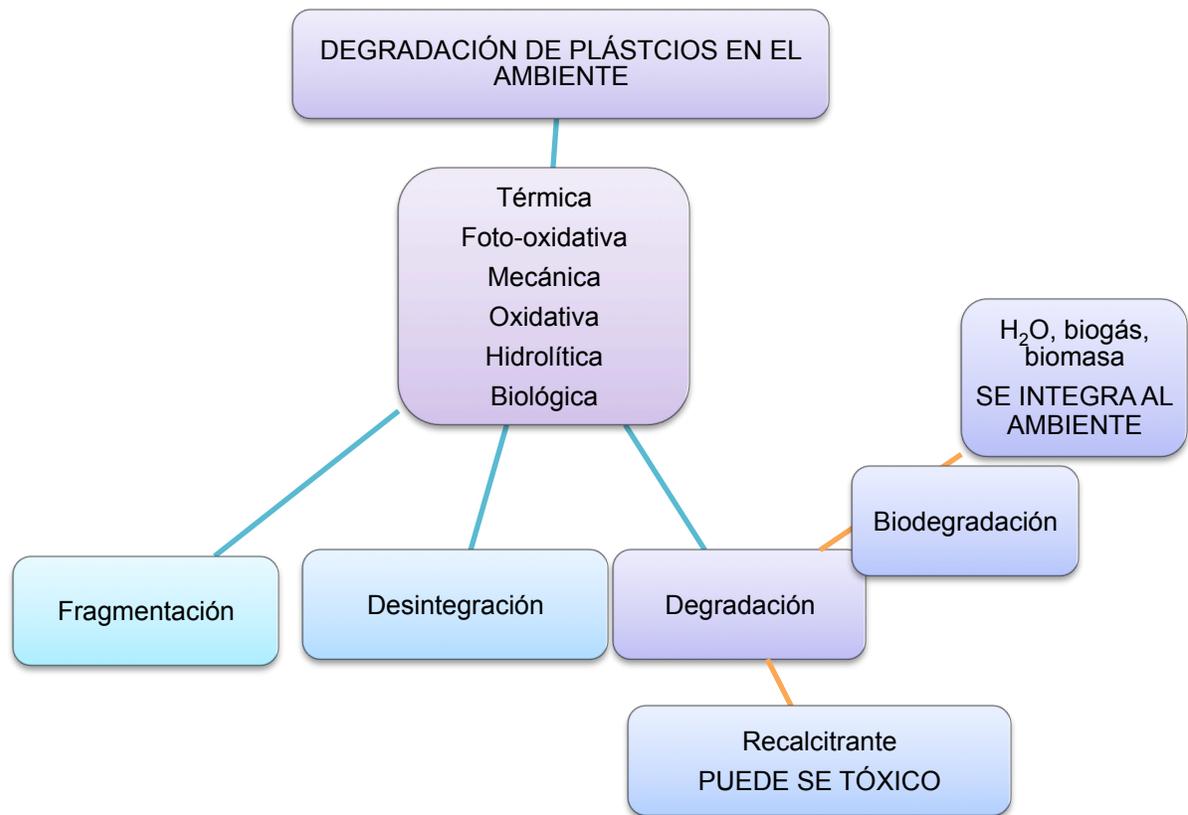


Figura 1.1. Degradación de los plásticos en el ambiente, adaptado de Swift, 2009

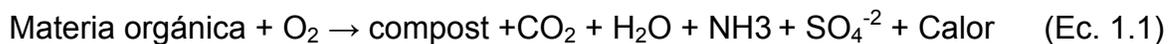
1.2. Biodegradación

Es un proceso natural por el cual los productos químicos orgánicos presentes en el ambiente se convierten en compuestos más simples, son mineralizados y redistribuidos a través de ciclos elementales, tales como los ciclos del carbono, nitrógeno y azufre (Chandra & Rustgi, 1998). Los factores que inciden en la biodegradación de un material, específicamente de un polímero, son su composición, su estructura y las condiciones ambientales.

La biodegradación de plásticos incluye reacciones químicas sucesivas, como la hidrólisis, oxidación y/o reducción, con o sin ayuda de enzimas, dependiendo de las condiciones ambientales. La degradación biológica se da por reacciones

enzimáticas; por ejemplo, la hidrólisis se da por enzimas hidrolasas y la oxidación por enzimas oxidorreductasas. Las hidrolasas son responsables de la hidrólisis de los enlaces éster, carbonato, amida y uretano, mientras que las oxidorreductasas son responsables de la oxidación y reducción de los enlaces carbono-carbono, grupo hidroxilo, amida y uretano. En la tabla 1.1 se muestran las estructura de la cadena principal del polímero y las enzimas responsables de la degradación primaria, cabe mencionar que la degradación de lo polímeros se da bajo condiciones abióticas y bióticas (Matsumura, 2005).

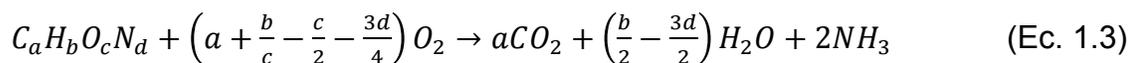
La biodegradación aerobia consiste en una degradación acelerada de la materia orgánica que se describe en la ecuación 1.1 (Kumar, 2016; Tchobanoglous, Theisen, & Vigil, 1994; Vesilind *et al.*, 2002).



La reacción de degradación aerobia de los residuos puede ser expresada estequiometricamente como sigue en la ecuación 1.2:



Sí la conversión es completa, se reduce a la ecuación 1.3 (Juárez *et al.*, 2017; Kumar, 2016; Tchobanoglous *et al.*, 1994)



La biodegradación anaerobia, por otro lado, es la desintegración de material orgánico en ausencia de oxígeno para producir biogás (metano, dióxido de carbono, sulfuro de hidrógeno, amoníaco, hidrógeno), agua y biomasa. Se produce como consecuencia de una serie de interacciones metabólicas entre los diversos grupos de

microorganismos (Mohee *et al.*, 2008). El proceso se describe en la ecuación 1.4 (Kumar, 2016; Tchobanoglous *et al.*, 1994; Vesilind *et al.*, 2002)



Tabla 1.1 Estructura de la cadena principal de los polímeros y enzimas responsables de la degradación primaria (Mastumura, 2005)

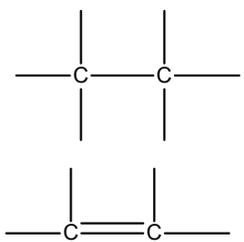
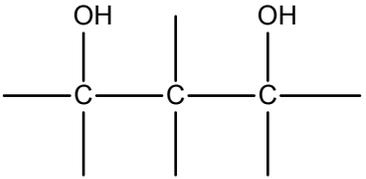
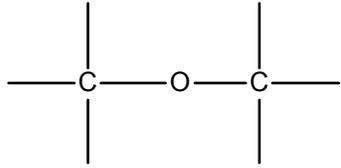
ESTRUCTURA DE LA CADENA PRINCIPAL	POLÍMERO	ENZIMAS RESPONSABLES DE LA DEGRADACIÓN PRIMARIA
<p>Enlace C-C</p>  <p>The diagram shows two chemical structures. The first is a single bond between two carbon atoms (C-C), with four single bonds extending from the carbons. The second is a double bond between two carbon atoms (C=C), with two single bonds extending from each carbon.</p>	<p>Polietileno</p> <p>Caucho natural</p> <p>Poliisopropeno lignina</p>	<p><i>Oxidorreductasas</i></p> <p><i>Peroxidasa</i></p> <p><i>Oxidasa</i></p> <p><i>Lignina peroxidasa</i></p> <p><i>Deshidrogenasa</i></p>
<p>Grupo β- hidroxilo</p>  <p>The diagram shows a chain of three carbon atoms (C-C-C). The first and third carbons have a hydroxyl group (OH) attached to their top bonds. Each carbon also has a single bond extending downwards.</p>	<p>Poly(vinil alcohol)</p>	<p><i>Deshidrogenasa</i></p> <p><i>Oxidasa</i></p> <p><i>Peroxidasa</i></p>
<p>Enlace éter</p>  <p>The diagram shows two carbon atoms (C) connected by an oxygen atom (O) in the middle. Each carbon has two single bonds extending outwards (one horizontal, one vertical).</p>	<p>Poli (etilenglicol)</p> <p>Poli (propilenglicol)</p>	<p><i>Deshidrogenasa</i></p> <p><i>Oxidasa</i></p> <p><i>Peroxidasa</i></p>

Tabla 1.2 Estructura de la cadena principal de los polímeros y enzimas responsables de la degradación primaria (Mastumura, 2005) Continuación.

ESTRUCTURA DE LA CADENA PRINCIPAL	POLÍMERO	ENZIMAS RESPONSABLES DE LA DEGRADACIÓN PRIMARIA
Enlace éster $\begin{array}{c} \text{---C---O---} \\ \\ \text{O} \end{array}$	Poliésteres Polihidroxicanoatos Ácido poliáctico Policaprolactona	Hidrolasas PHA despolimerasa Lipasa Esterasa Proteasa
Enlace carbonato $\begin{array}{c} \text{---O---C---O---} \\ \\ \text{O} \end{array}$	Policarbonato	Lipasa Esterasa
Enlace amida $\begin{array}{c} \text{---C---N---} \\ \quad \\ \text{O} \quad \text{H} \end{array}$	Proteína Polilisina Poli (ácido glutámico) Poli (ácido aspártico)	Proteasa <i>Deshidrogenasa</i> <i>Oxidasa</i> <i>Peroxidasa</i>
Enlace uretano $\begin{array}{c} \text{H} \\ \\ \text{---N---C---O---} \\ \\ \text{O} \end{array}$	Poliuretano	Lipasa Esterasa <i>Deshidrogenasa</i> <i>Oxidasa</i> <i>Peroxidasa</i>

n: enzimas hidrolasas; n: Enzimas oxidorreductasas

1.2.1. Proceso de biodegradación anaerobia

La biodegradación anaerobia es un proceso complejo, en el que se llevan a cabo reacciones enzimáticas, en donde se degrada la materia orgánica a través de microorganismos (principalmente bacterias). Los productos principales son el metano, dióxido de carbono y una proporción menor al 1% de otros gases, como el N_2 , NH_3 , H_2 y H_2S (Bermúdez, 1988).

En la figura 1.2 se ilustra el proceso de digestión anaerobia, el cual se lleva a cabo en cuatro fases: hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis.

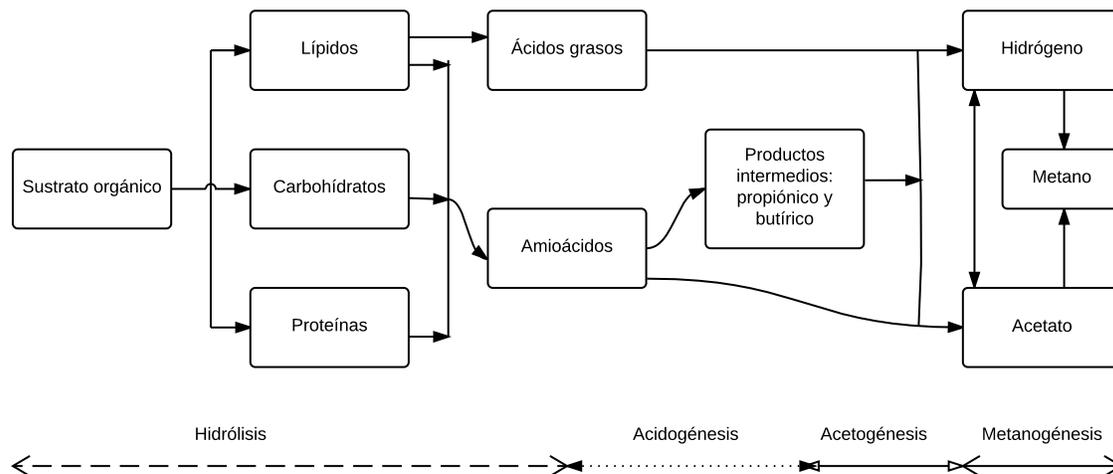


Figura 1.2 Proceso de digestión anaerobia adaptado de Abdul-Sattar (2012)

Cualquier sustrato que se encuentre en un proceso de degradación anaerobia es afectado por la presencia de ácidos grasos volátiles (AGV), de sulfuros, amoníaco, metales pesados o cambios en las condiciones ambientales como el pH, temperatura y potencial redox e hidrógeno. Estos factores rompen el equilibrio simbiótico entre las fases, lo cual afecta el proceso de degradación (Abdul-Sattar, 2012).

1.2.2. Proceso de biodegradación de residuos sólidos urbanos

En el caso específico de un RESA la biodegradación anaerobia ocurre en cinco fases (Kiss-Köfalusi & Encarnación-Aguilar, 2006):

- a) Fase I, aerobia, en la cual se consume el oxígeno y el nitrógeno por el proceso de nitrificación, y hay un aumento de temperatura por la producción de CO₂. Termina cuando se consume por completo el oxígeno.
- b) Fase II, ácida; el proceso pasa de aerobio a anaerobio y se empieza a generar lixiviados con alto contenido de ácidos orgánicos y amonio, disminuyendo el pH. Se produce biogás, y hay mayor proporción de CO₂ que de H₂.
- c) Fase III, es la fase metanogénica intermedia. Aumenta la producción de CH₄ y disminuye el CO₂. Los ácidos grasos volátiles se transforman en metano, aumentando el pH de los lixiviados.
- d) Fase IV, metanogénica estable, en la cual se alcanza la máxima producción de metano y bióxido de carbono. El pH se mantiene elevado, mientras el amoniaco y la materia orgánica decrecen.
- e) Fase V, estabilización de los residuos, en la cual se inicia un proceso aerobio. La producción de metano decrece y el bióxido de carbono se sustituye por nitrógeno y oxígeno, conforme se introduce el aire atmosférico a través de las capas superficiales del relleno.

1.3. Biodegradación de plásticos

La biodegradación de los plásticos puede ocurrir en cuatro etapas según Walsh, (2001): biodeterioro, despolimerización, asimilación y mineralización

- a) El biodeterioro es la acción combinada de las comunidades microbianas, otros organismos y factores abióticos. En esta etapa los materiales biodegradables se pueden fragmentar en fracciones pequeñas.
- b) La despolimerización ocurre cuando los microorganismos secretan enzimas y radicales libres y son capaces de escindir moléculas poliméricas reduciendo progresivamente su peso molecular. En este proceso se generan oligómeros, dímeros y monómeros.
- c) La asimilación tiene lugar cuando algunas moléculas son reconocidas por los receptores de las células microbianas que pasan a través de la membrana plasmática. Las otras moléculas permanecen en el entorno extracelular y pueden ser objeto de diversas modificaciones. En el citoplasma, las moléculas transportadas se integran al metabolismo microbiano para producir energía, nueva biomasa, las vesículas de almacenamiento y numerosos metabolitos primarios y secundarios.
- d) La mineralización se da cuando algunos metabolitos simples y complejos pueden ser excretados y alcanzan el entorno extracelular (por ejemplo, ácidos orgánicos y aldehídos). Moléculas simples como el CO_2 , N_2 , CH_4 , H_2O y sales de diferentes metabolitos intracelulares que están completamente oxidados se liberan en el ambiente.

Dentro de los plásticos degradables, han despertado mayor interés aquellos susceptibles de biodegradación, debido a la posibilidad de reincorporar a los ciclos naturales en forma rápida los elementos contenidos en las cadenas. La biodegradación se puede evaluar mediante la producción de dióxido de carbono, metano y la actividad bacteriana. La degradación se evalúa por la pérdida de masa, cambio en la resistencia a la tracción, propiedades químicas y físicas (disminución de las cadenas poliméricas) y el cambio en la distribución de peso molecular (Kathiresan, 2003).

Los mecanismos implicados en la biodegradación de los plásticos son complejos debido a la interacción de los diferentes procesos oxidativos causados por el oxígeno, el ambiente o los microorganismos (Singh & Sharma, 2008). La única prueba de que un polímero es consumido en condiciones aerobias por los microorganismos es la liberación de dióxido de carbono y CH₄ en condiciones anaerobias. La cuantificación del CO₂ y CH₄ es adecuado si el polímero es la única fuente de carbono. Sin embargo, en cualquier otra matriz compleja como en el caso de los residuos sólidos urbanos, esta prueba no es adecuada debido a que el dióxido de carbono liberado no sólo proviene de los polímeros (Lucas *et al.*, 2008). Sin embargo, se puede realizar una aproximación.

1.4. Métodos estandarizados para biodegradación

Existen métodos estandarizados bajo normas internacionales para evaluar la degradación de plásticos en diferentes condiciones, las principales agencias encargadas de realizar dichas normas son American Society for Testing and Materials (ASTM) de Estados Unidos de Norte América, International Organization for Standardization (ISO) integrada por 161 países, Japanese Industrial Standard (JIS) de Japón, European Committee for Standardization (CEN) en Europa y Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD), integrada por 34 países.

Dentro de las normas para la determinar la degradación de materiales plásticos en simulación de relleno sanitario (Tabla 1.3) se encuentra la ASTM D7475-11 (ASTM D7475-11, 2011) la cual evalúa el grado y la velocidad de degradación en condiciones aerobias a través de la pérdida de resistencia a la tracción y masa molecular como posible resultado de la fragmentación y desintegración de los materiales. La biodegradación anaerobia la simula a través del cambio del sistema de aerobio a anaerobio, secuencialmente. La norma ASTM D5526-12 (ASTM D5526-12, 2012), establece el método para determinar el grado y la velocidad de biodegradación de materiales plásticos bajo condiciones de relleno sanitario

acelerado a través de la utilización de inóculos anaerobios provenientes de plantas de tratamiento de aguas residuales y la recirculación de lixiviados.

Tabla 1.3 Normas para evaluar la degradación de plásticos en sistemas de simulación de relleno sanitario

NORMA	DESCRIPCIÓN	EVALUACIÓN DE LA DEGRADACIÓN
ASTM D7475-11 ^a	Determinación de la degradación aerobia y biodegradación anaerobia de materiales plásticos bajo condiciones aceleradas de relleno sanitario	Evolución de CO ₂ , CH ₄ , propiedades a la tracción, cambio en la masa molecular
ASTM D5526-12 ^b	Método para determinar biodegradación anaerobia de materiales plásticos bajo condiciones aceleradas de relleno sanitario	Evolución de CO ₂

^a ASTM, 2011; ^b ASTM, 2018

Para los sistemas de digestión anaerobia (Tabla 1.4) se tiene a la norma ASTM D5511-12, en la cual se establece que los residuos plásticos son expuestos a un alto contenido de sólidos (ASTM D5511-12, 2012) y tiene como equivalente a la norma ISO 15985, con un contenido mayor al 20% de sólidos totales (ISO15985:12, 2004). La norma ISO 13975:2012 evalúa la biodegradabilidad anaerobia de los materiales plásticos en un sistema de digestión anaerobia con una concentración menor al 15 % de sólidos totales (ISO13975:12, 2012).

En la literatura reportan la degradación de plásticos a través de la pérdida de sus propiedades mecánicas, como las pruebas de propiedades de tracción de las películas plásticas, que se basan en la norma ASTM D882-12. Método para determinar las propiedades de tracción de las láminas de películas plásticas, en la se establece una velocidad constante y la separación de las mordazas que sujetan los extremos de una probeta plástica (ASTM D882-1, 1991).

Tabla 1.4 Normas para evaluar la degradación de plásticos en sistemas de digestión anaerobia

NORMA	DESCRIPCIÓN	EVALUACIÓN DE LA DEGRADACIÓN
ASTM D5511-12	Método para determinar la biodegradación anaerobia de materiales plásticos en condiciones de digestión anaerobia	Evolución de CO ₂
ISO 13975:2012	Determinación de la biodegradación anaerobia total de materiales plásticos en sistemas controlados de digestión de lodos-Método por producción de biogás	Evolución de biogás (CO ₂ y CH ₄)
ISO 15985:2014	Determinación de la biodegradación anaerobia total y desintegración en condiciones de digestión anaerobia con alto contenido de sólidos- Método por análisis del biogás liberado	Evolución de biogás (CO ₂ y CH ₄)

1.5. Modelos de la degradación de residuos sólidos urbanos

Los modelos que se aplican para la degradación de RSU en RESA tienen como objetivo principal predecir su comportamiento. Sin embargo, la mayoría se centra en modelar la generación y recuperación de biogás para su posible utilización como energía alternativa, así como en la generación de lixiviados y asentamientos debidos a la degradación de los residuos sólidos. Aguilar *et al.* (2001) investigaron los diferentes modelos que estiman la generación de biogás, como son LandGEM, método de la cámara de flujo cerrado, GasSim, Tier3, combinación IPCC y USEPA, USEPA plus, EPER modelo francés y alemán. Encontraron que ocupan ecuaciones de orden cero, primer orden y multifases.

1.5.1. Modelos para la generación de biogás

La Agencia de Protección al Ambiente de los Estados Unidos (EPA, por sus siglas en inglés) ha desarrollado una serie de modelos que se basan en una ecuación de degradación de primer orden. El modelo LandGEM (EPA, 2005) fue el primero que generó la EPA y a partir de este se desarrollaron adaptaciones para diferentes

países. Los modelos de Biogás mexicano 2.0 (EPA, 2009b), Biogás colombiano 1.0 (EPA, 2009a), Biogás para Ucrania 1.0 (EPA, 2009g), Biogás para Filipinas 1.0 (EPA, 2009e), Tailandia 1.0 (EPA, 2009f) y China 1.1 (EPA, 2009c) ocupan la misma ecuación de degradación de primer orden. Mientras que para Centro América (EPA, 2007) y Ecuador (EPA, 2009d) tienen diferentes ecuaciones, aunque también de primer orden. En la tabla 1.5 se muestran las ecuaciones de primer orden de los modelos desarrollados por la EPA.

1.5.2. Otros modelos para simulación de rellenos sanitarios

Se han desarrollado otros programas para la simulación de rellenos, como el GENBIVER, el modelo de digestión anaerobia IWA-ADM1 y el MODUELO, que se describen a continuación:

- a) GENBIVER: dentro del software TOTAL_BIOGAS, se encuentra el programa GENBIVER, que modela la generación de biogás en un relleno controlado de residuos sólidos urbanos. Este programa sólo considera la degradación anaerobia de los residuos (Graña, 2014).
- b) Modelo de digestión anaerobia IWA-ADM1: el modelo ADM1 describe los procesos químicos y fisicoquímicos del proceso de biodegradación anaerobia de compuestos orgánicos complejos, considera los procesos de desintegración, hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis (Rivera *et al.*, 2009).
- c) MODUELO: el modelo de MODUELO es el más completo, ya que toma en cuenta un balance hídrico (la calibración se realiza a través del contenido de humedad de los residuos), biodegradación de los componentes (se toman en cuenta los parámetros de DBO, DQO y COT) y los asentamientos (lo calibran a través de un coeficiente de compresión). Se ha desarrollado desde 1998 a partir de la simplificación de modelos encontrados en la literatura y el desarrollo de modelos por el grupo de ingeniería ambiental de la Universidad de Cantabria, España.

MODUELO 4.0 requiere de datos diarios de circulación de lixiviados, definición del terreno e hidrológicos (López *et al.*, 2012).

1.6. Modelos de la degradación de los plásticos

En el desarrollo de un modelo utilizado en la evaluación de la biodegradación de plásticos se pueden considerar tres factores: la cinética de biodegradación de los plásticos, la generación de biogás y el volumen teórico de biogás

Tabla 1.5 Modelos desarrollados por la EPA que estiman la generación de biogás en rellenos sanitarios

NOMBRE DEL MODELO	DESARROLLADOR	OBJETIVO	ECUACIÓN	REFERENCIA
LandGEN	Agencia protectora del ambiente (EPA, por sus siglas en inglés)	Estimar emisiones de gas en rellenos sanitarios (gas total, metano, dióxido de carbono, compuestos orgánicos distintos del metano)	$Q_{CH_4} = \sum_{i=1}^n \sum_{j=0.1}^1 KL_o \left(\frac{M_i}{10} \right) e^{-kt_{ij}}$	(EPA, 2005)
Modelo mexicano de biogás 2.0		Estimar la generación y recuperación de biogás en rellenos sanitario mexicanos		(EPA, 2009b)
Modelo Colombiano de Biogás 1.0	SCS Engineers bajo un contrato del programa Landfill Methane Outreach (LMOP) de USEPA	Estimar la generación de biogás, y el potencial para utilizarlo como energía en Colombia	$Q_{LFG} = \sum_{i=1}^n \sum_{j=0.1}^1 KL_o \left(\frac{M_i}{10} \right) e^{-kt_{ij}} (MCF) (F)$	(EPA, 2009a)
Modelo para Ucrania de Biogás 1.0		Estimar la generación de biogás, y el potencial para utilizarlo como energía		(EPA, 2009g)
Modelo para Filipinas de Biogás 1.0	ERG y OWT bajo un contrato con el programa Landfill Methane Outreach (LMOP) de la U. S. EPA	Estimar la generación de biogás, y el potencial para utilizarlo como energía		(EPA, 2009e)
Modelo para Tailandia de Biogás 1.0			$Q_M = \frac{1}{C_{CH_4}} \sum_{i=1}^n \sum_{j=0.1}^1 KL_o \left(\frac{M_i}{10} \right) e^{-kt_{ij}}$	(EPA, 2009f)
Modelo para China de Biogás 1.1			$Q_{M_{i=1, j=0.1}} = \sum_{i=1}^n \sum_{j=0.1}^1 2KL_o \left(\frac{M_i}{10} \right) e^{-kt_{ij}}$	(EPA, 2009c)
Modelo Centroamericano de Biogás	SCS Engineers bajo un contrato con el programa Landfill Methane Outreach (LMOP) de la U. S. EPA	Proveer a propietarios u operadores de rellenos sanitarios con una herramienta para evaluar la factibilidad y beneficios de recuperar y usar el biogás generado		(EPA, 2007)
Modelo para Ecuador de Biogás 1.0	SCS Engineers bajo un contrato con el programa Landfill Methane Outreach (LMOP) de la USEPA	Evaluar la viabilidad y beneficios potenciales de la recolección y el uso del biogás generado	$Q = \sum_{i=0}^n \frac{1}{\%_{\text{mol}}} kM L_o e^{-k(t-t_{lag})}$	(EPA, 2009d)

Q_{gas} : Flujo de biogás máximo esperado (m³/año); i : Incremento en el tiempo de un año; n : año de cálculo; j : incremento de tiempo en 0.1 años; K : índice de generación de metano (1/año); L : generación potencial de metano; M_i : masa de residuos dispuestos en el año i ; t_{ij} : edad de la sección j de masa de residuos M_i dispuestas en el año i ; MCF : factor de corrección de metano; F : factor de ajuste por incendios.

1.6.1. Cinética de biodegradación de plásticos

En la determinación de la cinética de degradación anaerobia de los plásticos Day *et al.* (1995) usaron el método de termogravimetría con un flujo constante de nitrógeno en PP, ABS, PU y PVC, en presencia de Cu y óxidos de Fe, para determinar la cinética de degradación. Utilizaron una ecuación de primer orden para determinar los parámetros de Arrhenius en un intervalo de temperaturas de 250°C a 350°C. Encontraron que la presencia de metales puede interferir en el comportamiento de la degradación (Day *et al.*, 1995).

En el estudio de Cho *et al.* (2011) ajustaron los datos experimentales utilizando un modelo de descomposición de primer orden, que se muestra en la ecuación 1.5, para investigar la cinética de biodegradación bajo condiciones aerobias. Las tasas de biodegradación de los polímeros biodegradables en condiciones aerobias las expresaron como la tasa de consumo de oxígeno por los microorganismos.

$$\frac{B}{B_0} = (1 - e^{-k \cdot t}) \quad (\text{Ec. 1.5})$$

Dónde:

B : es el consumo de oxígeno acumulado en un tiempo de incubación dado (mg-O₂/g-VS)

B_0 : es el consumo máximo de oxígeno (mg-O₂/g)

k : es la constante de velocidad de biodegradación (día⁻¹)

B_0 y k se estiman utilizando una regresión lineal de ajuste a los resultados experimentales.

Sin embargo, la ecuación 1.5 no estimaba la velocidad de biodegradación cuando existía un período de latencia de fase y bajo condiciones anaerobias, por lo que

ajustaron los datos a un modelo de Gompertz modificado (Ecuación 1.6) (Lay *et al.*, 1997).

$$M = P \cdot \exp \left\{ - \exp \left[\frac{R \cdot e}{P} (\lambda - t) + 1 \right] \right\} \quad (\text{Ec. 1.6})$$

Dónde:

M : es la generación de metano acumulado en un momento dado de incubación (mL-CH₄ / g-VS)

P : es la última generación de metano (mL-CH₄ / g-VS)

R : es la tasa de generación de metano (CH₄-mL / g- VS día)

λ : es el período de latencia (días)

P , R y λ se estiman usando un ajuste de regresión no lineal con los datos experimentales.

1.6.2. Producción de biogás

En un estudio realizado por Rada *et al.* (2015) determinaron que la producción de biogás en el RESA está influenciada por varios factores: disponibilidad de oxígeno, pH, alcalinidad, nutrientes, inhibidores, temperatura y contenido de humedad. La estimación de biogás a partir de la digestión anaerobia de residuos puede ser aproximada por la siguiente ecuación 1.7:

$$\frac{dC_{gas,i}}{dt} = K_i (C_{gas,i} - C_{gas0,i}) \quad (\text{Ec. 1.7})$$

Dónde:

$C_{gas, i}$: que se expresa en kg, es la cantidad de carbono orgánico que podría ser utilizado de manera efectiva para la producción de energía por el componente i de los residuos,

$C_{gas0, i}$: expresada en kg, es el carbono orgánico que podría ser utilizado de manera efectiva para la producción de energía en el momento $t = 0$, para el componente i ,

K_i : es la constante de velocidad de biodegradación para el componente i .

Con un modelo estequiométrico basado en la ecuación de Arrhenius, se puede calcular el carbono orgánico que se puede utilizar con eficacia para la producción de energía, mientras que K_i depende de las características del componente i de los residuos y de la temperatura, de acuerdo con la ecuación 1.8:

$$K_i = k_i \exp \left[-\frac{E}{RT_0} \left(1 - \frac{T_0}{T_w} \right) \right] \quad (\text{Ec. 1.8})$$

Donde:

K_i : constante de velocidad de biodegradación para el componente i ,

E : energía de activación (en J/mol),

R : constante de los gases ideales (8,314 J/mol K),

T_w : temperatura absoluta de los residuos y T_0 es igual a 308,15 K (Andreottola & Cossu, 1998).

1.6.3. Volumen teórico de biogás

La fórmula planteada en el software GENBIVER (Graña, 2014) involucra el contenido de humedad, que en ecuaciones anteriores no se considera y es importante para evaluar la degradación de plásticos (Ecuación 1.9).

$$V = Q \cdot (1 - H) \cdot \frac{1}{M} \cdot C \cdot \alpha \cdot \beta \cdot (R \cdot X + L \cdot Y) \quad (\text{Ec. 1.9})$$

Dónde:

- V: volumen de biogás teórico recuperable por tonelada de RSU (m³/t)
- Q: producción teórica de metano por tonelada de DQO (Nm³/tDQO)
- H: humedad de los residuos (%/100)
- M: contenido de metano en el biogás (%/100)
- C: rendimiento de la captación (%/100)
- α: relación de biodegradabilidad frente a DQO (%/100)
- β: rendimiento de mineralización (%/100)
- R: tonelada de DQO/tonelada de materia orgánica de rápida degradabilidad (t DQO/ t MORD)
- X: fracción de materia orgánica de rápida degradabilidad (%/100)
- L: tonelada de DQO/tonelada de materia orgánica de lenta degradabilidad (t DQO/ t MOLD)
- Y: fracción de materia orgánica de lenta degradabilidad (%/100)

Sin embargo, ninguno de los modelos anteriores se puede utilizar directamente para estimar la degradación de los plásticos oxodegradables y composteables bajo condiciones de un relleno sanitario, ya que no los analizan de forma individual, de tal forma que no se puede predecir el comportamiento de estos materiales en un sistema de relleno sanitario.

1.7. Degradación de plásticos en rellenos sanitarios

En los últimos años se han realizado estudios sobre la degradación de plásticos en reactores y en lisímetros que son una representación a escala de un relleno sanitario (RESA).

Entre los estudios referentes a plásticos convencionales bajo condiciones de RESA (Tabla 1.6) se encuentran la investigación de Jonsson *et al.* (2003), quienes estudiaron el cloruro de polivinilo (PVC) plastificado en reactores simulando un RESA en condiciones aerobias-anaerobias. Encontraron que, después de 3 años, se liberaron productos de PVC que se habían transformado y que no fueron degradados. Por otro lado, en el trabajos de Mersiowsky *et al.* (2001) evaluaron la degradación del PVC en condiciones de RESA y no observaron una degradación de la matriz del polímero.

Ishigakia *et al.* (2004) estudiaron la degradabilidad en condiciones de RESA aerobias y anaerobias de cuatro tipos de plásticos biodegradables comerciales: polihidroxibutirato e hidroxivalerato (PHBV), policaprolactona (PCL), mezcla de almidón y alcohol polivinílico (PVA) y acetato de celulosa (CA). Encontraron que la PCL se degrada en ambas condiciones, mientras que el PHBV se degrada en condiciones aerobias, pero presentó insuficiente degradación en condiciones anaerobias. Sin embargo, la aireación no contribuyó a acelerar la degradación del PVA y el CA.

Cho *et al.* (2011) estudiaron la biodegradabilidad y la velocidad de biodegradación de dos tipos de polímeros biodegradables; poli(caprolactona) (PCL) y mezcla de fécula o de almidón y poli(succinato de butileno) (PBS), tanto en condiciones aerobias como anaerobias. La mezcla de PCL-almidón se degradó fácilmente, con 88% de biodegradabilidad en 44 días en condiciones aerobias, y mostró una tasa de biodegradación de $0,07 \text{ días}^{-1}$, mientras que la biodegradabilidad de PBS fue sólo de 31% en 80 días bajo las mismas condiciones, con una tasa de biodegradación de

0,01 días⁻¹. El PBS alcanzó sólo el 2% de biodegradabilidad en 100 días en condiciones anaerobias. Estos resultados fueron consistentes con los cambios visuales y las imágenes de microscopio electrónico de barrido de emisión de campo (FE-SEM) de los dos polímeros biodegradables después de la prueba de enterramiento en RESA, mostrando que sólo la mezcla de PCL-almidón tenía varios agujeros en la superficie debido al ataque por microorganismos.

El comportamiento del ácido poliláctico (PLA) en condiciones anaerobias fue estudiado por Kolstad *et al.* (2012). Las muestras no produjeron una cantidad significativa de biogás durante las pruebas. Concluyeron que, debido a que no había degradación biológica directa del PLA en las condiciones anaerobias, es probable que cualquier degradación de PLA en un RESA requiriera una etapa de hidrólisis química antes de cualquier biodegradación.

Muenmee *et al.* (2015) utilizaron una mezcla de plásticos convencionales previamente tratados con 200 h de radiación UV: polietileno de alta densidad (PEAD), polietileno de baja densidad (PEBD), polipropileno (PP) y poliestireno (PS), en proporciones 56, 29, 12 y 3 % (M/M) respectivamente, que es la composición típica encontrada en los residuos de Tailandia. Los mezclaron con materia orgánica estabilizada, y los colocaron en lisímetros de 5 cm de diámetro por 150 cm de altura. Para evaluar la degradación de los plásticos se basaron en la pérdida de masa, análisis biomolecular y análisis químicos. Encontraron que la degradación mayor de los plásticos se presentó a una altura de 15 cm, en donde la población de bacterias era mayor. Además, la correlación cinética de la degradación de los plásticos y de la oxidación del metano es una relación exponencial, por lo que la degradación es mayor en un sistema aerobio que en un sistema semi-aerobio.

En otro estudio Muenmee *et al.* (2016), utilizaron los mismos materiales plásticos y mezcla de residuos que en su trabajo anterior, con la diferencia de que implementaron diferentes tasas de aireación. Además, correlacionaron la degradación de los plásticos con la tasa de oxidación del metano y encontraron que

una aireación entre el 3 - 8% V/V aumenta la degradación de los residuos plásticos y disminuye las emisiones de metano.

En algunos casos los autores que evalúan la degradación de plásticos bajo condiciones de relleno sanitario utilizan un inóculo anaerobio proveniente generalmente de plantas de tratamiento de aguas residuales municipales, en donde ponen en contacto los plásticos con el inóculo y una solución llamada “medio” que proporciona los nutrientes necesarios para que se desarrollen los microorganismos. Tal es el caso de Ryan *et al.* (2017), que desarrollaron una metodología estándar para determinar la biodegradabilidad a través de la generación de metano de compuestos de PHBV bajo condiciones anaerobias simulando un relleno sanitario. Obtuvieron en sus ensayos una degradación del 83% para el PHBV.

Cabe mencionar que los estudios de degradación de plásticos bajo condiciones aceleradas de relleno sanitario reportan duraciones cortas, ya que suponen que la degradación de plásticos se da principalmente en la hidrólisis, al inicio del proceso de la degradación anaerobia.

Autores como Adamcová & Vaverková (2014) investigaron qué sucede con los plásticos cuya declaración ambiental menciona que son degradables y composteables en condiciones reales de RESA. Trabajaron con polietileno de alta densidad con pro-oxidante (aditivo), dos plásticos composteables y uno con mezcla de almidón y policaprolactona; los enterraron en un relleno sanitario por un año. Evaluaron la degradación de forma visual, encontrando que el polietileno de alta densidad con pro-oxidante sólo tuvo cambios en el color de la impresión, al igual que el plástico con mezcla de almidón y policaprolactona, mientras que el composteable presentó ligeros cambios en su estructura. También Tollner *et al.* (2011) llegaron a la conclusión que el polipropileno con aditivo no se oxida en un ambiente anaerobio (relleno sanitario).

FUNDAMENTOS

Tabla 1.6 Estudios de degradación de plásticos en RESA

TIPO DE PLÁSTICO	% DE PLÁSTICO DEGRADADO	DURACIÓN DEL PROCESO	CONDICIONES DE TRABAJO	ESTÁNDAR DE REFERENCIA / COMENTARIOS	REFERENCIA
PVC Policloruro de vinilo	-----	3 años	Fase metanogénica y acidogénica	La degradación ocurrió durante la fase metanogénica de los residuos	Jonsson <i>et al.</i> , 2003
PBS poli(succinato de butileno)	2%	100 días	Reactores de 250 mL; solución mineral + 20% inóculo de PTARM + 80 % medio de cultivo	ASTM E1196-92	Cho <i>et al.</i> , 2011
PCL-almidón poli(caprolactona)	83%	139 días	Reactores de 250 mL; solución mineral + 20% inóculo de PTARM + 80 % medio de cultivo + temperatura de incubación 35°C	ASTM E1196-92	Cho <i>et al.</i> , 2011
PLA Ácido poliláctico	-----	1) 390 días 2) 170 días	1) a 21 ° C, y tres niveles de humedad; 2) alto contenido de sólidos	ASTM D.5526-94. La hidrólisis del PLA es lenta, no hay generación significativa de metano	Kolstad <i>et al.</i> , 2012
Poliétileno de alta densidad (PEAD)	15%				
Poliétileno de baja densidad (PEBD)	4.96%				
Polipropileno (PP)	6.7%	357 días	Atracción de 1-2 mL/min, 10% de humedad	La degradación es mayor en el sistema aerobio	Muenmee <i>et al.</i> , 2016
Poliestireno (PS)	5.29%				

Tabla 1.7 Estudios de degradación de plásticos en RESA Continuación

TIPO DE PLÁSTICO	% DE PLÁSTICO DEGRADADO	DURACIÓN DEL PROCESO	CONDICIONES DE TRABAJO	ESTÁNDAR DE REFERENCIA / COMENTARIOS	REFERENCIA
Polietileno de alta densidad (PEAD)	10.5%				
Polietileno de baja densidad (PEBD)	2.4%				
Polipropileno (PP)	1.0%	Tres meses	Aireación de 1-2 mL/min, 10% de humedad	El tratamiento con radiación UV aumento la degradación del polietileno	Muenmee <i>et al.</i> , 2015
Poliestireno (PS)	3.3%				
Polietileno de baja densidad y polietileno lineal de baja densidad (70/30) (PEBD/PELBD)					
PEBD/PELBD con el 1 y 5% de aditivo ECO ONE EL 10					
PEBD/PELBD con el 1 y 5 % aditivo d2W	Sin degradación				
PEBD/PELBD aditivo 1 y 5 % Reverte		664 días	5% sólidos totales (p/v) de lodos de digestor anaerobio y estiercol fresco de vaca	ASTM D5526-12 / Tratamiento con UV por 152 horas.	Selke <i>et al.</i> 2015
PET con el 1 y 5 % aditivo Reverte					
PET con el 1 y 5 % de aditivo ECO ONE EC 80					

2. METODO

En este proyecto se evaluó la degradación de tres películas plásticas: polietileno de alta densidad convencional (PEAD-CONV), polietileno de alta densidad oxodegradable (PEAD-OXO) y plástico compostable ECOVIO®; en dos sistemas que simulan un RESA: lisímetros y biorreactores. La metodología consistió en tres etapas que se muestran en la figura 2.1 y se describen posteriormente.

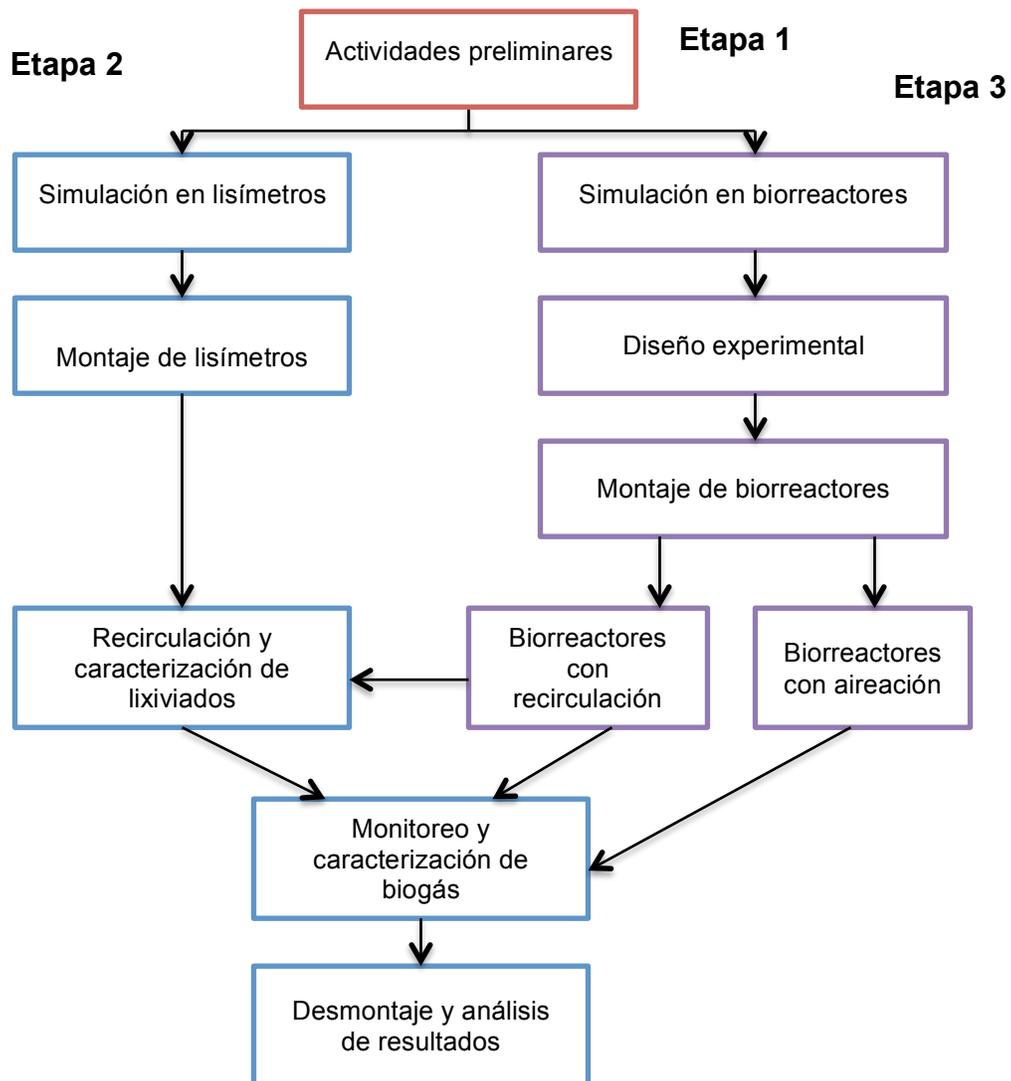


Figura 2.1 Diagrama de metodología

2.1 ETAPA 1. MEZCLA SINTÉTICA DE RSU

Las actividades preliminares consistieron en la recolección de todos los materiales para la obtención de una mezcla sintética de residuos sólidos urbanos. Se recortaron a un tamaño de 5 cm X 5 cm para favorecer los procesos de transferencia de masa. Para garantizar la reproducibilidad de las pruebas, se empleó una mezcla sintética que representa la composición típica de los RSU de la Zona Metropolitana del Valle de México (Aguilar, 2008; Medina, 2006; SEDEMA, 2012; SEMARNAT, 2013; Villegas *et al.*, 2012).

Para la descripción general de los componentes de la mezcla sintética se agruparon en tres: plásticos, materia orgánica y materiales inorgánicos. Los tres tipos de plásticos que se utilizaron se cortaron en tiras de 10 X 5 cm para favorecer el los procesos de transferencia de masa y la determinación del porcentaje de elongación a la ruptura de las muestras. La merma se recortó en trozos más pequeños. En la figura 2.2 se muestran los tres plásticos utilizados recortados.



Figura 2.2. Materiales plásticos de estudio

a) Materia orgánica: se compone de residuos de alimentos que se obtuvieron de la cafetería de la UAM – Azcapotzalco. No fue necesario cortar los componentes de

esta categoría porque eran menores a 5 cm. Los residuos de jardinería fueron proporcionados por el centro de acopio de la UAM-Azcapotzalco. En la figura 2.3 se muestran estos residuos.



Figura 2.3 Material orgánico

Materiales inorgánicos: son el resto de los componentes, papel, cartón, vidrio, metal y textil, los cuales fueron proporcionados por el centro de acopio de la UAM-Azcapotzalco. Se cortaron con dimensiones de 5 X 5 cm (Figura 2.4).



Figura 2.4 Componentes inorgánicos de la mezcla sintética

En la tabla 2.1 se muestran los componentes de la mezcla sintética. Los porcentajes de los materiales se determinaron de acuerdo con estudios de generación realizados por trabajos de investigación e instancias gubernamentales y el porcentaje de bolsas

de plástico que se utilizó en este trabajo se determinó por el estudio realizado por Vázquez *et al.* (2015).

Tabla 2.1 Componentes de mezcla sintética de RSU

COMPONENTES		COMPOSICIÓN		
Materia orgánica	Jardinería	Pasto	6.5	44
		Ramas	2.6	
		Hojas	1.9	
	Alimentos	Tortilla y pan	16	
		Verduras y fruta	8	
		Carne, sopa, arroz y frijoles	9	
Papel y cartón	Bond y estraza	6	20	
	Cartón	6		
	Cartón multicapa	2		
	Periódico	6		
Vidrio	Claro	2	4	
	Oscuro	2		
Metal	Ferroso (virutas)	1	4	
	Aluminio	3		
Textil	Algodón	1	2	
	Sintético	1		
Plástico	Bolsas de plástico	6.5	13	
	Plástico rígido	5.5		
	Unicel	1		
Madera	Aserrín	1	1	
Pañal desechable	Con orina	5	7	
	Con materia fecal	2		
Otros	Cera	1	5	
	Cuero (zapatos)	1		
	Huesos	1		
	Bolsa metalizada	1		
	Polvo	1		

2.1. ETAPA 2. SIMULACIÓN EN LISÍMETROS

Esta etapa inicia con el montaje de los lisímetros, que son una representación de una celda de un relleno sanitario a nivel laboratorio. Cada lisímetro tiene 1.90 m de alto y 0.5 m de diámetro. En el ANEXO A se ilustra la lista de partes y dimensiones de un lisímetro. Los tres lisímetros utilizados en este proyecto tienen las mismas dimensiones.

2.1.1. Montaje de lisímetros

En esta etapa se evaluó la degradación de los distintos plásticos, para ello en cada lisímetro se colocó el porcentaje de la composición correspondiente a las películas plásticas; identificando cada lisímetro con el plástico que se eligió estudiar; PEAD-CONV, ECOVIO® y PEAD-OXO.

El montaje de los lisímetros se realizó en el Laboratorio de Tecnologías Sustentables de la Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Azcapotzalco, de acuerdo con el siguiente procedimiento:

- a) Se mezclaron los materiales inorgánicos (Tabla 2.1) sin incluir el material plástico de estudio, y posteriormente se agregaron los componentes orgánicos (Figura 2.5). Todos los componentes se mezclaron con ayuda de palas, hasta que se observó una composición homogénea (Figura 2.6).



Figura 2.5 Materiales inorgánicos y orgánicos



Figura 2.6. Homogenización de la mezcla sintética

b) Se dividió la mezcla en tres partes iguales (Figura 2.7).



Figura 2.7 División de la mezcla en tres partes iguales

c) Se colocó el plástico correspondiente en cada una de las partes y se mezclaron hasta obtener una mezcla homogénea, como se observa en la figura 2.8.



Figura 2.8 Mezcla de los residuos con el PEAD-OXO

- d) Se adicionó el 52.3% en masa de agua para que los residuos tuvieran una humedad final teórica mayor a la capacidad de campo de los RSU. Se mezclaron nuevamente todos los residuos (Figura 2.9).



Figura 2.9 Mezcla de los residuos con la adición del agua

La mezcla de los materiales anteriores no se depositó directamente en los lisímetros, sino sobre una capa de tezontle que previamente se colocó en el fondo del lisímetro. El propósito de esta capa es retener las partículas de RSU y permitir el paso de los lixiviados generados durante las pruebas. El material de soporte se lavó con abundante agua de la llave hasta que ésta salió limpia (Figura 2.10).

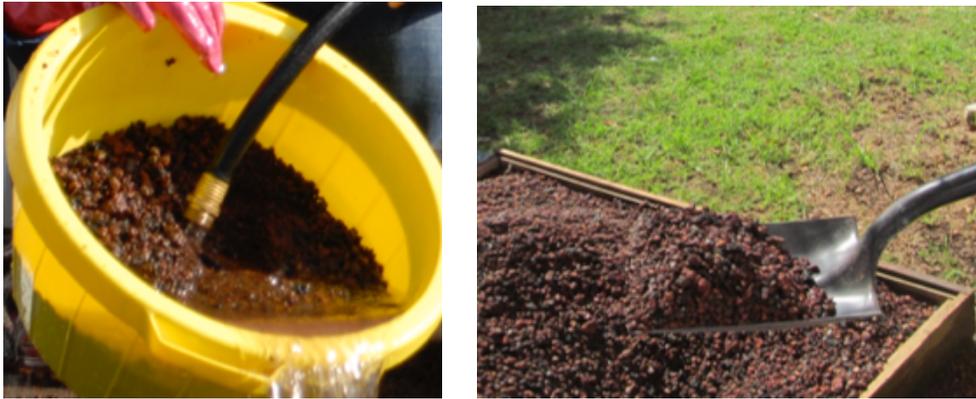


Figura 2.10 Material de soporte limpio

- e) Se retiró la parte superior del lisímetro y se colocó 10.098 kg de tezontle, para soporte de los RSU (Figura 2.11).

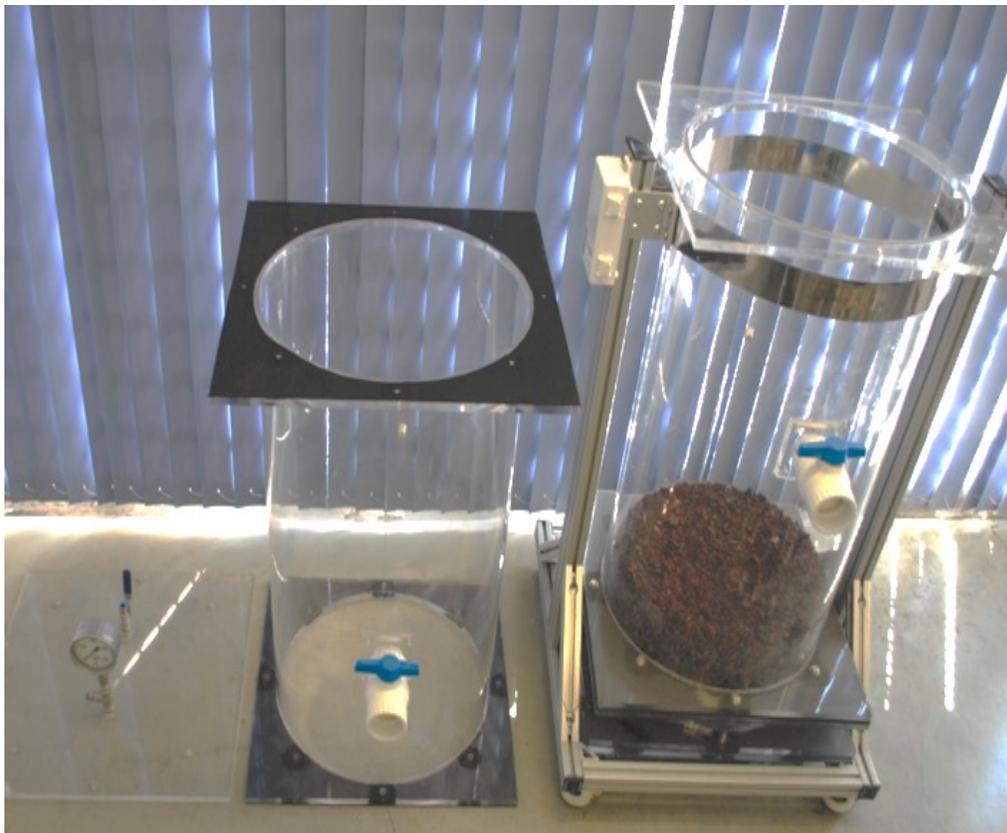


Figura 2.11 Soporte de tezontle para los RSU

- f) Con ayuda de una cubeta se llenó el lisímetro en capas hasta una altura efectiva de RSU de 1.47 cm (Figura 2.12). A alturas aproximadas de 50 cm se compactó con un peso de 72 kg. Cuando se llenó la parte inferior del lisímetro se colocó la parte superior y se procedió a llenarse.



Figura 2.12 Llenado del primer lisímetro

- g) A cada lisímetro se le colocó dos sensores de la marca DECAGON DEVICES, modelo ECH₂O, que miden la temperatura, porcentaje de humedad y conductividad (Figura 2.13) en tiempo real. El primer sensor se colocó a una altura de 37 cm y el segundo a 90 cm de la base de la capa de RSU. Los sensores se conectaron a una computadora, en la cual se guardaron los datos en un intervalo de cuatro horas, durante toda la experimentación.



Figura 2.13 Colocación de sensor de humedad, temperatura y conductividad

- h) De acuerdo con la NOM-083-SEMARNAT-2003, se debe de colocar una cobertura que puede ser de material sintético o natural, que tiene como propósito cubrir a los residuos. En este proyecto se utilizó una capa de 10 cm de tezontle y 5 cm de composta como cobertura final (Figura 2.14).



Figura 2.14 Colocación de la cobertura

- i) Por último, se colocó un círculo de perfocel con un diámetro de 49 cm (Figura 2.15), con tres tornillos que sirven como tope, el perfocel tiene como objetivo distribuir de forma uniforme los lixiviados cuando se realiza la recirculación.

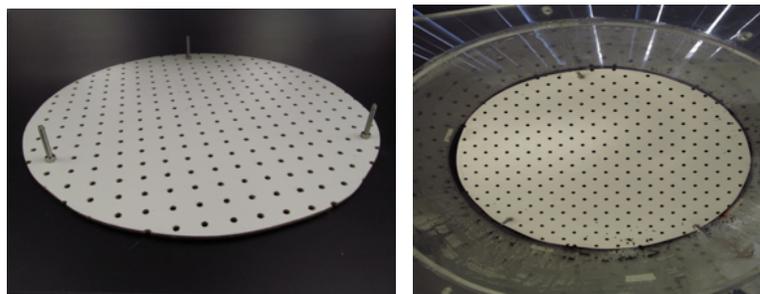


Figura 2.15 Material para la distribución de los lixiviados

El montaje de los lisímetros con ECOVIO[®] y PEAD-Convencional se realizó de manera similar. En la figura 2.16 se muestran los tres lisímetros llenos con RSU.



Figura 2.16 Lisímetros llenos con residuos sólidos urbanos

Se utilizó un sensor Data logger marca HOBOWare PRO, para medir la temperatura ambiental del cuarto en donde se encontraban los lisímetros, los datos de temperatura ambiente se registraron cada hora.

Con la finalidad de simular las condiciones de una celda de relleno sanitario, los lisímetros se cubrieron con una funda oscura que no permitió el paso de la luz. Sin embargo, se podía abrir para observar cómo evolucionó el proceso de degradación.

Además, se colocó una cámara de llanta para almacenar temporalmente el biogás generado, que posteriormente fue medido por un sistema de desplazamiento. En la figura 2.17 se ilustran los lisímetros después del montaje.



Figura 2.17 Montaje de los tres lisímetros

Para el registro del asentamiento se colocaron cuatro cintas métricas en cada lisímetro. La altura de los residuos se midió del lado derecho de las cintas antes de la recirculación (Figura 2.18).



Figura 2.18 Lectura del asentamiento de los residuos

2.1.2. Recirculación de lixiviados

La recirculación de lixiviados acelera el proceso de degradación; de acuerdo con Hernández (2010), una recirculación entre el 30 y 40% V/V favorece el incremento de la generación de biogás. En este trabajo se realizó una recirculación del 30 % V/V cada siete días. Para realizar la recirculación se utilizó una bomba marca Pedrollo modelo PKm 60. El procedimiento se describe a continuación:

- a) Se conectó la manguera de 10 mm en el conector rápido ubicado en la parte superior de la tapa del lisímetro (Figura 2.19B)
- b) Se purgó la bomba y se encendió, una vez que el líquido salió por la manguera de la bomba, se apagó la bomba y se conectó a la manguera que va del tanque de

almacenamiento de lixiviados al puerto “B” del lisímetro. Se apagó la bomba hasta que se llegó al volumen calculado para el 30 % V/V (Figura 2.20).

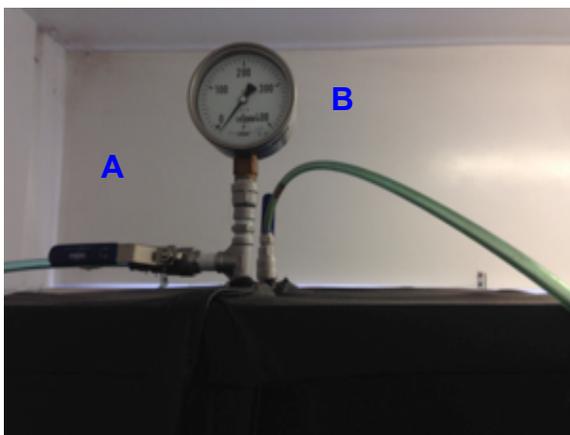


Figura 2.19 Conexión de mangueras a los puertos A y B



Figura 2.20 Recirculación de lixiviados del lisímetro de PEAD

Es importante que se forme un espejo de agua sobre el soporte de los RSU para que la distribución de los lixiviados sea uniforme.

- c) Después de recircular el primer lisímetro se enjuagó la bomba con agua limpia de la llave, esto se realizó mediante el siguiente procedimiento:
 - i. Se enjuagó la manguera que va en el depósito con los lixiviados con agua de la llave.
 - ii. Se purgó la bomba y se recuperaron los lixiviados contenidos en el interior de la misma y se regresaron al depósito correspondiente.
 - iii. Se hizo pasar aproximadamente 10 L de agua de la llave a través de la bomba y se escurrió antes de iniciar la recirculación del siguiente lisímetro.
- d) Por último, se registró el volumen final en los depósitos de los lixiviados.

2.1.3. Caracterización de los lixiviados

Para la extracción de los lixiviados. Se conectó una manguera de 10 mm de diámetro en la parte inferior del lisímetro, el otro extremo de la manguera se colocó en el depósito de lixiviados, un tambo de plástico de 200 L. Se tomaron 50 mL de la muestra correspondiente (Figura 2.21) y se colocó en frascos de plástico previamente etiquetados (PEAD – Lixiviados - fecha, ECOVIO® – Lixiviados - fecha, OXO – Lixiviados - fecha).

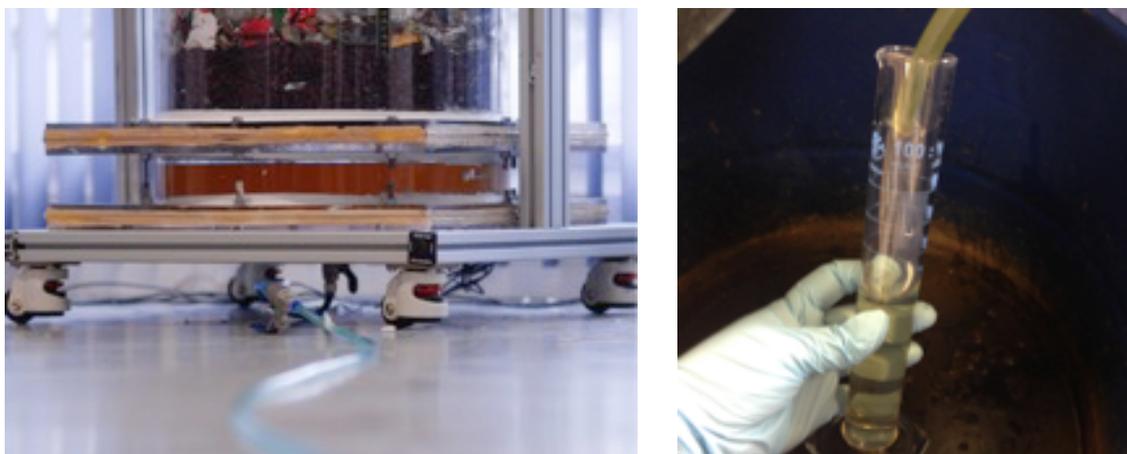


Figura 2.21 Toma de muestra de lixiviados

Fue importante evitar el ingreso del aire al sistema para mantener las condiciones anaerobias; por lo que durante la extracción de lixiviados, se conectó un salvavidas con N_2 en el puerto de la cámara de llanta para el almacenamiento temporal del biogás (Figura 2.20A). Posteriormente, se conectó un salvavidas que contenía biogás del mismo lisímetro del que se extrajeron los lixiviados. Se midió el volumen generado de lixiviados con un tubo de vidrio que tiene en su interior una cinta métrica.

Los parámetros de la caracterización de los lixiviados se dividieron en dos categorías de acuerdo con sus intervalos de análisis: cada cinco semanas (DQO, DBO_5 , sulfatos, alcalinidad, metales) y cada siete días (Volumen, pH, SST, Potencial

REDOX, conductividad eléctrica, O₂ disuelto, Nitratos y Amonio). Estos parámetros se determinaron siguiendo las técnicas y con la frecuencia que se listan en la tabla 2.2. En el ANEXO B se describen estas técnicas; y para el caso del pH los valores reportados son ajustados a 25 °C por el potenciómetro.

Tabla 2.2. Parámetros de la caracterización de los lixiviados

PARÁMETRO	TÉCNICA	EQUIPO	FRECUENCIA
Volumen	Volumétrica	Probeta	Semanal
Potencial de Hidrógeno (pH)	NMX-AA-025-1982	Potenciómetro	Semanal
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	Método 8043 ^b	Autorizado por EPA (HACH, 2000)	Al inicio, a la mitad y al final del experimento
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅)	Método estándar 5210B ^c	Botellas Winkler	Al inicio, a la mitad y al final del experimento
Sólidos Totales (ST)	NMX-AA-034-SCFI-2001 ^d	Crisoles a peso constante	Cada dos semanas
Sulfatos (SO ₄ ⁻)	Turbidimétrica ^c	Espectroscopia U.V	Al inicio, a la mitad y al final del experimento
Potencial REDOX (Eh)	Electroquímico método 2580B ^c	Electrodos específicos e interfase Vernier	Semanal
Alcalinidad	NMX-AA-036-SCFI-2001 ^f	Titulación	Al inicio, a la mitad y al final del experimento
Metales (Ni, Pb, Zn, Cu, Cd, Cr, Fe, Mn)	NMX-AA-051-SCFI-2001 ^g	Espectrofotómetro de absorción atómica	Al inicio, a la mitad y al final del experimento
Carbón Orgánico Total (TOC)	Método estándar 5310 ^c	Analizador de carbón orgánico total	Al inicio, a la mitad y al final del experimento
Conductividad	Electroquímico 2510B ^c	Conductímetro	Semanal
Oxígeno disuelto (OD)	Electroquímico método 4500OG ^c	Electrodos específicos e interfase Vernier	Semanal
Nitratos (NO ₃ ⁻)	Electroquímico método 4500D ^c	Electrodos específicos e interfase Vernier	Semanal

Tabla 2.3. Parámetros de la caracterización de los lixiviados. Continuación

PARÁMETRO	TÉCNICA	EQUIPO	FRECUENCIA
Amonio (NH ₄ ⁺)	Electroquímico método 4500D ^c	Electrodos específicos e interfase Vernier	Semanal
Microbiológicos	Manual de microbiología aplicada, UAM-A	Conteo en placa	Al inicio, a la mitad y al final del experimento

^a(D. O. de la federación DOF, 1992b); ^b(HACH, 2000); ^c(EPA, 2015); ^d(D. O. de la federación DOF, 2001); ^f(D. O. de la federación DOF, 2001); ^g(D. O. de la federación DOF, 2001)

Se realizaron pruebas microbiológicas iniciales para cuantificar coliformes totales y fecales. Sin embargo, los resultados fueron negativos. Por lo que, se decidió cuantificar bacterias mesófilas aerobias, hongos y levaduras, a partir de 168 días y posteriormente cada cinco semanas.

2.1.4. Monitoreo y caracterización de biogás

El volumen generado de biogás se midió por medio de un sistema de desplazamiento, que consistió en un recipiente con una solución saturada de cloruro de sodio a pH 4 con ácido clorhídrico (Figura 2.22b), esta solución no permitió que se disolvieran el CO₂ y el CH₄ del biogás en el líquido, obteniendo como resultado una lectura del biogás generado en un periodo de tiempo. Las mediciones se realizaron al inicio de la operación semanalmente hasta la semana 25, después se midió prácticamente de forma diaria hasta la semana 86, posteriormente las mediciones se hicieron cada semana hasta el final del experimento.

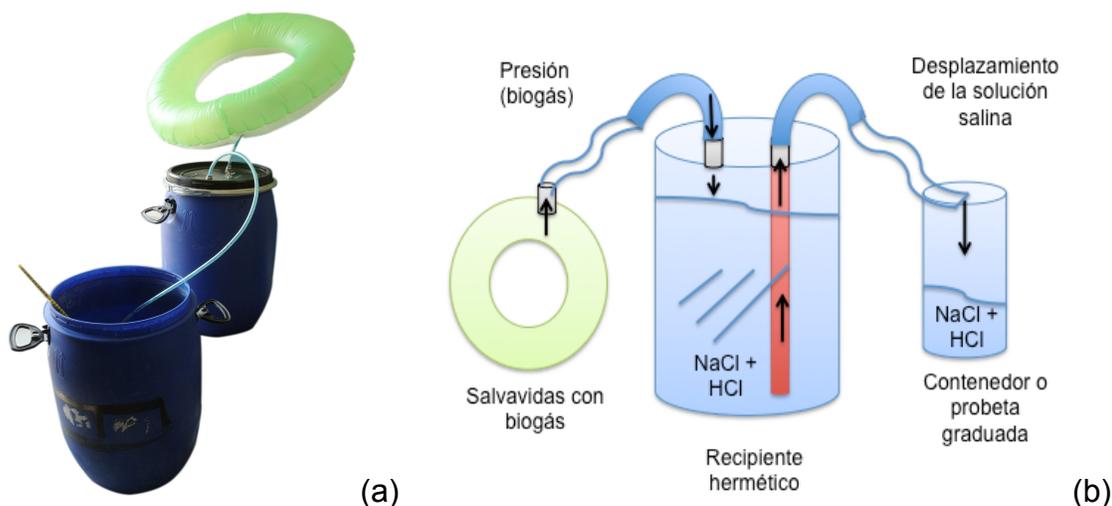


Figura 2.22 Sistema de almacenamiento (a) y diagrama para medición de biogás (b)

La composición del biogás se determinó por cromatografía de gases; para ello la muestra se tomó directamente del lisímetro, en el puerto por donde se realizó la recirculación, con una jeringa marca Terumo con capacidad de 35 mL.

El biogás se inyectó en el equipo de cromatografía de gases marca Agilent Technologies, modelo 7890B con cinco columnas (2 MolSieve 13x y 5A, Hayasep Q y T) y dos TCD bajo las siguientes condiciones: la temperatura del horno de 50°C, con argón como gas de arrastre, el volumen de inyección de 20 mL, con una temperatura de los TCD de 180°C. La curva de calibración fue construida con base a seis estándares: H₂, CO₂, O₂, N₂, CH₄ y CO, con volúmenes de 0, 5, 10, 15 y 20 mL. La composición del biogás se determinó cada siete días antes de realizar la recirculación de lixiviados. Después de 670 días se realizó cada quince días.

2.1.5. Desmontaje y análisis de resultados

Después de 854 días se desmontaron los tres lisímetros, una vez que se tomó la última muestra de lixiviados, composición de biogás y asentamiento. En cada lisímetro primero se retiró la tapa superior del lisímetro, con cuidado se quitó el material de cubrimiento (composta y tezontle). Se sacaron todos los RSU, tomando

muestras de éstos en la parte superior, media y baja de cada lisímetro. Una vez que se sacaron todos los RSU que contenía el lisímetro se mezclaron completamente y se tomó una muestra de los RSU.

Con los resultados obtenidos de generación acumulada de CH₄ se utilizó la ecuación de Gompertz (Ecuación 2.1) utilizado por Cho *et al.* (2011) para modelar la generación acumulada de CH₄ en cada uno de los lisímetros. Los parámetros P , R y λ se estimaron utilizando una regresión no lineal ajustada con los datos experimentales. Posteriormente, se determinó la suma de error cuadrático en cada uno de los modelos para cada plástico.

$$M = P \cdot \exp \left\{ - \exp \left[\frac{R \cdot e}{P} (\lambda - t) + 1 \right] \right\} \quad (\text{Ec. 2.1})$$

Donde:

M : Generación de metano acumulado en un momento dado de incubación (mL-CH₄ / g-VS)

P : Última generación de metano (mL-CH₄ / g-VS)

R : Tasa de generación de metano (CH₄-mL / g- VS día)

λ : Período de latencia de fase (días)

Posteriormente con del modelo de IPCC (Pipatti *et al.*, 2006) se determinó el L_o de CH₄ (Ecuación 2.2), utilizando la cantidad y composición de residuos que se introdujeron en los lisímetros. Posteriormente, se graficó L_o (L CH₄/Kg SV) vs tiempo (años) y con una interpolación lineal de la generación máxima acumulada de CH₄ obtenida en la experimentación, se determinó el tiempo correspondiente en años, si los residuos se hubieran dispuesto en condiciones “reales”.

$$L_o = DDoCm * F * 16/12 \quad (\text{Ec. 2.2})$$

Donde

L_o : Potencial de generación de CH_4 , generado de un residuo i en descomposición durante un año, t

F : Fracción volumétrica de CH_4 en el gas generado en el relleno sanitario.

16/12: Factor de conversión de peso de carbono en CH_4 (relación entre los pesos moleculares)

2.2. ETAPA 3. SIMULACIÓN EN BIORREACTORES

En esta etapa se estudió la degradación de plásticos en biorreactores con capacidad de 1 L a temperatura ambiente y controlada de 30°C. El objetivo de esta prueba fue evaluar el efecto de la recirculación de lixiviados y el nivel de oxigenación en la degradación de los plásticos.

En la figura 2.23 se muestran las partes de los biorreactores. Los biorreactores que se utilizaron para evaluar el efecto de la oxigenación, en la parte interior tenían un tubo de PVC perforado que permitió la distribución del aire inyectado. En la parte inferior de cada biorreactor se le insertó una válvula por donde se extrajeron los lixiviados. Por su parte superior (la tapa) se colocaron dos válvulas; una para la recirculación de lixiviados y la aireación; la segunda se utilizó para la conexión del sistema de desplazamiento, donde se midió el volumen de biogás generado.



Figura 2.23 Partes del biorreactor

2.2.1. Diseño experimental

Con el fin de estudiar el efecto en la degradación de los residuos plásticos PEAD-CONV, PEAD-OXO y ECOVIO® (FACTOR I), de diferentes niveles de recirculación de lixiviados y aireación (FACTOR J), se elaboró el diseño de experimentos que se muestran en la tabla 2.4; y para dar validez a los resultados, se hizo uso de un Análisis de varianza mediante el software StatPlus®, con un nivel de significancia de 0.05.

Tabla 2.4 Diseño de experimento para reactores a 30°C

FACTOR I	FACTOR J: PARÁMETROS	
TIPO DE PLÁSTICO	RECIRCULACIÓN DE LIXIVIADOS (%V/V)	AIREACIÓN (%V/V)
PEAD-CONV PEAD-OXO ECOVIO®	Sin recirculación	Evolución natural
	20%	Anaerobia
	30%	10%
	40 %	30%
		50%

%V/V, Porcentaje volumen tomando como base el volumen de los RSU en el biorreactor

El número de unidades experimentales “n” fueron 81, valor que se estimó conforme a la ecuación 2.3 y considerando tres réplicas.

$$n = I * J * m \quad (\text{Ec. 2.3})$$

Donde:

I: Factor I con tres tipos de plástico

J: Factor J con dos parámetros

m: Número de réplicas

Además de los 81 biorreactores se montaron otros nueve y se operaron a las mismas condiciones que los lisímetros, es decir; a temperatura ambiente y con recirculación de lixiviados al 30% V/V.

Con los resultados del diseño anterior, se modeló la influencia del Factor J (porcentaje de recirculación y de aireación) sobre la degradación anaerobia de los RSU con cada tipo de plástico (Factor I).

2.2.2. Montaje de biorreactores

Para los biorreactores se utilizó una mezcla sintética de RSU con la misma composición porcentual descrita en la sección 2.1. El tamaño de los componentes de la mezcla fue de 1 x 1 cm. Los plásticos se cortaron en probetas de 1 x 5 cm, para que sus dimensiones fueran adecuadas para realizar las pruebas % de elongación a la ruptura (prueba de degradación de plásticos). La merma se cortó del mismo tamaño que el resto de los materiales.

El montaje de los biorreactores se realizó en el Laboratorio de Tecnologías Sustentables de la Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Azcapotzalco, de acuerdo con el siguiente procedimiento:

- a) Se juntaron todos los materiales de la tabla 2.1 para conformar la mezcla sintética de RSU. No se incluyó el material plástico de estudio, el resto de los componentes se mezcló completamente hasta observar una mezcla homogénea como se ilustra en la figura 2.24.



Figura 2.24. Mezcla homogénea de residuos sólidos urbanos

- b) Posteriormente, se dividió la mezcla total en tres partes iguales. A cada parte se le adicionó el 52.3% en masa de agua y el plástico en estudio. Se mezcló perfectamente. En la figura 2.25 se muestra como ejemplo la mezcla de RSU con PEAD-OXO.



Figura 2.25 Mezcla de residuos con plástico PEAD-OXO

- c) Se colocó una capa de 3 cm de tezontle en la parte inferior de cada biorreactor como soporte de los residuos, después se rellenó con la mezcla sintética, se colocó una capa de 1 cm de tezontle y 1 cm de composta como recubrimiento (Figura 2.26) y finalmente se colocó un círculo de perfocel de 9.5 cm de diámetro para la distribución de los lixiviados.



Figura 2.26 Llenado de biorreactor

Lo anterior se repitió para cada uno de los plásticos. Para los biorreactores con aireación se colocó un tubo de PVC con perforaciones en la parte inferior para permitir una distribución del aire durante la inyección de este (Figura 2.27). Para el llenado de estos biorreactores se siguió con el procedimiento del descrito en este inciso c).



Figura 2.27 Biorreactores con tubos de PVC con perforaciones

d) Finalmente, se colocaron flotadores para la captación de biogás de forma temporal (Figura 2.28), para su posterior medición a través de un sistema de desplazamiento.



Figura 2.28 Biorreactores con flotadores

e) Los biorreactores se colocaron en un cuarto con temperatura controlada a 30°C y en la obscuridad. A los nueve biorreactores a temperatura ambiente se les colocó una funda negra que impidió el paso de la luz.

2.2.3. Recirculación y caracterización de lixiviados

A los biorreactores que se les realizó recirculación, se les inyectó al inicio de la prueba 300 mL de agua de la llave, para producir los lixiviados que se ocuparán para su recirculación. Después de la primera extracción de lixiviados, al depósito de estos se les agregó 300 mL más de agua de la llave para tener una cantidad suficiente de lixiviados para la recirculación.

a) Se conectó un salvavidas en la conexión de la manguera de donde se recolectó el biogás generado; con el fin de evitar el ingreso de aire al sistema.

- b) La recirculación de lixiviados se realizó por la parte superior del biorreactor con una jeringa de plástico de 60 ml. Para los biorreactores con el 20% de recirculación, se recircularon 126 ml, 189 mL a los del 30% de recirculación y 252 ml a los de 40% de recirculación.
- c) Después de cada recirculación de cada biorreactor se enjuagó la jeringa con agua de la llave y después con agua destilada para la siguiente recirculación.
- d) Al finalizar la recirculación, se colocó el salvavidas para la recolección de biogás. En la figura 2.29 se muestra el biorreactor ECOVIO® después de la recirculación.



Figura 2.29 Biorreactor después de la recirculación

Para la extracción de lixiviados se colocó una jeringa con N_2 grado industrial en el puerto de la salida del biogás (Figura 2.30a), para evitar que entrará aire. En la parte inferior se conectó una jeringa de 60 mL, con la cual se extrajeron los lixiviados como se ilustra en la figura 2.30b. Posteriormente, se midió la cantidad de lixiviados y se tomó una muestra de 80 mL para las pruebas fisicoquímicas, el sobrante se colocó en el depósito de lixiviados.

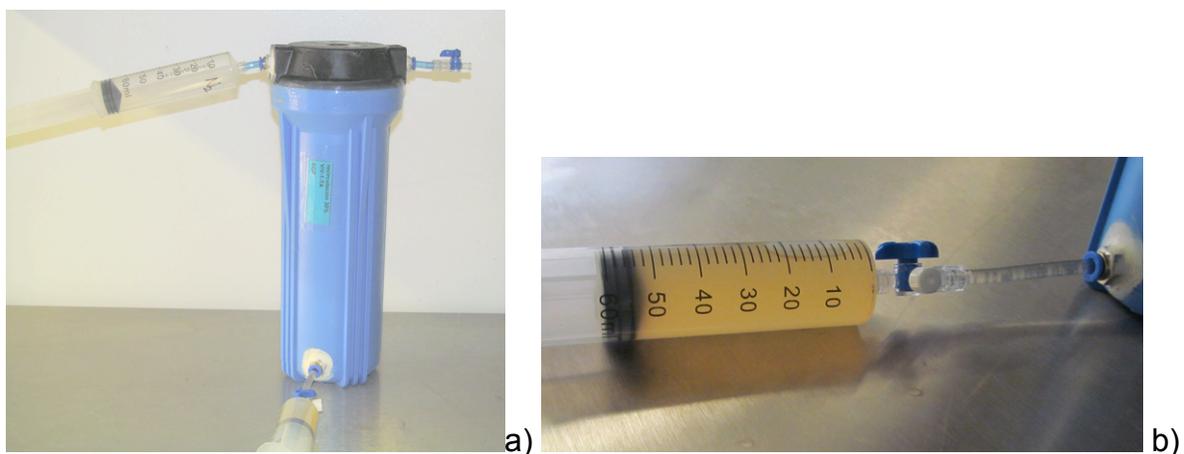


Figura 2.30 Extracción de lixiviados

El análisis de los lixiviados se realizó a partir de una mezcla compuesta, conformada por los lixiviados de las tres réplicas correspondientes a cada caso experimental. En la tabla 2.5 se enlistan las determinaciones realizadas para la caracterización de los lixiviados y la frecuencia en las que se realizaron; las técnicas utilizadas para cada parámetro fueron las listadas en la tabla 2.2.

Tabla 2.5. Determinaciones para la caracterización de lixiviados

PARÁMETRO	FRECUENCIA
pH, ORP, NH_4^+ , NO_3^- y OD	Cada tres semanas
Conductividad	Cada tres semanas
ST	Cada tres semanas
DQO, DBO5, alcalinidad, SO_4^{2-} , metales (Mn, Fe), conteo en placa de hongos y bacterias	Al inicio, a la mitad y al final del proceso

2.2.4. Aireación

La aireación se realizó a través de la válvula que se encuentra en la parte superior del biorreactor (Figura 2.31) con una jeringa de plástico de 60 ml. A los biorreactores

al 10% V/V de aireación se les inyectaron 63 ml de aire, para el 30%V/V fueron 189 ml y 315 ml a los de 50% V/V de aireación. A los biorreactores denominados de Evolución Natural, no se les inyectó aire. A los biorreactores anaerobios después del montaje, se les inyectó N₂ por 5 min para iniciar las condiciones anaerobias.



Figura 2.31 Biorreactor con válvula para aireación

2.2.5. Monitoreo y caracterización de biogás

El monitoreo y la medición de la cantidad del biogás se midió con cada semana antes de la recirculación o la inyección de aire; para ello se utilizó el sistema de desplazamiento descrito en el apartado 2.2.4 y que se muestra esquemáticamente en la figura 2.22b.

Para la caracterización del biogás, se tomó directamente 10 ml de muestra de la manguera donde se conecta el flotador a cada biorreactor, mediante una jeringa de 10 ml marca BD Plastipak. El procedimiento para el análisis por cromatografía de gases se describe en la sección 2.2.4

2.2.6. Desmontaje y análisis de resultados

Después de 150 días se desmontaron los biorreactores de 1 L, previamente se tomaron las últimas muestras de lixiviados y de biogás para sus caracterizaciones. Para el desmontado se retiró la tapa del biorreactor y con cuidado se quitó el material de cubrimiento (composta y tezontle); después se sacó una muestra de los RSU. Lo anterior se realizó a cada uno de los biorreactores.

En los biorreactores con distintas tasas de recirculación, se determinó mediante el programa Anaconda las correlaciones de los parámetros, para conocer los efectos que presentaban los plásticos durante el proceso de degradación anaerobia. También, con los resultados obtenidos de la generación acumulada de CH_4 ; se utilizó la ecuación de Gompertz (Ecuación 2.1) para modelar dicha generación.

Posteriormente con el modelo de IPCC (Ecuación 2.2), obtenida de los lisímetros y con una interpolación lineal de la generación máxima acumulada de CH_4 de los biorreactores, se determinó el tiempo correspondiente en años a la disposición de los RSU en condiciones “reales”; además, se comparó la generación acumulada de CH_4 (L/kg SV) de los lisímetros a los 150 días con la generación acumulada de CH_4 (L/kg SV) de los biorreactores.

2.2.7. Caracterización de los materiales

La caracterización de la mezcla sintética de RSU y la composta que se utilizó como cobertura, se realizó a través de análisis fisicoquímicos, empleando las técnicas que se listan en la tabla 2.6.

Para la caracterización de los plásticos, se determinaron parámetros que se emplean como indicadores de su degradación y biodegradación, como son: Porcentaje de elongación a la ruptura, Presencia de grupos funcionales y Peso molecular:

Tabla 2.6 Análisis fisicoquímicos para la caracterización de los RSU

PARÁMETRO	TÉCNICA / REFERENCIA
Nitrógeno total	Fernández <i>et al.</i> 2006
Materia orgánica	Espinosa-Valdemar, 2010
Relación C/N	NMX-AA-067-1985 (DOF, 1992c)
Humedad	NMX-AA-016-1984 (DOF, 1992a)

- a) Porcentaje de elongación a la ruptura. Se determinó con una máquina universal de pruebas LF Plus (Figura 2.32), con base en el método ASTM D882-12. Se midieron 10 probetas de dimensiones de 10 x 1 cm, con una distancia entre las mordazas de 5 cm y una velocidad de 100 mm/min. Esta determinación fue especialmente importante en los biorreactores con aireación, dado que requieren de ésta para que se inicie el proceso de degradación (Ojeda *et al.*, 2009).

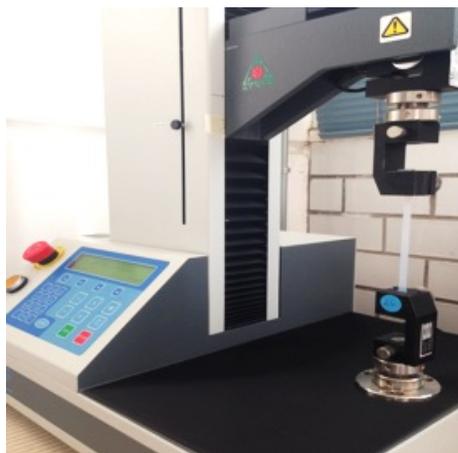


Figura 2.32 Medición del porcentaje de elongación a la ruptura del ECOVIO®

- b) Análisis de FTIR. Éstos se realizaron para determinar los grupos funcionales, para ello se utilizó un espectrofotómetro infrarrojo marca Perkin Elmer modelo Spectrum Two (Figura 2.33), de la Escuela Militar de Ingenieros Tecamachalco, Estado de México.

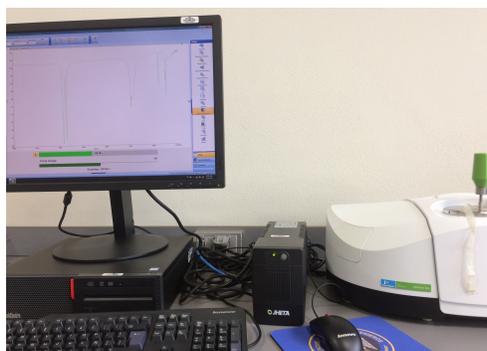


Figura 2.33. Espectrofotómetro de infrarrojo

c) Peso molecular. A los biorreactores con una mayor generación de biogás, se les determinó el Peso Molecular para ver el efecto de la aireación y recirculación en la degradación de las películas plásticas. Este análisis se la realizó el Centro de Investigación en Química Aplicada (CIQA, Saltillo Coahuila), mediante Cromatografía de permeación en gel. La metodología se describe en el ANEXO C.

En la tabla 2.7 se concentran las técnicas usadas para evaluar el proceso de degradación de plásticos.

Tabla 2.7 Técnicas para la caracterización de plásticos,

PARÁMETRO	TÉCNICA	EQUIPO
Elongación a la ruptura (%)	ASTM D882-12	Máquina universal LF Plus
Peso molecular	Cromatografía de permeación en gel (GPC)	Cromatógrafo Agilent PL-GPC 220
Presencia de grupos funcionales	Espectrofotometría infrarroja (FTIR)	Espectrofotómetro Perkin Elmer modelo Spectrum Two

A los resultados de las caracterizaciones de RSU desmontados, lixiviados, biogás y plásticos, se le realizó un análisis de varianza mediante el software StatPlus.PRO.

3. RESULTADOS

En el siguiente apartado se reportan los resultados durante la experimentación, la cual para los lisímetros fue durante 854 días y para los biorreactores fueron 150 días.

3.1. Etapa 1. Mezcla sintética de residuos sólidos urbanos

La masa total de la mezcla sintética de RSU preparada fue de 282.74 kg. Esta cantidad se dividió en tres, por lo que a cada lisímetro le correspondía una masa teórica de residuos de 94.24 kg más 49.2 kg de agua, esto último con el fin de alcanzar una capacidad de campo mayor a la teórica de 52.3 % (DOF, 2002). Sin embargo, no fue posible introducir la masa correspondiente a cada lisímetro, debido a las características propias de las mezclas con sus correspondientes plásticos de película.

En el caso del PEAD-CONV, la masa con agua introducida al lisímetro fue de 149.23 kg, para el ECOVIO® fue de 136 kg y para el PEAD-OXO fue de 146.73 kg. Sumando las cantidades anteriores se determinó que la masa real total de la mezcla sintética fue de 271.5 kg, sin considerar la masa del agua, con lo que se estimó la pérdida de 3.97 % de la mezcla sintética.

3.2. Etapa 2. Simulación en lisímetros

Durante la operación de los lisímetros se monitoreó la generación de biogás y se graficó como biogás acumulativo, también se caracterizaron los lixiviados (Tabla 2.2), los RSU (Tabla 2.5) y los plásticos (Tabla 2.6).

3.2.1. Montaje de lisímetros

La altura inicial de RSU en el lisímetro con PEAD-CONV fue de 1.47 m, en ECOVIO® fue de 1.48 m y para el PEAD-OXO fue de 1.46 m; con estos datos y la masa sintética introducida en cada lisímetro, se determinó que la compactación en cada

uno de ellos fue: 406.18 kg/m³, 424.69 kg/m³ y 424.71 kg/m³ para el PEAD-CONV, el PEAD-OXO y el ECOVIO[®] respectivamente. De acuerdo con la NOM-083-SEMARNAT-2003 se logró una compactación del tipo C, cercana a 400 kg/m³ y que representa una recepción menor de 50 t/d de RSU (DOF, 2004).

3.2.2. Recirculación de lixiviados

De acuerdo con el volumen de RSU (mezcla sintética) contenida en los lisímetros, se estimó la cantidad de lixiviados a recircular; para el lisímetro con PEAD-CONV fueron 86.5 L, para el ECOVIO[®] fueron 87 L y para el PEAD-OXO fueron 86.5 L, lo que corresponde al 30 % V/V. La recirculación se llevó a cabo cada semana hasta que concluyó la experimentación.

Antes de realizar cada recirculación de lixiviados, se extrajeron éstos como se detalla en el apartado 2.2.3. En las figuras 3.1 a 3.3 se muestran los volúmenes de los lixiviados drenados; el volumen promedio extraído fue de 76.6 ± 12 L, 70.8 ± 13 L y 67.5 ± 12.8 L, respectivamente para los lisímetros con PEAD-CONV, ECOVIO[®] y PEAD-OXO. Como puede apreciarse, entre los 430 y 630 días hubo una disminución en la cantidad de lixiviados drenados, lo anterior pudo deberse a la disminución de los canales preferentes que se van formando durante las recirculaciones (Oonk *et al.*, 2013), los cuales según Zhang & Yuan (2019) disminuyen con el tiempo y la profundidad, debido a que la degradación de los materiales favorece el asentamiento de los residuos (Hernández-Berriel, 2010; Shalini *et al.*, 2010).

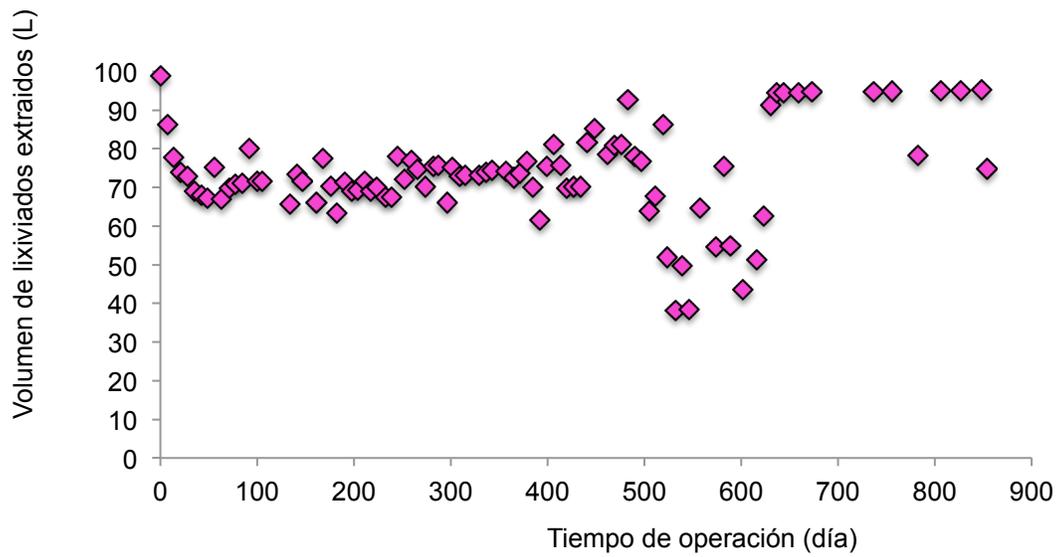


Figura 3.1 Volumen de lixiviados PEAD-CONV

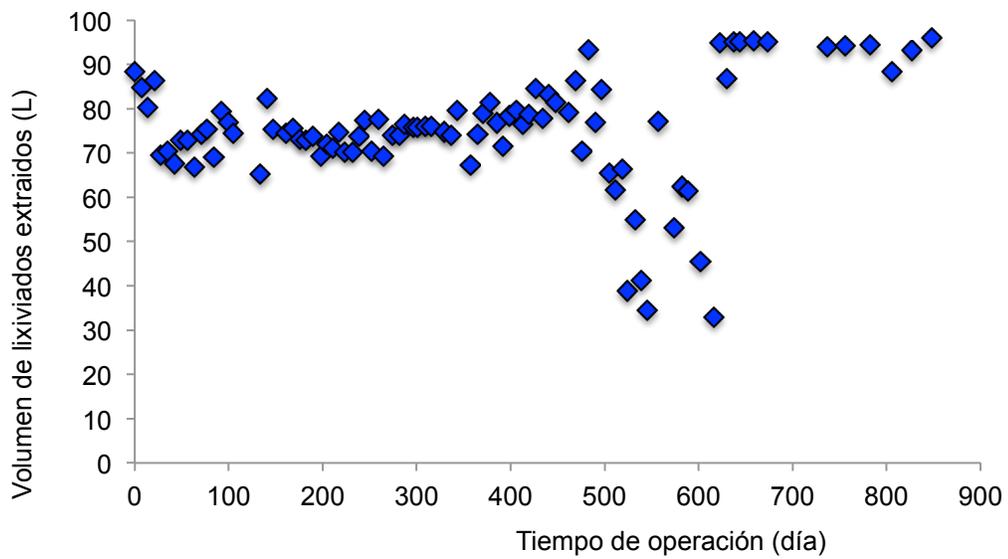


Figura 3.2 Volumen de lixiviados ECOVIO®

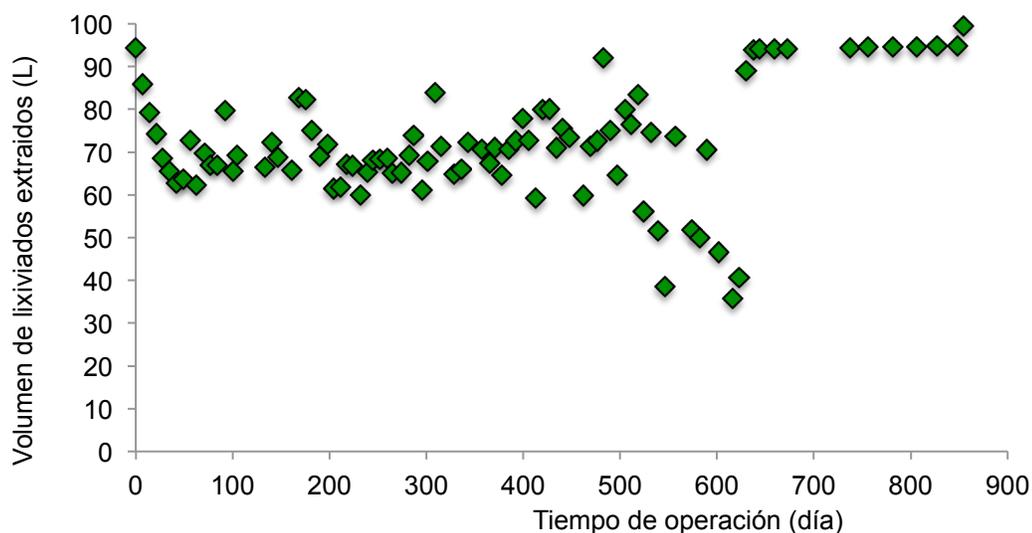


Figura 3.3 Volumen de lixiviados PEAD-OXO

3.2.3. Potencial de hidrógeno en lixiviados

En los lixiviados drenados el pH (Figura 3.4) inició cerca de 5.2 en los tres lisímetros, posteriormente hubo un incremento gradual hasta que a los 252 días el pH del ECOVIO® subió a valores cercanos a 7.0, generando espuma en los lixiviados de recirculación, el comportamiento fue similar para el PEAD-CONV y el PEAD-OXO, con el incremento del pH hasta los 378 y 539 días respectivamente; de manera que para los días en que ocurre el decremento en la generación de lixiviados (430 y 630 días) mencionado en el subapartado 2.3.2, el pH en los tres lisímetros ya se encontraba en valores neutros (Oonk *et al.*, 2013).

Los valores neutros son similares a los reportados por diferentes autores, entre ellos Ivanova *et al.* (2008) con 7.1 y 7.3 a los 9 días, Ağdağ & Sponza (2007) con 7.2 en 150 días y Barlaz *et al.* (2012) reporta valores de pH de 7.5 a los 600 días. En este trabajo después del día 600 y hasta el final del experimento los valores de pH oscilaron entre 7.0 y 7.7.

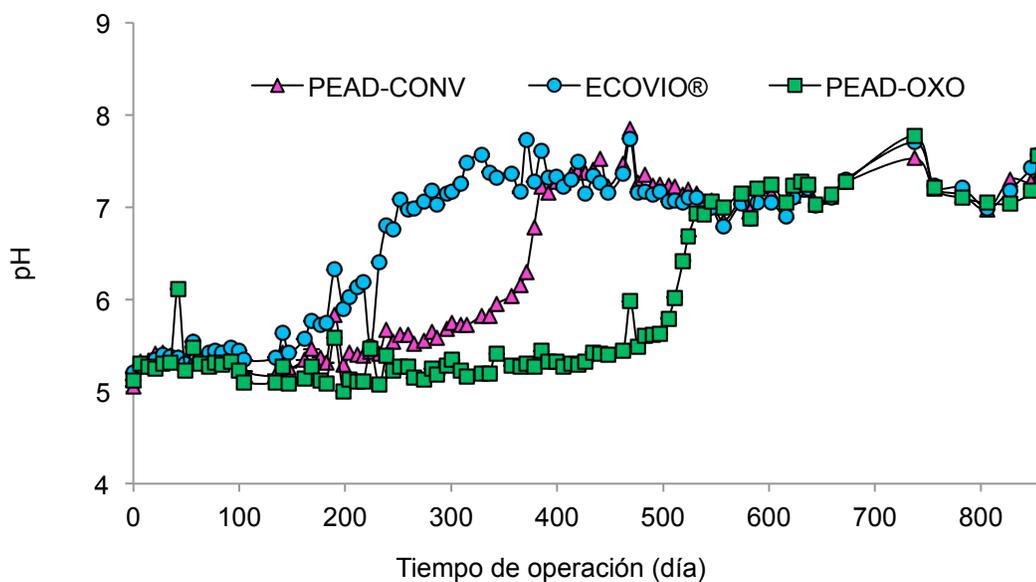


Figura 3.4 pH en lixiviados drenados de lisímetros

3.2.4. Demanda Química de Oxígeno en lixiviados

La concentración de Demanda Química de Oxígeno (DQO) de los lixiviados drenados (Figura 3.5) inició con una concentración de 36150 mg/L para el PEAD-OXO, seguido del PEAD-OXO con 39425 mg/L y el ECOVIO® con 48075 mg/L. Los valores anteriores son bajos comparados con la concentración de 70000 mg/L reportada por Filipkowska (2008). Los mayores valores de este parámetro se obtuvieron durante los primeros 70 días, lo que corresponde con los valores más ácidos (Figura 3.4); posterior a este periodo se observa que las dinámicas de las concentraciones de DQO presentaron incrementos y decrementos, lo que puede deberse a la liberación de las sustancias disueltas y arrastradas de los RSU, que son susceptibles de oxidarse químicamente (Hernández-Berriel, 2010; Oonk *et al.*, 2013).

Las concentraciones de DQO presentan en general dinámicas con tendencias descendentes, alcanzando valores entre 284-1251 mgO₂/L, 422-1156 mgO₂/L, y

1533-966 mgO₂/L después de los 650 días y hasta el final de la experimentación, para los lisímetros con ECOVIO[®], PEAD-CONV y PEAD-OXO respectivamente. Estas concentraciones son el doble del rango reportado por Ivanova *et al.* (2008) entre 504 y 490 mgO₂/L después de 919 días de experimentación.

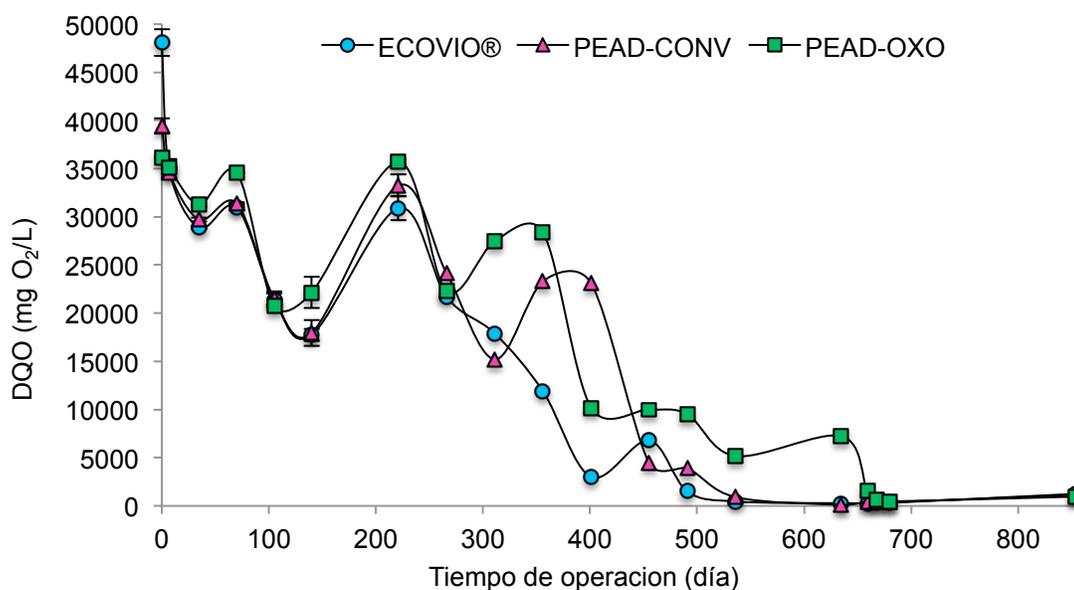


Figura 3.5 DQO en lixiviados drenados de lisímetros

3.2.5. Demanda Bioquímica de Oxígeno en lixiviados

La figura 3.6 presenta las concentraciones de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅), las cuales mostraron dinámicas similares en los tres lisímetros durante 315 días, en donde las concentraciones más altas fueron entre 9000 y 9700 mg O₂/L. Posteriormente se observaron incrementos y decrementos en el intervalo de 315 y 602 días, después al día 421 las dinámicas de los lixiviados en los lisímetros con PEAD-CONV y ECOVIO, tuvieron tendencias decrecientes similares a las de DQO. Al final de la experimentación se obtuvieron concentraciones entre 570 y 1130 mg O₂/L; las cuales fueron superiores a las reportadas (76-701 mg O₂/L) por Kulikowska & Klimiuk (2008), en lixiviados de un relleno de aproximadamente 12 años de edad.

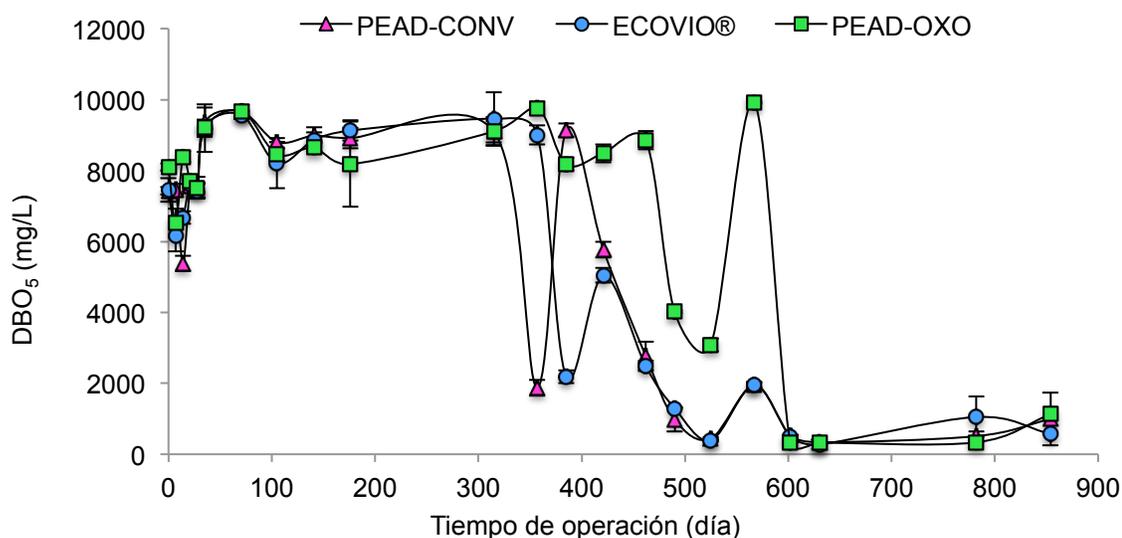


Figura 3.6 DBO₅ en lixiviados

3.2.6. Sólidos totales en lixiviados

Las dinámicas de los sólidos totales (ST) de los lixiviados en los tres lisímetros se muestran en la figura 3.7. Las concentraciones de los ST presentaron dinámicas similares del inicio al día 224, posteriormente los tres lisímetros mostraron una disminución rápida de la concentración de los ST: el ECOVIO® a los 245 días, a los 274 días el PEAD-CONV y el PEAD-OXO a los 413 días que corresponde con el incremento en los valores de pH (Figura 3.4); alcanzando valores entre 4.8 y 5.7 mg/L después de 600 días. Después de este periodo al igual que la DBO₅, pH, y DQO (659 días) las dinámicas de las concentraciones de dichos parámetros fueron similares.

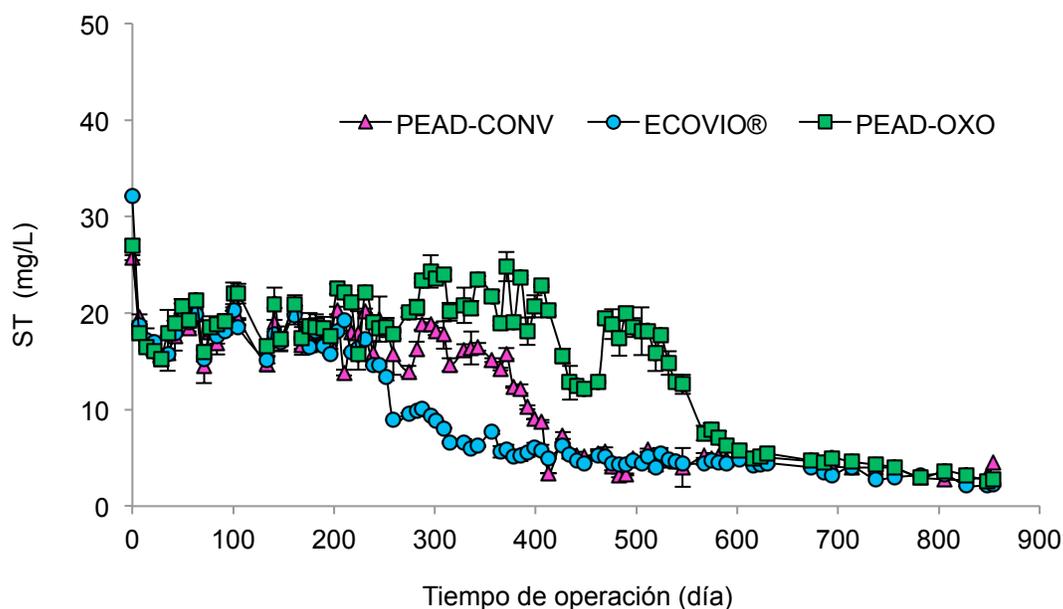


Figura 3.7. Concentración de sólidos totales en los lixiviados

3.2.7. Sulfatos en lixiviados

Los sulfatos (SO_4^{-2}) al igual que otros parámetros como la DQO y la DBO_5 , mostraron incrementos y descensos desde el inicio hasta el día 673 de la experimentación, lo cual puede deberse a que parte de los SO_4^{-2} se mantiene en los residuos, donde no se encuentran los canales preferenciales, por lo que solo hay una interacción por difusión (Oonk *et al.*, 2013). Después de los 700 días tuvieron dinámicas estables, el ECOVIO® y PEAD-OXO, tuvieron valores finales de 2073 y 3647 mg/L, mientras que PEAD-CONV con 282 mg/L, lo anterior puede atribuirse al tipo de material.

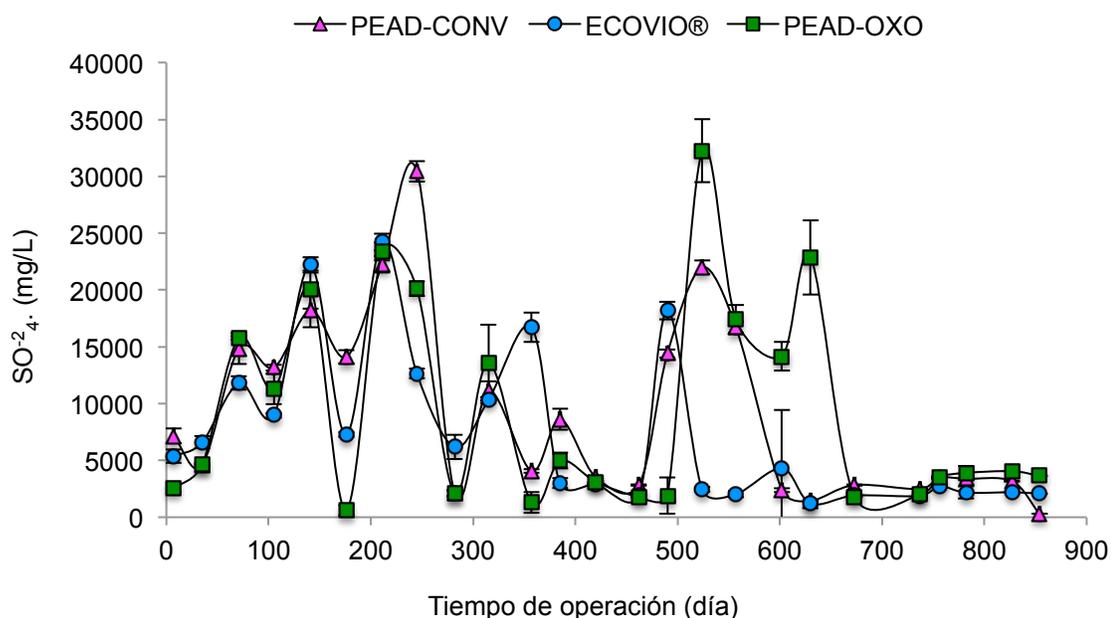


Figura 3.8 Sulfatos en lixiviados

3.2.8. Potencial REDOX en lixiviados

Los valores de voltaje del potencial REDOX (Eh) hasta el día 180 muestra una respiración microbiana óxica (Figura 3.9); mientras que los lixiviados de los lisímetros con ECOVIO®, presentaron una respiración prácticamente anóxica a partir del día 182 (-78mV) y hasta el final del experimento. Los lixiviados de los lisímetros con PEAD-CONV y PEAD-OXO mostraron dinámicas similares hasta los 365 días, manteniendo la respiraciones óxicas y anóxicas; a partir de ese día los lixiviados del lisímetro con PEAD-CONV descendieron a valores negativos, lo que indica que alcanzaron la anaerobiosis; mientras que el PEAD-OXO fue después del día 490 (Gerardi, 2003; Hernández-Berriel & Mañón-Salas, 2019).

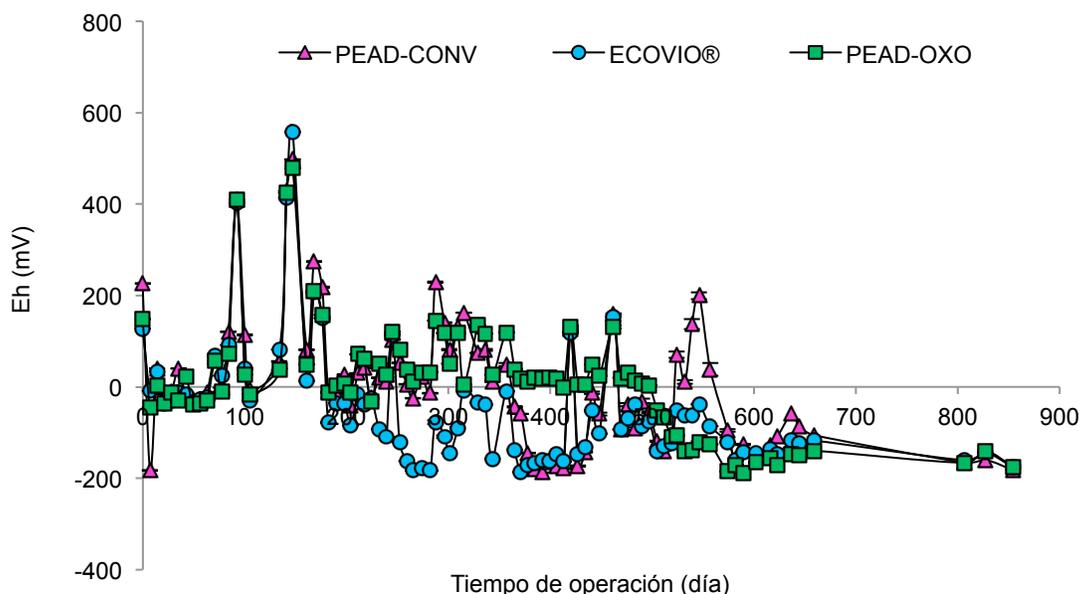


Figura 3.9 Potencial REDOX en lixiviados

3.2.9. Alcalinidad en lixiviados

Para los lixiviados de los lisímetros con PEAD-CONV y ECOVIO® los valores de alcalinidad oscilaron entre 10014 y 13242 mg CaCO₃/L hasta el día 245; mientras que los lixiviados del lisímetro con el PEAD-OXO presentaron variaciones 6.4 veces mayores (132 a 20029 mg CaCO₃/L). Posteriormente y hasta el día 557 sus dinámicas fueron decrecientes, lo cual puede atribuirse a que se llevó a cabo la degradación de los ácidos grasos volátiles (Oonk *et al.*, 2013), produciéndose CH₄ (Tchobanoglous *et al.*, 1994). En este periodo, (245-557 días) los valores del PEAD-CONV y ECOVIO® fueron cercanos y el PEAD-OXO presentó valores con el doble de la concentración, lo cual es indicio que el aditivo OXO retarda la biodegradación, como lo muestran los valores de pH para este periodo (Figura 3.4). Después del día 557, se observó que los valores de este parámetro tendieron a decrecer de manera desacelera y, en la última medición (854 días), se encontró que los lixiviados de los lisímetros con PEAD-OXO y ECOVIO® tuvieron concentraciones cercanas (2790 y

2460 mg CaCO₃/L), mientras que para el PEAD-CONV sus concentraciones fueron diez veces menores (261 mg CaCO₃/L)(Figura 3.10).

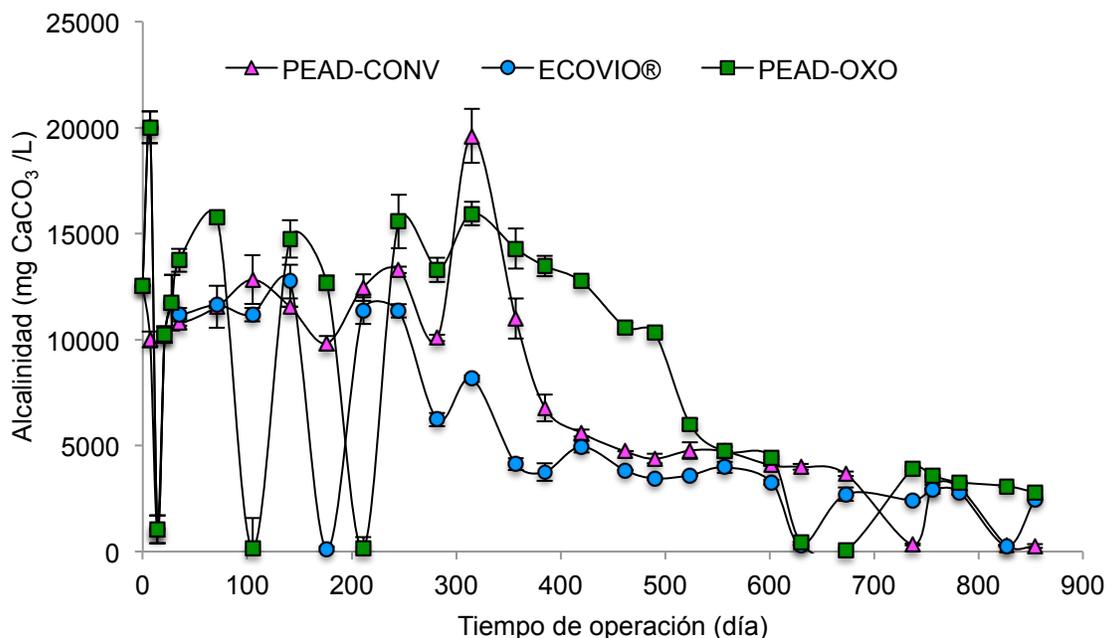


Figura 3.10 Alcalinidad en lixiviados

3.2.10. Bacterias en lixiviados

En la figura 3.11 se muestran las dinámicas de las unidades formadoras de colonias (UFC) de bacterias en los lixiviados de los tres lisímetros. Sus poblaciones oscilaron entre $7.55E2-9.55E-5$ log UFC/mL durante el tiempo de operación; donde sus valores presentaron incrementos en días cercanos aquellos en los que sus valores de pH alcanzaron la neutralidad (Figura 3.4).

En cuanto a hongos y levaduras sus valores oscilaron entre $1E2-5E2$ log UFC/mL. Los tres tipos de microorganismos presentaron sus mayores poblaciones en los lixiviados del lisímetro con ECOVIO®, entre los días 282 y 385 para bacterias (Figura 3.11); y entre los días 282 y 315 para hongos y levaduras (Figura 3.12); debido a que su formulación está diseñada para la degradación aerobia.

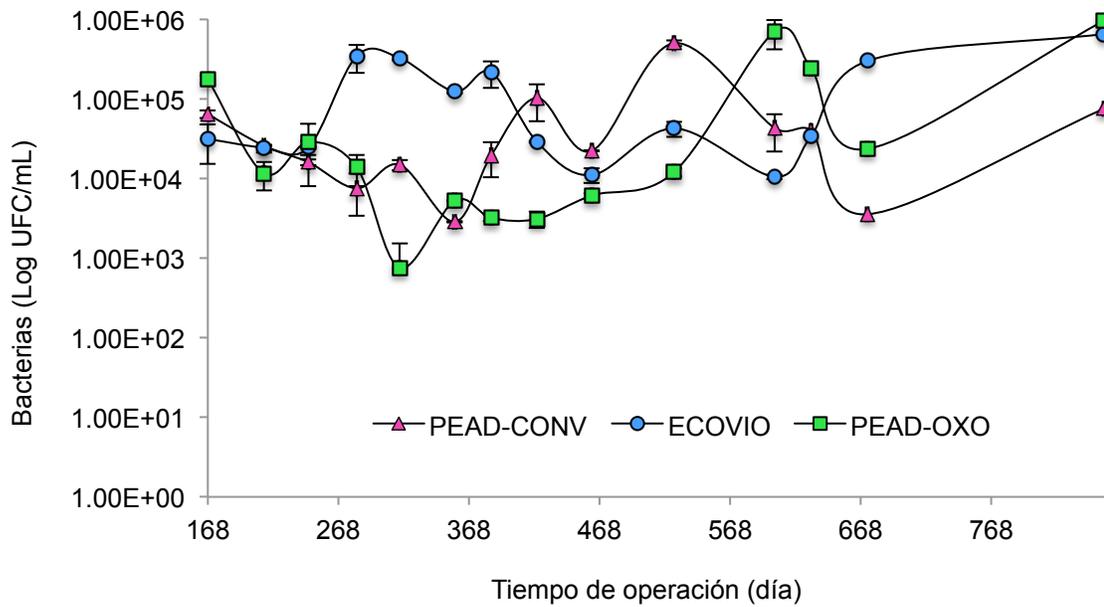


Figura 3.11 Bacterias en los lixiviados de los lisímetros

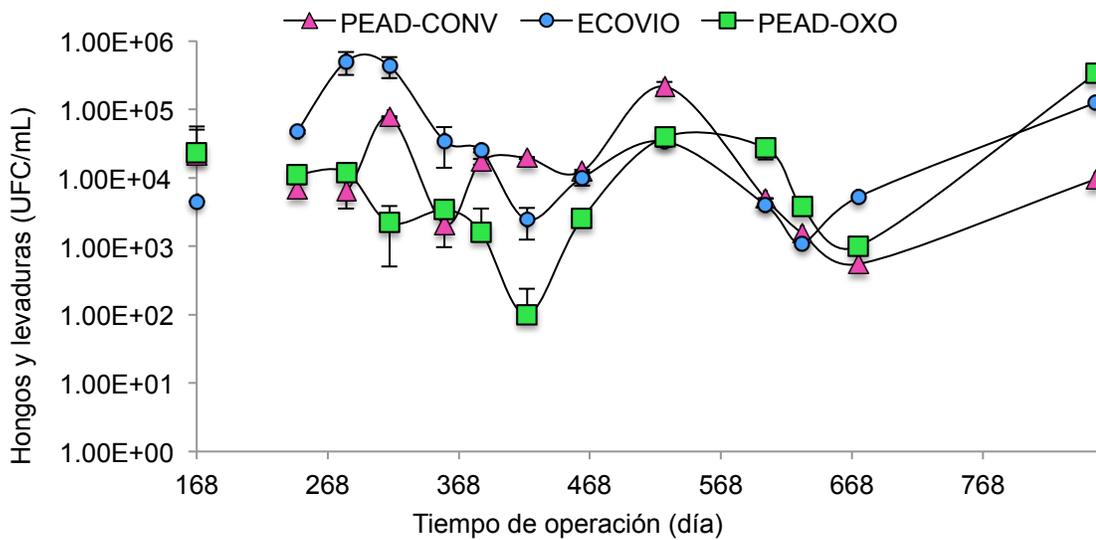


Figura 3.12 Hongos y levaduras en los lixiviados de los lisímetros

3.2.11. Metales en lixiviados

En la tabla 3.1 se resumen las concentraciones de metales en los lixiviados drenados de los lisímetros muestreados en tres momentos del experimento: inicial, intermedio y final. Las concentraciones de metales al inicio del experimento fueron en orden de mayor a menor: Mn>Fe>Zn>Pb>Ni>Cu>Co>Cr>Cd; a la mitad de la experimentación el orden fue: Fe>Mn>Pb>Cu>Zn>Ni>Cr>Co>Cd; y al final del proceso fueron: Fe>Mn>Zn y, el resto de los metales se encontraron por debajo del límite de detección del equipo.

Al inicio de la experimentación, los lixiviados que superaron los límites máximos permisibles (LMP) de los metales, dados por la NOM-ECOL-001-1996, fueron Pb, Ni para los tres lisímetros; y para Zn los lisímetros con ECOVIO[®] y con PEAD-OXO (Tabla 3.1); la NOM-SEMARNAT-052-2005 no fue superada. Frikha *et al.* (2017) mencionan que las concentraciones altas de Zn puede deberse a la presencia de pilas en los RESA, sin embargo, la mezcla sintética no las incluyó. En el caso del Fe los lixiviados del lisímetro con ECOVIO[®] presentaron la mayor concentración (85.7 mg/L) y para el Mn fueron los lixiviados del lisímetro PEAD-OXO (87.64 mg/L).

Hernández-Berriel *et al.* (2012) mencionan que el alto contenido de metales de Ni, Zn y Pb, se puede deber al arrastre de estos metales por el efecto de la recirculación sobre los residuos y al pH ácido de los lixiviados que los disuelve. Lo que concuerda con las concentraciones altas de 98, 120, 90 mg/kg de Ni, Pb y Zn respectivamente reportado por Rosal *et al.* (2007).

En la parte intermedia del experimento, el Pb para el PEAD-CONV con 21.8 ± 2.4 mg/L supero los LMP de la NOM-SEMARNAT-052-2005 y la NOM-ECOL-001-1996; para el resto de los metales los lixiviados del lisímetro con PEAD-OXO tuvieron las concentraciones más altas, pero no superaron ninguno de los LMP de las normas mencionadas.

Al final el proceso, todas las concentraciones de los metales analizados se encontraron por debajo de los LMP reportados en las normas NOM-SEMARNAT-052-2005 (DOF, 2006) y NOM-ECOL-001-1996 (DOF, 1997). Los lixiviados del lisímetro con PEAD-OXO tuvieron las concentraciones más altas para Fe y Mn; mientras que para Ni fueron los lixiviados del lisímetro con ECOVIO®; para los otros metales no se alcanzó el límite de detección del equipo.

Tabla 3.1. Resumen de concentraciones de metales en lixiviados

METAL	INICIO (día 7) (mg/L)	INTERMEDIO (385 días) (mg/L)	FINAL (854 días) (mg/L)	LÍMITE DE DETECCIÓN DEL EQUIPO	LMP NOM- SEMARNAT- 052-2005 (mg/L) ^a	LMP NOM- ECOL-001- 1996 (mg/L) ^b
Pb	3.0 ± 0.3 ^c	21.8 ± 2.4	<0.010	0.010	5	0.2
	3.7 ± 0.9 ^d	0.02 ± 0.0				
	3.7 ± 0.2 ^f	0.16 ± 0.0				
Fe	67.6 ± 1.4 ^c	315 ± 80.5	23.4 ± 0.5	0.006	-	-
	85.7 ± 18.5 ^d	351 ± 62.5	18.6 ± 0.4			
	70.8 ± 1.5 ^f	814 ± 4.7	29.2 ± 0.2			
Ni	2.9 ± 0.0 ^c	0.1 ± 0.1	0.05 ± 0.01	0.010	-	2.0
	2.9 ± 0.1 ^d	0.04 ± 0.0	0.06 ± 0.03			
	3.3 ± 0.1 ^f	0.2 ± 0.1	<0.01			
Zn	0.8 ± 0.0 ^c	0.02 ± 0.01	<0.001	0.001	-	1
	3.7 ± 0.04 ^d	0.016 ± 0.04				
	4.5 ± 0.05 ^f	0.44 ± 0.03				
Cu	2.6 ± 0.5 ^c	<0.003	<0.003	0.003	-	4
	0.14 ± 0.03 ^d	<0.003				
	0.25 ± 0.04 ^f	0.01 ± 0.0				
Cr	0.12 ± 0.007 ^c	0.056 ± 0.0	<0.006	0.006	5	0.5
	0.37 ± 0.27 ^d	<0.006				
	0.20 ± 0.008 ^f	0.18 ± 0.02				
Mn	72.79 ± 0.85 ^c	3.36 ± 0.28	2.35 ± 0.25	0.002	-	-
	68.77 ± 3.09 ^d	0.19 ± 0.18	3.06 ± 0.25			
	87.54 ± 0.96 ^f	11.12 ± 0.96	4.04 ± 0.21			

Tabla 3.2. Resumen de concentraciones de metales en lixiviados Continuación

METAL	INICIO (día 7) (mg/L)	INTERMEDIO (385 días) (mg/L)	FINAL (854 días) (mg/L)	LÍMITE DE DETECCIÓN DEL EQUIPO	LMP NOM- SEMARNAT- 052-2005 (mg/L) ^a	LMP NOM- ECOL-001- 1996 (mg/L) ^b
Cd	<0.002 ^c	0.009 ± 0.0	<0.002	0.002	1	0.1
	<0.002 ^d	0.004 ± 0.0				
	<0.002 ^f	0.013 ± 0.0				
Co	1.78 ± 0.10 ^c	<0.005	<0.005	0.005	-	-
	1.83 ± 0.13 ^d	<0.005				
	0.81 ± 0.74 ^f	0.039 ± 0.003				

LMP: Límite máximo permisible

^a(D. O. de la F. DOF, 2006), ^b(D. O. de la F. DOF, 1997), ^cPEAD-CONV, ^dECOVIQ®, ^fPEAD-OXO

Las oscilaciones de los parámetros DQO, BDO₅, Sulfatos, bacterias, hongos y levaduras y metales entre los 300 y 600 días de operación; pueden deberse al movimiento de los lixiviados dentro de los poros de los RSU y a la eficiencia del drenaje de los mismos, que pueden o no arrastrar diferentes componentes de la matriz de RSU (Frikha *et al.*, 2017; São Mateus *et al.*, 2012). Además en la mayoría de los parámetros analizados después de 700 días, los valores tienden a converger con dinámicas estables para los tres lisímetros.

3.2.12. Monitoreo y caracterización de biogás

Las generaciones acumulativas de biogás en los lisímetros se muestran en la figura 3.13. El lisímetro con PEAD-OXO fue el que presentó la mayor producción acumulativa de biogás al finalizar la experimentación con 7272.3 L. Seguido del PEAD-CONV con 5254.5 L y ECOVIQ® con 4736.3 L. El aumento en la producción de biogás coincide con el incremento del pH en los lixiviados cada uno de los lisímetros (Figura 3.4); sin embargo es importante mencionar que el lisímetro con ECOVIQ® presentó fugas

Las dinámicas de la generación de biogás acumulado fueron similares hasta el día 252; en el periodo de 252 a 567 días la dinámica para el lisímetro con PEAD-OXO

fue diferente, con una tendencia sigmoide, mientras que los otros dos presentaron una tendencia exponencial.

De acuerdo con el ANOVA mediante la prueba de Tukey's con un 95% de intervalo de confianza, los tres lisímetros presentaron diferencias significativas ($p=0.0008$) entre los valores del biogás acumulado, para el periodo de 714 a 854 días.

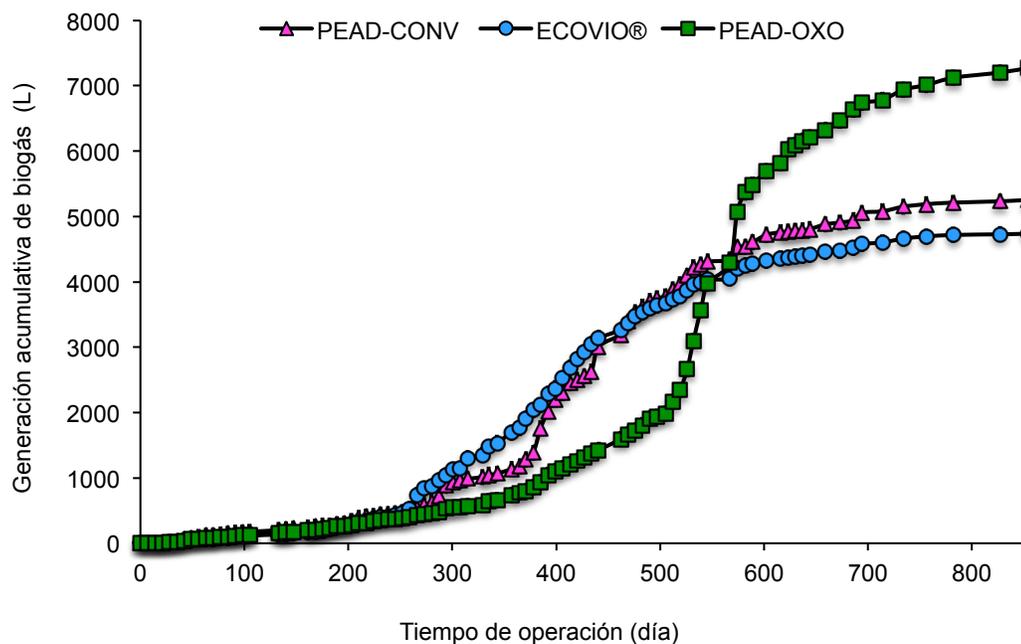


Figura 3.13 Volumen de biogás acumulado

La composición porcentual del CH_4 del biogás generado durante la experimentación, se muestra en la figura 3.14 y en el Anexo D se presentan los gases: CO_2 , N_2 , O_2 e H_2 . Para el lisímetro con PEAD-CONV, el mayor porcentaje de CH_4 (cerca del 60%) se observó después de 400 días y se mantuvo estable entre los 474 y 756 días, al finalizar la experimentación alcanzó valores cercanos al 39% v/v. El lisímetro con ECOVIO® obtuvo su mayor producción de CH_4 después de 258 días y se mantuvo estable entre los días 203 a 589; y para el lisímetro con PEAD-OXO, después de 539 días se alcanzó la concentración máxima de CH_4 , manteniéndose estable en el intervalo de 462 y 686 días.

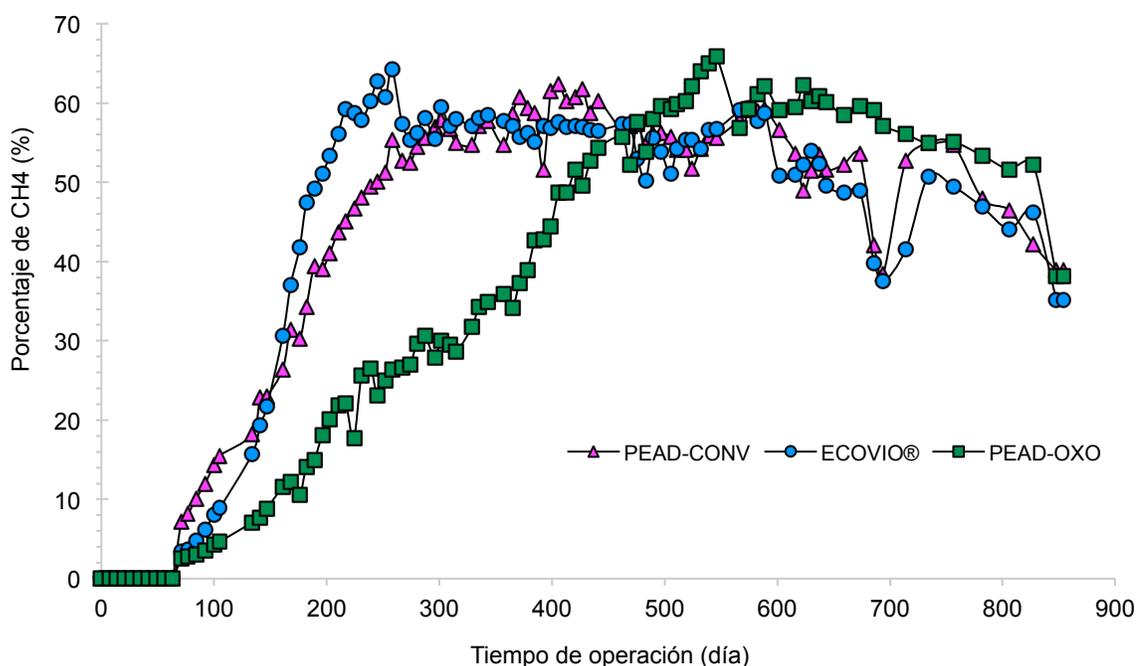


Figura 3.14 Porcentaje de biogás en lisímetros

3.2.13. Desmontaje y análisis de resultados

Con la utilización de la ecuación de Gompertz modificado (Ecuación 2.1) utilizado por Cho *et al.* (2011), se modeló la generación de CH_4 de los RSU en los lisímetros. En tabla 3.3 se muestran los parámetros obtenidos después de un análisis no lineal a partir de los resultados experimentales para obtener los parámetros P , R y λ .

Se determinó que la tasa de generación de CH_4 en litros por kilogramo de sólidos volátiles diaria ($\text{L CH}_4 / \text{kg SV día}$) fue mayor para el lisímetro con PEAD-OXO ($0.6 \text{ L CH}_4 / \text{kg SV día}$), seguido del PEAD-CONV ($0.3 \text{ L CH}_4 / \text{kg SV día}$) y el ECOVIO® ($0.2 \text{ L CH}_4 / \text{kg SV día}$); sin embargo, el lisímetro con PEAD-OXO presentó un periodo de letargo más largo (450.55 días), para el PEAD-CONV fueron 290.71 días y para el ECOVIO® fueron 260.74 días; lo que quiere decir que el lisímetro con

ECOVIDO[®] fue el primero que empezó a generar CH₄; por lo anterior se infiere que el tipo de plástico utilizado afecta la producción de este gas.

Tabla 3.3. Estimación de los parámetros por regresión no lineal

TIPO DE PLÁSTICO	P experimental (L CH ₄ /kg SV)	P simulado (L CH ₄ /kg SV)	R, L CH ₄ / kg SV día	λ, día	SUMA DE ERRORES CUADRADOS
PEAD-CONV	85.52	88.799	0.3	290.71	587.97
ECOVIDO [®]	53.26	53.599	0.2	260.74	96.01
PEAD-OXO	111.33	112.3	0.6	450.55	1687.17

P: última generación de metano (L CH₄ / kg VS); R: es la tasa de generación de metano (L CH₄ / Kg VS día); λ: es el período de latencia (días)

En la figura 3.15 se muestran las gráficas del CH₄ acumulado por kg de SV (L CH₄ / kg SV); la línea negra es el CH₄ acumulado por kg de SV, estimado con la ecuación modificada de Gompertz (Cho *et al.*, 2011) y se le denominó “simulado”. Para el PEAD-CONV la última generación de CH₄ acumulada experimental fue de 85.52 L CH₄ / Kg SV, y el simulado fue de 87.44 L CH₄ / Kg SV. Al interpolar los valores de la última generación de CH₄ acumulada experimental de 85.52 L CH₄ / Kg SV en el modelo del IPCC (Figura 3.16), en donde se graficó la generación de CH₄ acumulado de la mezcla sintética (para cada uno de los lisímetros) si se hubiera dispuesto en un relleno convencional, en el cual a los 40 años se tendría una generación acumulada de CH₄ de 251.25 L CH₄ / Kg SV para el lisímetro con PEAD-CONV, cabe mencionar que los residuos plásticos entran en el rubro de otros y tienen la tasa de generación de metano más pequeña. Se determinó que los 854 días de operación de los lisímetros equivalen a 5 años y 69 días en el modelo de IPCC.

El lisímetro con plástico ECOVIDO[®] el valor máximo medido experimentalmente del acumulado de CH₄ fue de 53.26 L CH₄ / Kg SV y el simulado de 53.59 L CH₄ / Kg SV con una suma de errores cuadrados de 96.01, y el tiempo equivalente con el modelo de IPCC fue de tres años y 94 días.

El lisímetro con plástico PEAD-OXO fue el que tuvo mayor tiempo de letargo y cantidad acumulada de CH₄. El valor experimental del acumulado de CH₄ fue de 111.33 L CH₄ / Kg SV, y el valor que se obtuvo en el simulado fue de 111 L CH₄ / Kg SV, con una suma de errores cuadrados de 1687.17. El tiempo equivalente con el modelo IPCC fue el de 6 años y 219 días.

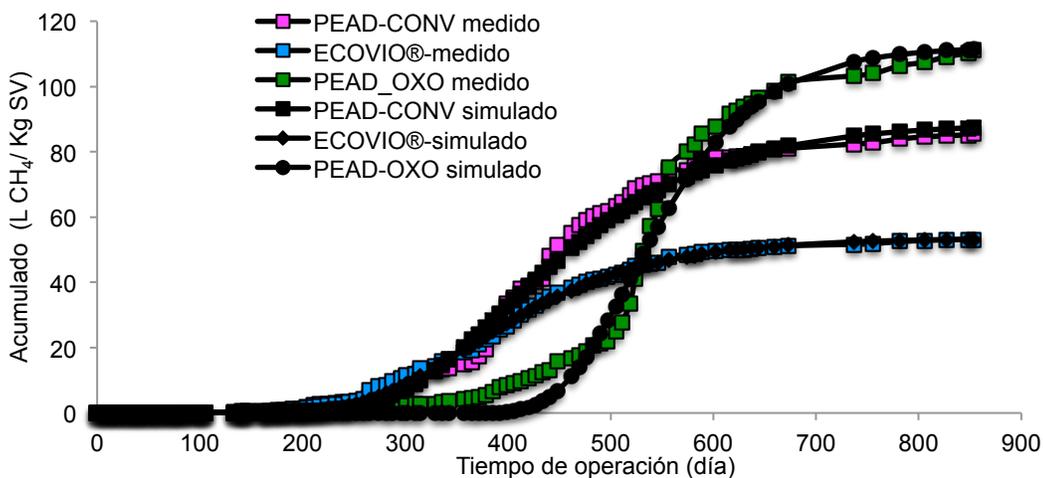


Figura 3.15. Acumulado de CH₄ en lisímetros

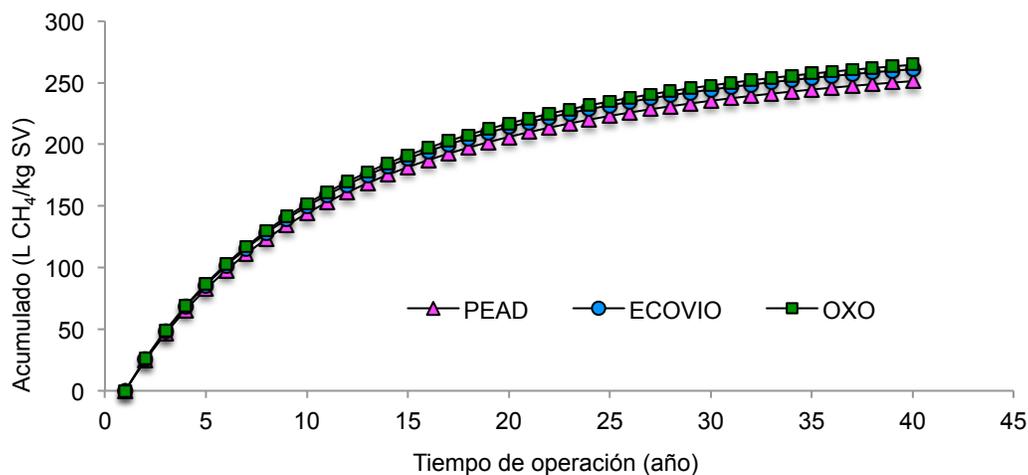


Figura 3.16. CH₄ acumulado de la mezcla sintética de los lisímetros modelado en IPCC

Con lo anterior se puede decir que la utilización del plástico PEAD-OXO acelera un año la degradación de los RSU presentes en el RESA comparándolo con el PEAD-CONV que no tienen aditivos que aumentan su degradación; mientras que el ECOVIO[®] retarda la degradación de los RSU en el RESA por dos años.

3.3. Etapa 3. Simulación en biorreactores

Durante la operación de los biorreactores con recirculación de lixiviados se caracterizaron los lixiviados (Tabla 2.2). Tanto para los biorreactores con recirculación de lixiviados como los biorreactores con aireación se monitoreó la generación de biogás y se graficó como biogás acumulativo y se caracterizaron los plásticos (Tabla 2.6).

3.3.1. Montaje de biorreactores

La cantidad de mezcla sintética que se introdujo en todos los niveles de biorreactores tanto de aireación como de recirculación fue de 330 g.

3.3.2. Recirculación y caracterización de lixiviados

De acuerdo con el volumen de RSU (mezcla sintética) contenido en los biorreactores, se determinó la cantidad de lixiviados a recircular en los biorreactores: 126 mL en los biorreactores al 20 % V/V, 189 mL en los del 30 % V/V y 252 mL a los del 40 % V/V.

En la figura 3.16 se muestran los volúmenes promedio de lixiviados extraídos en cada trío de biorreactores. Después de 20 días de operación y hasta la finalización del experimento, se observó un comportamiento prácticamente estable para las tres tasas de recirculación; extrayéndose en promedio 135.6 ± 0.34 mL de los biorreactores con el 20 %V/V de recirculación (130 – 153 mL); para los de 30 % V/V 196 ± 3.6 mL (186 – 223 mL) y los del 40 % V/V 262.2 ± 4.2 (235 – 303 mL). Lo

anterior corrobora que a mayor tasa de recirculación mayor cantidad de lixiviados drenados; y es indicio que se arrastraron componentes y agua de la matriz sólida.

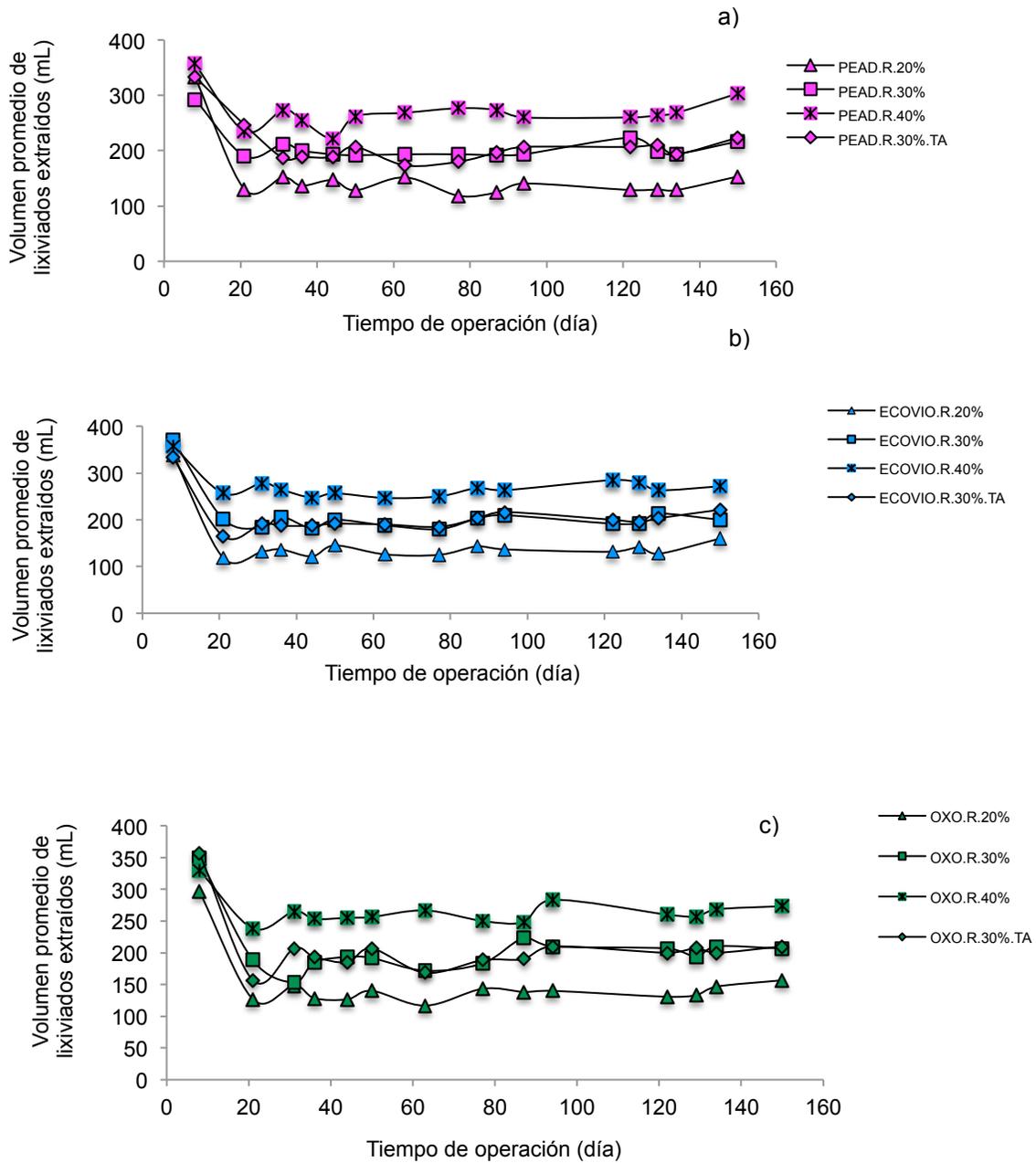


Figura 3.17. Volumen promedio de lixiviados extraídos en biorreactores: a) PEAD-CONV, b) ECOVIO®, c) PEAD-OXO

3.3.3. Potencial de hidrógeno en lixiviados

En la figura 3.18 se muestra la evolución del pH, los biorreactores iniciaron en un intervalo de 5.0 a 5.5 unidades de pH, posteriormente, se observó algunas variaciones entre 36 y 115 días, en donde los lixiviados de los biorreactores con PEAD-CONV y ECOVIO® y recirculación de 40% V/V, los que contenían PEAD-OXO y ECOVIO® y recirculación del 30 % V/V y, aquellos con PEAD-CONV y recirculación del 20 %V/V; a los 63 días alcanzaron pH neutros.

También se observó que en el intervalo de 36 a 115 días, el pH fue influenciado por el tipo de material, la tasa de recirculación y la temperatura, esta última afectó más a los cargados con PEAD-CONV y al ECOVIO® (Figura 3.18 a y b); después de 115 días de operación, los valores de pH de todos los biorreactores convergieron entre 7.5 - 8.0; estos valores fueron superiores a 7.2 a los 150 días, reportados por Ağdağ & Sponza (2007); mientras que Hernández-Berriel *et al.* (2012) reportan que a los 154 días, todos los biorreactores con distintas tasas de recirculación (50, 60, 70 y 80 %), llegaron a la neutralidad. Sin embargo, Ni *et al.* (2016) reportan valores de pH de 8.1 y 8.3 en reactores con RSU que tuvieron un pre-tratamiento de aireación al inicio de la experimentación. Lo anterior es indicio, que los RSU de los biorreactores con los tres tipos de plásticos utilizados en este estudio, se estabilizaron en 1/3 de tiempo que en los RSU de los lisímetros (Figura.3.4).

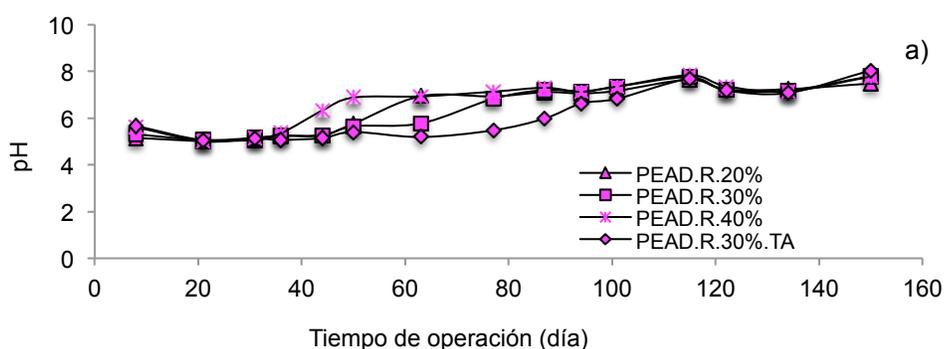


Figura 3.18. pH en los biorreactores con recirculación: a) PEAD-CONV, b) ECOVIO®, c) PEAD-OXO

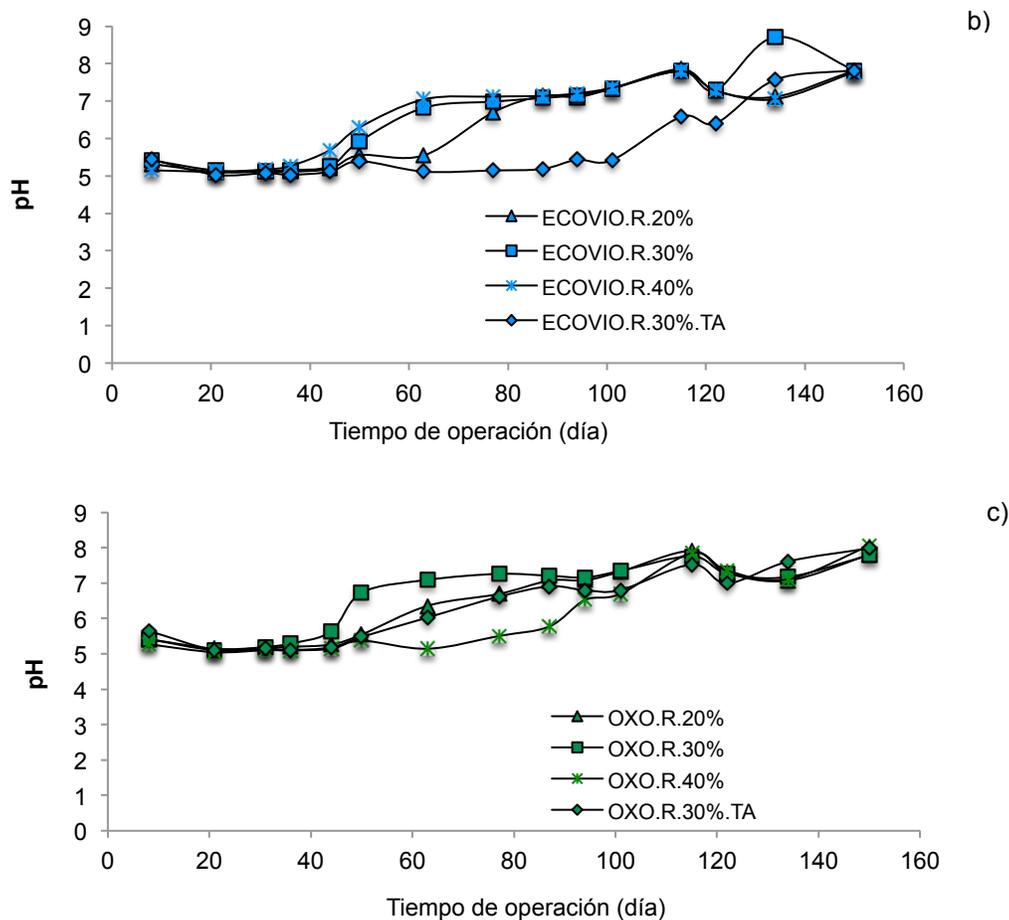


Figura 3.19. pH en los biorreactores con recirculación: a) PEAD-CONV, b) ECOVIO[®], c) PEAD-OXO (Continuación)

3.3.4. Demanda Química de Oxígeno en lixiviados

Los valores iniciales de DQO se encuentran entre 1700 y 2300 mg /L; los cuales fueron menores a los reportados por Filipkowska (2008). Después de 21 días se observaron incrementos en las concentraciones de los lixiviados de los biorreactores, con valores promedio máximos de 20000 mg/L para aquellos con ECOVIO[®] y 30000 mg/L para los que contenían PEAD-CONV y PEAD-OXO. El incremento de la concentración de DQO en los primeros días, puede deberse a la hidrólisis de la materia orgánica (Slezak *et al.*, 2015). Al igual que el pH, las concentraciones de DQO mostraron oscilaciones entre los días 50 y 122; Slezak *et al.* (2015) mencionan

que las variaciones en las concentraciones de DQO no refleja la cantidad total de materia degradada, sino su dinámica, debido al arrastre de compuestos de la matriz de RSU por las recirculaciones (Oonk *et al.*, 2013). También se observó que las concentraciones de DQO disminuye en todos los biorreactores cuando empieza a aumentar los valores de pH en los lixiviados, lo que concuerda con lo reportado por Filipkowska (2008). Al finalizar la experimentación, las concentraciones de DQO estuvieron en un intervalo de 2800 a 4700 mg/L (Figura 3.19); las cuales son cerca de cuatro veces superiores a las obtenidas en los lisímetros.

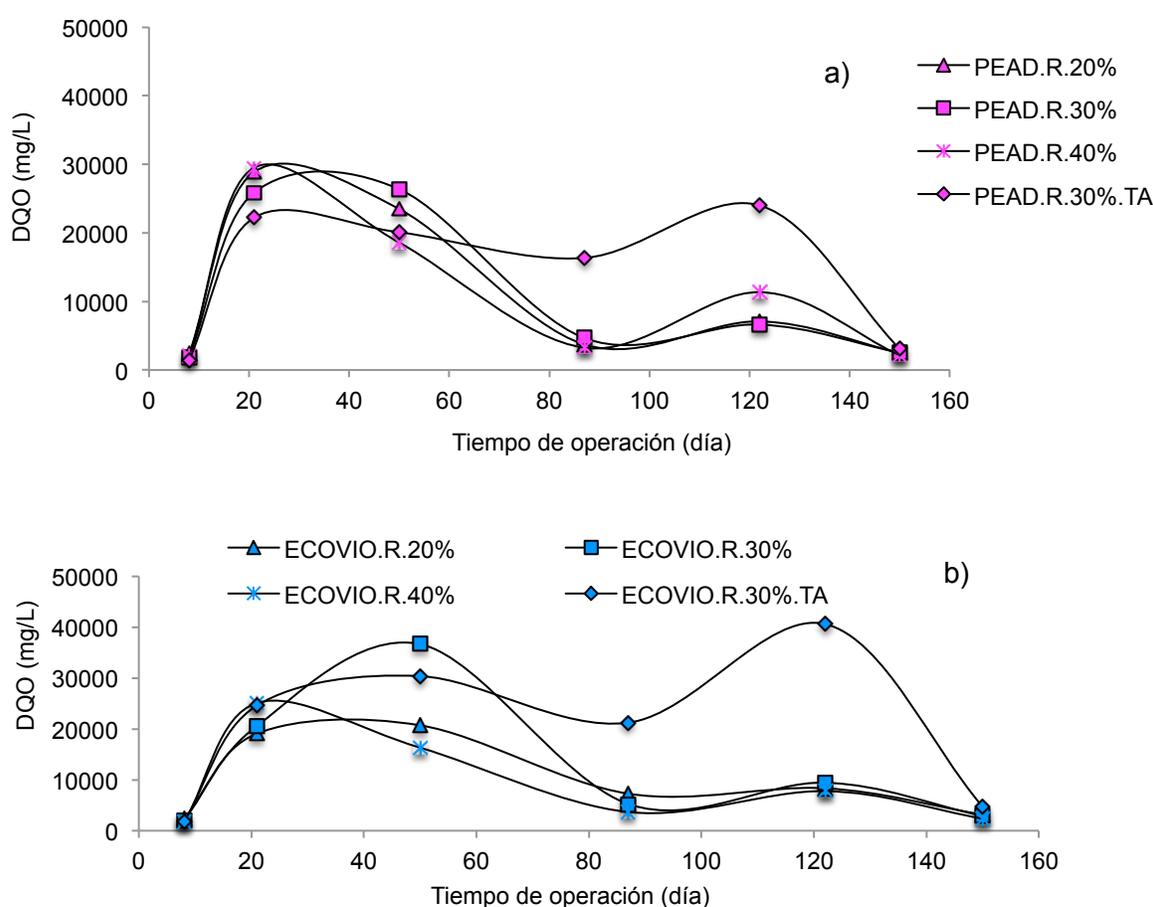


Figura 3.20 DQO en lixiviados de los biorreactores: a) PEAD-CONV, b) ECOVIO®, c) PEAD-OXO (Continuación)

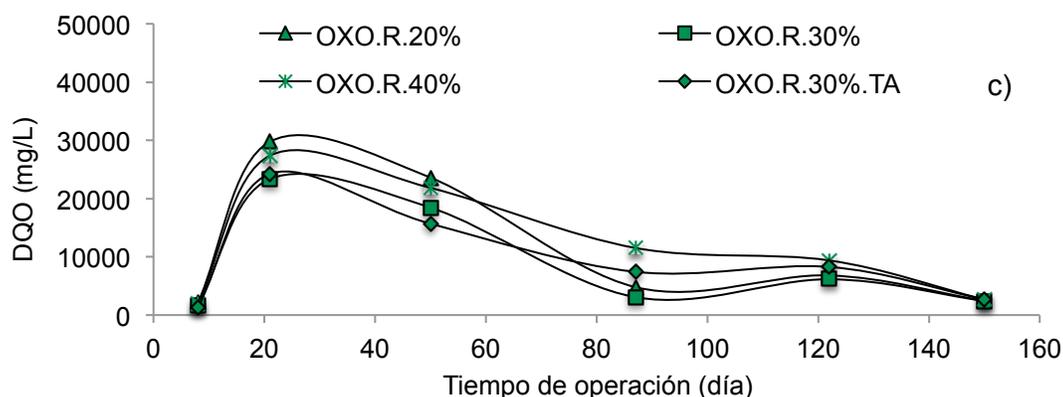


Figura 3.21. DQO en lixiviados de los biorreactores: a) PEAD-CONV, b) ECOVIO[®], c) PEAD-OXO (Continuación)

3.3.5. Demanda Bioquímica de Oxígeno en cinco días en lixiviados

Las dinámicas de las concentraciones de DBO_5 se muestran en la figura 3.20. La concentración de DBO_5 inicial osciló entre 8000 a 10000 mgO_2/L , posteriormente se observó una disminución, excepto para ECOVIO[®] a temperatura ambiente y PEAD-OXO con una recirculación de 40% V/V a 30 °C, que hasta los 87 días tuvieron concentraciones de casi 9700 mgO_2/L . Dinámicas similares presentaron los biorreactores con PEAD-CONV, pero sus concentraciones oscilaron entre 8000 y 7000 mgO_2/L . Después de los 87 días, en todos los lixiviados de los biorreactores bajaron sus concentraciones. Los valores finales de DBO_5 oscilaron entre 1000 a 1900 mgO_2/L , los cuales fueron superiores a los obtenidos en los lisímetros.

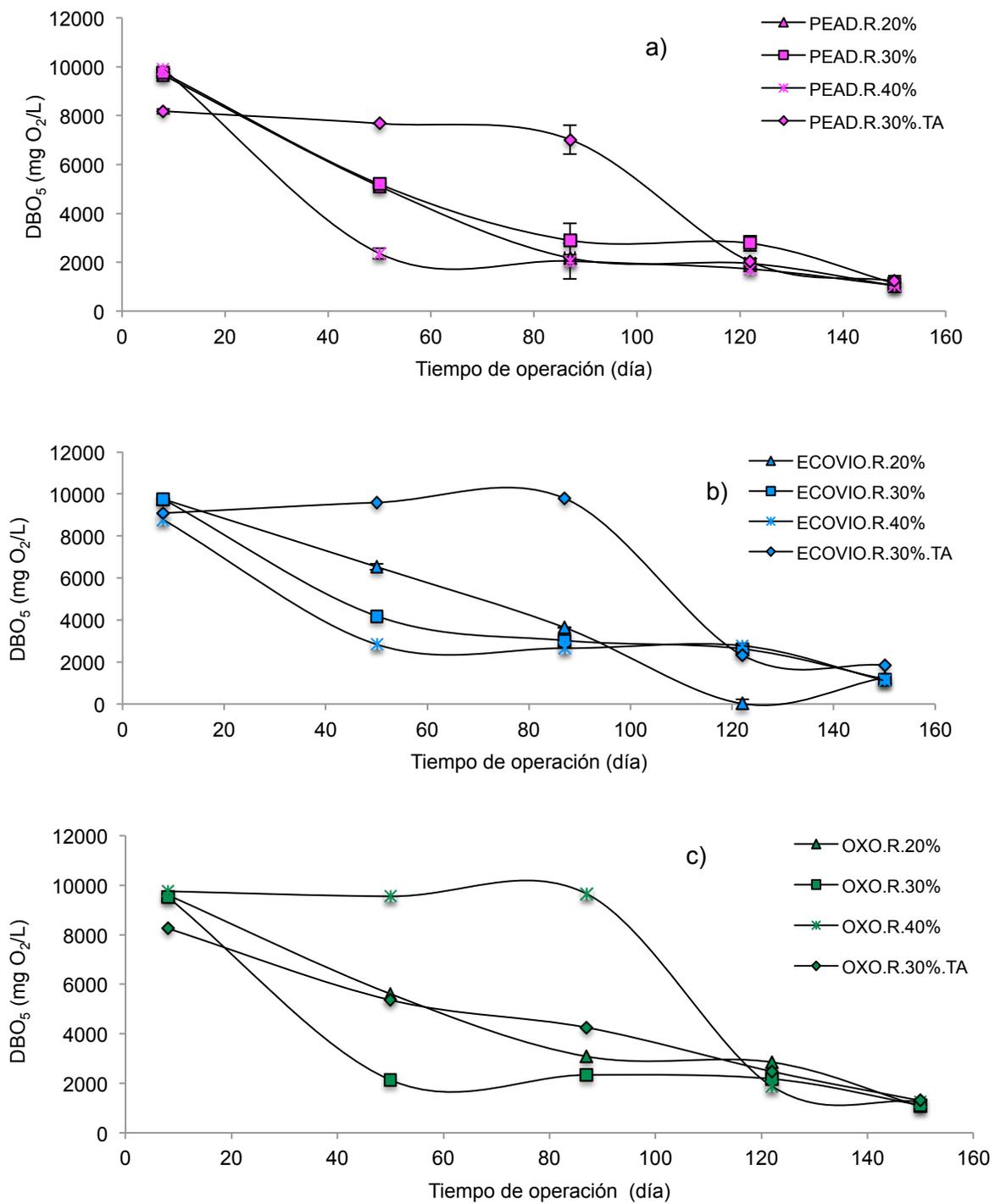


Figura 3.22 DBO₅ en lixiviados de los biorreactores: a) PEAD-CONV, b) ECOVIO[®], c) PEAD-OXO

3.3.6. Sólidos totales en lixiviados

El contenido inicial de sólidos totales en los lixiviados de los biorreactores fueron valores entre 12 y 14.5 mg/L; después de 50 días se observó un ligero incremento para los lixiviados de los biorreactores con PEAD.R30% a temperatura ambiente, llegando a valores cercanos de 18 mg/L y para los lixiviados de los biorreactores con PEAD.R.20% con concentraciones de 16.8 mg/L. A los 87 días para los biorreactores con una recirculación del 30% a temperatura ambiente, presentaron concentraciones más altas que el resto de las unidades experimentales (11.53, 12.93, 14.2 mg/L para el ECOVIO[®], el PEAD- OXO, y el PEAD-CONV respectivamente).

Después de 87 días las concentraciones de los sólidos totales de los lixiviados en los biorreactores oscilaron entre 5.5 y 8.5 mg/L y a los 122 días de operación llegaron a concentraciones entre 5 y 6 mg/L; excepto para el ECOVIO[®] R.30% a temperatura ambiente (8.4 mg/L). Al final del proceso, a los 150 días se observó un incremento en la concentración de los sólidos totales en los lixiviados para el biorreactor con el material ECOVIO[®] R.30% a temperatura ambiente con 13.5 mg/L, después el PEAD.R30% a temperatura ambiente y con el PEAD-OXO.R40% a 30°C con 9.45 y 9.48 mg/L, lo que indica que hay una liberación de material orgánico de la matriz de RSU. El resto de los biorreactores se encontraron en el intervalo de 5.6 y 7.3 mg/L (Figura 3.20).

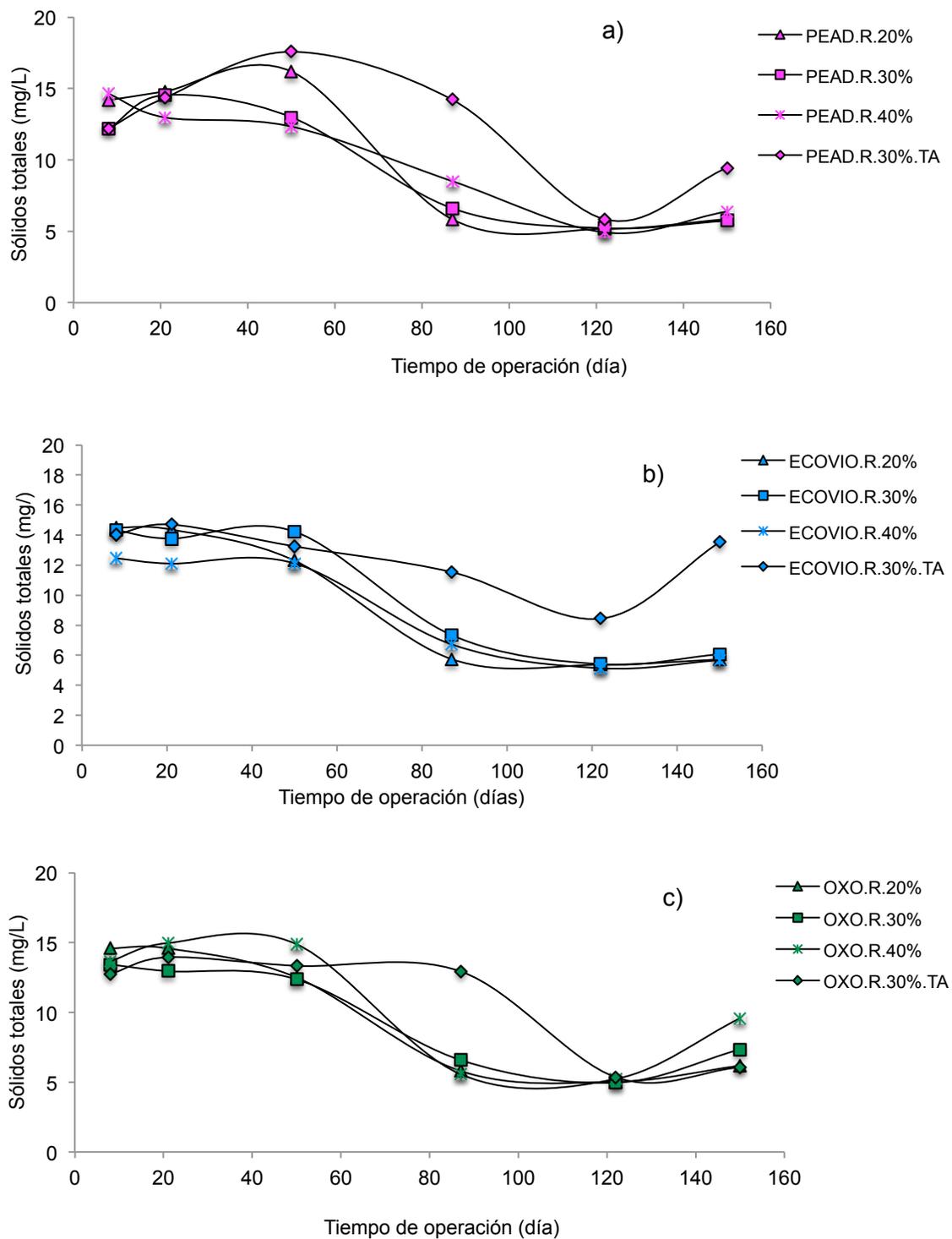


Figura 3.23 Sólidos totales en lixiviados de los biorreactores: a) PEAD-CONV, b) ECOVIO®, c) PEAD-OXO

3.3.7. Potencial REDOX en lixiviados

El potencial REDOX en los lixiviados de los biorreactores con los tres tipos de materiales estudiados presentaron una dinámica similar, iniciaron con valores entre -125 y 56.6 mV, después se observó un incremento a los 50 días de 76 a 300 mV. Después de 87 días mostraron una disminución entre -195 y 52.5 mV. Posteriormente a los 150 días tuvieron un incremento entre 240 y 245 mV. De acuerdo con Hernández-Berriel & Mañón-Salas (2019) los valores de potencial REDOX deben de ser menores a -200 mV para estar en una etapa de metanogénesis y se produzca CH_4 . Bonmatí (2008) menciona que el potencial REDOX es un indicador de la presencia o ausencia de oxígeno, por lo que los valores positivos pueden deberse que al momento de tomar la muestra estuvo en contacto con el oxígeno o por las especies disueltas en los lixiviados (Figura 3.24).

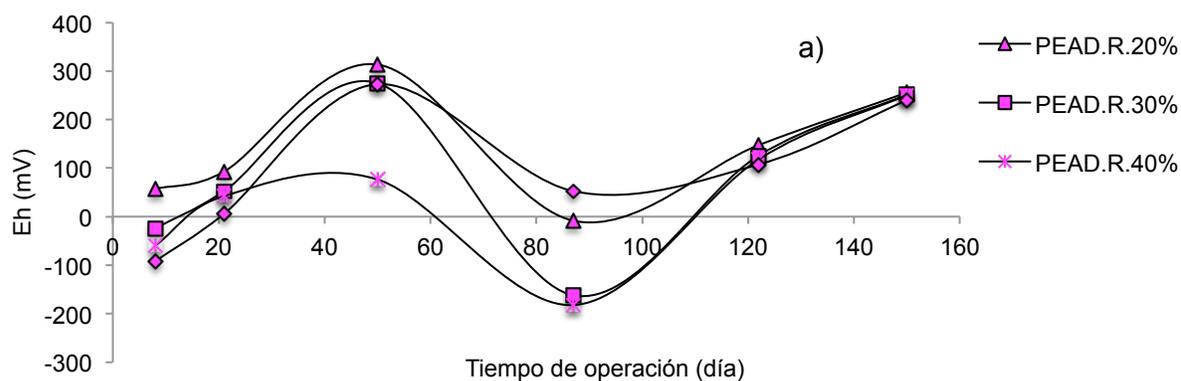


Figura 3.24. Potencial REDOX en lixiviados de los biorreactores: a) PEAD-CONV, b) ECOVIO®, c) PEAD-OXO

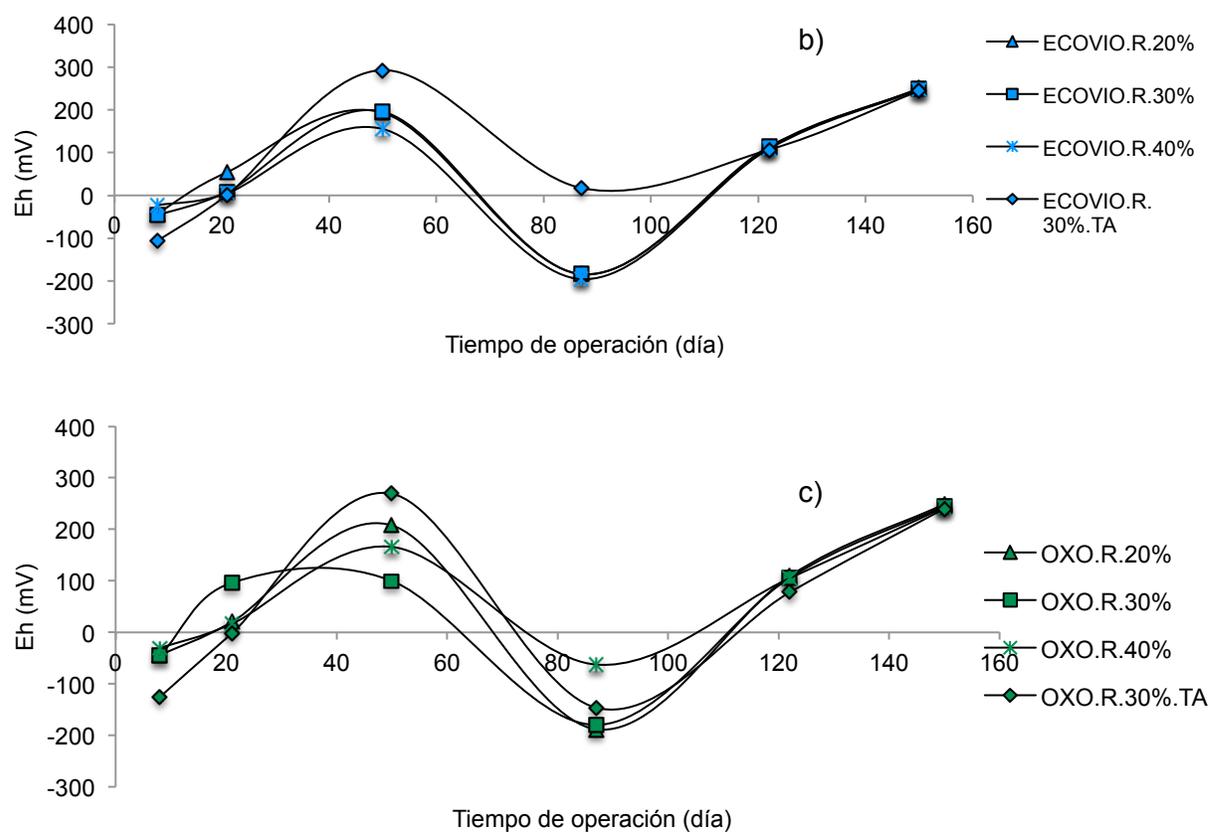


Figura 3.25. Potencial REDOX en lixiviados de los biorreactores: a) PEAD-CONV, b) ECOVIO[®], c) PEAD-OXO (Continuación)

3.3.8. Alcalinidad en lixiviados

La alcalinidad indica la cantidad de iones presentes en los lixiviados, la cual disminuye conforme los RSU del RESA van envejeciendo, por lo que al inicio de la degradación se esperan las concentraciones más altas de alcalinidad y conforme se avanza el proceso de degradación las concentraciones disminuyen (River-Laguna *et al.*, 2013). Dicha dinámica se observó en los lixiviados de los biorreactores; las concentraciones más altas se obtuvieron a los 21 días con valores entre 6000 y 9000 mg CaCO₃/L, excepto para los lixiviados de los biorreactores que contenían PEAD-CONV con una recirculación del 40%V/V, que iniciaron con una concentración de 12375 mg CaCO₃/L (Figura 3.26), lo anterior puede deberse a que se disolvieron

más iones al inicio de la recirculación. Al final del periodo de operación se obtuvieron valores entre 3350 a 3850 mg CaCO₃/L. Excepto el ECOVIO® R.30% a temperatura ambiente, que finalizó con un valor casi del doble (6250 mg CaCO₃/L), lo que indica que todavía se están disolviendo iones en los lixiviados de los biorreactores que contienen el plástico ECOVIO® R.30% a temperatura ambiente, lo que se corrobora con el incremento de ST (mg/L) y la DQO (mg/L) en los lixiviados que contienen este material (150 días de operación).

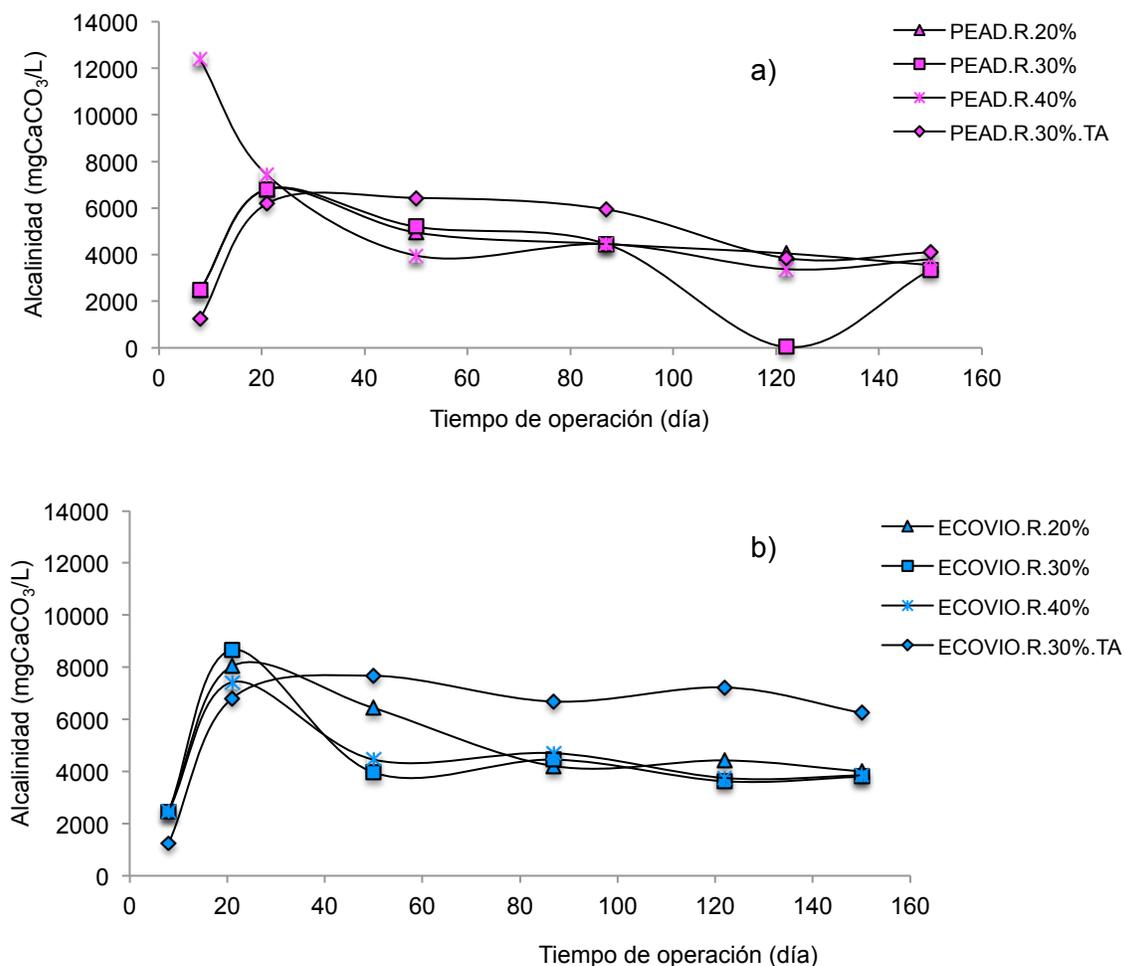


Figura 3.26. Alcalinidad en lixiviados de los biorreactores: a) PEAD-CONV, b) ECOVIO®, c) PEAD-OXO

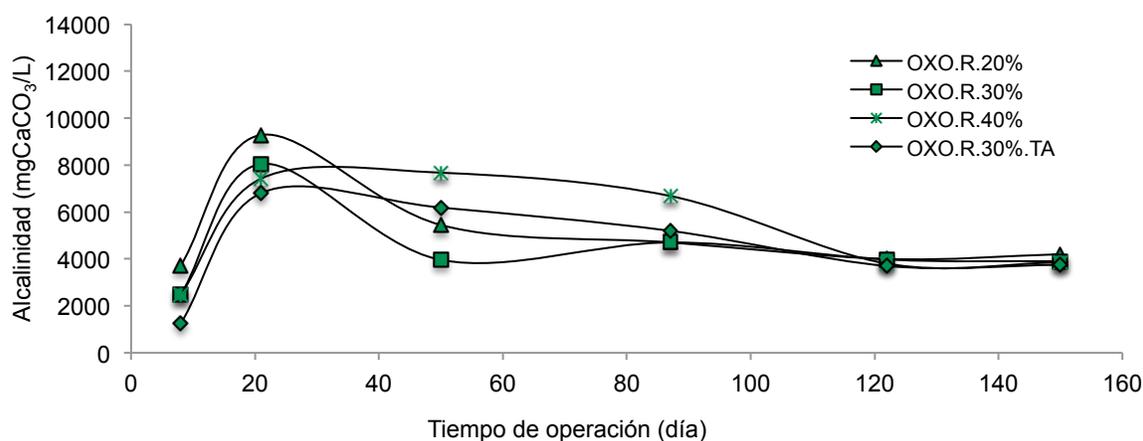


Figura 3.27. Alcalinidad en lixiviados de los biorreactores: a) PEAD-CONV, b) ECOVIO[®], c) PEAD-OXO (Continuación)

3.3.9. Bacterias en lixiviados

En la figura 3.28 se muestran las dinámicas de las unidades formadoras de colonias (UFC) de bacterias en los lixiviados de los biorreactores. Sus poblaciones oscilaron entre 270000 - 715000 UFC/mL durante el tiempo de operación; donde sus valores presentaron incrementos en días cercanos a los que sus valores de pH alcanzaron la neutralidad (Figura 3.18); dinámicas similares se observaron para bacterias y pH en los lixiviados de los lisímetros.

En cuanto a hongos y levaduras (Figura 3.29) sus valores oscilaron entre 1880000 - 39000 UFC/mL. La mayor población fue en los lixiviados del biorreactor con PEAD-OXO con una recirculación del 30% V/V a los 21 días y al final del proceso con intervalo de la población de 3500 a 24000 UFC/mL. A diferencia de los resultados obtenidos en los lixiviados de los lisímetros, en los lixiviados de los biorreactores se observó un efecto de disminución en las UFC/mL de hongos y levaduras en los tres materiales en estudio. Lo anterior pudo deberse a la diferencia de pH obtenidos: lisímetros entre 7.0 y 7.7 y en los biorreactores fue en el intervalo de 7.8 a 8.8.

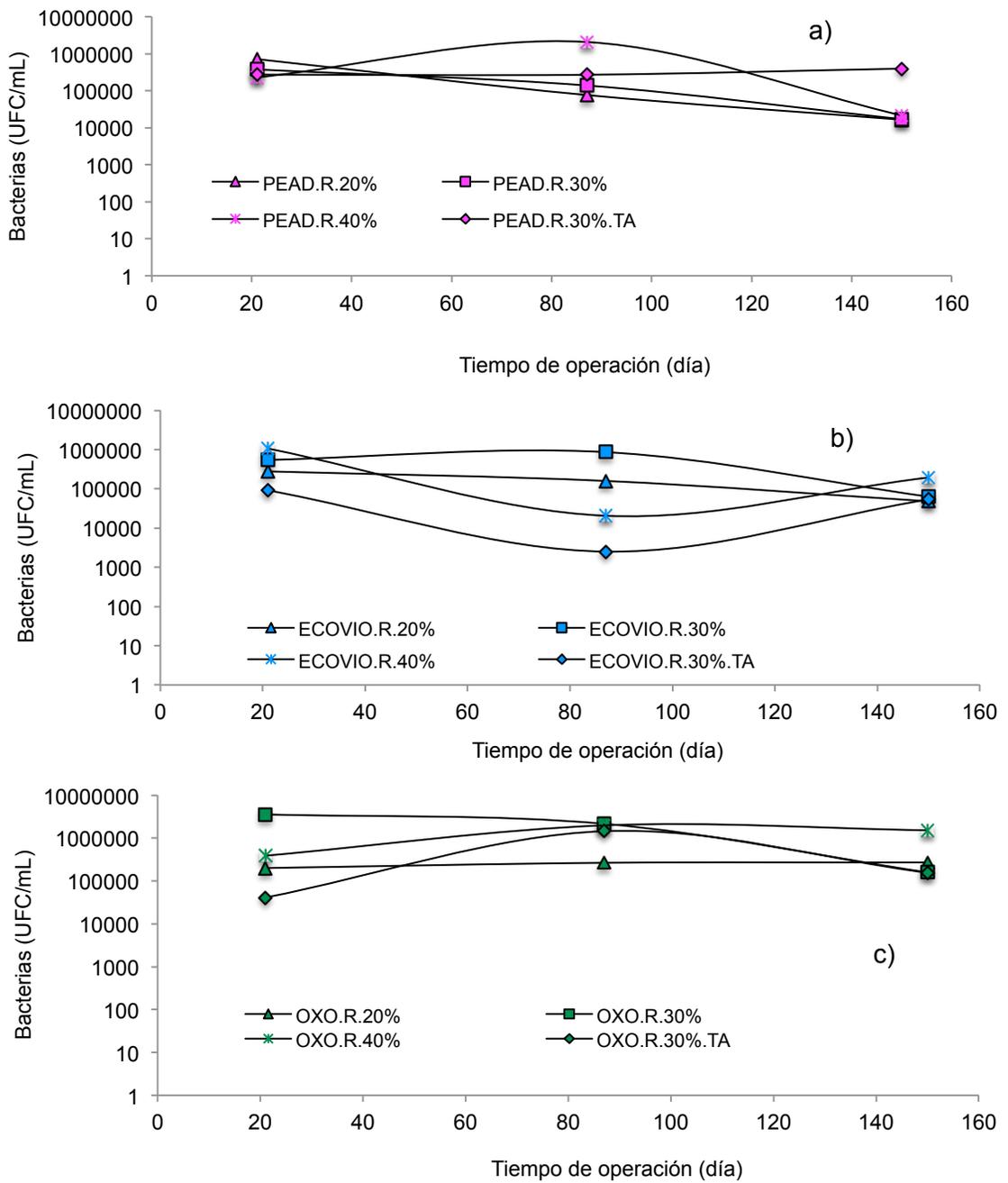


Figura 3.28 Hongos y levaduras en lixiviados de biorreactores

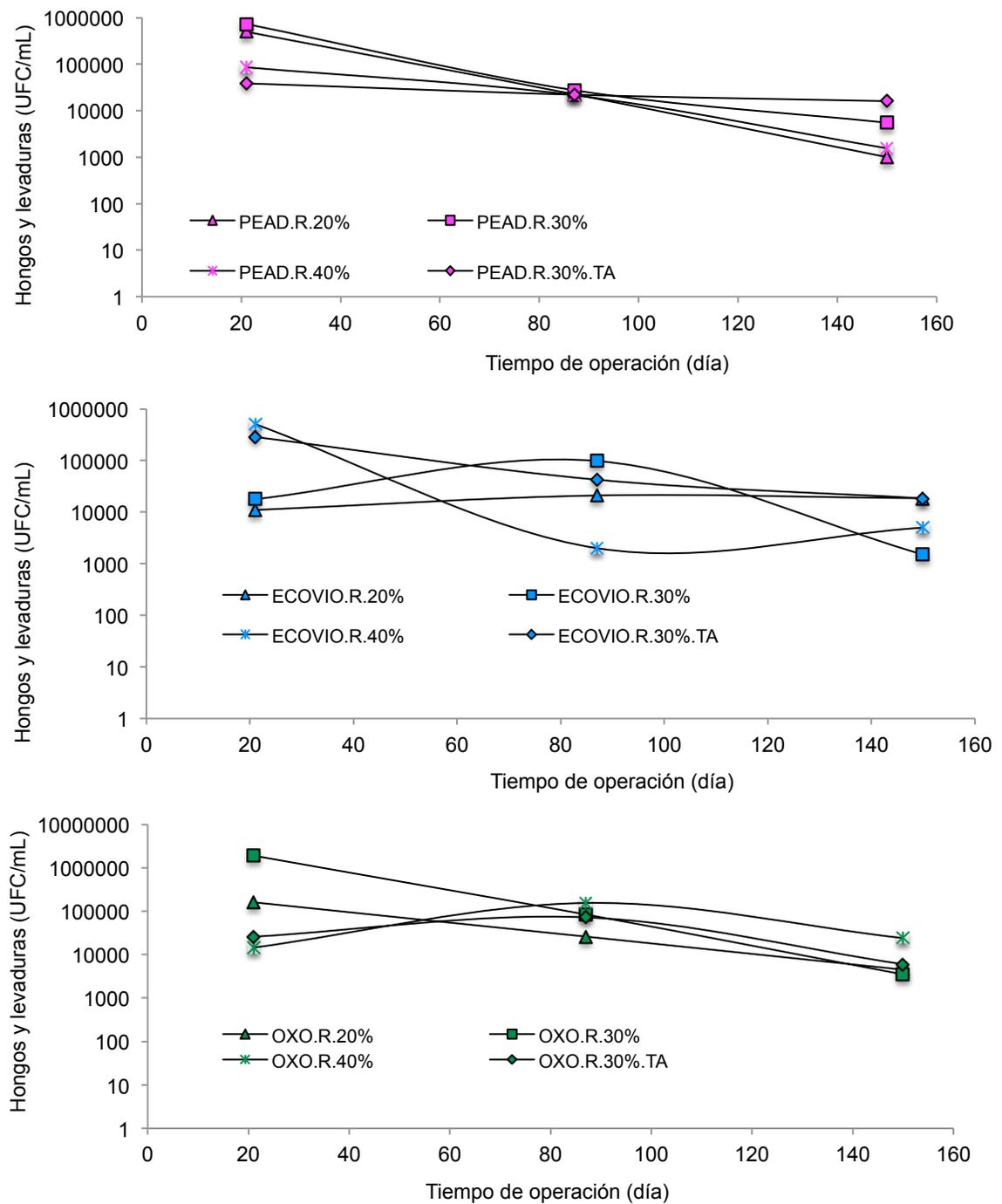


Figura 3.29 Hongos y levaduras en lixiviados de biorreactores

3.3.10. Metales en lixiviados

Las concentraciones de hierro en los lixiviados de los biorreactores iniciaron entre 2346 y 5000 mg/L (Figura 3.30), Al finalizar el experimento las concentraciones de hierro oscilaron entre 27 y 37 mg/L; valores cercanos a los reportados por River-Laguna *et al.* (2013) en lixiviados jóvenes de 5 años de edad (33.59 mg/L).

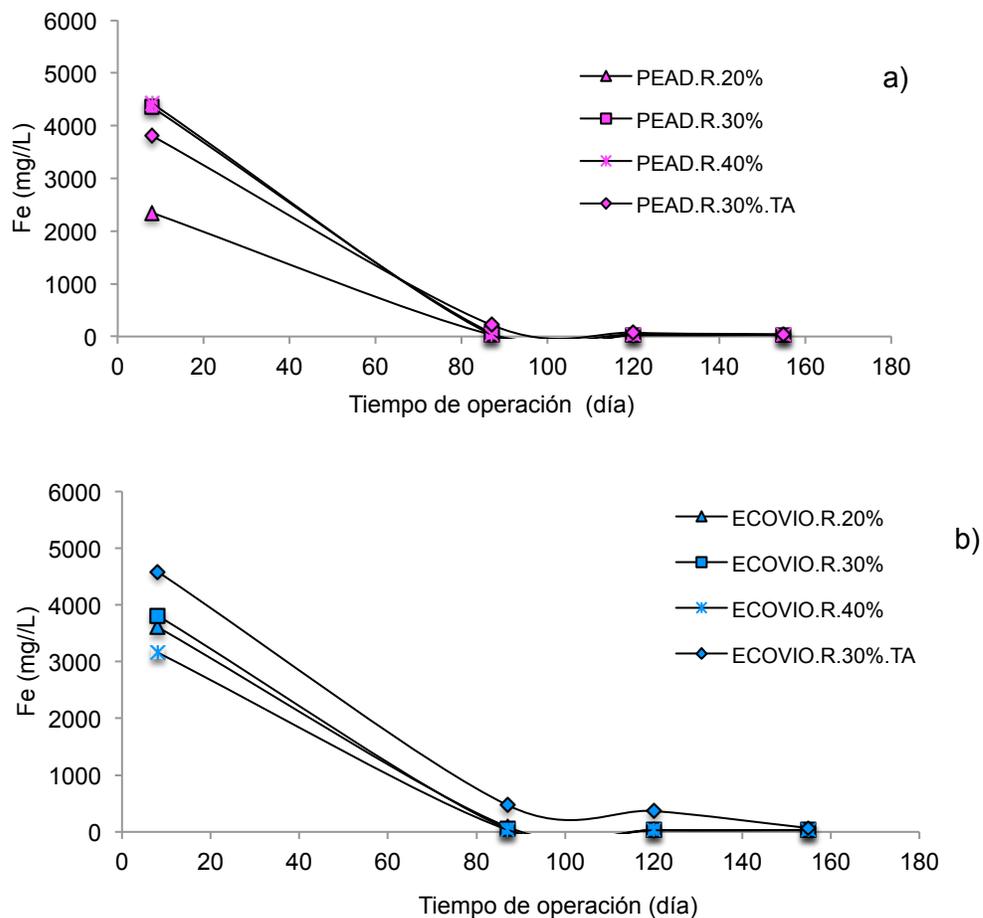
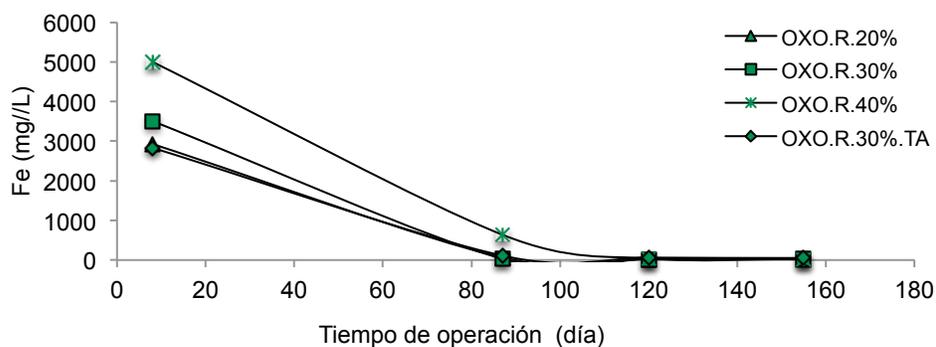


Figura 3.30. Fe en los lixiviados de los biorreactores



c)

Figura 3.31. Fe en los lixiviados de los biorreactores (Continuación)

Las concentraciones de Mn en los lixiviados de los biorreactores (Figura 3.32) mostraron dinámicas similares a la DBO_5 para los biorreactores a temperatura ambiente con plástico PEAD-CONV y ECOVIO[®] R al 30% V/V y el PEAD-OXO R al 40% V/V a 30 °C. Finalmente, las concentraciones de Mn en los lixiviados de los biorreactores convergieron a los 150 días a concentraciones entre 0.14 y 0.49 mg/L, las cuales son menores a las reportadas por River-Laguna *et al.* (2013) en lixiviados jóvenes de cinco años de edad (2.7 mg/L). Todos los lixiviados de los biorreactores con los tres tipos de plásticos presentaron dinámicas descendentes durante el tiempo de operación, debido a que el Fe y Mn son minerales que consumen los microorganismos (Hernández-Berriel & Mañón-Salas, 2019), que concuerda con la mayor concentración de minerales (Fe, Mn, Zn) al inicio de los experimentos y conforme pasa el tiempo de operación disminuyen tanto los minerales como las UFC/mL de los microorganismos.

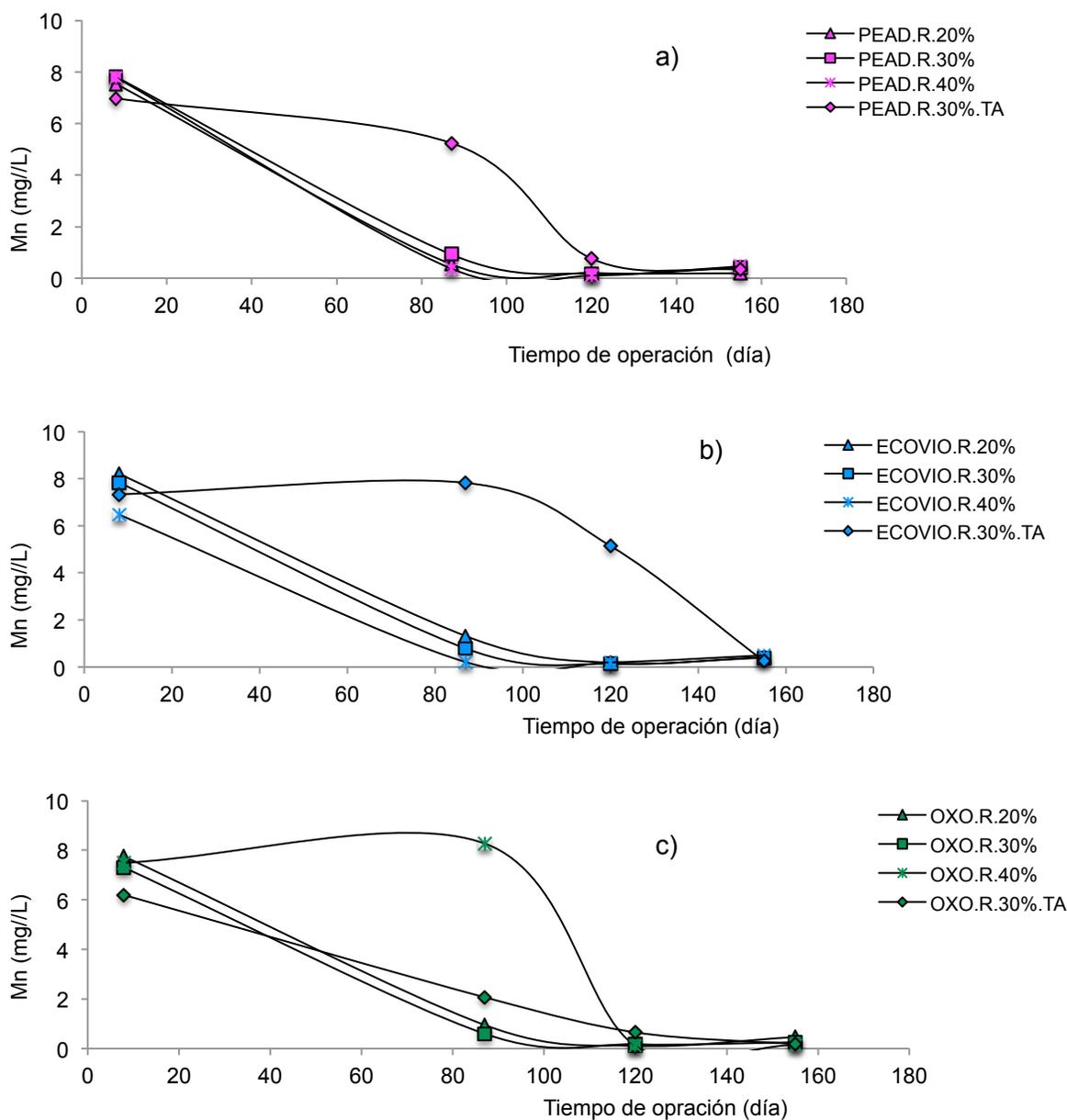


Figura 3.32. Mn en lixiviados de biorreactores

3.3.11. Monitoreo y caracterización de biogás

En el caso de los biorreactores con aireación solo se midió la generación de biogás y composición, se graficó la generación de CO₂, debido a que durante la experimentación no se generaron lixiviados.

En la figura 3.33 se muestra la gráfica de la generación de biogás acumulativo de los biorreactores con aireación. Los biorreactores que contenían plástico PEAD.A.30% y PEAD.A.ANA presentaron una menor producción de biogás después de 87 días. El biorreactor con el plástico ECOVIO® .A.30% incremento su generación a los 122 días. El resto de los biorreactores después de 21 días se mantuvieron entre 1.63 y 2.24 L, la generación de biogás fue pequeña, por lo que en las gráficas pareciera que se mantuvo constante. Lo anterior puede indicar la importancia de la humidificación de los RSU para llevar a cabo su degradación en los RESA más rápido.

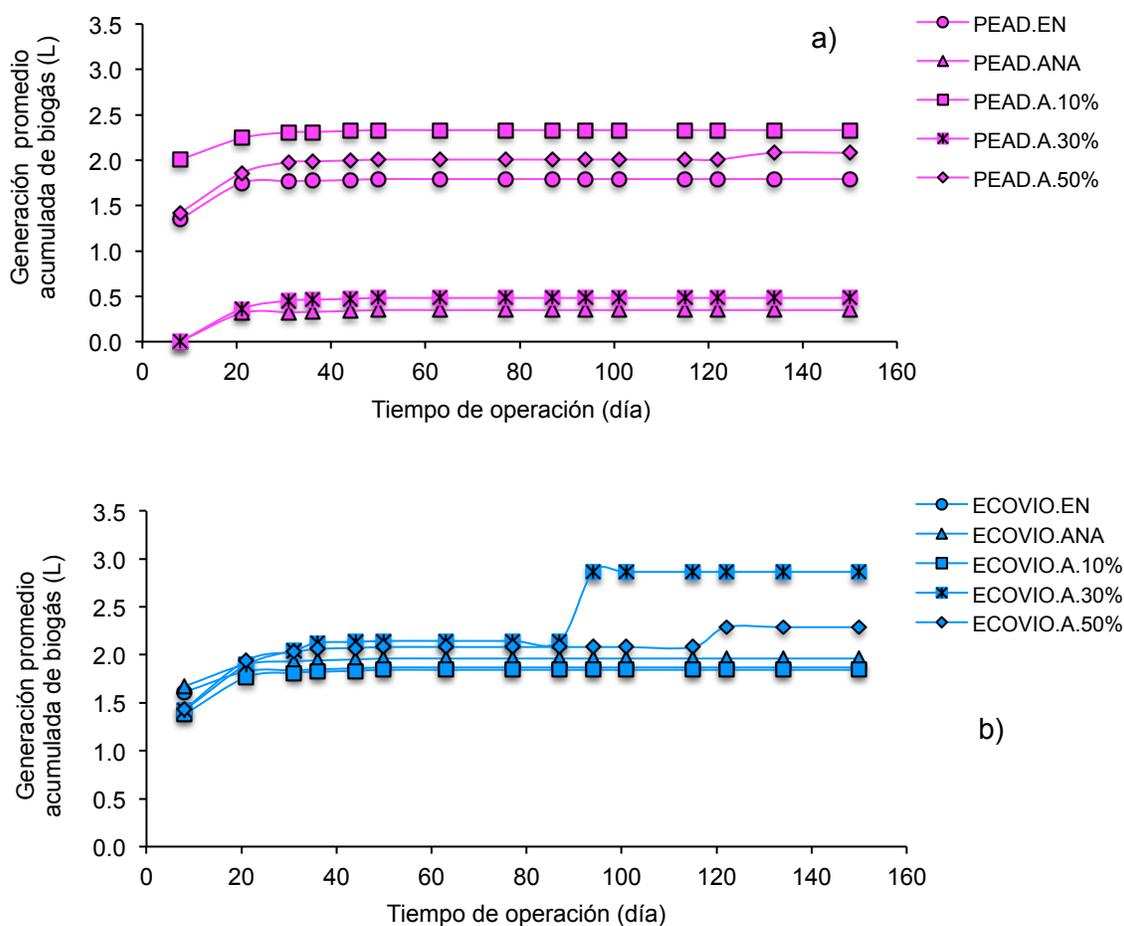


Figura 3.33 Biogás acumulativo de biorreactores con aireación

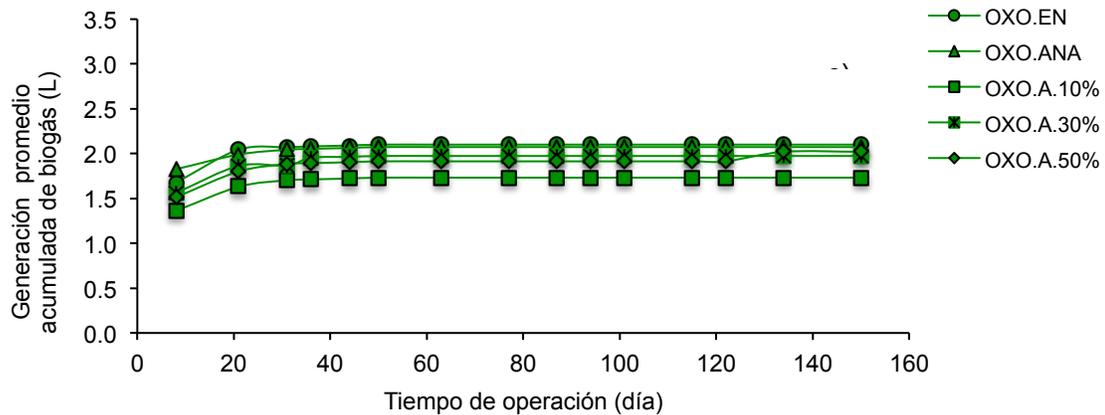


Figura 3.34 Biogás acumulativo de biorreactores con aireación (Continuación)

En la figura 3.35 se muestra el porcentaje de CO_2 en todas las gráficas. En la primer semana mostraron la mayor concentración de CO_2 , al igual que lo reportado por Filipkowska (2008), los biorreactores con plástico PEAD-OXO obtuvieron el menor porcentaje de CO_2 , lo anterior corrobora que tipo de material afecta el proceso de degradación de los RSU. Después de 21 días se observó una disminución en los biorreactores con los tres tipos de materiales en estudio, la misma dinámica siguió hasta que se terminó la experimentación, con valores entre 0.029 y 0.33 %, excepto para el OXO.EN y ECOVIO® con un porcentaje de CO_2 de 1.11 %. Lo anterior puede indicar que las condiciones de humedad no eran las óptimas para que se llevara a cabo una degradación de los RSU. En el ANEXO F se muestran las gráficas de composición de biogás para los biorreactores con aireación.

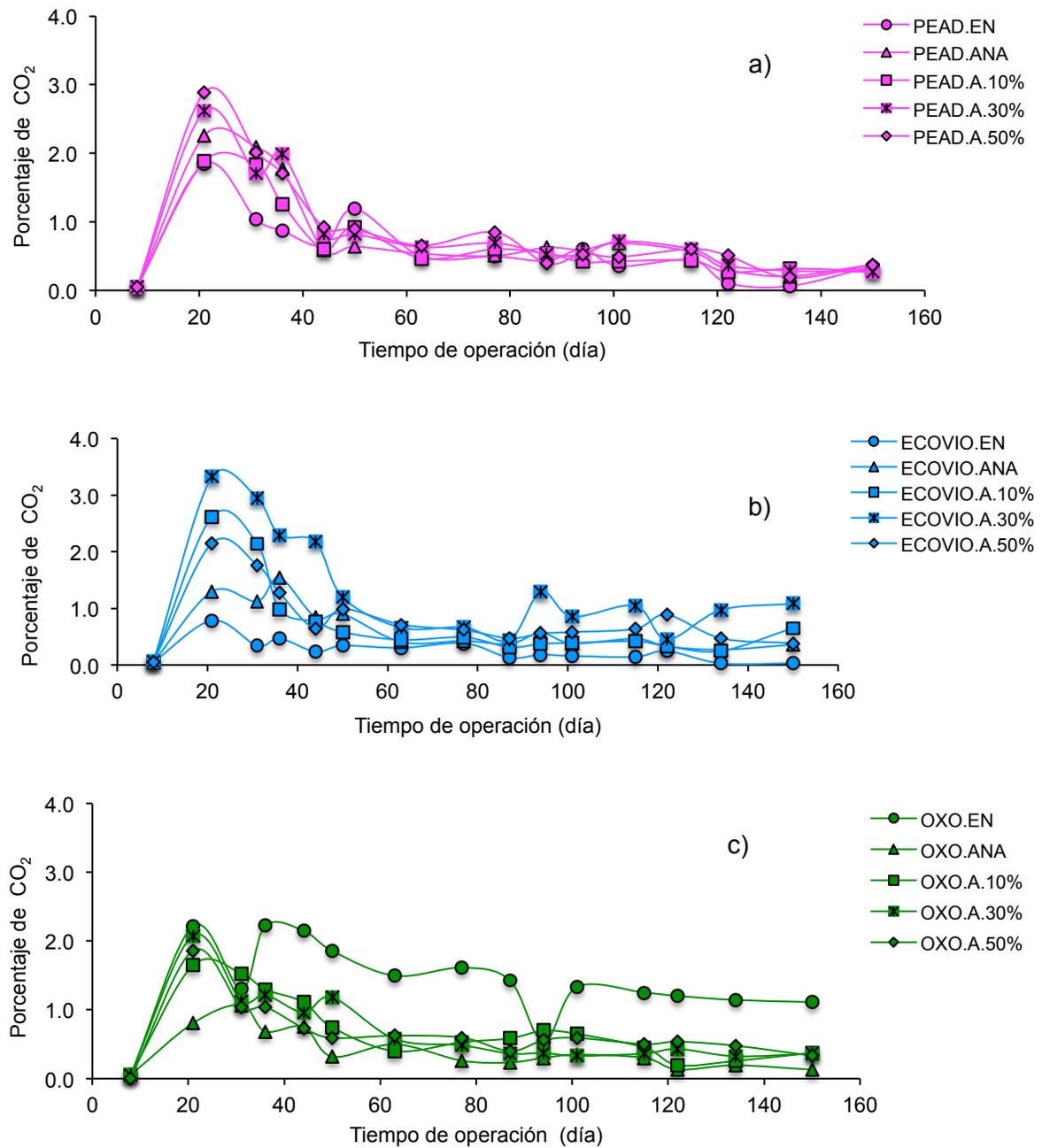


Figura 3.35 Porcentaje de CO₂ en biorreactores con aireación

3.3.12. Generación de biogás en biorreactores con recirculación

La generación de biogás en los biorreactores con recirculación (Figura 3.36) se vió afectada por la tasa de recirculación, la cual fue mayor; comparada con los biorreactores con aireación y los sin recirculación (los cuales obtuvieron generaciones similares a los biorreactores con aireación entre 1.36 y 4.12L).

Los biorreactores que se les realizó la recirculación de 30% V/V obtuvieron las tasas de biogás acumulado más grandes: PEAD-CONV con 24.7 L, ECOVIO con 27.25 L y PEAD-OXO con 26.75 L.

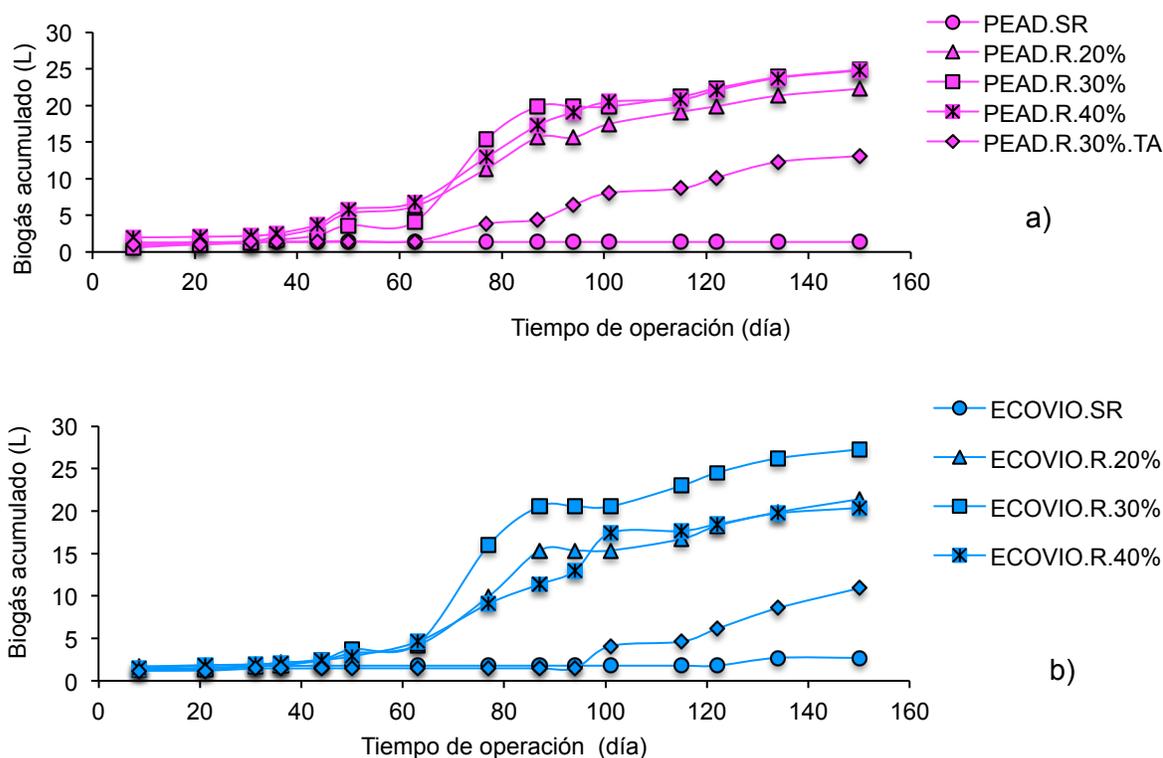


Figura 3.36 Generación acumulativa de biogás para los biorreactores con recirculación

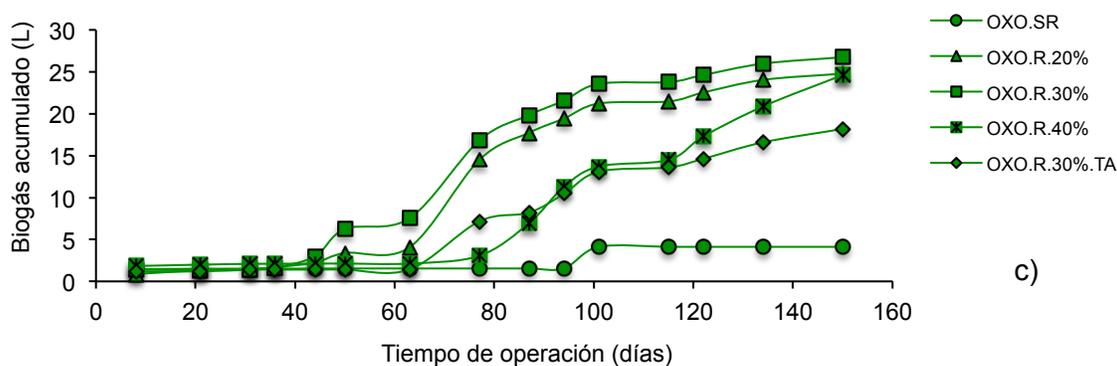


Figura 3.37 Generación acumulativa de biogás para los biorreactores con recirculación (Continuación)

3.3.13. Composición de biogás en biorreactores con recirculación

La generación de CH_4 para PEAD-CONV (Figura 3.38) se observó después de los 30 días en todas las tasas de recirculación y después de 40 días mostró un porcentaje de CH_4 en el biogás mayor al 50 %. Lo anterior, coincide con el aumento del pH en el mismo periodo de tiempo (Figura 3.8). El ECOVIO[®] en todas las tasas de recirculación, después de 30 días se observó la generación de CH_4 , llegando a su mayor porcentaje después de los 50 días. Finalmente, después de 120 días se muestra una disminución del porcentaje de metano.

El biorreactor con plástico PEAD-OXO en todas las tasas de recirculación después de 30 días se observa la generación de CH_4 , llegando a su mayor porcentaje después de los 50 días. Excepto para el OXO.R.40 % que su mayor porcentaje de CH_4 fue después de 77 días con un porcentaje del 60 %. Finalmente, después de 120 días se muestra una disminución del porcentaje de CH_4 para el OXO.R.20%. En el estudio reportado por Ni *et al.* (2016), determinaron que el aumento del porcentaje de CH_4 en el biogás fue después de 100 días con un 13.3 % a una temperatura controlada de 35°C, por lo que la recirculación así como la temperatura acelera el proceso de generación de CH_4 .

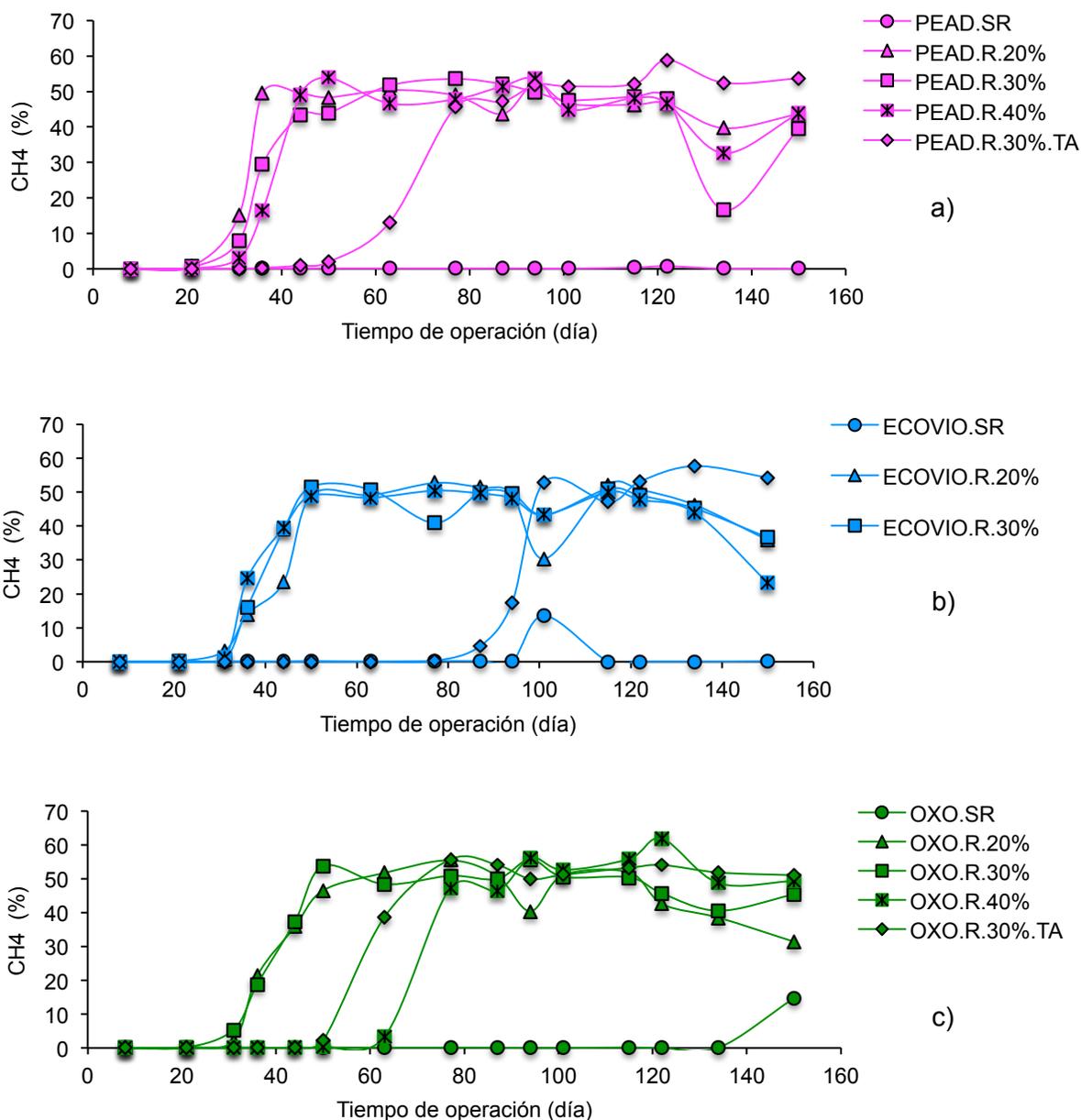


Figura 3.38. Porcentaje de CH₄ biorreactores con recirculación

3.3.14. Desmontaje y análisis de resultados en biorreactores con recirculación

En la figura 3.39 se muestra el acumulado de CH₄ para los biorreactores, en L CH₄ / Kg SV. Las unidades experimentales que muestran una mayor cantidad en el acumulado de CH₄, son los biorreactores con una recirculación del 30 % V/V a una

temperatura de 30 °C para los tres tipos de plásticos estudiados (100.86 a 104.605 L CH₄ / Kg SV); posteriormente, los biorreactores con una recirculación del 40 % V/V con los plástico PEAD-OXO y PEAD-CONV, y el PEAD-OXO a temperatura ambiente (95.092 – 97.564 L CH₄ / Kg SV) y los biorreactores con una recirculación del 20 % V/V a 30 °C con los plásticos PEAD-CONV y ECOVIO® (84.50 – 86.082 L CH₄ / Kg SV). También se observó que el acumulado en los biorreactores con recirculación es más de 100 veces que el acumulado en los lisímetros en un tiempo similar. Lo anterior puede atribuirse al tamaño de partícula y a la temperatura controlada de 30°C.

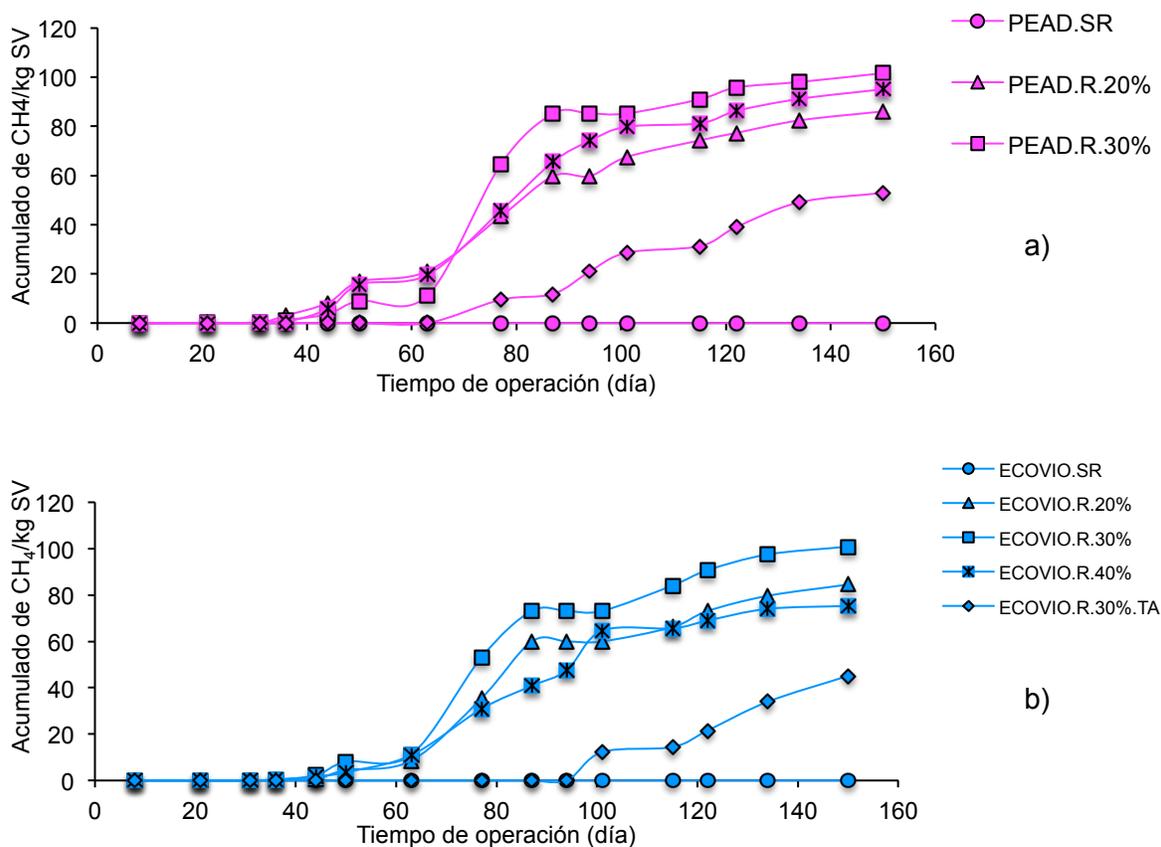


Figura 3.39. Acumulado de CH₄ para biorreactores de 1L con distintas tasas de recirculación.

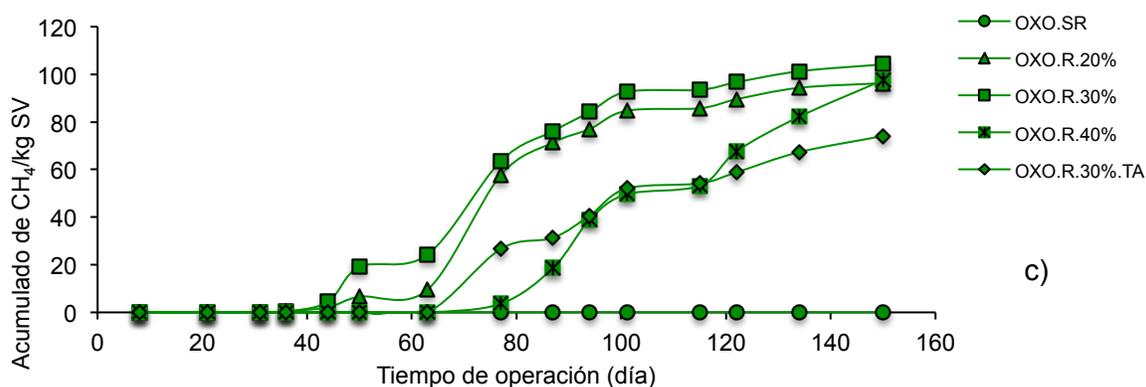


Figura 3.40. Acumulado de CH₄ para biorreactores de 1L con distintas tasas de recirculación.

Con la utilización de la ecuación de Gompertz modificado (Ecuación 2.1) utilizada por Cho *et al*, (2011) se modelo la generación de CH₄ de los residuos sólidos en los biorreactores. En tabla 3.4 se muestran los parámetros obtenidos después de un análisis no lineal a partir de los resultados experimentales.

Con la ecuación de Gompertz modificada se observó que la recirculación, el tipo de plástico en estudio, tuvieron efecto en la tasa de generación de CH₄, en el tiempo de letargo y en la última producción de CH₄.

Tabla 3.4. Estimación de los parámetros por regresión no lineal

TIPO DE PLÁSTICO/RECIRCULACIÓN	P (L CH ₄ / kgSV)	R (L CH ₄ / Kg SV d)	λ(d)	SUMA DE ERRORES CUADRADOS
PEAD-CONV R 20%	90.40	1.2	40.96	85.97
PEAD-CONV R 30%	94.40	4.1	60.94	245.44
PEAD-CONV R 40%	95.20	1.8	50.95	186.74
PEAD-CONV R 30% TA	64.80	0.8	70.93	57.49
ECOVIOR [®] R 20%	77.60	2.1	60.94	264.39
ECOVIOR [®] R 30%	98.40	1.9	50.95	341.74

Tabla 3.5. Estimación de los parámetros por regresión no lineal

TIPO DE PLÁSTICO/RECIRCULACIÓN	P (L CH ₄ / kgSV)	R (L CH ₄ / Kg SV d)	λ (d)	SUMA DE ERRORES CUADRADOS
ECOVIOR [®] R 40%	80.80	1.2	50.95	101.52
ECOVIOR [®] R 30% TA	83.20	1.0	100.90	64.63
PEAD-OXO R 20 %	91.20	3.3	60.94	170.94
PEAD-OXO R 30 %	103	2.3	50.95	251.14
PEAD-OXO R 40 %	115	1.4	70.93	285.56
PEAD-OXO R 30 % TA	72	1.3	60.94	152.12

Usando el modelo IPCC para el acumulado de CH₄ para cada tipo de plástico (Figura 3.16), se determinó el tiempo equivalente en condiciones reales a través de interpolación de los datos del acumulado de CH₄. En la tabla 3.6 se muestran los resultados. Los biorreactores con una recirculación del 30 %V/V a 30°C para los tres materiales en estudio, a los 150 días de operación representan aproximadamente seis años.

Tabla 3.6. Tiempo equivalente a condiciones reales, usando el modelo IPCC

NOMBRE DE BIORREACTOR	ACUMULADO DE CH ₄ , L CH ₄ / Kg SV, en 150 días	TIEMPO EQUIVALENTE EN CONDICIONES REALES DE ACUERDO AL MODELO DE IPCC
PEAD con recirculación del 30% V/V a 30°C	104.605	6 años 186 días
ECOVIOR [®] con recirculación del 30% V/V a 30°C	100.868	5 años 350 días
PEAD-OXO con recirculación del 30% V/V a 30°C	104.169	6 años 36 días
PEAD con recirculación del 40% V/V a 30°C	95.092	5 años 302 días
PEAD-OXO con recirculación del 40% V/V a 30°C	97.564	5 años 244 días

Tabla 3.7 Tiempo equivalente a condiciones reales, usando el modelo IPCC
(Continuación)

NOMBRE DE BIORREACTOR	ACUMULADO DE CH ₄ , L CH ₄ / Kg SV, en 150 días	TIEMPO EQUIVALENTE EN CONDICIONES REALES DE ACUERDO AL MODELO DE IPCC
PEAD-OXO con recirculación del 20% V/V a 30°C	96.299	5 años 215 días
PEAD con recirculación del 30% V/V a temperatura ambiente	52.933	3 años 124 días
ECOPIO® con recirculación del 30% V/V a temperatura ambiente	45.121	2 años 317 días
PEAD-OXO con recirculación del 30% V/V a temperatura ambiente	74.100	4 años 102 días

Con la tabla anterior se puede inferir que la temperatura, es un factor importante para la generación de CH₄, dado que los tres materiales con una recirculación del 30% V/V representó un tiempo de aproximadamente de 6 años y con una recirculación del 40 y 20% V/V el tiempo estimado fue un poco más de cinco años. Mientras que los biorreactores que se encontraron a temperatura ambiente, los tiempos equivalentes fueron diferentes en los tres materiales en estudio para el PEAD-CONV y el ECOPIO cerca de tres años y para el PEAD-OXO cuatro años. Los resultados obtenidos en los biorreactores a temperatura ambiente tuvieron resultados similares a los lisímetros; es decir, el PEAD-OXO generó la mayor cantidad de CH₄ acumulado, seguido del ECOPIO® y, por último el PEAD-CONV.

3.4. Caracterización de materiales

3.4.1. Elongación a la ruptura de lisímetros

Una forma de determinar la degradación de las películas plásticas, puede ser la comparación del porcentaje de elongación al inicio de cualquier proceso y a la finalización de mismo (Masood *et al.*, 2014; Selke *et al.*, 2015; Weiwei *et al.*, 2016;

Xia *et al.*, 2018). En la figura 3.41, se muestra el porcentaje de elongación de los materiales que se utilizaron en los lisímetros al inicio y al final de la experimentación.

El PEAD-CONV mostró una disminución en su porcentaje de elongación del 13.35%, mientras que el PEAD-OXO presentó el 27.78%. En el caso del ECOVIO® no fue posible realizar la prueba de elongación debido a que las muestras se encontraron fragmentadas a la final del proceso.

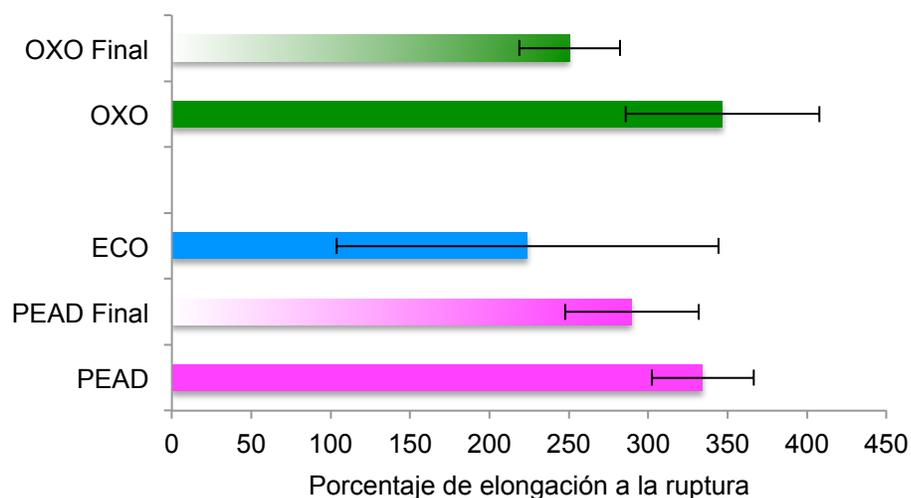


Figura 3.41 Porcentaje de elongación en lisímetros de los tres tipos de plástico

En la figura 3.42 se muestran las imágenes de los plásticos utilizados, antes y después de la experimentación. Los plásticos PEAD-CONV y PEAD-OXO solo mostraron un ligero cambio de color sin fragmentación aparente. El plástico ECOVIO® se fragmentó y mostró cambios de color de blanco a amarillo.

En la figura 3.43 se muestran las imágenes SEM de la muestra de plástico PEAD-CONV, antes y al final de la experimentación, se observa en la imagen del final de la experimentación orificios lo cual indica que se están llevado a cabo los procesos de degradación, pero el tiempo que han estado en los lisímetros no es suficiente para que este material se reincorpore al ambiente. También se observaron pequeñas

incrustaciones que pueden ser sales o algunos microorganismos, para lo cual se tendrían que realizar otras pruebas para confirmarlo.

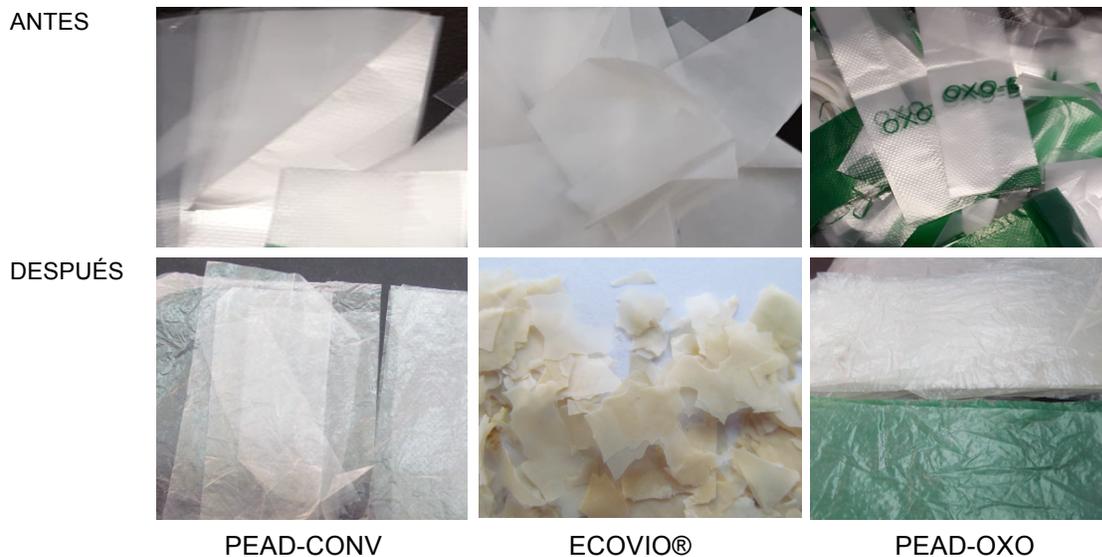


Figura 3.42 Evaluación visual al final de la experimentación de los lisímetros

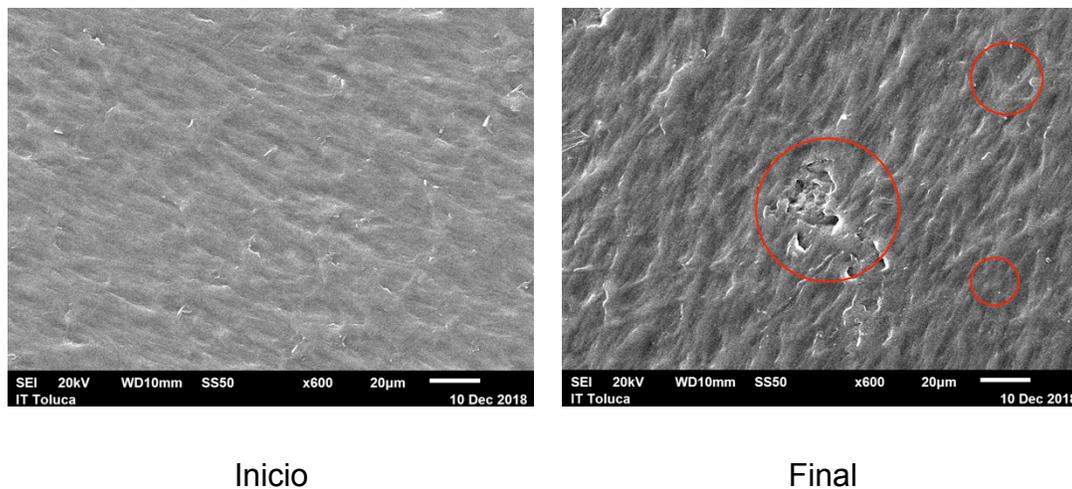


Figura 3.43 Imagen SEM del plástico PEAD-CONV

En la figura 3.44 se muestran las imágenes SEM del antes y después de la experimentación del plástico ECOVIIO®. En la imagen del final se observan orificios e

incrustación de partículas que podrían ser algunos microorganismos. Este plástico mostró fragmentación y fragilidad al tacto.

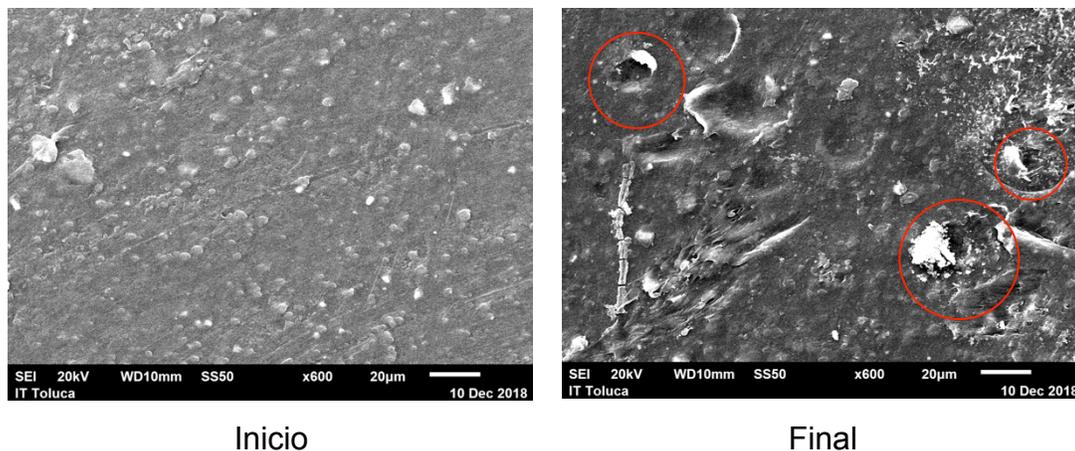


Figura 3.44 Imagen SEM del plástico ECOVIO®

En la figura 3.45 se muestran las imágenes SEM del plástico PEAD-OXO, en la figura final de la experimentación se logran distinguir orificios y al igual que en el plástico ECOVIO® se observan pequeñas incrustaciones, que pudieran ser microorganismos o sales; pero el tiempo que este material estuvo en los lisímetros no fue suficiente para que el proceso de biodegradación se llevara a cabo en este sistema.

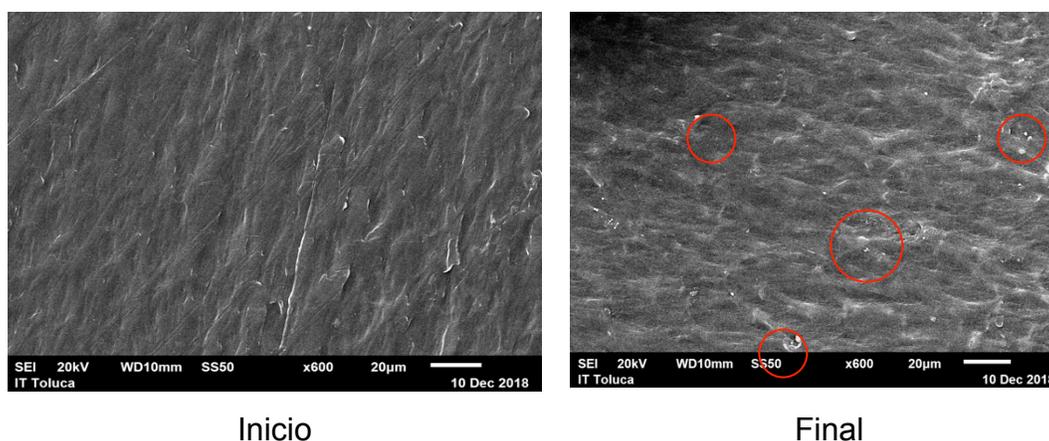


Figura 3.45. Imagen SEM del plástico PEAD-OXO

3.4.2. Peso molecular de plásticos en lisímetros

El plástico compostable ECOVIO® obtuvo el mayor porcentaje de disminución del peso molecular (Mw) con el 57.6 %, los plásticos PEAD-CONV y PEAD-OXO no mostraron una disminución (Tabla 3.8). Sin embargo, se observó un incremento en peso molecular de los materiales PEAD-CONV y PEAD-OXO al final del experimento, lo que puede deberse a las incrustaciones observadas en las imágenes SEM.

Tabla 3.8. Porcentaje de disminución del peso molecular

MUESTRA	Mw	PORCENTAJE DE DISMINUCIÓN
PEAD-CONV inicial	134872	---
PEAD-CONV final	218460	
ECOVIO® inicial	66078	58.34 %
ECOVIO® final	27522	
PEAD-OXO inicial	136712	--
PEAD-OXO final	191545.5	

3.4.3. Análisis de espectrofotometría infrarroja de plásticos en lisímetros

Los grupos funcionales de los espectros infrarrojos se determinaron de acuerdo a la tabla 3.9 (Singh *et al.*, 2019).

Tabla 3.9 Asignaciones de las bandas IR de grupos funcionales

FRECUENCIA DEL GRUPO, LONGITUD DE ONDA	LONGITUD DE ONDA ASIGNADO	GRUPO FUNCIONAL	GRUPO FUNCIONAL/ASIGNACIÓN
3620-3540	3580	O-H estiramiento	Alcohol terciario, estiramiento del OH
3095-3075	3081	C-H	Terminal (vinilo) estiramiento C - H
3040-3010	3027	C-H	<i>cis-o trans</i> -C-H estiramiento

Tabla 3.10. Asignaciones de las bandas IR de grupos funcionales (Continuación)

FRECUENCIA DEL GRUPO, LONGITUD DE ONDA	LONGITUD DE ONDA ASIGNADO	GRUPO FUNCIONAL	GRUPO FUNCIONAL/ASIGNACIÓN
2970–2950	2965	-CH ₃	Estiramiento asimétrico de metil C – H
2935–2915	2929	=CH ₂	Estiramiento asimétrico de metileno C – H
2865–2845	2858	=CH ₂	Estiramiento simétrico de metileno C – H
2400–2260	2375	C = O estiramiento	CO ₂ (estiramiento carboxílico)
	2350	C = O estiramiento	Pico combinado para CO y CO ₂
	2303	C = O estiramiento	CO (estiramiento carboxílico)
1800–1000	1750	C = O estiramiento	Estiramiento de carbonilo (ácido benzoico)
1680–1620	1634	C = C estiramiento (vibración esquelética)	Estiramiento de anillo aromático
1485–1445	1456	=CH ₂	Anillo aromático (arilo)
	1375	CH	Alcanos
	1260	C-O Estiramiento	Fenol y alcohol
1225–950	1090	C-H	Aromáticos
920–900	910	C-H	Alquenos mono sustituidos
750–710	715	-CH ₂	Metileno - (CH ₂) n- balanceo (n > 3) o aromáticos meta-di-sustituidos
900–670	696	C-H	Aromáticos mono sustituidos

La determinación de la degradación en muestras de plástico a través del FTIR se ha realizado por varios autores (Lee *et al.*, 2016; Muenmee *et al.*, 2015; Weiwei *et al.*, 2016; Xia *et al.*, 2018). Al inicio y al final de la experimentación las bandas características del PEAD-CONV se siguen conservando (a: H₂ (710-720), b: C-C (1450-1500), y c: C-H(2850-2870) (Gáscue *et al.*, 2003; Velandia Cabra, 2017))(Figura 3.46). También, se observó la desaparición del grupo funciona C=O (1738) y el OH, así como el C=C de la banda 1680-1620.

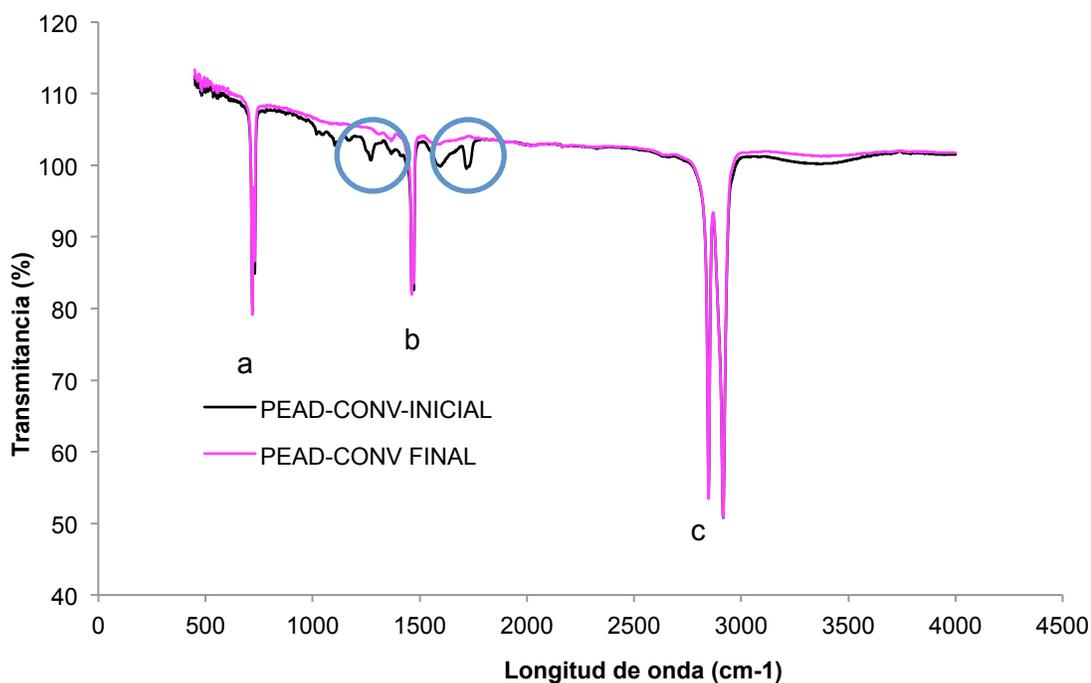


Figura 3.46 Espectros de infrarrojo correspondientes al PEAD-CONV

En el espectro de IR del plástico ECOVIO[®] (Figura 3.47) se observó una disminución de la intensidad de los picos, que puede indicar mayor movilidad de sus moléculas, que estar relacionado con la flexibilidad de la película (Coates, 2000) desaparecieron los picos de C=O (1615 cm⁻¹) del grupo de la cetona

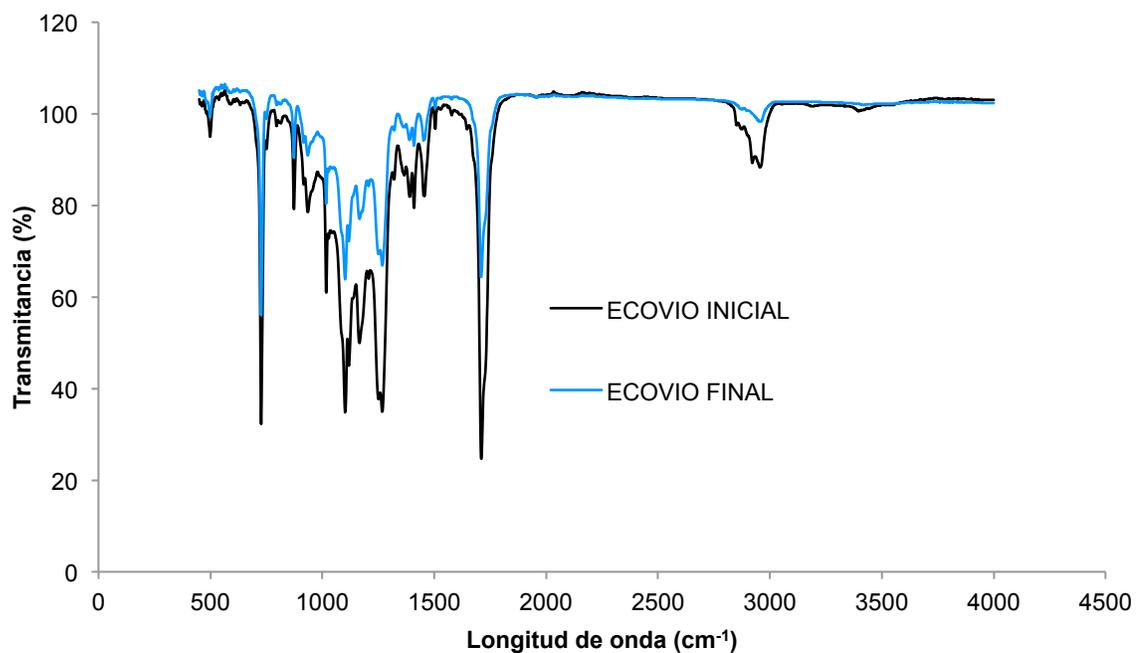


Figura 3.47 Espectros de infrarrojo correspondientes al ECOVIO[®]

Se observó la disminución de la intensidad de los grupos característicos del PEAD (H₂ (710-720), C-C (1450-1500), y C-H(2850-2870) (Gáscue *et al.*, 2003; Velandia Cabra, 2017)); así como la disminución de la intensidad del grupo C=O (1740) (Figura 3.48).

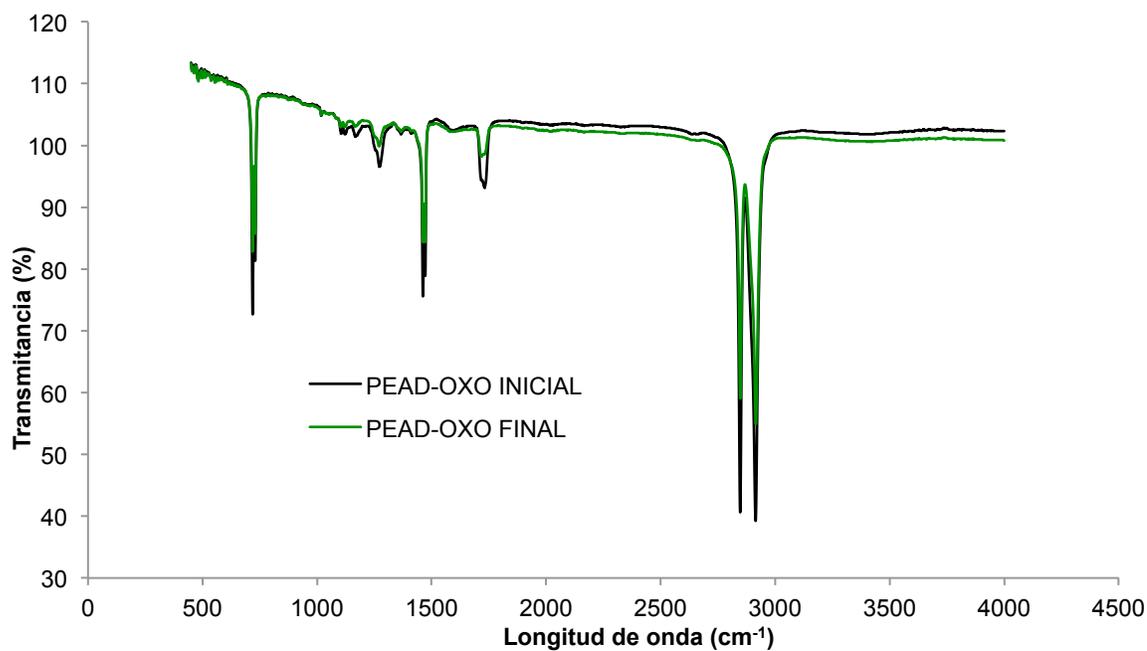


Figura 3.48 Espectros de infrarrojo correspondientes al PEAD-OXO

3.4.4. Elongación a la ruptura de plásticos en biorreactores

En la figura 3.49 se muestra el porcentaje de elongación del PEAD-CONV con recirculación y con aireación, el que mostró un mayor porcentaje de disminución fue el PEAD A. 10% con el 22.46 %, seguido del PEAD SR con el 20.3 %, el PEAD ANA y el PEAD A. 50% con el 17.35 y 17.16 % respectivamente, el resto se encontró por debajo del 11% de disminución en el porcentaje de elongación.

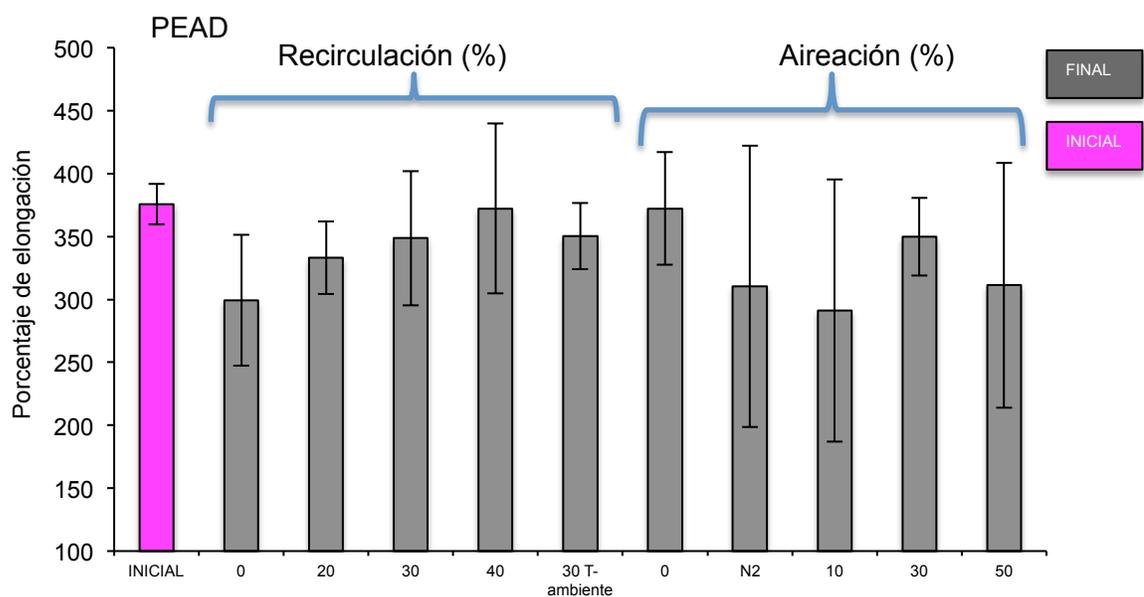


Figura 3.49 Porcentaje de elongación del PEAD-CONV

En la figura 3.50 se muestra el porcentaje de elongación para el OXO con aireación y con recirculación; el OXO con una aireación del 30 V/V% favoreció el mayor porcentaje de disminución con el 73.15%, seguido del OXO.A.10% con el 44.3%; el OXO EN y R.20% con 35.5 y 33.96% respectivamente. El oxígeno presente en el aire, ayudo a oxidar las muestras de plástico en los biorreactores con aireación.

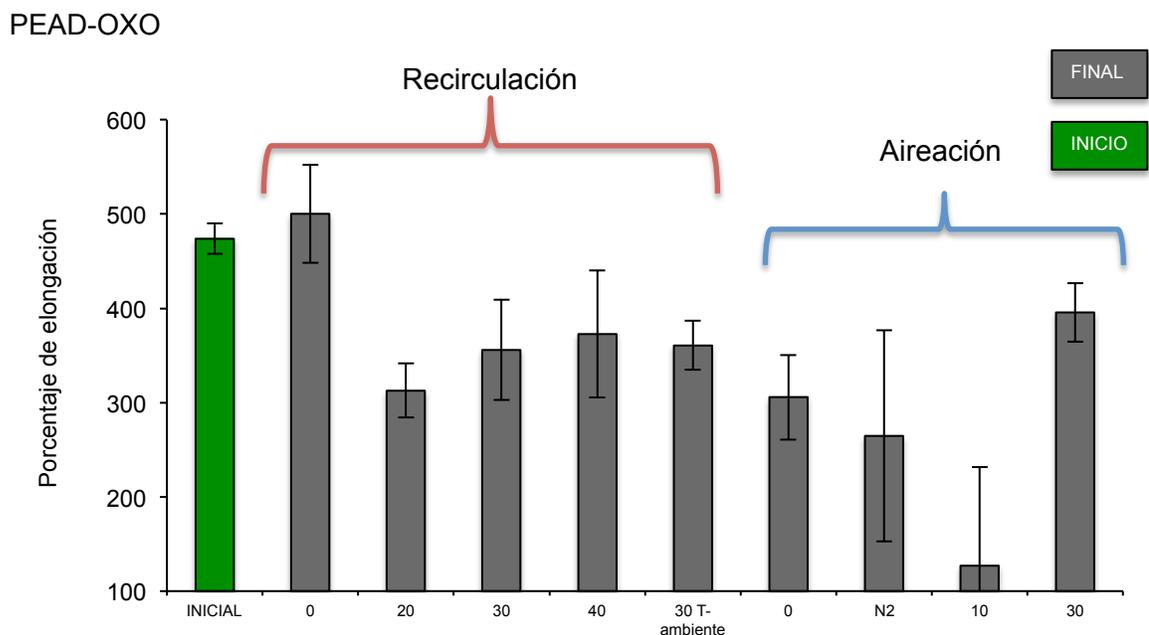


Figura 3.50 Porcentaje de elongación del PEAD-OXO

La prueba de porcentaje a la ruptura no fue posible realizarse en las muestras con el plástico ECOVIO® debido a que mostraron una mayor fragmentación y a que mostraban fragilidad al tacto las que se llegaron a recuperar completas. En la figura 3.51, se muestran las fotografías del plástico ECOVIO® con distintas tasas de aireación. De forma cualitativa se observa que todas las muestras de plástico se fragmentaron. Sin embargo, se requiere determinar el peso molecular para conocer el grado de degradación de las muestras plásticas.



Evolución natural



Aireación 30 % V/V



Adición de nitrógeno, anaerobio



Aireación 50 % V/V



Aireación 10 % V/V

Figura 3.51. Fragmentación del plástico ECOVIO® en diferentes tasas de aireación

3.4.5. Peso molecular de plásticos en biorreactores

El peso molecular del plástico compostable ECOVIO® en los biorreactores obtuvo el mayor porcentaje de disminución del peso molecular (M_w) con el 53 % para los biorreactores con una recirculación del 30 % V/V a una temperatura de 30°C y del 57.4 % para los biorreactores con una aireación del 50 % V/V a una temperatura de

30 °C, los plásticos PEAD-CONV y PEAD-OXO no mostraron una disminución del peso molecular en los biorreactores con recirculación y también se observó el mismo efecto en el aumento del peso molecular al final del experimento, como se vió en los lisímetros. Sin embargo, el PEAD-OXO con una aireación del 50 % V/V a una temperatura controlada del 30 °C tuvo un porcentaje de disminución del peso molecular (M_w) con el 6.6 %. Lo anterior confirma que los plásticos degradables se degradan en condiciones específicas, que requieren el contacto del oxígeno del aire para que se inicie su degradación (Tabla 3.11). También en las muestras de PEAD-CONV y PEAD-OXO con recirculación se observó el aumento en el peso molecular (M_n) al final de la experimentación, al igual que en los lisímetros, lo anterior pudo deberse a las incrustaciones de sales en las cadenas poliméricas de los plásticos utilizados.

Tabla 3.11 Peso molecular (M_n) de muestras de plástico de los biorreactores

MUESTRA	M_n	Porcentaje de disminución
PEAD-CONV inicial	137614	--
PEAD-CONV R 30% a 30°	186626	
ECOVIO® inicial	66078	53.05%
ECOVIO® R.30% a 30°	31021	
PEAD-OXO inicial	126613	---
PEAD-OXO R.30% a 30°	131862	
ECOVIO® inicial	66078	57.43 %
ECOVIO® A.50% a 30°	28132	
PEAD-OXO inicial	126613	6.6 %
PEAD-OXO A.50% a 30°	118258	

3.4.6. Análisis de espectrofotometría infrarroja de plásticos en lisímetros

Los espectros de los análisis FTIR de las muestras analizadas, el color negro en todos los espectros representan el material antes del proceso de degradación anaerobia en biorreactores.

En la figura 3.52 se observan los picos característicos del PEAD-CONV en todas las tasas de recirculación, en el biorreactor con aireación PEAD.A. 10% se observaron picos nuevos en las bandas 1051 (C-H), 1545 y 1583 (C=C-C), y se observaron las mismas pero para el PEAD.a.50% pero con menor intensidad.

En el resto de los biorreactores se observaron la aparición de nuevas bandas en 1583 (C=C-C) para los biorreactores con PEAD-CONV y PEAD-OXO con aireación y a los biorreactores sin recirculación; en el caso de los biorreactores con ECOVIO la misma banda apareció en todos; es decir, biorreactores con recirculación y con aireación (Figura 3.52 -3.59).

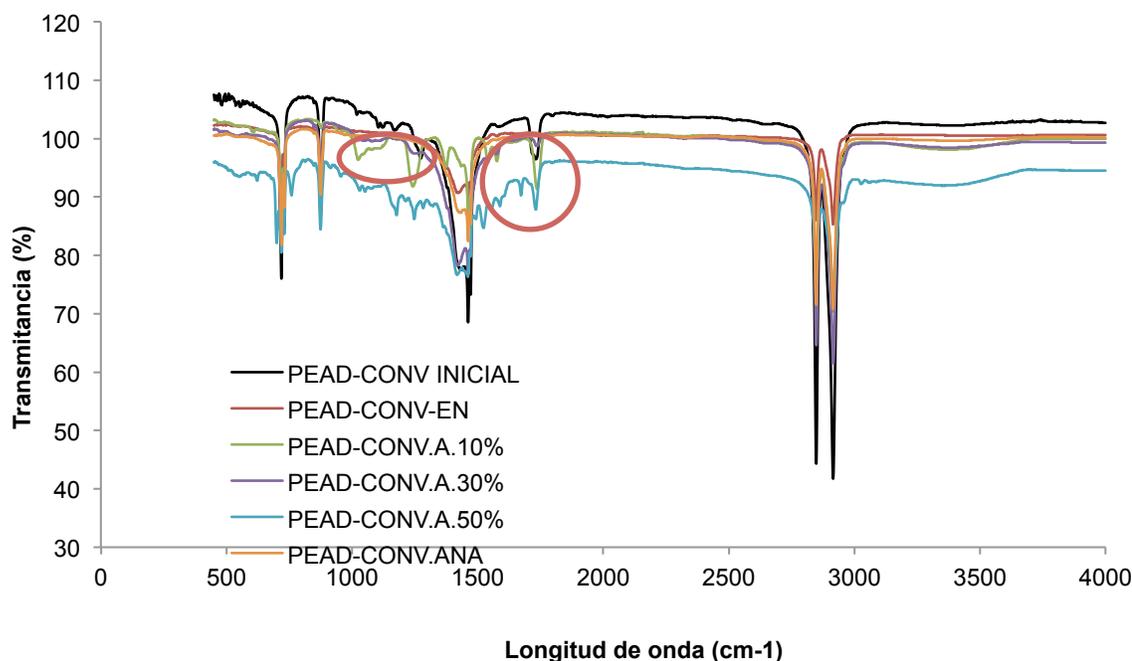


Figura 3.52 Espectros de infrarrojo correspondientes al PEAD con aireación

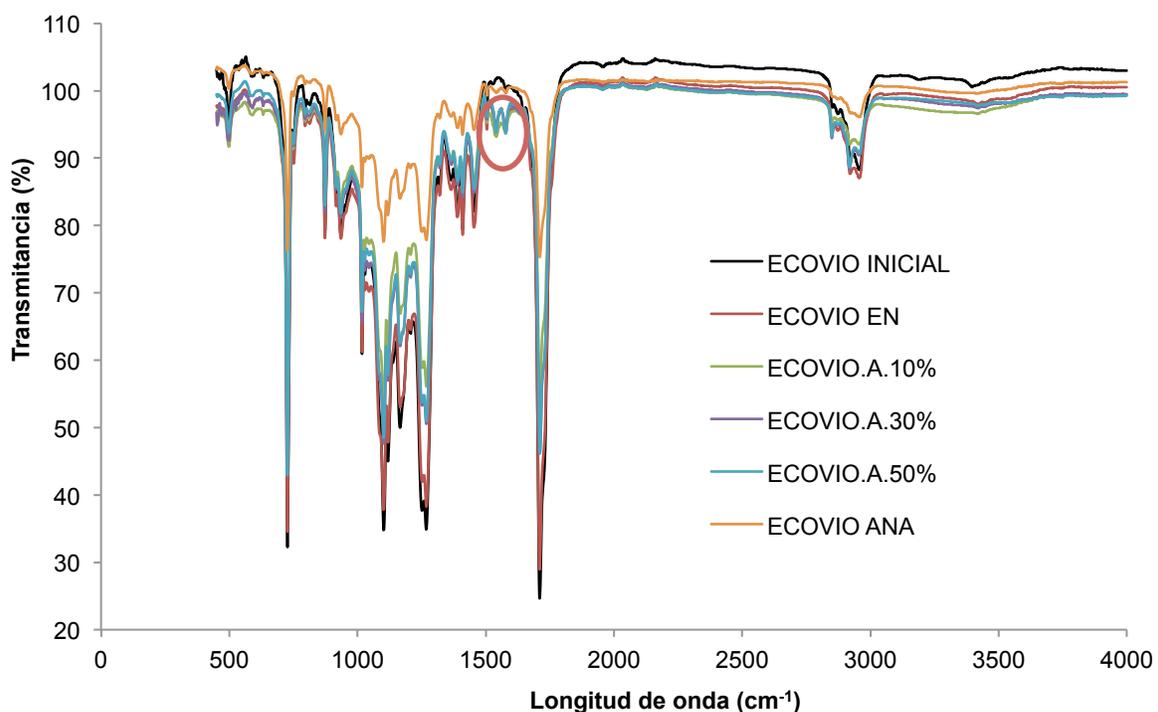


Figura 3.53 Espectros de infrarrojo correspondientes al ECOVIO[®] con aireación

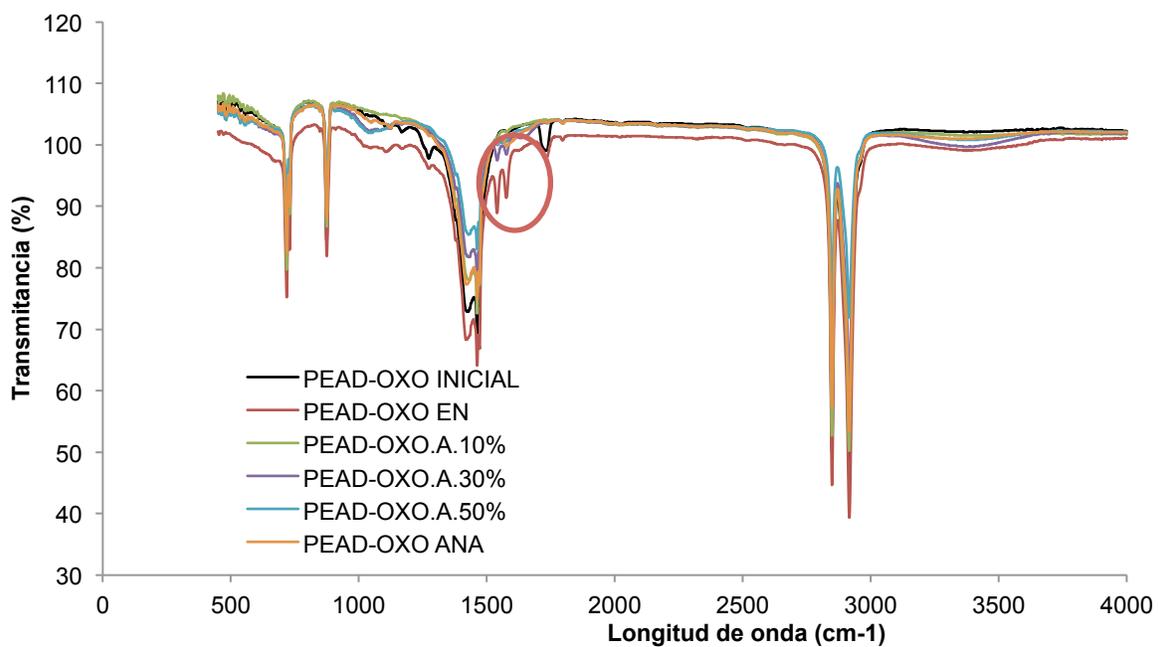


Figura 3.54 Espectros de infrarrojo correspondientes al OXO con aireación

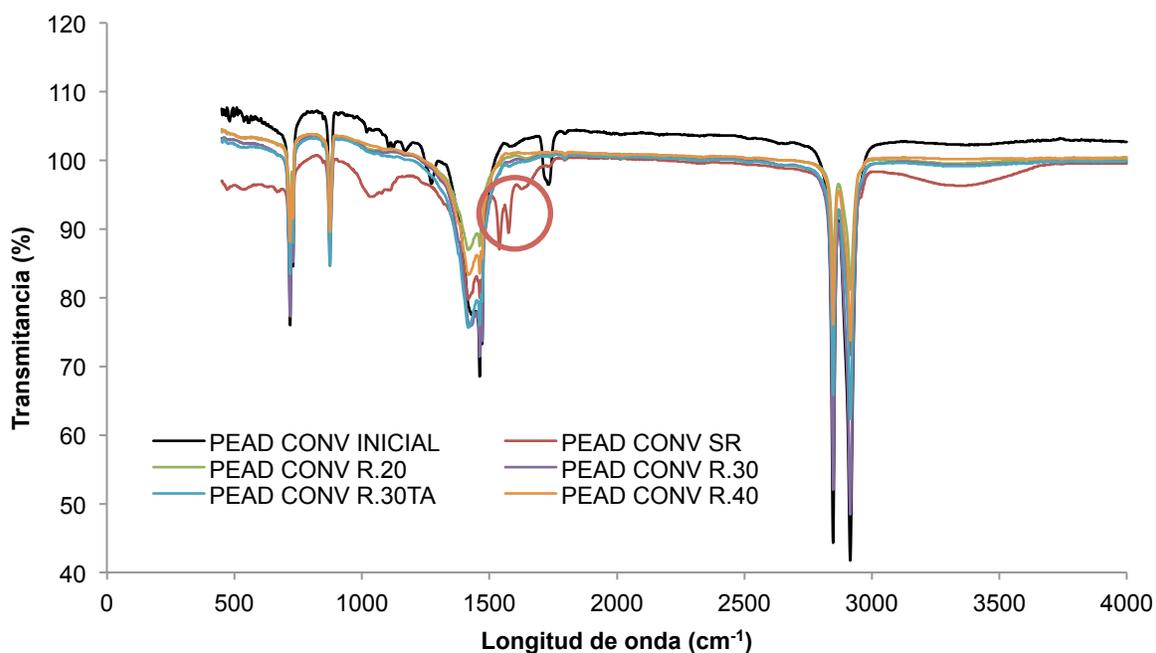


Figura 3.55 Espectros de infrarrojo correspondientes al PEAD con recirculación

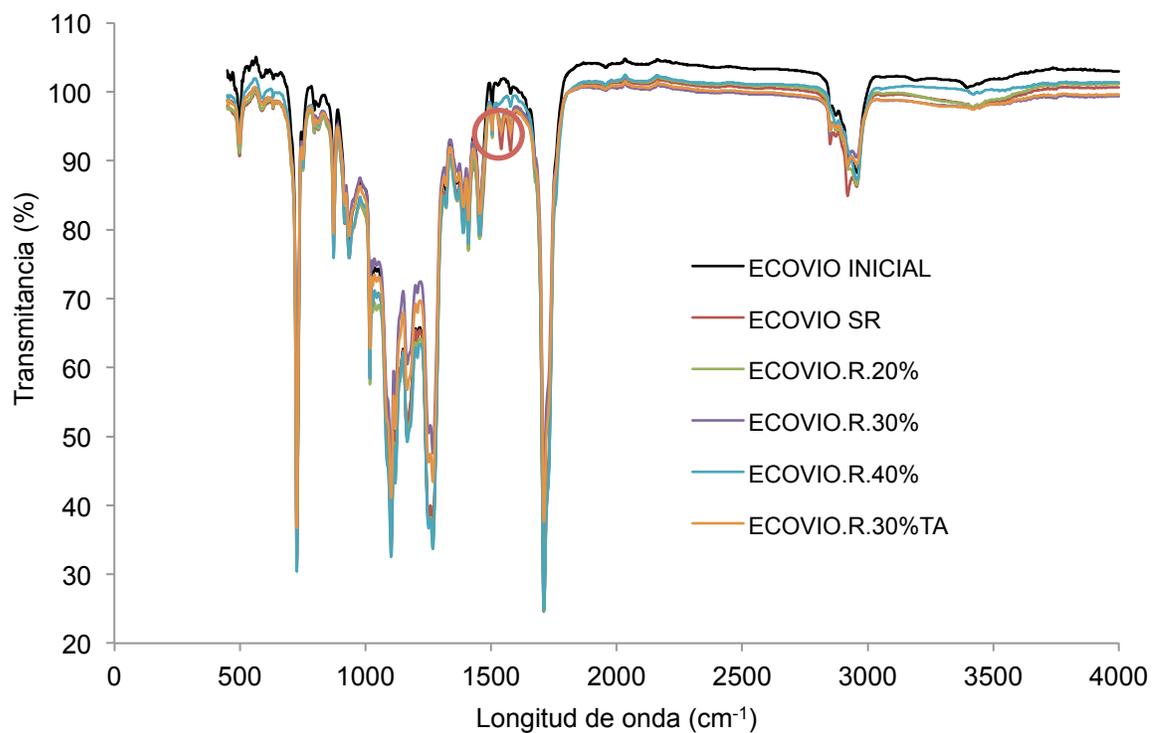


Figura 3.56 Espectros de infrarrojo correspondientes al ECOVIO[®] con recirculación

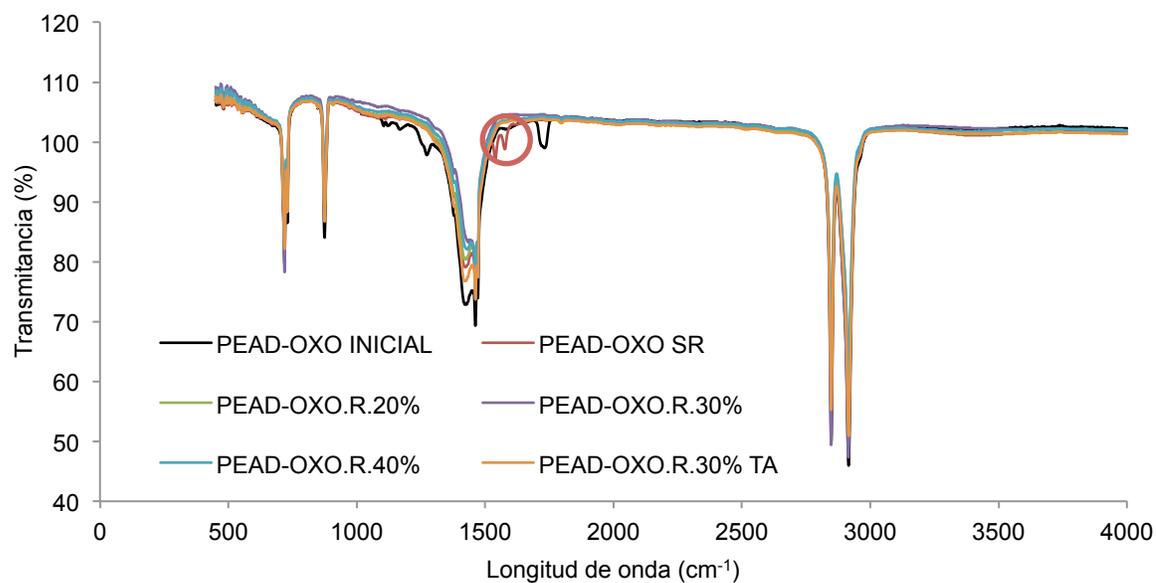


Figura 3.57 Espectros de infrarrojo correspondientes al OXO con recirculación

CONCLUSIONES

Los lisímetros y los biorreactores funcionaron como celdas de un relleno sanitario, los cuales son una herramienta útil para realizar un seguimiento continuo y constante de la degradación de los RSU bajo distintas condiciones de operación.

Durante los dos experimentos (Lisímetros y biorreactores) se observó un periodo con intervalos con oscilaciones de las concentraciones de los parámetros fisicoquímicos, que indicaron en que fase se encontraba el sistema; durante este periodo había diferencias en los tres materiales en estudio. Sin embargo, después de un periodo de estabilización, los parámetros fisicoquímicos de los lixiviados no son afectados por los plásticos degradables.

De los resultados obtenidos del modelo de Gompertz modificado, se concluye que al estar presentes los plásticos degradables en un RESA, afecta la tasa de generación de CH_4 , el tiempo de letargo (tiempo que tarda en producir CH_4) y en la última producción de CH_4 . Comparando los resultados del PEAD-CONV, que se puede considerar inerte, se puede decir que el PEAD-OXO favorece la generación de CH_4 de los RSU mientras que el ECOVIO[®] la afecta, haciendo que la generación de CH_4 sea menor.

Las condiciones de humedad y temperatura favorecieron la degradación de los materiales plásticos PEAD-OXO y ECOVIO[®], disminuyendo sus propiedades mecánicas; siendo el ECOVIO[®] el plástico que más degradado. Sin embargo, estos dos plásticos se degradan es mejor bajo condiciones aerobias (En biorreactores con aireación), como lo recomiendan los fabricantes.

REFERENCIAS

- Abdul-Sattar, N. (2012). Anaerobic digestion: processes, products and applications. In D. J. Caruana & A. E. Olsen (Eds.), *Anaerobic digestion* (pp. 133-). Ireland: Nova Science Publishers, Inc.
- Adamcová, D., & Vaverková, M. (2014). Degradation of biodegradable/degradable plastics in municipal solid-waste landfill. *Polish Journal of Environmental Studies*, 23(4), 1071–1078.
- Agamuthu, P., & Nadzrul-Faizura, P. (2005). Biodegradabilidad de los residuos plásticos degradables. *Waste Management & Research*, 23, 95–100.
- Ağdağ, O. N., & Sponza, D. T. (2007). Co-digestion of mixed industrial sludge with municipal solid wastes in anaerobic simulated landfilling bioreactors. *Journal of Hazardous Materials*, 140(1), 75–85. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.06.059>
- Aguilar, L. (2011). *Evaluación del deterioro de polímero sellante de juntas de motor en un ambiente con mezclas de etanol-gasolina*. Tesis Universidad Industrial de Santander.
- Aguilar, V. R. A. (2008). *Determinación de los parámetros hidrológicos en rellenos sanitarios en México, caso de estudio: Tlanepantla, Edo de México*. UNAM.
- Alam, O., Billah, M., & Yajje, D. (2018). Characteristics of plastic bags and their potential environmental hazards. *Resources, Conservation and Recycling*, 132, 121–129. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.01.037>

- Andreottola, G., & Cossu, R. (1998). Modello matematico di produzione del biogas in uno scarico controllato. *Rifiuti Solidi*, 2, 473–483.
- ASTM. ASTM D7475-11 Standard test method for determining the aerobic degradation and anaerobic biodegradation of plastic materials under accelerated bioreactor landfill conditions, (2011). West Conshohocken, PA. <https://doi.org/https://doi.org/10.1520/D7475-11>
- ASTM. ASTM D5526-18 Standard test method for determining anaerobic biodegradation of plastic materials under accelerated landfill conditions (2018). West Conshohocken, PA. <https://doi.org/https://doi.org/10.1520/D5526-18>
- ASTM D5511-12. (2012). Standard test method for determining anaerobic biodegradation of plastic materials under high-solids anaerobic-digestion conditions, ASTM International. West Conshohocken, PA.
- ASTM D5526-12. (2012). Standard test method for determining anaerobic biodegradation of plastic materials under accelerated landfill conditions, ASTM International. West Conshohocken, PA.
- ASTM D7475-11. (2011). Standard test method for determining the aerobic degradation and anaerobic biodegradation of plastic materials under accelerated bioreactor landfill conditions, ASTM International. West Conshohocken, PA.
- ASTM D882-1. (1991). Standard test method for tensile properties of thin plastic sheeting, ASTM International. West Conshohocken, PA.
- ASTM D883-12. (2012). Standard Terminology Relating to Plastics, ASTM International. West Conshohocken, PA.
- Barlaz, C. A., Bareither, Benson, C. H., Edil, T. B., & Barlaz, M. A. (2012). Abiotic and

- biotic compression of municipal solid waste. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 138(8), 877–888.
- Bermúdez, J. (1988). *La digestión anaerobia*. Universidad, Secretariado de publicaciones.
- Bonmatí, A. (2008). Gestión y tratamiento de residuos sólidos urbanos. In P. Andrés & R. Rodríguez (Eds.), *Evaluación y prevención de riesgos ambientales en Centroamérica* (pp. 215–281). España.
- Chandra, R., & Rustgi, R. (1998). Biodegradable polymers. *Prog. Polym. Sci.*, 23, 1273–1335.
- Cho, H. S., Moon, H. S., Kim, M., Nam, K., & Kim, J. Y. (2011). Biodegradability and biodegradation rate of poly(caprolactone)-starch blend and poly(butylene succinate) biodegradable polymer under aerobic and anaerobic environment. *Waste Management*, 31(3), 475–480. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.10.029>
- Coates, J. (2000). *Interpretation of Infrared Spectra, a practical approach*. (R. A. Meyers, Ed.), *Encyclopedia of Analytical Chemistry*. Chichester, England: John Wiley & Sons Ltd.
- Conde, M. (2011). Presente Futuro de la Industria del Plástico en México. *Ambiente Plástico*.
- Cristán-Frías, A., Ize-Lema, I., & Gavilán-García, A. (2003). La situación de los envases de plástico en México. *Gaceta Ecológica*, 69, 67–82.
- Day, M., Cooney, J. D., & Mackinnon, M. (1995). Degradation of contaminated plastics: a kinetic study. *Polimer Degradation Ans Stability*, 48, 341–349.

- DOF, D. O. de la F. NORMA Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996, Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales (1997). México. Retrieved from <http://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/agenda/DOFsr/60197.pdf>
- DOF, D. O. de la F. NORMA Oficial Mexicana NOM-021-SEMARNAT-2000 Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis. (2002). Méxcio: Sección 7.2.3.
- DOF, D. O. de la F. NORMA Oficial Mexicana NOM-083-SEMARNAT-2003, Especificaciones de protección ambiental para la selección del sitio, diseño, construcción, operación, monitoreo, clausura y obras complementarias de un sitio de disposición final de residuos sólidos ur (2004). México. Retrieved from %0ANORMA Oficial Mexicana NOM-083-SEMARNAT-2003, Especificaciones de protección ambiental para la selección del sitio, diseño, construcción, operación, monitoreo, clausura y obras complementarias de un sitio de disposición final de residuos sólidos
- DOF, D. O. de la F. NORMA Oficial Mexicana NOM-052-SEMARNAT-2005, Que establece las características, el procedimiento de identificación, clasificación y los listados de los residuos peligrosos (2006). México. Retrieved from <https://www.sinec.gob.mx/SINEC/Vista/Normalizacion/DetalleNorma.xhtml?pidn=d3VtZitac2M4aW1mY1ozRDZmaEM3UT09>
- DOF, D. O. de la federación. (1992a). NMX-AA-016-1984. Protección al ambiente. Contaminación del suelo. Residuos sólidos municipales. Determinación de humedad. *6 de Noviembre de 1992*.
- DOF, D. O. de la federación. (1992b). NMX-AA-025-1984. Protección al ambiente. Contaminación del suelo. Residuos sólidos municipales. Determinación del pH-

Método potenciométrico. 6 de Noviembre de 1992.

DOF, D. O. de la federación. (1992c). NMX-AA-067-1985. Protección al ambiente. Contaminación del suelo. Residuos sólidos municipales. Determinación de la relación carbono/nitrógeno. 6 de Noviembre de 1992.

DOF, D. O. de la federación. NMX-AA-034-SCFI-2001 Análisis de agua Determinación de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales, y residuales tratadas- Método de prueba (2001). México. Retrieved from <https://agua.org.mx/wp-content/uploads/2011/01/nmx-aa-034-scfi-2001.pdf>

EPA, E. P. A. (2005). *Landfill Gas Emissions Model (LandGEM) Version 3.02 User's Guide* (No. EPA-600/R-05/047). Washington DC.: USEPA, ORD.

EPA, E. P. A. (2007). *User's Manual Central America Landfill Gas Model Version 1.0* (March 29 No. 68- W- 00–110). Washington, DC.

EPA, E. P. A. (2009a). *Manual del Usuario Modelo Colombiano de Biogás Versión 1.0* (Septiembre No. EPA No. EP – W-06-023). Washington, D.C.

EPA, E. P. A. (2009b). *Manual del Usuario Modelo Mexicano de Biogás Versión 2.0* (No. EPA No. EP – W-06-023). Washington, D.C.

EPA, E. P. A. (2009c). *User's Manual China Landfill Gas Model Version 1.1* (May No. EP-W-06-022). Washington, D.C.

EPA, E. P. A. (2009d). *User's Manual Ecuador Landfill Gas Model Version 1.0* (February No. EP-W-06-022). Washington, DC.

EPA, E. P. A. (2009e). *User's Manual Philippines Landfill Gas Model Version 1.0* (December No. EP-W-06-022). Washington, DC.

- EPA, E. P. A. (2009f). *User's Manual Thailand Landfill Gas Model Version 1.0* (No. EP-W-06-022). Washington, D.C.
- EPA, E. P. A. (2009g). *User's Manual Ukraine Landfill Gas Model Version 1.0* (December No. EP-W-06-034). Washington, D.C.
- EPA, E. P. A. (2015). *Standard methods for examination of water and wastewater* (27th ed.). Washington, D. C.: American Public Health Association.
- Espinosa, V. R. M. (2010). *Manual de prácticas de taller IV. Análisis fisicoquímicos de residuos sólidos municipales*. UAM.
- European-Plastics. (2014). An analysis of European plastics production, demand and waste data. *Plastics – the Facts*, 33.
- Fernández, L. L. C., Rojas, A. N. G., Roldán, C. T. G., Ramírez, I. M. E., Zerraga, M. H. G., Uribe, H. R., ... Arce, O. J. M. (2006). *Manual de técnicas de análisis de suelos aplicadas a la remediación de suelos contaminados*. México, D. F.: SEMARNAT, IMP, INE.
- Filipkowska, U. (2008). Effect of Recirculation Method on Quality of Landfill Leachate and Effectiveness of Biogas Production. *Polish Journal of Environmental Studies*, 17(2).
- Frikha, Y., Fellner, J., & Zairi, M. (2017). Leachate generation from landfill in a semi-arid climate: A qualitative and quantitative study from Sousse, Tunisia. *Waste Management & Research*, 35(9), 940–948. <https://doi.org/10.1177/0734242X17715102>
- Gáscue, B. R. de, Figueroa, A., Reyes, Y., Guerra, D., Prin, J. L., Lezama, J., ... Karam, A. (2003). Caracterización de polietilenos obtenidos a partir de diferentes

- sistemas catalíticos de coordinación. *Revista Latinoamericana de Metalurgia y Materiales*, 23(1). [https://doi.org/Versión impresa](https://doi.org/Versión%20impresa) ISSN 0255-6952
- Gerardi, M. H. (2003). *The microbiology of anaerobic digester*. USA: Wiley-Interscience.
- GODF, G. oficial del D. F. Acuerdo por el que se expiden los criterios y normas de producción y consumo sustentable de los plásticos (2011).
- GODF, G. oficial del D. F. Ley de residuos sólidos del Distrito Federal, Pub. L. No. 8 de septiembre, 6 (2014).
- GODF, G. oficial del D. F. Decreto por el que se adicionan las fracciones IV BIS, VIII BIS, XXIII BIS, XXVI BIS, XXVI TER, XXVI QUATER al artículo 3 y una fracción XI BIS al artículo 6; asimismo, se reforman las fracciones VI del artículo 3, XI del artículo 6 y XI BIS del artículo 6 (2019).
- Graña, M. J. J. (2014). La Producción de biogás en vertedero. modelización y determinación analítica de los parámetros operativos de funcionamiento mediante diferentes tipologías de algoritmos. *CONAMA, Congreso Nacional Del Medio Ambiente, Universidad*, 30.
- HACH, C. (2000). *HACH: Manual de análisis de agua*. Colorado, EE.UU.
- Hernández-Berriel, M. del C. (2010). *Estabilización acelerada de residuos sólidos urbanos mediante humidificación y recirculación de lixiviados*. Universidad Michoacana de Nicolás de Hidalgo.
- Hernández-Berriel, M. del C., Álvarez-Fragoso, N. O., Vaca, R., Márquez-Benavides, L., & Lugo, J. (2012). Determinación de metales pesados en residuos sólidos y lixiviados en biorreactores a diferentes tasas de recirculación. *Rev. Int. Contam.*

Ambien., 28(1), 77–82.

Hernández-Berriel, M. del C., & Mañón-Salas, M. del C. (2019). Producción de biogás mediante biodegradación acelerada de residuos sólido surbanos. In *Aprovechamiento energético de residuos sólidos* (p. 255). España.

Instituto Nacional de Estadística y Geografía, I. (2017). *Anuario estadístico y geográfico de los Estados Unidos Mexicanos 2017*.

Ishigakia, T., Sugano, W., Nakanishi, A., Tateda, M., Ike, M., & Fujita, M. (2004). The degradability of biodegradable plastics in aerobic and anaerobic waste landfill model reactors. *Chemosphere*, 54(3), 225–233. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(03\)00750-1](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(03)00750-1)

ISO13975:12. (2012). Determination of the ultimate anaerobic biodegradation of plastic materials in controlled slurry digestion systems -- Method by measurement of biogas production, International Organization for Standardization.

ISO15985:12. (2004). Determination of the ultimate anaerobic biodegradation and disintegration under high-solids anaerobic-digestion conditions -- Method by analysis of released biogas, International Organization for Standardization.

Ivanova, L. K., Richards, D. J., & Smallman, D. J. (2008). The long-term settlement of landfill waste. *Proceedings of the Institution of Civil Engineers - Waste and Resource Management*, 161(3), 121–133. <https://doi.org/10.1680/warm.2008.161.3.121>

Jonsson, S., Ejlerthsson, J., & Svensson, B. H. (2003). Behaviour of mono- and diesters of o-phthalic acid in leachates released during digestion of municipal solid waste under landfill conditions. *Advances in Environmental Research*, 7(2),

429–440. [https://doi.org/10.1016/S1093-0191\(02\)00015-1](https://doi.org/10.1016/S1093-0191(02)00015-1)

Juárez, R. B., De la Rosa, G. I., Hernández, B. M. del consuelo, Carreño, de L. M. del C., & Mañón, S. M. del C. (2017). *Compostaje una visión sistémica*. México.

Kathiresan, K. (2003). Polythene and plastics degrading microbes from the mangrove soil. *Rev Biol Trop*, 51(3), 629–634.

Khanna, S., & Srivastava, A. K. (2005). A simple structured mathematical model for biopolymer (P3HB) production. *Biotechnol. Prog.*, 21, 830–838.

Kiss-Köfalusi, G., & Encarnación-Aguilar, G. (2006). Los productos y los impactos de la descomposición de residuos sólidos urbanos en los sitios de disposición final. *Gaseta Ecológica. Instituto Nacional de Ecología*, 79, 39–51.

Kolstad, J. J., Vink, E. T. H., De Wilde, B., & Debeer, L. (2012). Assessment of anaerobic degradation of Ingeo™ polylactides under accelerated landfill conditions. *Polymer Degradation and Stability*, 97(7), 1131–1141. <https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2012.04.003>

Kulikowska, D., & Klimiuk, E. (2008). The effect of landfill age on municipal leachate composition. *Bioresource Technology*, 99(13), 5981–5985. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.10.015>

Kumar, S. (2016). *Municipal solid waste management in developing countries*. (T. & F. Group, Ed.) (primera). New york: CRC Press.

Lay, J. J., Li, Y. Y., & Noike, T. (1997). Influence of pH and moisture content on the methane production in high-solids sludge digestion. *Water Research*, 31(6), 1518–1524.

- Lee, J. C., Moon, J. H., Jeong, J.-H., Kim, M. Y., Kim, B. M., Choi, M.-C., ... Ha, C.-S. (2016). Biodegradability of poly(lactic acid) (PLA)/lactic acid (LA) blends using anaerobic digester sludge. *Macromolecular Research*, 24(8), 741–747. <https://doi.org/10.1007/s13233-016-4100-y>
- Leja, K., & Lewandowicz, G. (2010). Polymer Biodegradation and Biodegradable Polymers – a Review. *Polish J. of Environ. Stud.*, 19(2), 255–266.
- López, M. A., Gonzalorenna, V. R. J., Cuartas, H. M., & Lobo, G. de C. A. (2012). Modelación de una celda vertedero experimental con MODUELO 4.0. *Rev. Int. Contam. Ambien.*, 28(1), 89–96.
- Lucas, N., Bienaime, C., Belloy, C., Queneudec, M., Silvestre, F., & Nava-Saucedo, J.-E. (2008). Polymer biodegradation: Mechanisms and estimation techniques. *Chemosphere*, 73, 429–442. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.06.064>
- Márquez-Benavides, L., Hernández-Berriel, M. del C., Buenrostro-Delgado, O., & Sánchez-Yáñez, J. M. (2013). Estudio de la biometanización de plásticos degradables. *Ciencia Nicolaita*, 60, 7–17.
- Masood, F., Yasin, T., & Hameed, A. (2014). Comparative oxo-biodegradation study of poly-3-hydroxybutyrate-co-3-hydroxyvalerate/polypropylene blend in controlled environments. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 87, 1–8. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2013.09.023>
- Matsumura, S. (2005). Mechanism of biodegradation. In *Biodegradable Polymers for Industrial Applications* (pp. 358–410). Woodhead Publishing Limited. <https://doi.org/10.1533/9781845690762.3.357>
- Medina, A. A. (2006). *Recirculación de los lixiviados y sus efectos en la compactación de rellenos sanitarios*. UNAM.

- Mersiowsky, I., Weller, M., & Ejlertsson, J. (2001). Fate of plasticised PVC products under landfill conditions: a laboratory-scale landfill simulation reactor study. *Water Research*, 13(35), 3063–3070. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00027-6](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00027-6)
- Mohee, R., Unmar, G. D., Mudhoo, A., & Khadoo, P. (2008). Biodegradability of biodegradable/degradable plastic materials under aerobic and anaerobic conditions. *Waste Management*, 28(9), 1624–1629. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.07.003>
- Muenmee, S., Chiemchaisri, W., & Chiemchaisri, C. (2015). Microbial consortium involving biological methane oxidation in relation to the biodegradation of waste plastics in a solid waste disposal open dump site. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 102, 172–181. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2015.03.015>
- Muenmee, S., Chiemchaisri, W., & Chiemchaisri, C. (2016). Enhancement of biodegradation of plastic wastes via methane oxidation in semi-aerobic landfill. *International Biodeterioration & Biodegradation*. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2016.03.016>
- Ni, Z., Liu, J., Girotto, F., Cossu, R., & Qi, G. (2016). Targeted modification of organic components of municipal solid waste by short-term pre-aeration and its enhancement on anaerobic degradation in simulated landfill bioreactors. *Bioresource Technology*, 216, 250–259. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.05.088>
- Ojeda, T. F. M., Dalmolin, E., Forte, M. M. C., Jacques, R. J. S., Bento, F. M., & Camargo, F. A. O. (2009). Abiotic and biotic degradation of oxo-biodegradable polyethylenes. *Polymer Degradation and Stability*, 94(6), 965–970. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2009.03.011>

- Oonk, H., van Zomeren, A., Rees-White, T. C., Beaven, R. P., Hoekstra, N., Luning, L., ... Woelders, H. (2013). Enhanced biodegradation at the Landgraaf bioreactor test-cell. *Waste Management*, 33(10), 2048–2060. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.03.003>
- Pipatti, R., Svardal, P., Silva, A. J. W., Gao, Q., López, C. C., Mareckova, K., ... Yamada, M. (2006). *Chapter 3: Solid Waste Disposal. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories.*
- Rada, E. C., Ragazzi, M., Stefani, P., Schiavon, M., & Torretta, V. (2015). Modelling the potential biogas productivity range from a MSW landfill for its sustainable exploitation. *Sustainability*, 7, 482–495. <https://doi.org/10.3390/su7010482>
- Raichev, R., Veleva, L., & Valdez, B. (2009). Corrosión de metales y degradación de materiales. In *Principios y prácticas de laboratorio* (pp. 187–184).
- River-Laguna, E., Barba-Ho, L., & Torres-Lozada, P. (2013). Determinación de la toxicidad de lixiviados provenientes de los residuos sólidos urbanos mediante indicadores biológicos. *Afinidad LXX*, 563(Julio-septiembre), 183–189.
- Rivera, S. V., Aranda, B. J. S., Espinosa, S. T., Robles, M. F., & Toledo, U. J. (2009). El modelo de digestión anaeróbica IWA-ADM1: una revisión de su evolución. *Ingeniería Agrícola y Biosistemas*, 1(2), 109–117. <https://doi.org/doi:10.5154/r.inagbi.2010.01.001>
- Rosal, A., Perez, J. P., Arcos, M. A., & Dios, M. (2007). La incidencia de metales pesados en compost de residuos sólidos urbanos y en su uso agronómico en España. *Información Tecnológica*, 18(6), 75–82. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.4067/S0718-07642007000600010>.
- Ryan, C. A., Billington, S. L., & Criddle, C. S. (2017). Methodology to assess end-of-

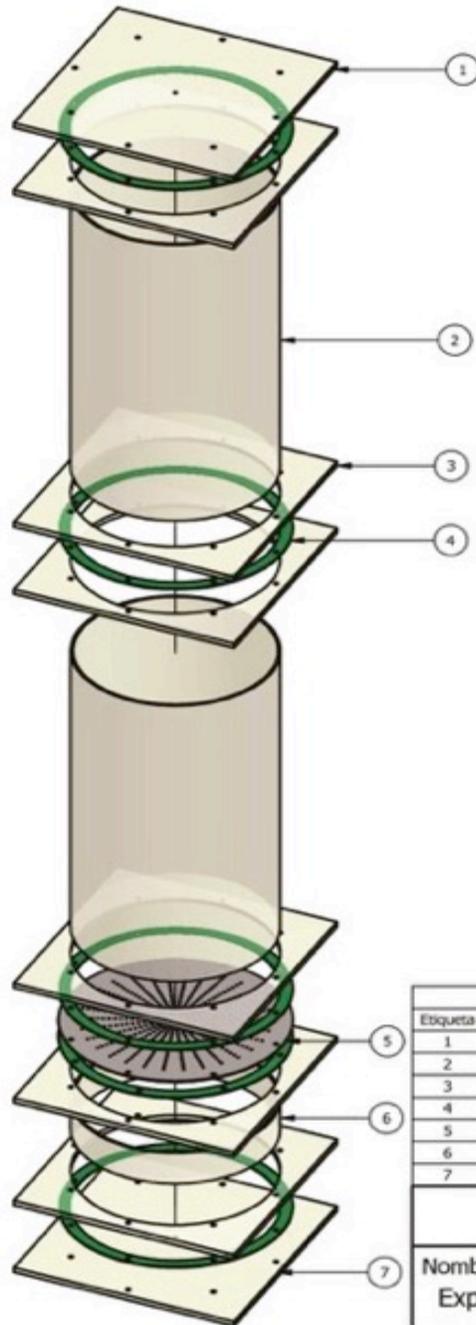
- life anaerobic biodegradation kinetics and methane production potential for composite materials. *Composites Part A: Applied Science and Manufacturing*, 95(Supplement C), 388–399.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.compositesa.2017.01.014>
- São Mateus, M. do S. C., Machado, S. L., & Barbosa, M. C. (2012). An attempt to perform water balance in a Brazilian municipal solid waste landfill. *Waste Management*, 32(3), 471–481.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.11.009>
- SEDEMA, S. del M. A. (2012). *Inventario de residuos sólidos del D.F. México*, Distrito Federal.
- Selke, S., Auras, R., Nguyen, T. A., Castro Aguirre, E., Cheruvathur, R., & Liu, Y. (2015). Evaluation of biodegradation-promoting additives for plastics. *Environmental Science & Technology*, 49(6), 3769–3777.
<https://doi.org/10.1021/es504258u>
- SEMARNAT. (2013). *Informe de la situación del medio ambiente en México. Compendio de estadísticas ambientales. Indicadores clave y de desempeño ambiental, edición 2012*. México.
- Shah, A. A., Hasan, F., Hameed, A., & Ahmed, S. (2008). Biological degradation of plastics: a comprehensive review. *Biotechnology Advances*, 26(3), 246–265.
<https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2007.12.005>
- Shalini, S. S., Karthikeyan, O. P., & Joseph, K. (2010). Biological stability of municipal solid waste from simulated landfills under tropical environment. *Bioresource Technology*, 101(3), 845–852.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.08.104>

- Singh, B., & Sharma, N. (2008). Mechanistic implications of plastic degradation. *Polymer Degradation and Stability*, 93(3), 561–584. <https://doi.org/10.1016/j.polyimdegradstab.2007.11.008>
- Singh, R. K., Ruj, B., Sadhukhan, A. K., & Gupta, P. (2019). A TG-FTIR investigation on the co-pyrolysis of the waste HDPE, PP, PS and PET under high heating conditions. *Journal of the Energy Institute*. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.joei.2019.09.003>
- Slezak, R., Krzystek, L., & Ledakowicz, S. (2015). Degradation of municipal solid waste in simulated landfill bioreactors under aerobic conditions. *Waste Management*, 43, 293–299. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2015.06.017>
- Tchobanoglous, G., Theisen, H., & Vigil, S. (1994). *Gestión integral de residuos sólidos, volumen II*. (B. A. García, Ed.) (Edición en). España: McGraw-hill.
- Tollner, E. W., Annis, P. A., & Das, K. C. (2011). Evaluation of Strength Properties of Polypropylene-Based Polymers in Simulated Landfill and Oven Conditions, 137(4), 291–296.
- UNEP, U. N. E. P. (2009). *Converting Waste Plastics Into a Resource*. Osaka/Shiga.
- Vázquez Morillas, A., Álvarez Zeferino, J. C., Beltrán Villavicencio, M., Cisneros Ramos, A. de la L., Espinosa Valdemar, R. M., Esquivel Cruz, J. A., ... Zavala Hernández, A. (2015). *Estudio de tipificación y caracterización de bolsas en los residuos de la zona Metropolitana de Distrito Federal*. Ciudad de México.
- Velandia Cabra, J. R. (2017). Identificación de polímeros por espectroscopía infrarroja. *ONTARE- Facultad de Ingeniería-Universidad EAN*, 5(1), 115–140. <https://doi.org/https://doi.org/10.21158/23823399.v5.n0.2017.2005>

- Vesilind, P. A., Worrell, W. A., & Reinhart, D. R. (2002). *Solid waste engineering*. Books/Cole.
- Villegas, S. A., Vázquez, M. A., Garcia, garcia B. A., García, R. M. A., Vázquez, S. R. C., Espinosa, V. R. M., & Quecholac, P. X. (2012). *Reporte del análisis de selección y cuantificación de subproductos en residuos sólidos*. Distrito Feral.
- Weiwei, L., Juan, X., Beijiu, C., Suwen, Z., Qing, M., & Huan, M. (2016). Anaerobic biodegradation, physical and structural properties of normal and high-amylose maize starch films. *International Journal of Agricultural and Biological Engineering*, 9(5), 184–193.
<https://doi.org/http://bidi.uam.mx:2199/10.3965/j.ijabe.20160905.2005>
- Xia, T., Huang, H., Wu, G., Sun, E., Jin, X., & Tang, W. (2018). The characteristic changes of rice straw fibers in anaerobic digestion and its effect on rice straw-reinforced composites. *Industrial Crops and Products*, 121, 73–79.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2018.04.004>
- Zhang, W., & Yuan, S. (2019). Characterizing preferential flow in landfilled municipal solid waste. *Waste Management*, 84, 20–28.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.11.023>

ANEXO A

PARTES Y DIMENSIONES DEL LISÍMETRO



Lista de partes		
Etiqueta	Cantidad	Nombre de parte
1	1	Brida Ciega 588x15 - barrenos x8 10mm sup
2	2	Tubo de acrílico 900 X 508
3	6	Brida 588 X 15
4	5	Empaque 508 X 568
5	1	Rejilla inox 3.175mm
6	1	Tubo de acrílico 100 X 508
7	1	Brida Ciega 588x15 -barrenos x8 10mm inf

PDPA UAM-Azc

Nombre Explosionado de lisímetro	Fecha 5 Dic 2014
Fig.2	

Escala 0,075 : 1 | Acotación: mm

Figura A.1 Componentes y dimensiones del lisímetro

ANEXO B

B1. DETERMINACIÓN DE POTENCIAL DE HIDRÓGENO (VERNIER)

Calibración del sensor VERNIER

1. Enjuagar perfectamente el electrodo con agua destilada y se seca
2. Conectar el electrodo en la interfase VERNIER, se espera a que el electrodo sea detectado, una vez que en la pantalla muestre "pH" se selecciona y se presiona "calibrate now"
3. Introducir el electrodo en la solución buffer pH4 y se esperar hasta que el voltaje se estabilice
4. Una vez que el voltaje se estabiliza (aproximadamente 1 min) Presionar "Keep"
5. Enjuagar con agua destilada el electrodo y secar suavemente con papel absorbente
6. Introducir el electrodo en la solución buffer pH7 y se esperar hasta que el voltaje se estabilice
7. Una vez que el voltaje se estabiliza (aproximadamente 1 min) Presionar "Keep" y posteriormente "Done"
8. En la pantalla de la interfase presionar tiempo de medida, seleccionar 1 min con una frecuencia de 1 medición cada segundo

Preparación de la muestra

1. Agitar perfectamente la muestra
2. Introducir el electrodo anteriormente calibrado y presionar el símbolo PLAY
3. Si es más de una muestra, enjuagar el electrodo e introducirlo en la siguiente muestra, presionar el símbolo "play"
4. Cada muestra se guardará como una serie

5. Al finalizar las lecturas de las muestras se presiona file → save as, guardar archivo

Preparación de estándares

Para el pH no es preparar estándares porque ya venden los buffer para calibrar el sensor; buffer pH 4, pH 7 y pH 10. La lectura de pH el equipo lo da directamente.

B2. DETERMINACIÓN DE DQO (HACH)

Calibración del equipo

La placa de calentamiento para realizar la digestión de los tubos no se calibra, se enciende antes para su precalentamiento.

Preparación de la muestra

1. Mezclar perfectamente la muestra
2. Si la muestra supera la concentración de los tubos HACH (alto rango 15000 mg/L). Se realiza una dilución
3. Tomar 2 mL de muestra y se coloca en tubo HACH
4. Cerrar y limpiar el tubo
5. Agitar cuidadosamente
6. Los tubos se introducen en la parrilla cuando en la pantalla de la parrilla indica una temperatura de 150°C
7. iniciar la digestión por 2 horas

8. Concluido el tiempo, se dejan enfriar los tubos hasta temperatura ambiente
9. Leer la concentración de DQO en mg/L en el colorímetro (HACH), el equipo da directamente la concentración, solo si se realizó dilución se tendría que multiplicar por el factor de dilución.

El factor de dilución es igual al volumen de la muestra entre el volumen total de la dilución.

Preparación de estándares

Para esta prueba no se realizan estándares porque ya venden los tubos HACH para DQO.

B3. DETERMINACIÓN DE DBO₅

Calibración del equipo

Se calibra el sensor de oxígeno, como se indica en la calibración de este. En esta determinación hay que lavar y enjuagar previamente las botella winkler.

Preparación de la muestra

1. Agitar perfectamente la muestra
2. Si la muestra presenta concentraciones altas de DBO₅ se recomienda tomar alícuotas pequeñas
3. Tomar una alícuota de muestra entre 0.2 y 5 mL de muestra e introducirla en los frascos Winkler previamente etiquetados

4. Llenar con agua de dilución las botellas Winkler hasta $\frac{3}{4}$ del esmerilado, sin formar burbujas en las paredes de la botella, se tapa inmediatamente. Es importante mantener el sello hidráulico
5. Incubar a temperatura ambiente por 5 días
6. Después de 5 días medir la concentración de oxígeno disuelto

Preparación de estándares

1. Preparar el agua de dilución:

Solución 1. Solución amortiguadora de fosfatos: disolver en 500 mL de agua 8.5g de KH_2PO_4 , 33.4g de $\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot 7 \text{H}_2\text{O}$, 21.75g de K_2HPO_4 y 1.7g de NH_4Cl y diluir a 1L.

Solución 2. Solución de sulfato de magnesio: disolver 22.5g $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ en agua destilada y diluir a un litro.

Solución 3. Solución de cloruro de calcio: disolver en agua destilada 27.5g de cloruro de calcio (CaCl_2) y aforar a 1L.

Solución 4. Solución de cloruro férrico: disolver en agua destilada 0.25g de $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ y diluir a 1L.

2. Adicionar 1 mL de las soluciones 1, 2, 3 y 4 por litro de agua previamente saturada de aire. Medir la concentración de oxígeno disuelto antes de introducir el agua de dilución a las botellas Winkler

Con la siguiente fórmula se determina la cantidad de DBO_5 en la muestra

$$\text{DBO}_5, \frac{\text{mg}}{\text{L}} = \frac{\text{Oxígeno disuelto inicial, } \frac{\text{mg}}{\text{L}} - \text{oxígeno disuelto final, } \frac{\text{mg}}{\text{L}}}{\text{Dilución expresada en decimales}}$$

B4. DETERMINACIÓN DE SÓLIDOS TOTALES

Calibración del equipo

En esta determinación no hay calibración del equipo, sin embargo, se deben de poner a peso constante los crisoles que se ocuparan, se etiquetan con lápiz carbón en la parte inferior del crisol. Los crisoles están a peso constante cuando la diferencia entre peso y peso es ± 0.0009 .

Preparación de la muestra

1. Agitar perfectamente la muestra
2. Tomar 3 mL con una micropipeta y se coloca en un crisol, lo anterior se realiza por triplicado
3. Evaporar la mayor cantidad de agua en una parrilla de calentamiento, sin llegar a la ebullición
4. Después colocar los crisoles en una estufa a una temperatura de $100^{\circ}\text{C} \pm 3^{\circ}\text{C}$
5. Dejar enfriar los crisoles en un desecador y pesar hasta peso constante.

Preparación de estándares

En esta determinación no hay preparación de estándares. Los sólidos totales se calcula con la siguiente fórmula:

$$ST, \frac{mg}{L} = \frac{\text{Masa del crisol con la muestra, } g - \text{Masa del crisol vacío } g}{\text{Volumen de la muestra, } L} \times 1000$$

B5. DETERMINACIÓN DE SULFATOS

Calibración del equipo

El espectrofotómetro UV, se poner a calentar previamente antes de iniciar la prueba. La calibración se realiza por medio de estándares.

Preparación de la muestra

1. Agitar perfectamente la muestra, si la muestra tiene más de 40 mg/L de SO_4^{-2} realizar una dilución
2. Tomar 5 mL de muestra
3. Agregar 1 mL de solución a condicionante y una pizca de cloruro de bario, agitar perfectamente
4. Medir en un espectrofotómetro UV a una longitud de onda de 420 nm.

Preparación de estándares

5. Preparar las soluciones
 - a. Solución estándar 1 ml = 100 microgramos de SO_4^{-2} . Diluir 14.4 mL de solución 0.020 N de H_2SO_4 en 100 mL
 - b. Solución a condicionante: disolver 7.5 de cloruro de sodio en 30 mL de agua destilada, agregar 5 mL de glicerina mezclados con 3 mL de HCl concentrado y finalmente adicionar 10 mL de isopropanol. La solución debe ser perfectamente transparente
6. Realizar la curva de calibración de 0-40 mg/L de SO_4^{-2}
7. Tomar 5 mL de cada uno de los patrones

8. Agregar 1 mL de solución a condicionante y una pizca de cloruro de bario, agitar perfectamente
9. Medir en un espectrofotómetro UV a una longitud de onda de 420 nm
10. Interpolar la absorbancia de la muestra con la curva para obtener directamente la concentración de sulfatos

B6. DETERMINACIÓN DE POTENCIAL REDOX (VERNIER)

Calibración del equipo VERNIER

El sensor para medir el potencial REDOX no requiere calibración

1. Enjuagar perfectamente el electrodo con agua destilada y se seca
2. Conectar el electrodo en la interfase VERNIER, esperar a que el electrodo sea detectado, una vez que en la pantalla muestre “ORP”
3. En la pantalla de la interfase presionar tiempo de medida, seleccionar 1 min con una frecuencia de 1 medición cada segundo

Preparación de la muestra

1. Agitar perfectamente la muestra
2. Introducir el electrodo a la muestra
3. Leer la muestra, presionado el símbolo “play”
4. Si es más de una muestra, enjuagar el electrodo e introducirlo en la siguiente muestra, presionar el símbolo “play”
5. Cada muestra se guardará como una serie
6. Al finalizar las lecturas de las muestras se presiona file → save as, guardar archivo.

Preparación de estándares

No se requieren preparación de estándares

B7. DETERMINACIÓN DE METALES PESADOS**Calibración del equipo**

1. Encender el equipo de absorción atómica
2. Verificar que estén colocada la lámpara del metal que se va a determinar
3. Verificar que las presiones de los gases sea correcta; acetileno > 10 psi
4. Encender la lámpara
5. Verificar que el haz de luz pase por el circulo de la tarjeta de calibración
6. Calibrar con curva de calibración de acuerdo con el tipo de metal a determinar.

Preparación de la muestra

1. La muestra requiere de una digestión previa, por lo que el material de vidrio debe de estar limpio, se recomienda dejarlo por 2 horas en una solución de HNO₃ al 10%
2. Agitar perfectamente la muestra y tomar 15 mL con una micropipeta
3. Colocarlos en un frasco de vidrio con tapa de plástico, en la rosca del frasco colocar de dos a tres vueltas de cinta teflón, con la finalidad de que queden herméticos.
4. Agregar 5 mL de agua destilada
5. Agregar 3 mL de HNO₃ concentrado

6. Tapar perfectamente
7. Colocar en autoclave por 2 horas a una presión de 15 PSI
8. Dejar enfriar y filtrar con papel whatman No. 40
9. Aforar a 25 mL
10. Realizar un blanco de reactivos

Preparación de estándares

1. Realizar las curvas correspondientes de los metales que se van a determinar a partir del estándar de 1000 ppm, realizar los cálculos con la fórmula

$$C_1V_1=C_2V_2$$

Donde:

C₁: concentración del estándar, 1000 ppm

V₁: volumen que se requiere del estándar

C₂: concentración del estándar

V₂: volumen de aforo

El equipo proporciona directamente la concentración del metal contenida en la muestra, si se realizó dilución hay que multiplicar por el factor de dilución.

B8. DETERMINACIÓN DE CARBÓN ORGÁNICO TOTAL

Calibración del equipo

1. Encender el equipo APOLLO 9000
2. Escoger el método de limpieza
3. Escoger el tipo de curva

4. Introducir y etiquetar el número de muestras

Preparación de la muestra

1. Dejar sedimentar la muestra y tomar la alícuota del sobrenadante
2. Colocar la muestra en un vial para el TOC Apollo agregar 1 mL de muestra y 15 mL de agua destilada (cuando la muestra tenga menor concentración de carbono orgánico se pueden agregar más mililitros de muestra y disminuir la cantidad de agua destilada)
3. Tapar el vial y colocarlo en el carrusel del equipo
4. Leer en equipo de TOC Apollo 9000 la concentración de carbono orgánico total.

Preparación de estándares

El equipo proporciona directamente la concentración de carbón orgánico total, si se realizó una dilución multiplicar por el factor de dilución.

B9. DETERMINACIÓN DE CONDUCTIVIDAD

Calibración del equipo

1. Enjuagar perfectamente el electrodo con agua destilada y secar suavemente con papel absorbente
2. Conectar el electrodo al equipo
3. Encender el equipo y presionar calibrar
4. En una probeta de 25 mL colocar 7 mL de solución estándar de conductividad, asegurarse que la solución supere el nivel del orificio del electrodo
5. Esperar a que la conductividad se estabilice (1425 mS/cm)

6. Presionar SHIFT+CFM
7. El electrodo esta calibrado y puede empezar a leer la conductividad de las muestras

Preparación de la muestra

1. Agitar perfectamente la muestra
2. Introducir el electrodo en la muestra, asegurándose que la muestra se encuentre por encima del orificio del electrodo.
3. Registrar el valor de la conductividad

Preparación de estándares

No se requiere preparación de estándares

B10. DETERMINACIÓN DE OXÍGENO DISUELTO (VERNIER)

Calibración del equipo

1. Enjuagar perfectamente el electrodo con agua destilada y secar
2. Conectar el electrodo en la interfase VERNIER, esperar a que el electrodo sea detectado, una vez que en la pantalla muestre "OD" seleccionar y presionar "calibrate now"
3. Introducir el electrodo en la solución sulfito de sodio, en concentración colocar "0" y esperar hasta que el voltaje se estabilice
4. Una vez que el voltaje se estabiliza (aproximadamente 1 min) Presionar "Keep"
5. Enjuagar con agua destilada el electrodo y secar suavemente con papel absorbente

6. Introducir el electrodo en un frasco con agua destilada hasta $\frac{1}{2}$ de pulgada, la membrana no debe de tocar el agua. En concentración anotar el valor de la tabla 1 del manual, correspondiente a la temperatura y presión del lugar donde se esté calibrando el electrodo. Esperar hasta que el voltaje se estabilice
7. Una vez que el voltaje se estabiliza (aproximadamente 1 min) Presionar “Keep” y posteriormente “Done”
8. En la pantalla de la interfase presionar tiempo de medida, seleccionar 1 min con una frecuencia de 1 medición cada segundo

Preparación de la muestra

1. Agitar ligeramente la muestra
2. Introducir el electrodo previamente calibrado
3. Leer la muestra, presionado el símbolo “play”
4. Si es más de una muestra, enjuagar el electrodo e introducirlo en la siguiente muestra, presionar el símbolo “play”
5. Cada muestra se guardará como una serie
6. Al finalizar las lecturas de las muestras se presiona file → save as, guardar archivo

Preparación de estándares

No se requiere preparación de estándares

B11. DETERMINACIÓN DE NITRATOS (VERNIER)

Calibración del equipo VERNIER

1. Enjuagar perfectamente el electrodo con agua destilada y secar
2. Conectar el electrodo en la interfase VERNIER, esperar a que el electrodo sea detectado, una vez que en la pantalla muestre “nitratos” se selecciona y se presiona “calibrate now”
3. Introducir el electrodo en la solución de alta concentración (100 mg/L) y a notarla en el recuadro de concentración. Esperar hasta que el voltaje se estabilice
4. Una vez que el voltaje se estabiliza (aproximadamente 2-3 min) Presionar “Keep”
5. Enjuagar con agua destilada el electrodo y secar suavemente con papel absorbente
6. Introducir el electrodo en la solución de baja concentración (1 mg/L) y a notarla en el recuadro de concentración. Esperar hasta que el voltaje se estabilice
7. Una vez que el voltaje se estabiliza (aproximadamente 2-3 min) Presionar “Keep” y posteriormente “Done”
8. En la pantalla de la interfase presionar tiempo de medida, seleccionar 1 min con una frecuencia de 1 medición cada segundo

Preparación de la muestra

1. Agitar perfectamente la muestra
2. Introducir el electrodo previamente calibrado
3. Leer la muestra, presionado el símbolo “play”
4. Si es más de una muestra, enjuagar el electrodo e introducirlo en la siguiente muestra, presionar el símbolo “play”

5. Cada muestra se guardará como una serie
6. Al finalizar las lecturas de las muestras se presiona file → save as, guardar archivo.

Preparación de estándares

1. Pesar 0.607 g de NaNO_3 y diluir en 1L de agua destilada, da 100 mg/L NO_3 como N
2. Diluir de 1 mL de la solución 100 mg/L NO_3 en 100 mL de agua destilada, da 1 mg/L NO_3 como N.

B12. DETERMINACIÓN DE AMONIO (VERNIER)

Calibración del equipo VERNIER

1. Enjuagar perfectamente el electrodo con agua destilada y se seca
2. Conectar el electrodo en la interfase VERNIER, esperar a que el electrodo sea detectado, una vez que en la pantalla muestre “amonio” seleccionar y presionar “calibrate now”
3. Introducir el electrodo en la solución de alta concentración (100 mg/L) y anotar en el recuadro de concentración. Esperar hasta que el voltaje se estabilice
4. Una vez que el voltaje se estabiliza (aproximadamente 2-3 min) Presionar “Keep”
5. Enjuagar con agua destilada el electrodo y secar suavemente con papel absorbente
6. Introducir el electrodo en la solución de baja concentración (1 mg/L) y a notarla en el recuadro de concentración. Esperar hasta que el voltaje se estabilice
7. Una vez que el voltaje se estabiliza (aproximadamente 2-3 min). Presionar “Keep” y posteriormente “Done”

8. En la pantalla de la interfase presionar tiempo de medida, seleccionar 1 min con una frecuencia de 1 medición cada segundo
9. Leer la muestra, presionado el símbolo “play”
10. Si es más de una muestra, enjuagar el electrodo e introducirlo en la siguiente muestra, presionar el símbolo “play”

Preparación de la muestra

1. Agitar perfectamente la muestra
2. Introducir el electrodo previamente calibrado
3. Leer la muestra, presionado el símbolo “play”
4. Si es más de una muestra, enjuagar el electrodo e introducirlo en la siguiente muestra, presionar el símbolo “play”
5. Cada muestra se guardará como una serie
6. Al finalizar las lecturas de las muestras se presiona file → save as, guardar archivo.

Preparación de estándares

1. Pesar 0.382 g de NH_4Cl y diluir en 1L de agua destilada, da 100 mg/L NH_4^+ como N
2. Diluir de 1 mL de la solución 100 mg/L NH_4^+ en 100 mL de agua destilada, da 1 mg/L NH_4^+ como N.

B13. Conteo en placa de hongos

Calibración del equipo

No se requiere equipo

Preparación de la muestra

1. Agitar vigorosamente la muestra para homogenizar
2. Tomar 1mL de muestra y colocar en tubo con 9 mL de agua de dilución, dilución 10^{-1}
3. Agitar vigorosamente la dilución 10^{-1} y colocar en tubo con 9 mL de agua de dilución, dilución 10^{-2}
4. Agitar vigorosamente la dilución 10^{-2} y colocar en tubo con 9 mL de agua de dilución, dilución 10^{-3}
5. Agitar vigorosamente la dilución 10^{-3} y colocar en tubo con 9 mL de agua de dilución, dilución 10^{-4}
6. Agitar vigorosamente la dilución 10^{-4} y colocar en tubo con 9 mL de agua de dilución, dilución 10^{-5}
7. Colocar 1 mL de la dilución 10^{-1} en una caja Petri, repetirlo por duplicado, previamente etiquetada, repetir lo anterior hasta la dilución 10^{-5}
8. Agregar a la caja Petri entre 15 -17 ml de agar a una temperatura máxima de 47°C , para evitar destruir a las bacterias
9. Dejar solidificar el agar
10. Incubar en posición invertida de 48 a 72 horas a temperatura ambiente
11. Observar la presencia de colonias filamentosas de diversos tipos y colores
12. Contar cada colonia

Preparación de estándares

1. Preparar agar dextrosa sabouraud: pesar 65 g y diluir a un 1L de agua destilada, calentar a ebullición hasta su completa disolución. Esterilizar en autoclave durante 15 min a 15 psi de presión (121°C)
2. Agua de dilución: 1g de peptona + 8.5 g de NaCl en un litro de agua; disolver los componentes en agua hirviendo, ajustar el pH 7

3. Llenar con 9 mL de agua de dilución los tubos con una capacidad de 11 mL
4. Esterilizar en autoclave durante 15 min a 15 psi de presión (121°C)

B14. Conteo en placa de bacterias

Calibración del equipo

La temperatura de la autoclave se regula a $37\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$

Preparación de la muestra

1. Agitar vigorosamente la muestra para homogenizar
2. Tomar 1mL de muestra y colocar en tubo con 9 mL de agua de dilución, dilución 10^{-1}
3. Agitar vigorosamente la dilución 10^{-1} y colocar en tubo con 9 mL de agua de dilución, dilución 10^{-2}
4. Agitar vigorosamente la dilución 10^{-2} y colocar en tubo con 9 mL de agua de dilución, dilución 10^{-3}
5. Agitar vigorosamente la dilución 10^{-3} y colocar en tubo con 9 mL de agua de dilución, dilución 10^{-4}
6. Agitar vigorosamente la dilución 10^{-4} y colocar en tubo con 9 mL de agua de dilución, dilución 10^{-5}
7. Colocar 1 mL de la dilución 10^{-1} en una caja Petri, repetirlo por duplicado, previamente etiquetada, repetir lo anterior hasta la dilución 10^{-5}
8. Agregar a la caja Petri entre 15 -17 ml de agar a una temperatura máxima de 47°C, para evitar destruir a las bacterias
9. Dejar solidificar el agar
10. Incubar en posición invertida a 37°C por 24 horas \pm 3 horas.
11. Observar la presencia de colonias filamentosas de diversos tipos y colores

12. Contar cada colonia, solo considerar las cajas que contengan entre 25 y 250 colonias, descartar el resto
13. Si son varias cajas que entran en el intervalo, contar todas y seleccionar la dilución que tenga el menor grado de error

Preparación de estándares

1. Preparar agar cuenta estándar: pesar 23.5 g y diluir a un 1L de agua destilada, calentar a ebullición hasta su completa disolución. Esterilizar en autoclave durante 15 min a 15 psi de presión (121°C)
2. Agua de dilución: 1g de peptona + 8.5 g de NaCl en un litro de agua; disolver los componentes en agua hirviendo, ajustar el pH 7
3. Llenar con 9 mL de agua de dilución los tubos con una capacidad de 11 mL
4. Esterilizar en autoclave durante 15 min a 15 psi de presión (121°C)

ANEXO C

METODOLOGÍA PARA EL PESO MOLECULAR DE LAS MUESTRAS

Peso molecular (GPC).

Preparación de las muestras Polietileno. Se pesaron 25 mg de la muestra y se disolvieron en 15 ml. de 1,2,4-Triclorobenceno por 1 hora a 170 °C. Después la solución se filtró en filtros de acero inoxidable (0.5 μ) para eliminar material insoluble.

Condiciones de la determinación. Las soluciones de las muestras fueron inyectadas a un equipo de cromatografía de permeación en gel Agilent PL-GPC 220 bajo las siguientes condiciones:

- Temperatura: 140° C
- Fase móvil: 1,2,4-Triclorobenceno
- Volumen de inyección: 200 μ L
- Columnas: 3 columnas lineales.
- Detectores: Índice de refracción (I.R.).

Preparación de las muestras de PLA. Se pesaron 10 mg de las muestras y se disolvieron en 10 ml. de cloroformo. Después la solución se filtró en filtros de teflón (0.45 μ) para eliminar material insoluble.

Condiciones de la determinación. Las soluciones de las muestras fueron inyectadas a un equipo de cromatografía de permeación en gel Alliance 2695 bajo las siguientes condiciones:

- Temperatura: 30° C
- Fase móvil: CHCl_3
- Volumen de inyección: 100 μ L
- Columnas: Detectores: 2 columnas lineales Ultravioleta

Curva de calibración. La curva de calibración fue construida con base en 10 estándares de poliestireno (PS), cuyos pesos moleculares varían desde 1 260 hasta 3 600 000 los cuales fueron preparados bajo las mismas condiciones que las muestras.

Mw= Peso molecular en peso

Mn = Peso molecular en número

I.P. = Mw/Mn = Polidispersidad

ANEXO D

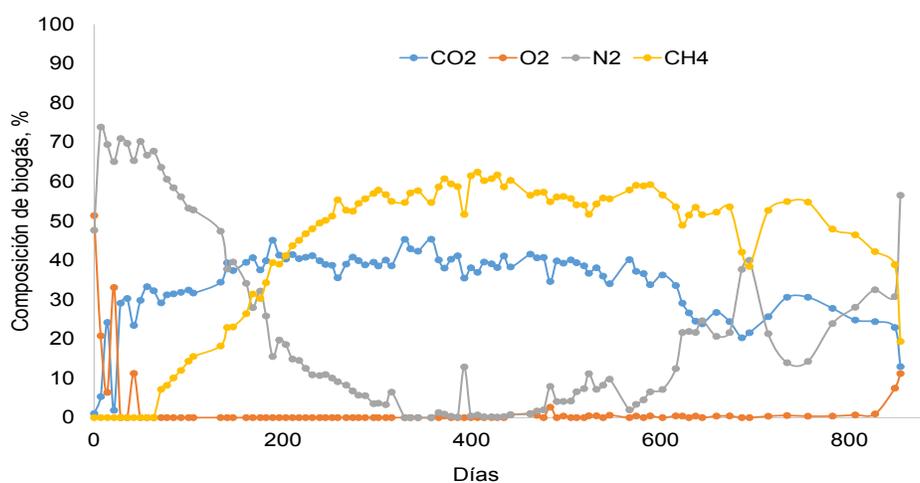


Figura D.1 Composición de biogás del lisímetro con PEAD

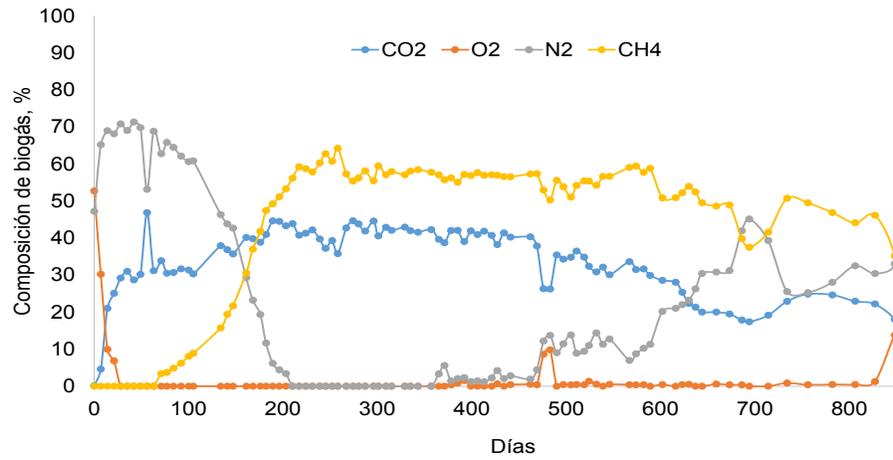


Figura D.2 Composición de biogás del lisímetro con ECOVIO

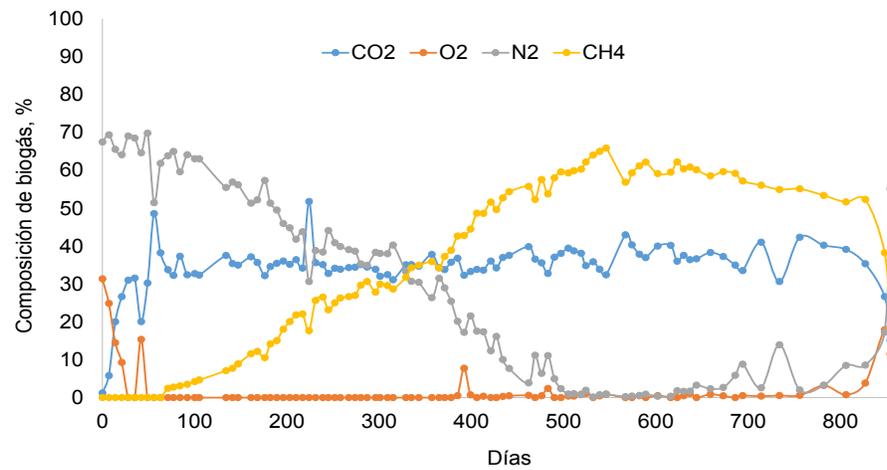


Figura D.3 Composición de biogás del lisímetro con PEAD-OXO

ANEXO F

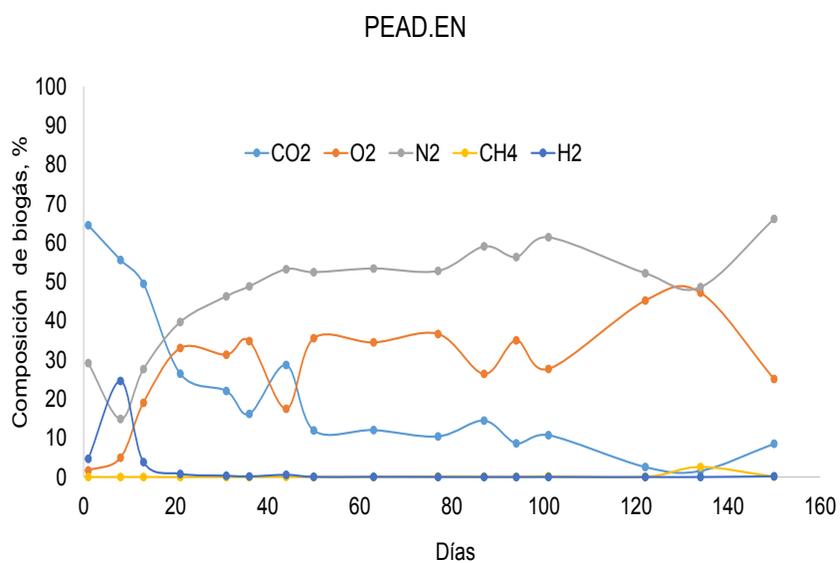


Figura F.1. Composición de biogás de biorreactores con aireación PEAD-EN

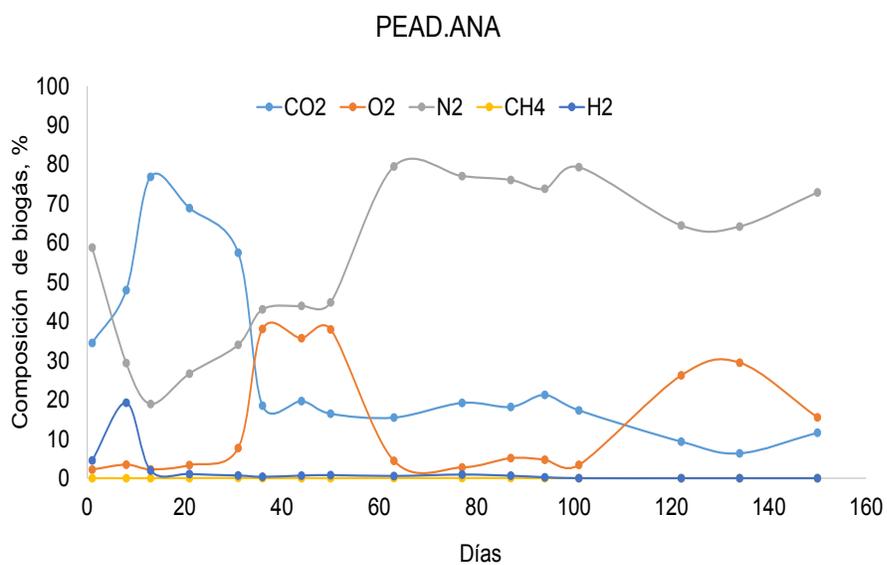


Figura F.2. Composición de biogás de biorreactores con aireación PEAD-ANA

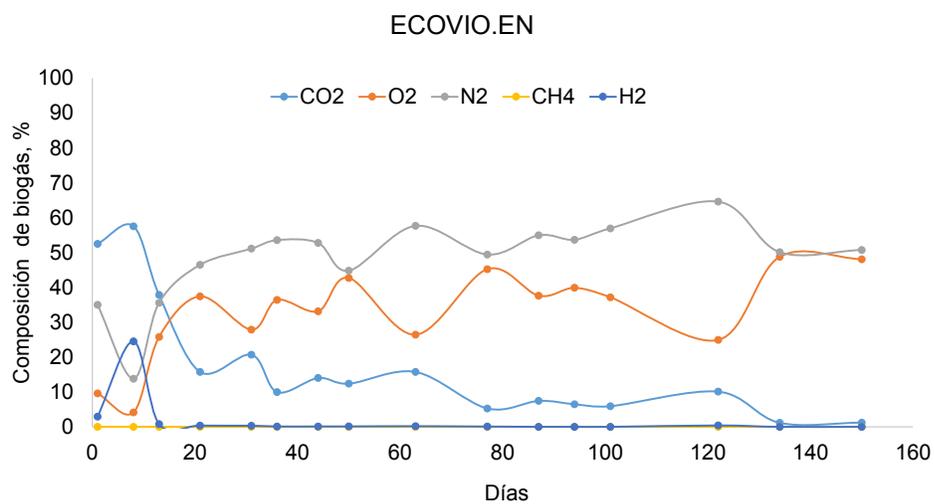


Figura F.3. Composición de biogás de biorreactores con aireación ECOPIO-EN

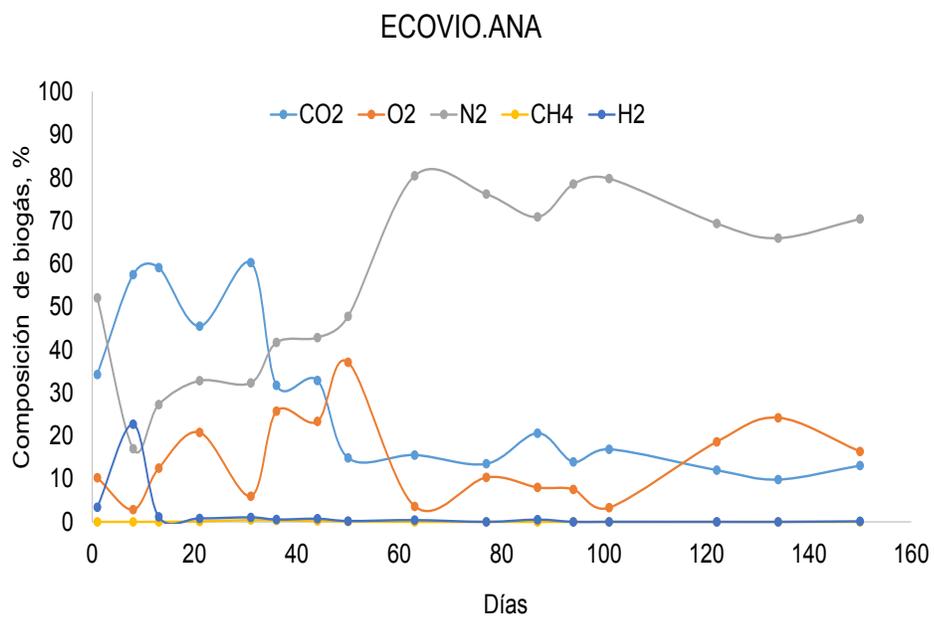


Figura F.4. Composición de biogás de biorreactores con aireación PEAD-ANA

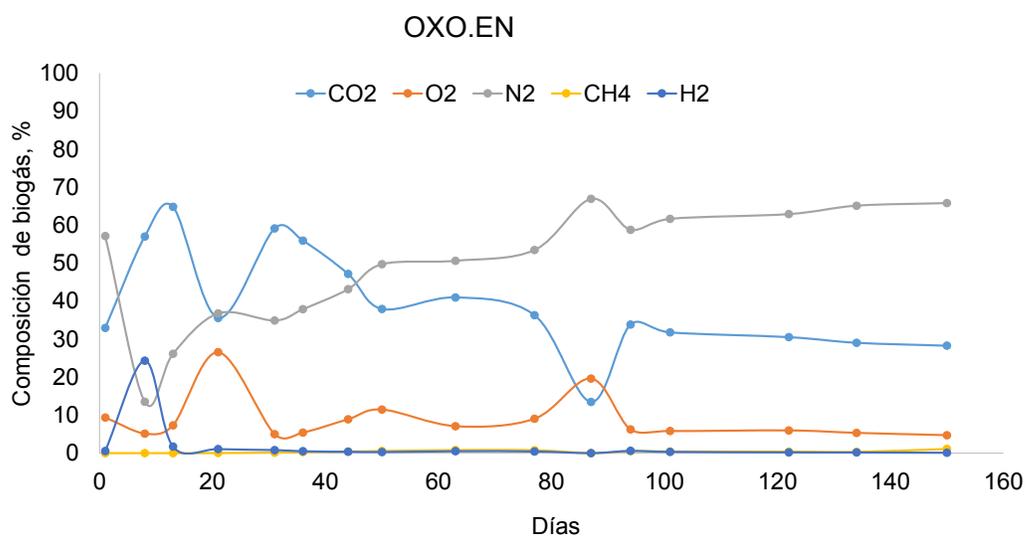


Figura F.5. Composición de biogás de biorreactores con aireación OXO.EN

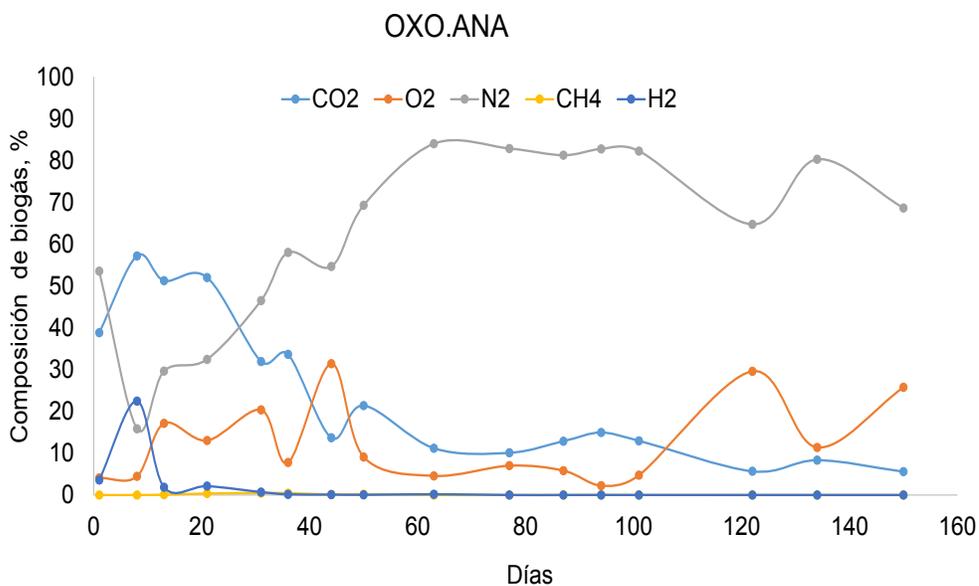


Figura F.6. Composición de biogás de biorreactores con aireación OXO-ANA

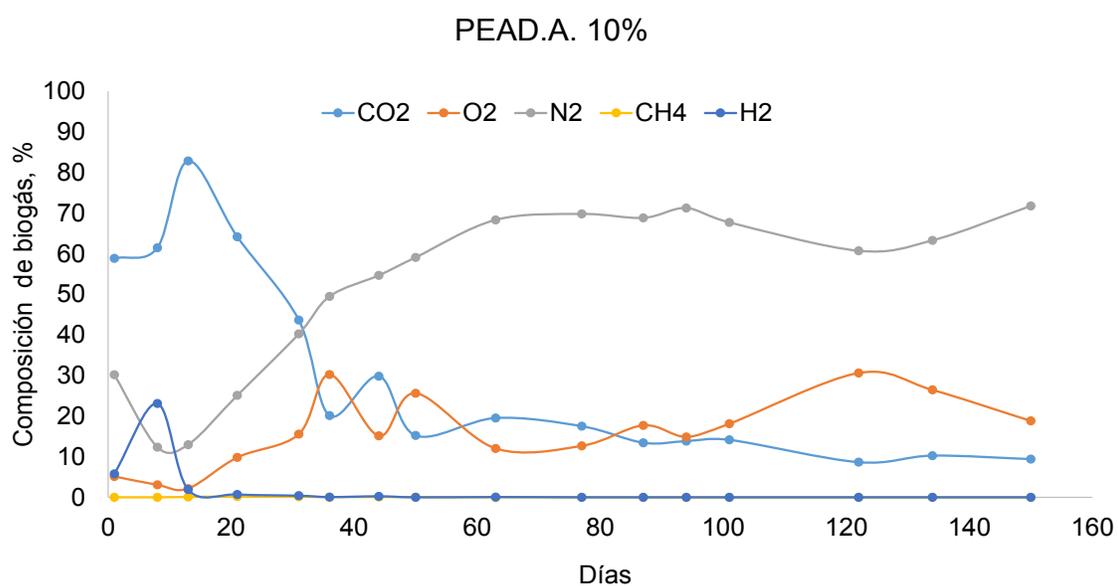


Figura F.7. Composición de biogás de biorreactores con aireación PEAD-A.10%

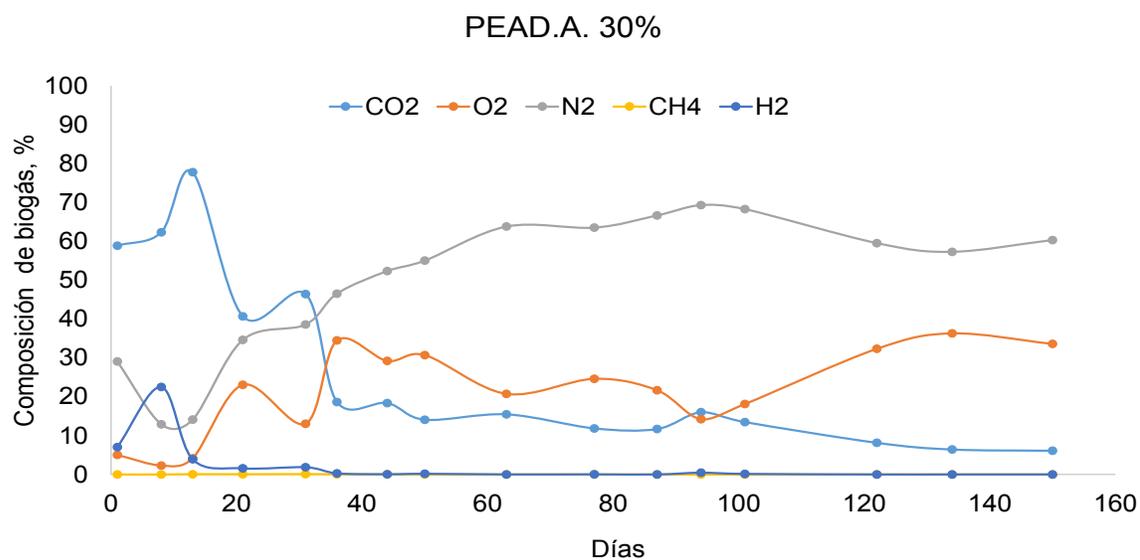


Figura F.8. Composición de biogás de biorreactores con aireación PEAD-A.30%

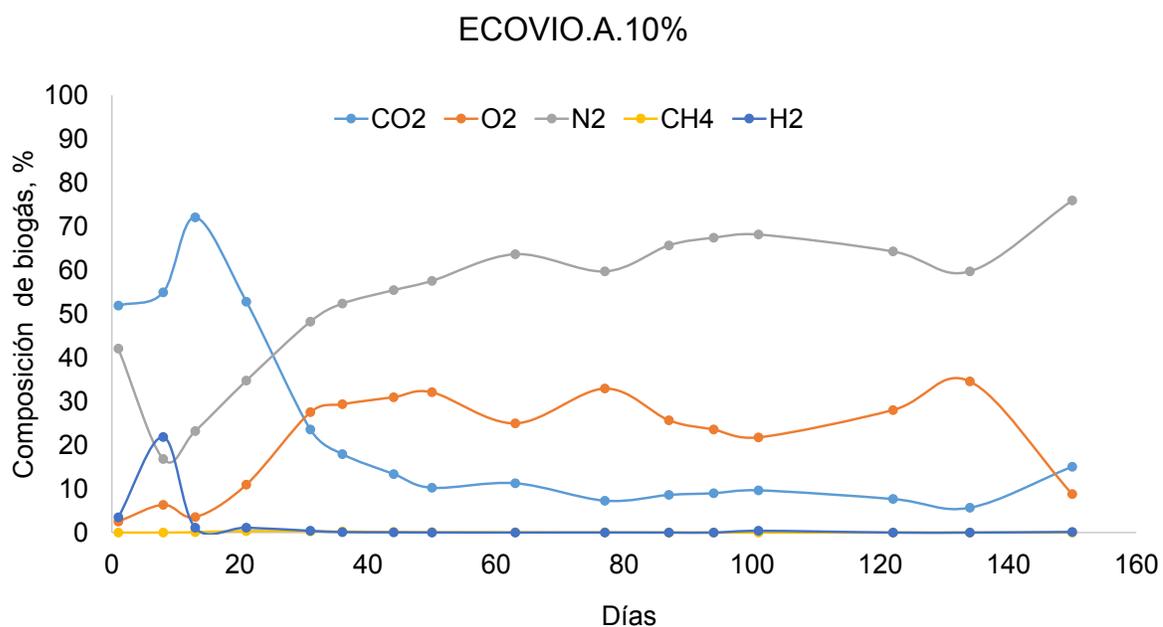


Figura F.9. Composición de biogás de biorreactores con aireación ECOVI0-A.10%

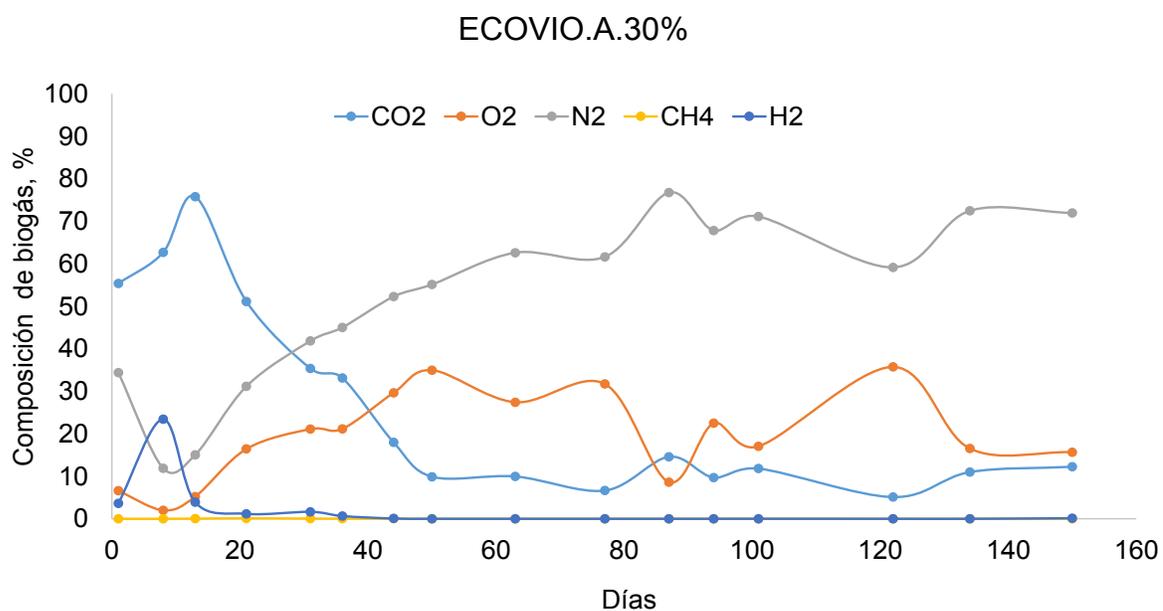


Figura F.10. Composición de biogás de biorreactores con aireación ECOVI0-A 30%

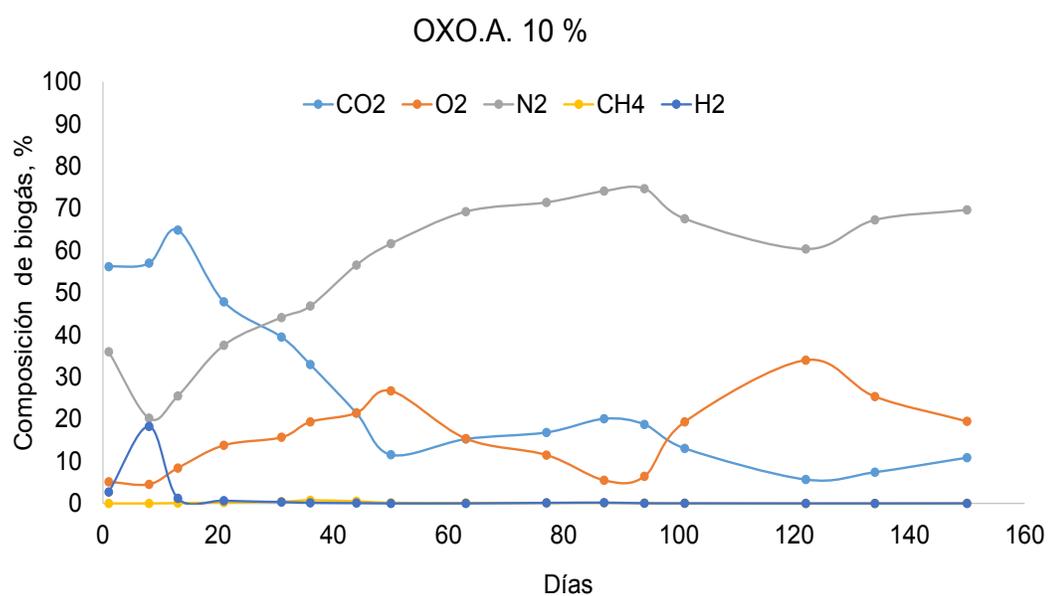


Figura F.11. Composición de biogás de biorreactores con aireación OXO.a.10%

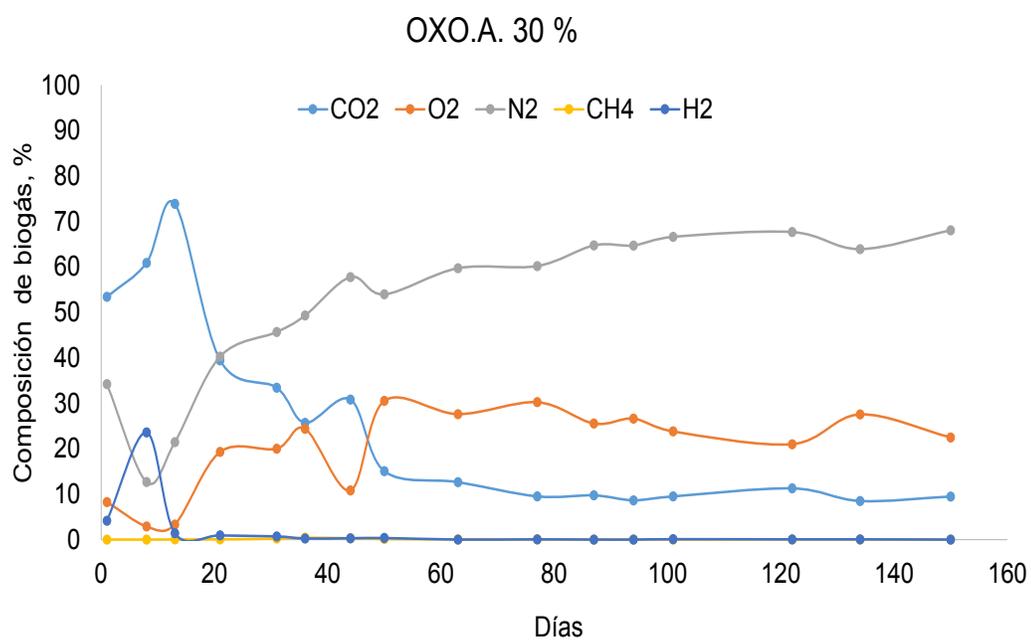


Figura F.12. Composición de biogás de biorreactores con aireación OXO.a.30%

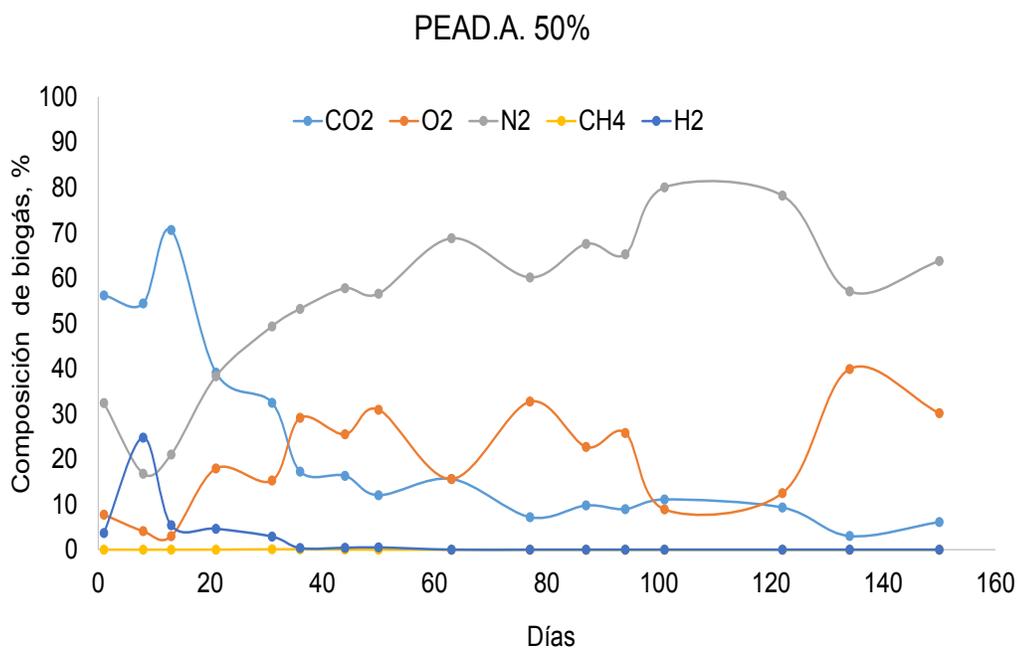


Figura F.13. Composición de biogás de biorreactores con aireación PEAD-A.50%

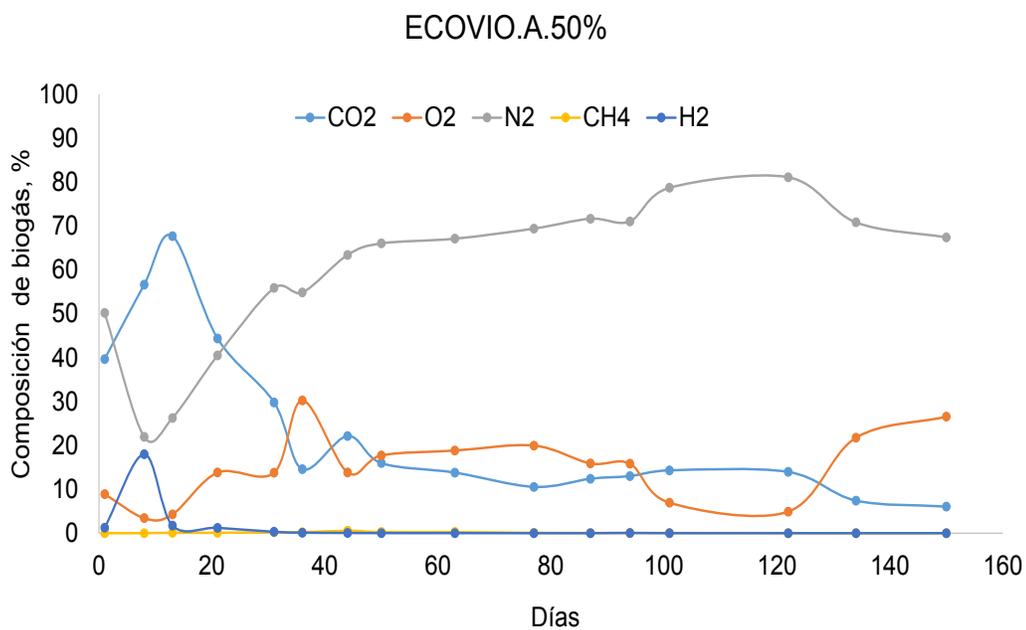


Figura F.14. Composición de biogás de biorreactores con aireación ECOVI0.A.50%

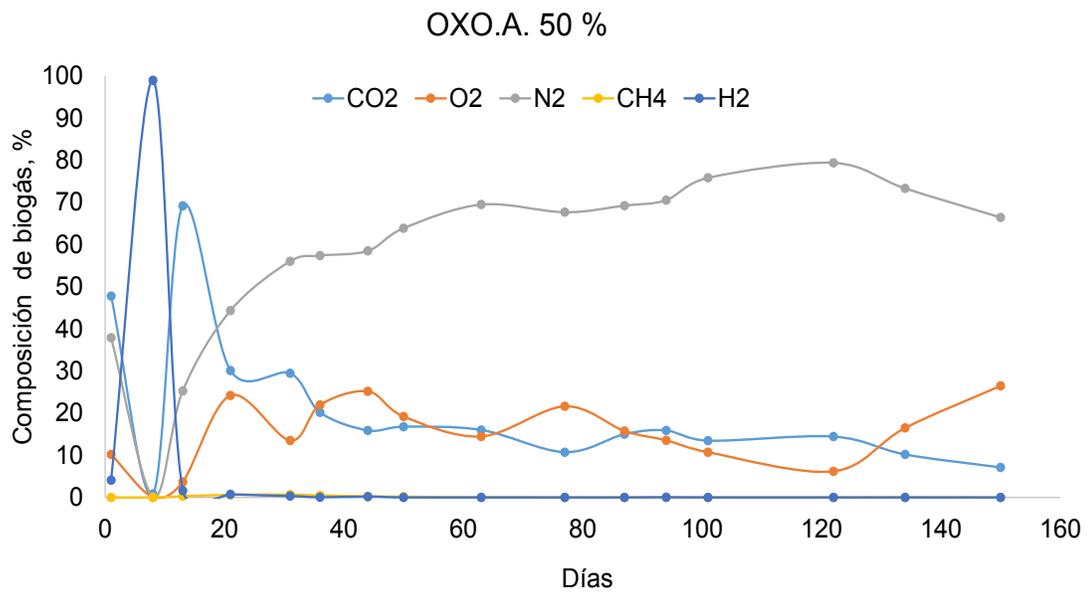


Figura F.15. Composición de biogás de biorreactores con aireación OXO.A.50%