

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA



Casa abierta al tiempo

TESIS

DEGRADACIÓN AEROBIA DE LA FRACCIÓN ORGÁNICA
DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS Y SU
TRANSFORMACIÓN A BIOGÁS

Para obtener el grado de

Doctor en Biotecnología

PRESENTA

M. B. Francisco Javier Martínez Valdez

Director

Dr. J. Gerardo Saucedo Castañeda

ASESORES

Dra. Florina Ramírez Vives

Dr. Nicolás Oscar Soto Cruz

El Doctorado en Biotecnología de la Universidad Autónoma Metropolitana está incluido en el Programa Nacional de Posgrados de Calidad (PNPC) del CONACYT, con la referencia 001466

México D.F. a 14 de marzo del 2016

El jurado designado por la
División de Ciencias Biológicas y de la Salud de la Unidad Iztapalapa aprobó la tesis

DEGRADACIÓN AEROBIA DE LA FRACCIÓN ORGÁNICA DE LOS RESIDUOS
SÓLIDOS URBANOS Y SU TRANSFORMACIÓN A BIOGÁS

que presentó

M.B. Francisco Javier Martínez Valdez

Comité Tutorial:

Director: Dr. Gerardo Saucedo Castañeda
Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa

Asesora: Dra. Florina Ramírez Vives
Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa

Asesor: Dr. Oscar Soto Cruz
Instituto Tecnológico de Durango

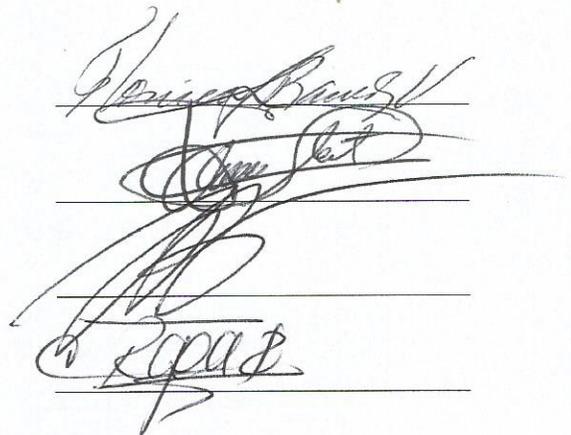
Jurado:

Presidenta: Dra. Florina Ramírez Vives
Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa

Secretario: Dr. Nicolás Oscar Soto Cruz
Instituto Tecnológico de Durango

Vocal: Dr. Luis Raúl Tovar Gálvez
Instituto Politécnico Nacional-CIEMAD

Vocal: Dra. Reyna Isabel Rodríguez Pimentel
Universidad Tecnológica de Nezahualcoyotl



RESUMEN

La degradación aerobia de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos es la degradación de la materia orgánica por microorganismos en presencia de oxígeno. En consecuencia la tasa de aireaciones uno de los factores mas importantes en la degradación aerobia. Es este trabajo se analizó el efecto de la tasa de aireación sobre la degradación aerobia de residuos procedentes de establecimientos de venta de alimentos en la delegación Iztapalapa de la Ciudad de México y de una planta de compostaje industrial ubicada en Manresa, Cataluña (España) cercana a Barcelona. Se observó que el coeficiente respiratorio, el rendimiento respiratorio y el coeficiente de mantenimiento de oxígeno no asociado al crecimiento, aumentaron al disminuir la tasa de aireación. Así mismo, se apreció que bajas tasas de aireación pudieran afectar a la comunidad microbiana, diferenciando las poblaciones presentes, especialmente en la tasa de aireación menor. Por otra parte, la degradación aerobia de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU) se favoreció al incrementar la tasa de aireación (v_{kgm}), en los dos tipos de residuos analizados (provenientes de establecimientos de alimentos en Iztapalapa, Cd de México y de una planta de compostaje industrial en Manresa, Cataluña, España). La tasa de aireación menor ensayada favoreció procesos fermentativos sobre los oxidativos. Utilizando la tasa de aireación como criterio, se hizo el escalamiento exitoso de bioreactores de laboratorio (100g) a un bioreactor piloto con 15.81 kg de materia húmeda, lo que corresponde a un factor de escala de 158.1. Otros factores importantes en la degradación aerobia son: la adición de un consorcio microbiano y su nivel de adición, el pH inicial, la relación C/N y la temperatura. En ensayos con la FORSU proveniente de la venta de alimentos en Iztapalapa, se observó que la adición de un consorcio microbiano incrementó la tasa y la producción total de CO_2 , siempre y cuando dicho consorcio microbiano se encuentre activo. Se demostró que las mejores condiciones para la degradación aerobia de la FORSU en términos de la formación de CO_2 , se encontraron a un pH inicial de 6, así como una relación C/N de 30 y con un nivel de adición de consorcio microbiano de 8 % (p:p). Respecto a la temperatura, se demostró las mejores condiciones de mineralización se encontraron entre 30 – 35°C, la constante de mineralización y el coeficiente respiratorio aumentaron al disminuir la temperatura.

Por otra parte, la degradación aerobia como pre-tratamiento a la digestión anaerobia de la FORSU proveniente de una planta de compostaje industrial en Manresa, Cataluña (España) se llevó a cabo en reactores (10 L) con capacidad de 6 kg, utilizando un controlador de O₂, el cual impedía que la concentración de oxígeno disminuyera por debajo de 12 % de oxígeno a la salida del reactor. Se observó que la mayor tasa de consumo de oxígeno se presentó alrededor del quinto día de proceso. Además, algunas actividades enzimáticas (amilasas, celulasas y proteasas) de igual forma se incrementaron aproximadamente en el quinto día sin una pérdida considerable de sólidos volátiles, por lo cual, se decidió seleccionar este día para detener el proceso aerobio y continuar con el proceso anaerobio. Posteriormente, se realizó de nuevo la degradación aerobia y se realizó a continuación la digestión anaerobia, con residuos orgánicos frescos adicionados de material pre-tratado. La digestión anaerobia, mostró que la mezcla de residuos sin pre-tratar más los residuos pre-tratados incrementó la tasa de producción y la producción total de metano en un 16.7 % con respecto los residuos simulados. alcanzando valores de $601 \pm 5 \text{ CH}_4 (\text{L}_{\text{std.}})^* (\text{kg SV})^{-1}$. Lo cual demostró que los tratamientos aerobios pueden incrementar la constante de producción y la producción total de metano en la digestión anaerobia.

ABSTRACT

Aerobic degradation of organic fraction of municipal solid waste is the degradation of organic matter by microorganisms in the presence of oxygen. Consequently the aeration rate is one of the most important factors in the aerobic degradation. It was working the effect of aeration rate on the aerobic degradation of waste from establishments selling food in Iztapalapa, Mexico City and an industrial composting plant located in Manresa, Catalonia (Spain) were analyzed. Observed that the respiratory rate, respiratory yield and maintenance coefficient oxygen unassociated growth, increased by decreasing the aeration rate. Furthermore, it appreciated that low aeration rates may affect the microbial community, differentiating the populations present, especially in the lower aeration rate. Moreover, the aerobic degradation of organic fraction of municipal solid waste (OFMSW) is favored by increasing aeration rate (v_{kgm}) in the two types of residues analyzed (from food establishments in Iztapalapa, Mexico City and industrial composting plant in Manresa, Catalonia, Spain). The aeration rate less favored tested on oxidative fermentation processes. Using as a criterion aeration rate, the scaling laboratory bioreactors (100g) a pilot bioreactor wet matter 15.81 kg, corresponding to a scale factor of 158.1 was successful. Other important factors in the aerobic degradation are the addition of a microbial consortium and its level of addition, the initial pH, the C/N ratio and temperature. In trials with OFMSW from the sale of food in Iztapalapa, observed that the addition of a microbial consortium increased the rate and total production of CO_2 , if the microbial consortium is active. An initial pH of 6 and a ratio C/N of 30 were found and an addition level of microbial consortium 8 % (w: w) were demonstrated like the best conditions for the aerobic degradation of the OFMSW in terms of formation of CO_2 . The best mineralization conditions were found between 30 - 35 ° C. The constant respiratory rate increased with decreasing temperature. Moreover, aerobic degradation as pre-treatment for anaerobic digestion of OFMSW from an industrial composting plant in Manresa, Catalonia (Spain) was carried out in reactors (10 L) with capacity of 6 kg, using an O_2 controller, which prevented the decrease oxygen concentration below 12% oxygen at the reactor outlet. Observed that the highest rate of oxygen consumption appeared around the fifth day process.

In addition, some enzymatic activities (amylases, cellulases and proteases) similarly increased approximately on the fifth day without loss of volatile solids, and therefore, it was decided to select this day to stop the aerobic process and continuing the anaerobic process. Subsequently, again performed aerobic degradation and performed below the anaerobic digestion, with fresh organic waste added to pre-treated material. Anaerobic digestion showed that the mixture of waste without pre-treat more waste pre-treated increased production rate and the total production of methane 16.7% compared with the simulated waste, methane production was as high as $601 \pm 5 \text{ CH}_4 (\text{L}_{\text{std.}})^* (\text{kg SV})^{-1}$. It showed that aerobic treatments could increase production constant and total methane production in anaerobic digestion.

Contenido

Resumen.....	<i>iv</i>
Abstract.....	<i>vi</i>
Índice de tablas.....	<i>xiv</i>
Índice de figuras.....	<i>xiv</i>
Glosario.....	<i>xix</i>
1. Introducción.....	<i>1</i>
2. Revisión bibliográfica.....	<i>3</i>
2.1. Los residuos sólidos urbanos y la fracción orgánica	<i>3</i>
2.1.1. Definición de residuos sólidos urbanos y fracción orgánica de residuos sólidos urbanos según la normatividad vigente	<i>3</i>
2.1.2. Problemática y Composición de los Residuos Sólidos Urbanos	<i>5</i>
2.1.3. Gestión de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU)	<i>7</i>
2.2. Degradación aerobia de la FORSU	<i>8</i>
2.2.1. Modelos matemáticos utilizados en la fermentación en medio sólido (compostaje).....	<i>9</i>
2.2.2. Efecto de la tasa de aireación en la degradación aerobia de la FORSU	<i>12</i>
2.2.3. Efecto del pH en la degradación aerobia de la FORSU	<i>13</i>
2.2.4. Efecto de la relación Carbono/Nitrógeno en la degradación aerobia de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos.....	<i>14</i>
2.2.5. Efecto del consorcio microbiano en la degradación aerobia de la FORSU.....	<i>15</i>
2.2.6. Efecto de la temperatura en la degradación aerobia de la FORSU.....	<i>16</i>
2.2.7. Enzimas hidrolíticas en la degradación aerobia de la FORSU	<i>17</i>
2.3. Digestión anaerobia de la FORSU	<i>19</i>
2.3.1. Factores que afectan el rendimiento y la generación de metano en la digestión anaerobia.....	<i>20</i>

2.3.2.	Degradación aerobia y digestión anaerobia de la FORSU	21
3.	Justificación.....	24
4.	Hipótesis.....	25
5.	Objetivos generales y particulares.....	26
5.1.	Objetivo general.....	26
5.2.	Objetivos particulares	26
6.	Materiales y métodos.....	27
6.1.1.	Materiales Biológicos.....	27
6.2.	Degradación aerobia de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos	27
6.2.1.	Técnicas analíticas	27
6.2.2.	Actividades enzimáticas	28
6.2.3.	Técnica de electroforesis en gel con gradiente desnaturalizante	29
6.3.	Digestión anaerobia del material pre-tratado y la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos	31
6.4.	Estrategia experimental.....	33
7.	Efecto de la tasa de aireación sobre la degradación aerobia de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos.....	35
7.1.	Introducción	35
7.2.	Objetivo de la sección:.....	36
7.3.	Metodología	37
7.3.1.	Degradación aerobia de la FORSU proveniente de una planta de compostaje industrial en Manresa, Cataluña (España) a diferentes tasas de aireación	37
7.3.2.	Degradación aerobia de la FORSU proveniente de establecimientos de alimentos en Iztapalapa, Cd de México a diferentes tasas de aireación.....	37

7.3.3.	Degradación aerobia de la FORSU proveniente de establecimientos de venta de alimentos en Iztapalapa, Cd de México utilizando un reactor agitado por listones helicoidales	38
7.4.	Resultados y Discusión	40
7.4.1.	Degradación aerobia de la FORSU proveniente de una planta de compostaje industrial en Manresa, Cataluña (España) a diferentes tasas de aireación	40
7.4.2.	Degradación aerobia de la FORSU proveniente de establecimientos de alimentos en Iztapalapa, Cd de México a diferentes tasas de aireación.....	45
7.4.2.1.	Cuantificación de pH, azúcares reductores, actividad xilanasa, pectinasa, celulasa y proteasa	51
7.4.3.	Perfiles de electroforesis en un gel de gradiente desnaturalizante en la degradación aerobia de FORSU proveniente de establecimientos de comida en Iztapalapa, Cd. de México, la cual se analizó a diferentes tasas de aireación (0.032, 0.064, 0.125, 0.201 y 0.392 vkgm).....	54
7.4.4.	Degradación aerobia de la FORSU proveniente de establecimientos de comida en Iztapalapa, Cd. de México, utilizando un reactor de 83.4 L de capacidad nominal agitado por listones helicoidales.....	55
7.5.	Conclusión de la sección:	59
8.	Efecto de diferentes factores sobre la degradación aerobia de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos proveniente de establecimientos de comida en Iztapalapa, Cd de México; en reactores tubulares (RT) a escala laboratorio.....	60
8.1.	Introducción	60
8.2.	Objetivos de la sección:	60
8.3.	Metodología	61
8.4.	Resultados y Discusión	64
8.4.1.	Efecto de la activación del consorcio microbiano en la degradación aerobia de los residuos sólidos orgánicos proveniente de establecimientos de comida en Iztapalapa, Cd de México	64

8.4.2.	Acondicionamiento del consorcio microbiano	65
8.4.3.	Efecto del uso del consorcio microbiano acondicionado en la degradación aerobia de los FORSU proveniente de establecimientos de comida en Iztapalapa, Cd de México	66
8.4.4.	Degradación aerobia de la FORSU proveniente de establecimientos de comida en Iztapalapa, Cd de México; en condiciones isotérmicas (35 y 50 °C) y no isotérmica (35 – 50 °C) con consorcio microbiano	69
8.4.5.	Degradación aerobia de FORSU proveniente de establecimientos de comida en Iztapalapa, Cd de México en condiciones isotérmicas (35 y 50 °C) y no isotérmicas (35 – 50 °C) SIN consorcio microbiano.....	71
8.4.6.	Efecto del pH inicial sobre la degradación aerobia durante la degradación aerobia de los FORSU proveniente de establecimientos de comida en Iztapalapa, Cd de México	76
8.4.7.	Comparación de dos niveles de adición de consorcios microbianos (composta de UAMI + estiércol bovino y composta de PBP del DF, 8 y 5 %) y dos valores de relación C/N durante la degradación aerobia de la FORSU proveniente de establecimientos de comida en Iztapalapa, Cd de México	81
8.4.8.	Comparación de dos niveles de adición de composta de PBP del DF (8 y 5 %) y dos niveles de relación C/N durante la degradación aerobia de la FORSU proveniente de establecimientos de comida en Iztapalapa, Cd de México	83
8.4.9.	Efecto de la temperatura durante la degradación aerobia de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos proveniente de establecimientos de comida en Iztapalapa, Cd de México	86
8.4.10.	Degradación aerobia isotérmica de FORSU proveniente de establecimientos de comida en Iztapalapa, Cd de México a 27, 31, 35, 42, 47 °C	86
8.5.	Conclusiones de la sección	88

9.	Degradación aerobia de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos proveniente de una planta de compostaje industrial en Manresa, Cataluña (España). Empleando un controlador de oxígeno (O ₂ 12 %) en reactores tubulares (RT) de 10 L.....	89
9.1.	Introducción	89
9.2.	Objetivos de la sección:	90
9.3.	Metodología	91
9.4.	Resultados y Discusión	92
9.4.1.	Degradación aerobia de FORSU proveniente de una planta de compostaje industrial en Manresa, Cataluña (España). Empleando un controlador de oxígeno (O ₂ 12 %) en reactores de 10 L	92
9.4.2.	Determinación de pH y humedad durante el proceso de degradación aerobia de la FORSU proveniente de una planta de compostaje industrial en Manresa, Cataluña (España).....	94
9.4.3.	Cuantificación de azúcares reductores, proteína soluble, ácidos grasos libres (ácido cis-9-octadecenoico), actividad celulasa, amilasa y proteasa durante el proceso de degradación aerobio de la FORSU proveniente de una planta de compostaje industrial en Manresa, Cataluña (España)	95
9.5.	Conclusiones de la sección:	98
10.	Digestión Anaerobia de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos pre-tratados y sin pre-tratar en reactores de 1L.....	99
10.1.	Introducción	99
10.2.	Objetivo de la sección:	99
10.3.	Metodología	100
10.4.	Resultados y Discusión	102
10.4.1.	Degradación aerobia de la FORSU 1 para su utilización posterior en la digestión anaerobia.....	102

10.4.1.1. Determinación el pH, conductividad y azúcares reductores de la FORSU 1 después de la degradación aerobia	103
10.4.2. Producción de biogás	104
10.5. Conclusión de la sección:	108
Discusión general.....	109
Conclusiones generales.....	112
Perspectivas.....	113
Referencias.....	114
Anexo A.....	124
Anexo B.....	126
Anexo C.....	127
Anexo D.....	128
Anexo E.....	133
Anexo F.....	134

Índice de Tablas

<i>Tabla 2.1 Modelos para el crecimiento microbiano (Mazaheri & Shojaosadati, 2013; Zwietering et al. , 1990)</i>	<i>10</i>
<i>Tabla 2.2 Comparación de proceso aerobio y anaerobio (Eckenfelder et al. , 1988).</i>	<i>22</i>
<i>Tabla 9.1 Parámetros obtenidos durante el proceso de compostaje de la FORSU.</i>	<i>93</i>
<i>Tabla 10.1 Digestión Anaerobia de los siguientes tratamientos.....</i>	<i>100</i>
<i>Tabla 10.2 Relación sólidos volátiles (SV) inóculo / sólidos volátiles (SV) sustrato.....</i>	<i>101</i>
<i>Tabla 10.3 Características de la FORSU y MOR.</i>	<i>104</i>
<i>Tabla 10.4 Parámetros estimados por medio del modelo de Gompertz, mostrado en la sección 3 de materiales y métodos de la producción de Biogás. Donde, Bio_{max}, es la máxima producción de biogás, k_{Bio}, es la tasa de producción máxima de biogás, y la fase de latencia.</i>	<i>105</i>
<i>Tabla 10.5 Composición del Biogás producido durante la digestión anaerobia de la FORSU y MOR.</i>	<i>106</i>
<i>Tabla 10.6 Datos reportados de la producción de metano.</i>	<i>107</i>

Índice de Figuras

<i>Figura 2.1 Composición de los residuos sólidos urbanos en el mundo (UNEP, Green economy report, 2015).....</i>	<i>5</i>
<i>Figura 2.2 Composición de los residuos sólidos urbanos (SEDESOL, 2012).....</i>	<i>6</i>
<i>Figura 2.3 Esquema (compostaje) de la degradación aerobia de la FORSU.</i>	<i>8</i>
<i>Figura 2.4 Reacción representativa de la degradación aerobia de la FORSU (ac: en solución acuosa) (Ryckeboer et al. , 2003).....</i>	<i>9</i>
<i>Figura 2.5 Proceso de Digestión anaerobia de sustratos orgánicos (Zhang et al. , 2014).</i>	<i>19</i>
<i>Figura 6.1 Reactores donde se realizó la digestión anaerobia y medición de presión de gas generado durante el proceso.</i>	<i>31</i>
<i>Figura 6.2 Estrategia experimental.....</i>	<i>34</i>

<i>Figura 7.1 Ciclo del nitrógeno en la degradación aerobia (compostaje) (Hubbe et al. , 2010)</i>	36
<i>Figura 7.2 Degradación aerobia de FORSU de Manresa, Cataluña (España). La cual se realizó a diferentes tasa de aireación en matraces de 500 mL</i>	37
<i>Figura 7.3 Degradación aerobia de FORSU a diferentes tasas de aireación en reactores cilíndricos.</i>	38
<i>Figura 7.4 Tasa de consumo de oxígeno a cuatro tasas de aireación, 0.05 (A), 0.15 (B), 0.30 (C) y 0.45 (D) vkgm. Las líneas representan las repeticiones realizadas.</i>	40
<i>Figura 7.5 Consumo total de oxígeno a cuatro tasas de aireación, 0.05 (A), 0.15 (B), 0.30 (C) y 0.45 (D) vkgm (las líneas representan las repeticiones realizadas).</i>	41
<i>Figura 7.6 Determinación de pH (A), humedad (B), azúcares reductores (C), actividad celulasas (D), la actividad proteasas (E) y la proteína extracelular (E) a diferentes vkgm (tasa de aireación) durante la degradación aerobia de la FORSU proveniente de una planta de compostaje industrial en Manresa, Cataluña (España).</i>	44
<i>Figura 7.7 Tasa de producción de CO₂ () y consumo de O₂ () a diferentes tasas de aireación: 0.032 (A), 0.064 (B), 0.125 (C), 0.201 (D) y 0.392 (E) vkgm (tasa de aireación) durante la degradación aerobia de la FORSU proveniente de establecimientos de comida en Iztapalapa</i>	46
<i>Figura 7.8 Producción total y consumo acumulado de CO₂ () y O₂ () a diferentes tasa de aireación A) 0.032, B) 0.064, C) 0.125, D) 0.201, E) 0.392 vkgm y F) Coeficiente respiratorio en las diferentes condiciones examinadas durante la degradación aerobia de la FORSU proveniente de establecimientos de comida en Iztapalapa, México.</i>	48
<i>Figura 7.9 Evolución del pH (A); azúcares reductores (B); actividad enzimática celulasa (B); xilanasas (C); pectinasa (D) y celulasa (E). Durante la degradación aerobia de la FORSU proveniente de establecimientos de comida en Iztapalapa, México.</i>	53
<i>Figura 7.10 Gel obtenido de la técnica de DGGE a la máxima tasa respiratoria durante la degradación aerobia de la FORSU proveniente de establecimientos de comida en Iztapalapa, México. a diferentes vkgm A) 0.032, B) 0.064, C) 0,125, D) 0,201, E) 0.392 y F) al inicio del proceso</i>	55

<i>Figura 7.11 Degradación aerobia de la FORSU proveniente de establecimientos de comida en Iztapalapa, México, en reactores tubulares (comportamiento típico) (CO₂ , O₂) y en reactor (CO₂ , O₂).....</i>	<i>56</i>
<i>Figura 8.1 Diagrama del respirómetro utilizado durante este trabajo: 1: Compresor de aire, 2: Regulador de presión, 3: Baño de agua a temperatura controlada, 4: Columnas de fermentación, 5: Columnas con sílica, 6: Válvulas solenoide, 7: Medidor de flujo, 8: Detector de CO₂ infrarrojo, 9: Detector de O₂, 10: Venteo, 11: Controlador lógico programable (PLC), 12: Datalogger M6+, 13: Computadora.....</i>	<i>62</i>
<i>Figura 8.2 A) Tasa de producción de CO₂ y B) Producción acumulada de CO₂ durante la degradación aerobia de FORSU, sin acondicionamiento.....</i>	<i>64</i>
<i>Figura 8.3 Tasa de producción de CO₂ cuadros llenos y vacíos son repeticiones, los asteriscos corresponden a los valores de pH durante el proceso de acondicionamiento del consorcio microbiano.....</i>	<i>65</i>
<i>Figura 8.4 A) Tasa de producción de CO₂ durante y B) Producción acumulada CO₂ durante la degradación aerobia de FORSU después de acondicionamiento.....</i>	<i>66</i>
<i>Figura 8.5 Determinación de A) pH, B) Temperatura y C) Humedad relativa durante la degradación de la FORSU con consorcio microbiano activado (descrito en Materiales y Métodos, sección 2.1).....</i>	<i>67</i>
<i>Figura 8.6 A) Actividad de agua, B) Humedad durante la degradación aerobia de la FORSU.....</i>	<i>68</i>
<i>Figura 8.7 A) Evaluación de azúcares totales, B) Evaluación de azúcares reductores durante la degradación aerobia de FORSU, C) Determinación de actividad enzimática celulasa en gris y xilanasa en negro durante la degradación de la FORSU.....</i>	<i>69</i>
<i>Figura 8.8 Tasa de producción de CO₂ A) 35 °C, C) 35 – 50 °C y E) 50 °C y producción acumulada de CO₂ B) 35 °C. D) 35 – 50 y F) 50 °C en la degradación aerobia de FORSU... </i>	<i>70</i>
<i>Figura 8.9 Tasa de producción de CO₂ A) 35 °C, C) 35 – 50 °C y E) 50 °C y producción acumulada de CO₂, B) 35. D) 35 – 50 y F) 50 °C en la degradación aerobia de FORSU. SIN INÓCULO.....</i>	<i>72</i>

<i>Figura 8.10 Los puntos representan los datos experimentales en líneas se graficó A) Modelo de Gompertz Integral, B) Modelo Logístico Integral, C) Modelos Gompertz diferencial (líneas continuas) y Logístico diferencial (líneas segmentadas) y D) Modelo Exponencia, a pH inicial de 6.</i>	<i>77</i>
<i>Figura 8.11 A) Tasa de producción de CO₂ utilizando como consorcio microbiano composta madura, B).Tasa de producción de CO₂ utilizando como consorcio microbiano composta de la PCBP de 30 días.....</i>	<i>82</i>
<i>Figura 8.12 Los puntos representan los datos experimentales en líneas A) Modelo de Gompertz a las diferentes relaciones C/N y (%) CM (30,8 (-----), 22,5 (- - -), 30,5 (-- -- --), 22,8 (---- --), B) Modelo Exponencial a una relación C/N de 30 y CM (%) 30.....</i>	<i>84</i>
<i>Figura 8.13 Efecto de la temperatura de incubación (27, 31, 35, 42 y 47 ° C) en la mineralización de la FORSU. A) Constantes de mineralización utilizando el modelo logístico para la formación de CO₂ (k_{CO2}) y el consumo total de O₂ (k_{CO2}); B) Tasa de formación de CO₂ y Tasa de consumo de O₂ a 27 ° C; D) Estimación de la formación total de dióxido de carbono (CO_{2max}) y el consumo total de oxígeno (O_{2 máx.}) durante la degradación de FORSU a diferentes temperaturas, usando el modelo logístico. E) Cociente respiratorio (CR) a diferentes temperaturas.</i>	<i>87</i>
<i>Figura 9.1 Temperatura y pH durante el proceso de compostaje (Hubbe et al. , 2010)</i>	<i>90</i>
<i>Figura 9.2 Degradación aerobia de FORSU en reactores de 10 L (6 kg muestra).....</i>	<i>91</i>
<i>Figura 9.3 Tasa de consumo de oxígeno (A), Consumo acumulado de Oxígeno (B), Temperatura (C) y Caudal acumulado de aire (D), durante el proceso de degradación aerobio de FORSU.....</i>	<i>93</i>
<i>Figura 9.4 Evolución del pH (A) y humedad (B); durante el proceso de degradación aerobia en la FORSU.....</i>	<i>94</i>
<i>Figura 9.5 A) Azúcares reductores, B) Actividad celulasas y C) Actividad amilasas, actividad proteasa (D), Proteína extracelular (E), Cuantificación de Ácidos grasos libres (ácido cis-9-octadecenoico) mayores a 10 carbonos (F).durante el proceso de degradación aerobia de la FORSU.</i>	<i>97</i>

<i>Figura 10.1 Tasa de consumo de oxígeno (A), Consumo total de oxígeno (B) y Temperatura (C), durante el proceso de pre-degradación aerobio de FORSU (líneas rojas) y MOR (línea verde).....</i>	<i>103</i>
<i>Figura 10.2 Producción de Biogás durante la Digestión Anaerobia y ajuste al modelo de Gompertz. Ensayo 1 (A) y Ensayo 2 (B), las barras que se presentan son las desviaciones estándar de cada tratamiento.</i>	<i>105</i>
<i>Figura Anexo A 1 Curvas patrón de glucosa (A y B), Xilosa (C y D), Ac. Galaturonico(E y F), Tirosina (G), Seroalbumina (H) y ácido oleico (I).....</i>	<i>125</i>
<i>Figura Anexo B 1 Fotografías realizadas al final de la degradación aerobia de la FORSU proveniente de establecimientos de comida en Iztapalapa, México a las diferentes vkgm, A) 0.032, B) 0.064, C) 0.125, D) 0.201 y E) 0.392.....</i>	<i>126</i>

Glosario

ac : En solución acuosa
ARN: Ácido ribonucleico
 a_w : Actividad de agua
BRT: Bioreactores tubulares
C/N: Relación carbono / nitrógeno
Cd. De México: Ciudad de México
CM: Consorcio microbiano
CMS: Cultivo en Medio Sólido
COB: Carbono orgánico biodegradable
DEFRA: Department for Environment, Food & Rural Affairs, UK
DNS: Ácido 3,5 dinitrosalicílico
DOF: Diario Oficial de la Federación
FORSU: Fracción Orgánica de Residuos Sólidos Urbanos
GRSU: Gestión de Residuos Sólidos Urbanos
hab: habitante
INEGI: Instituto Nacional de Estadística y Geografía
 k_{CO_2} : Constante de mineralización
Lag: Es el tiempo que tarda un cultivo en iniciar el proceso de degradación
LGPGIR: Ley general para la prevención y gestión integral de los residuos
 m_{O_2} : Coeficiente de mantenimiento de consumo de oxígeno no asociado al crecimiento
MOR: Materia Orgánica Recuperada de los residuos sólidos urbanos
msi: materia seca inicial
NMX: Norma oficial mexicana
p/p: relación peso / peso
PCBP: Planta de compostaje del Bordo Poniente
PEyMPGIR: Programas Estatales y Municipales para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos
PLC: Controlador lógico programable
RSU: Residuos Sólidos Urbanos
RT: Reactores Tubulares
s: Sustrato
SEDEMA: Secretaria del Medio Ambiente de la Ciudad de México
SEDESOL: Secretaria de Desarrollo Social
Std: Estándar
SV: Sólidos volátiles
UNEP: Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente
vkgm: La tasa de flujo de aire por kilogramo de sustrato
X: Biomasa
 Y_x/s : Rendimiento biomasa / sustrato
: Fase de latencia.

1. Introducción

El programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (UNEP) señala que los residuos sólidos urbanos (RSU) es un término general aplicado a una colección heterogénea de residuos producidos en las zonas urbanas, cuya naturaleza varía de una región a otra. Las características y cantidad de los residuos sólidos generados en una región no solo es una función del nivel de vida y estilo de vida de los habitantes de la región, sino también de la abundancia y el tipo de los recursos naturales de la región. Los residuos urbanos se pueden subdividir en dos componentes principales - orgánicos e inorgánicos (Solid Waste Management. UNEP, 2010). Por otra parte, el Banco Mundial en el 2012 estimó que los niveles de generación de residuos sólidos urbanos globales fueron aproximadamente 1.3 millones de toneladas por año, y se espera que aumente a aproximadamente 2.2 millones de toneladas por año para el año 2025. Esto representa un aumento significativo en las tasas de generación de residuos per cápita, de 1.2 a 1.42 kg por persona por día. En México la Secretaria del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) indica que la generación de residuos sólidos urbanos en el 2012 fue de 102,894.96 Ton/día con una generación per cápita aproximada de 0.852 kg/hab*día en 46.5 % de los municipios estudiados. De acuerdo con la Secretaria de Desarrollo y Medio Ambiente (SEDEMA), la Ciudad de México ocupó el segundo lugar a nivel nacional en cuanto a generación de residuos, en el 2014 con el 7.9 % de la población total del país, generó 12 893 toneladas al día y tuvo una generación per cápita de 1.46 kg/hab*día. En el 2015 la población en el Valle de México fue cercana a 25 millones de habitantes, por lo que se generaron cerca de 36.5 mil toneladas diarias de RSU de los cuales se calcula que el 52 % corresponde a la fracción orgánica, es decir 18.9 mil toneladas diarias. Considerando esta problemática se planteó en el actual trabajo la degradación aerobia parcial y la digestión anaerobia de la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos (FORSU). Estos tratamientos biológicos, son las principales alternativas para el tratamiento de estos residuos. La degradación aerobia o compostaje es la descomposición y estabilización biológica de sustratos orgánicos. En estas condiciones se incrementa la temperatura como resultado del calor metabólico producido, obteniendo un producto final estable, libre de patógenos y semillas de plantas, el cual se puede aplicar benéficamente a la tierra. La degradación aerobia

es la descomposición de sustratos orgánicos en presencia de oxígeno (Haug, 1993). Además, Tuomela *et al.* (2000) menciona que durante el compostaje los microorganismos transforman la materia orgánica dependiendo de su capacidad para producir las enzimas necesarias para la degradación del sustrato. Cuanto más complejo son los residuos, se requiere un sistema más amplio y completo de enzimas. Por otra parte, la digestión anaerobia implica la degradación y la estabilización de materiales orgánicos por microorganismos, en condiciones anaerobias, y conduce a la formación de biogás (una mezcla de dióxido de carbono y metano, una fuente de energía renovable), con una aplicación limitada en el tratamiento de residuos orgánicos industriales incluyendo transformación de frutas y hortalizas, residuos domiciliarios y residuos agrícolas (Chen *et al.*, 2008). Mata-Alvarez *et al.* (2000) señalaron que la etapa de hidrólisis es el paso limitante en la degradación aerobia de la FORSU. En este trabajo se analiza la degradación aerobia en diferentes condiciones y en reactores a diferentes escalas; estudios que se hicieron en la Ciudad de México (UAM Iztapalapa) y en la Universidad Autónoma de Barcelona. Se estudió la degradación aerobia a diferentes tasas de aireación (v_{kgm}) en dos tipos de residuos y se escaló el proceso en un factor de 158. En la sección 8 se muestran los resultados de la adición y nivel de consorcio microbiano, el pH, la relación carbono/nitrógeno (C/N) y temperatura. En la sección 9 se presentan los ensayos de degradación aerobia de la FORSU llevados a cabo en reactores de 10 L con una capacidad de 6 kg de materia húmeda. Con la finalidad de obtener la mayor actividad microbiana y con ello la actividad enzimática. En la sección 10 se muestran los ensayos de digestión anaerobia realizados. Una vez analizada la degradación aerobia se decidió que el mejor momento para detener el proceso aerobio para continuar la digestión anaerobia se presentaba en la máxima tasa de producción de CO_2 o consumo de O_2 . Durante la digestión anaerobia se analizó el posible efecto del pre-tratamiento aerobio, obteniendo los mejores resultados cuando se realizó una mezcla de residuos pre-tratados más sin pre-tratar.

2. Revisión bibliográfica

2.1. Los residuos sólidos urbanos y la fracción orgánica

2.1.1. Definición de residuos sólidos urbanos y fracción orgánica de residuos sólidos urbanos según la normatividad vigente

Las definiciones de los residuos sólidos urbanos (RSU) varían según los países. Una posible definición es: “residuos generados por los hogares y residuos de naturaleza similar, generado por locales comerciales e industriales, por instituciones como escuelas, hospitales, hogares de cuidados especiales y prisiones y de espacios públicos, como calles, mercados, mataderos, baños públicos, paradas de autobuses, parques y jardines”. Esta definición incluye la mayoría de los residuos comerciales y de negocios como residuos sólidos urbanos, con la excepción de los procesos industriales y otros desechos peligrosos. La generación de residuos urbanos se incrementa día a día conforme aumenta la población (Africa, 2010). En México, la fracción XXXIII del artículo 5 de la ley general para la prevención y gestión integral de los residuos (LGPGIR, última reforma publicada 22-05-2015) define a los residuos sólidos urbanos (RSU) como: “Los generados en las casas habitación, que resulta de la eliminación de los materiales que utilizan en sus actividades domésticas, de los productos que consumen y de sus envases, embalajes o empaques; los residuos que provienen de cualquier otra actividad dentro de establecimientos o en la vía pública que genere residuos con características domiciliarias, y los resultantes de la limpieza de las vías y lugares públicos, siempre que no sean considerados por esta Ley como residuos de otra índole”. En España la Ley 22/2011 del 28 de julio, de residuos y suelos contaminados, clasifica a los residuos sólidos urbanos como residuos domésticos y los define como: “residuos generados en los hogares como consecuencia de las actividades domésticas. Se consideran también residuos domésticos los similares a los anteriores generados en servicios e industrias. Se incluyen también en esta categoría los residuos que se generan en los hogares de aparatos eléctricos y electrónicos, ropa, pilas, acumuladores, muebles y enseres, así como los residuos y escombros procedentes de obras de construcción y reparación domiciliaria. Tendrán la consideración de residuos domésticos los residuos procedentes de limpieza de vías públicas, zonas verdes, áreas recreativas y playas, los animales domésticos muertos y los vehículos abandonados”.

Los residuos sólidos urbanos (RSU) es un término general aplicado a una colección heterogénea de los residuos producidos en las zonas urbanas, cuya naturaleza varía de región a región. Las características y cantidad de los residuos sólidos generados en una región no solo es una función del nivel de vida y estilo de vida de los habitantes de la región, sino también de la abundancia y el tipo de los recursos naturales de la región. Los residuos sólidos urbanos se pueden subdividir en dos componentes principales orgánicos e inorgánicos. En general, los componentes orgánicos de los residuos sólidos urbanos se pueden clasificar en tres amplias categorías: putrescibles, fermentables y no fermentables. Los desechos putrescibles tienden a descomponerse rápidamente y de una forma menos controlada, produciendo durante su descomposición olores desagradables, siendo visualmente desagradable. Residuos fermentables tienden a descomponerse rápidamente, pero sin los productos desagradables de la putrefacción. Residuos no fermentables tienden a resistir la descomposición y, por lo tanto, se descomponen muy lentamente. Una fuente importante de residuos putrescibles es la preparación y consumo de alimentos. Como tal, su naturaleza varía con el estilo de vida, nivel de vida, y la estacionalidad de los alimentos. Residuos fermentables se caracterizan por ser restos de cosecha o residuos de mercado (Solid Waste Management. UNEP, 2010).

El Artículo 18 de la ley mexicana (LGPGIR) establece que los residuos sólidos urbanos podrán sub-clasificarse en orgánicos e inorgánicos con objeto de facilitar su separación primaria y secundaria, de conformidad con los Programas Estatales y Municipales para la Prevención y la Gestión Integral de los Residuos, así como con los ordenamientos legales aplicables. Estableciendo en el artículo 99 que los municipios, de conformidad con las leyes estatales, llevarán a cabo las acciones necesarias para la prevención de la generación, valorización y la gestión integral de los residuos sólidos urbanos. (Última Reforma DOF 21-05-2013). Por otra parte, la legislación Española establece en el Artículo 24 de Ley 22/2011 del 28 de julio, la recogida separada de residuos para destinarlos al compostaje o a la digestión anaerobia en particular de la fracción orgánica de los residuos generados.

2.1.2. Problemática y composición de los residuos sólidos urbanos

La generación de residuos varía en función de la riqueza, sin embargo, las variaciones regionales y nacionales pueden ser importantes, ya que las tasas de generación pueden variar dentro de una misma ciudad. La generación anual de residuos en Asia Oriental y el Pacífico son de aproximadamente 270 millones de toneladas por año. Esta cantidad está influenciada principalmente por la generación de residuos en China, que representa el 70 % del total regional. Con una generación de residuos per cápita de 0.44 a 4.3 kg por persona por día para Oriente y Asia Central, los residuos generados por año son de al menos 93 millones de toneladas. En América Latina y el Caribe la cantidad total de residuos generados por año en esta región es de 160 millones de toneladas, con valores per cápita de 0.1 a 1.4 kg / cápita / día, y un promedio de 1.1 kg/hab*día (Hoorweg D. y Bhada-Tata P., 2012). La composición de la RSU se muestra en la Figura 2.1, donde se observa que un 30 a 65 % de los residuos generados mundialmente son orgánicos.

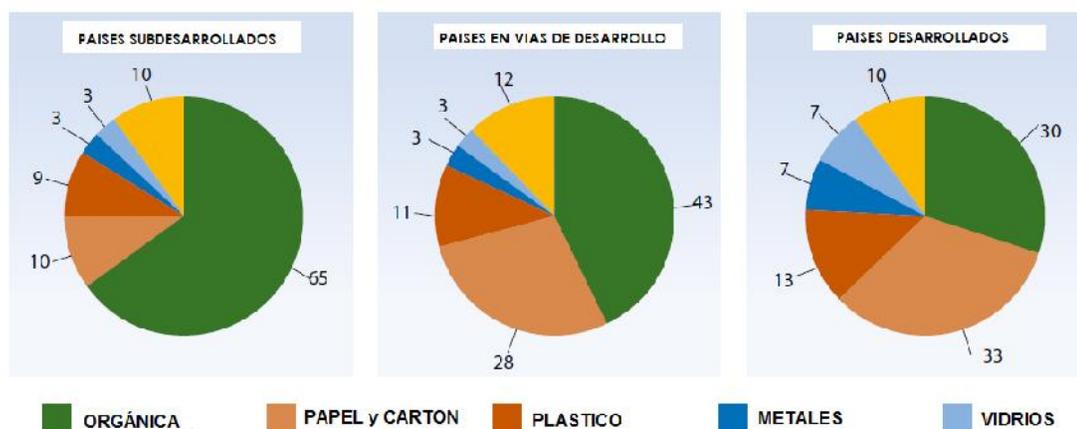


Figura 2.1 Composición de los residuos sólidos urbanos en el mundo (UNEP, Green economy report, 2015)

En México, la Secretaría de Desarrollo Social (SEDESOL) conforme a lo establecido en la norma NMX-AA-61-1985 sobre la Determinación de la Generación de Residuos Sólidos, estableció que en 2011 se generaron alrededor de 41 millones de toneladas, lo que equivale a cerca de 112.5 mil toneladas de RSU diariamente. La generación de RSU se ha incrementado notablemente en los últimos años; Tan solo entre 2003 y 2011 creció 25 %, principalmente como resultado del crecimiento urbano, el desarrollo industrial, las modificaciones

tecnológicas, el gasto de la población y el cambio en los patrones de consumo (SEDESOL, 2012). Por otra parte, los diagnósticos contenidos en los Programas Estatales y Municipales para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (PEyMPGIR), permitieron estimar un valor promedio ponderado de 0.852 kg/hab*día. Para la determinación de este valor se tuvieron disponibles 1 144 datos (46.56 %) del total de los municipios. El peso volumétrico (pv) promedio ponderado en el 2012 es de 153.12 kg/m³, valor ajustado al número de habitantes por tamaño de municipio, (INEGI 2011).

La composición de los RSU ha cambiado de manera importante en las últimas décadas en el país. La composición depende, entre otros factores, de los patrones de consumo de la población: países con menores ingresos producen menos residuos, dentro de los cuales dominan los de naturaleza orgánica, mientras que, en los países con mayores ingresos, los residuos son mayormente inorgánicos a procedentes de productos manufacturados. El caso de México ilustra ambos tipos de economías: en la década de los 50, el porcentaje de residuos orgánicos en la basura oscilaba entre 65 y 70 % de su volumen, mientras que para 2011 esta cifra se redujo al 52.4 % (SEDESOL, 2012).



Figura 2.2 Composición de los residuos sólidos urbanos (SEDESOL, 2012)

La secretaria del medio ambiente de la Ciudad de México (SEDEMA) en el inventario de Residuos Sólidos del 2014 menciona en el capítulo 1, que la población de la Ciudad de México representa un 7.9 % de la población total del país, ocupando el segundo lugar en la nación generando 12 893 toneladas al día con una producción de 1.46 kg/hab*día, después del Estado de México. Concentrando en tres delegaciones de la Ciudad de México el 41.17 % de la generación total de los residuos, siendo éstas, Iztapalapa con 2 274, Gustavo A. Madero con

1 709 y Cuauhtémoc con 1 325 toneladas generadas diariamente. En contraste las delegaciones que generan menos de 5 % del total de residuos son Milpa Alta con 117, Cuajimalpa con 180 y Magdalena Contreras con 254 toneladas diarias. En la Ciudad de México se generaron al día 10 976 ton/día en las estaciones de transferencia del 2006 al 2009, los cuales el 50 % provenían de domicilios, 30 % de consorcios y mercados, 15 % de servicios, 3 % establecimientos controlados y 2 % diversos. Considerando que la Ciudad de México y su zona conurbada se hallan en un proceso de integración. Para 2015, la población del área metropolitana del Valle de México será de aproximadamente de 25 millones de habitantes lo que implica una generación aproximada de 21 600 ton/día o 7.9 millones de toneladas al año (Orta *et al.* 2014).

2.1.3. Gestión de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU)

La gestión de residuos sólidos urbanos (GRSU) es un proceso complejo que incluye rutas de recolección de residuos, ubicación de las estaciones de transferencia, la estrategia de tratamiento, ubicación de la planta de tratamiento y recuperación de energía. Con el fin de diseñar y establecer una adecuada GRSU, los tomadores de decisiones deben establecer metas locales y regionales en todas o algunas de estas etapas y enseguida planificar una estrategia de gestión. Sin embargo, la mayoría de los estudios sobre las estrategias de GRSU solo se han centrado en dos etapas principales: la estrategia de tratamiento de residuos y la ubicación de la planta de tratamiento debido a la magnitud de sus impactos ecológicos y financieros (Soltani *et al.*, 2015).

En el tratamiento de residuos sólidos existen diferentes tipos de tratamientos: La opción más deseable es no generar residuos y la opción menos deseable es disponer de los residuos sin recuperación de cualquiera de los materiales y/o energía. Entre estos dos extremos hay una amplia variedad de opciones de tratamiento de residuos que puede ser utilizado como parte de una estrategia de gestión de residuos para recuperar materiales, ejemplo, reutilización de muebles, reciclado de vidrio, compostaje de residuos orgánicos, generación de energía a través de incineración, o digestión anaerobia de los residuos orgánicos. Hay una amplia variedad de opciones alternativas de gestión de residuos para tratar los RSU (DEFRA, 2012).

2.2. Degradación aerobia de la FORSU

La degradación aerobia (compostaje) es un proceso de mineralización, mediante el cual los microorganismos degradan la materia orgánica en CO_2 , H_2O y el producto final, es el compost. La aireación es uno de los factores más importantes en los sistemas de compostaje. Se requiere una concentración mínima de oxígeno del 5 % en los espacios porosos de la pila de compostaje para mantener condiciones aeróbicas (Kulcu & Yaldiz, 2004).

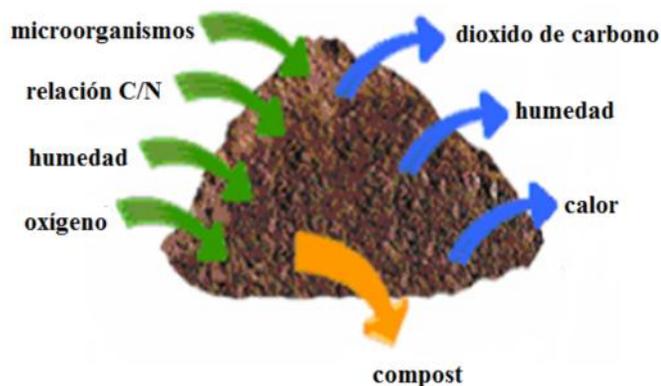


Figura 2.3 Esquema (compostaje) de la degradación aerobia de la FORSU.

La medición continua del consumo de oxígeno y producción de dióxido de carbono durante el proceso de compostaje es un indicador importante del estado metabólico en los microorganismos, una forma de realizarlo es a través del análisis en línea del aire proveniente del cultivo. El análisis en línea permite cuantificar las concentraciones de oxígeno y dióxido de carbono, en tiempo real y sin perturbar el sistema (Hošek & Novák, 1967; Saucedo-Castañeda *et al.*, 1994; Shu, 1956; Telling *et al.*, 1958). Los cambios metabólicos de los microorganismos participantes durante el bioproceso, se manifiestan a través de cambios en la tasa de respiración. La respiración se utiliza frecuentemente en la evaluación de procesos aerobios en cultivo en medio sólido (CMS) proporcionando mediciones directas de la actividad biológica en el bioproceso e indica el grado de mineralización o degradabilidad del material (Guo *et al.*, 2012). Cuando la tasa de mineralización es mayor, mayor es la actividad microbiana y la tasa de respiración. En el caso contrario, cuando no hay actividad microbiana, la tasa de respiración es baja en consecuencia la materia es más estable (Barrena *et al.*, 2011b). La medición de la respiración representa un índice adecuado de la biodegradabilidad de los

residuos. La información obtenida a partir de esta medición permite clasificar a los residuos sólidos en: fácil, moderada y de difícil mineralización (Ponsa *et al.*, 2010).

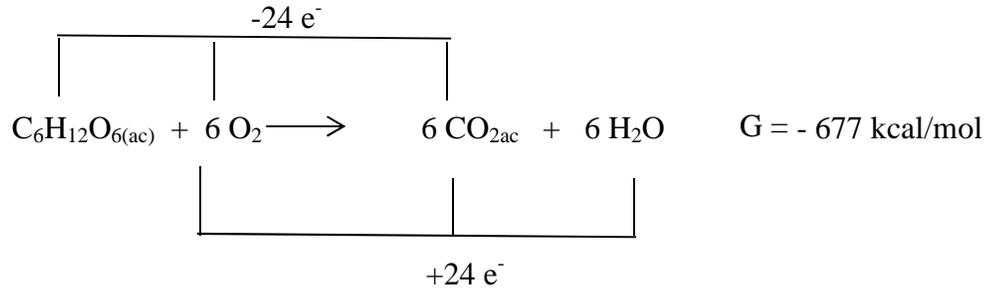


Figura 2.4 Reacción representativa de la degradación aerobia de la FORSU (ac: en solución acuosa) (Ryckeboer *et al.*, 2003)

2.2.1. Modelos matemáticos utilizados en la fermentación en medio sólido (compostaje)

Los modelos matemáticos son herramientas esenciales en el desarrollo de estrategias para el diseño y optimización en la operación de biorreactores a gran escala. La descripción matemática de la mineralización de residuos sólidos es difícil debido a la heterogeneidad de sustratos y a la diversidad microbiana. La fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU) está constituida por varias fuentes de carbono. Estas son metabolizadas durante el proceso de mineralización por diferentes microorganismos con tasas de crecimiento variables (Liwarska-Bizukoje *et al.*, 2001b). Los modelos matemáticos se utilizan para describir y comparar el comportamiento de los microorganismos bajo diferentes condiciones de proceso tales como la temperatura y pH. Diversos autores han propuesto la utilización de la formación de CO₂ y consumo de O₂ como un método indirecto para la determinación de biomasa en CMS (Carrizalez *et al.*, 1981; Saucedo-Castañeda *et al.*, 1994; Spier *et al.*, 2007). En este sentido, los modelos exponencial, logístico y de Gompertz se han utilizado con frecuencia en CMS (Tabla 1).

Tabla 2.1 Modelos para el crecimiento microbiano (Mazaheri & Shojaosadati, 2013; Zwietering *et al.*, 1990)

Modelos	Ecuaciones Diferenciales ¹ Cuando CO ₂₍₀₎ = CO _{2,i}	Ecuaciones Integrales ¹
Gompertz	$\frac{dCO_2}{dt} = k_{co2} \cdot CO_2 \ln\left(\frac{CO_{2max}}{CO_2}\right)$ $\frac{dCO_2}{dt} = 0, \text{ cuando } CO_2 = 0, \text{ o } CO_2 = CO_{2max}$	$CO_2 = CO_{2max} \exp(-b \exp(-k_{co2}t))$ $\text{Si } t > 0, CO_2 > CO_{2(0)} = CO_{2max} \exp(-b)$
Logístico	$\frac{dCO_2}{dt} = k_{co2} \cdot CO_2 \left(1 - \left(\frac{CO_2}{CO_{2max}}\right)\right)$ $\frac{dCO_2}{dt} = 0, \text{ cuando } CO_2 = 0, \text{ o } CO_2 = CO_{2max}$	$CO_2 = \frac{CO_{2max}}{1 + \left(\frac{CO_{2max} - CO_{2(0)}}{CO_{2(0)}}\right) \exp(-k_{co2}t)}$
Exponencial	$\frac{dCO_2}{dt} = k_{co2} CO_2$	$CO_2 = CO_{2(0)} \exp(k_{co2}t)$
Soto-Cruz <i>et al.</i> 2002	$CO_2(t) = CO_{2(0)} - \frac{1}{Y_{CO_2}} (CO_2 - CO_{20}) - \frac{m_{O_2} \cdot CO_{2max}}{k_{CO_2}} \ln \left[\frac{CO_{2max} - CO_{2(0)}}{CO_{2max} - CO_2} \right]$	

Los modelos Gompertz, logístico y exponencial se han usado usualmente para caracterizar los perfiles de crecimiento, los cuales presentan habitualmente tres etapas, una etapa de latencia al inicio del proceso, seguida de una rápida aceleración (etapa exponencial), con una posterior tasa de desaceleración, finalizando en una etapa estacionaria. El modelo logístico fue utilizado por primera vez en CMS por Okazaki *et al.* (1980). El modelo logístico se basa en el hecho de que el área de superficie disponible está limitada en el proceso de CMS y la tasa de crecimiento de la biomasa depende de la biomasa máxima. La otra suposición del modelo es que la tasa específica de crecimiento durante el inicio del crecimiento no depende de la concentración del sustrato. Sin embargo, el modelo logístico no predice periodos cortos de rápida aceleración, seguidos de periodos largos de desaceleración, es una ecuación simétrica alrededor del punto de inflexión. Por otra parte, el modelo de Gompertz no es simétrico respecto al punto de inflexión y puede predecir comportamientos más diversos. En el

modelo exponencial no existe una etapa estacionaria, en este modelo el crecimiento se mantiene constante en el tiempo (Mazaheri & Shojaosadati, 2013; Zwietering *et al.*, 1990).

El modelo propuesto por Soto-Cruz *et al.* (2002) fue utilizado cuando se considera al oxígeno como sustrato y al dióxido de carbono como una medición indirecta de biomasa. Este modelo proviene de la combinación de la ecuación del modelo Logístico y del modelo propuesto por Pirt (1975).

<p>Ecuación Logística</p> $\frac{dCO_2}{dt} = k_{CO_2} CO_2 \left(1 - \frac{CO_2}{CO_{2max}}\right) \quad (\text{Ec. 1})$	<p>Modelo de Pirt</p> $-\frac{dO_2}{dt} = \frac{1}{Y_{\frac{CO_2}{O_2}}} \frac{dCO_2}{dt} + m_{O_2} CO_2 \quad (\text{Ec. 2})$
---	--

Integrando la ecuación Logística se llega a: $CO_2(t) = \frac{CO_{2max}}{1 + \left(\frac{CO_{2max}}{CO_{2(0)}}\right) e^{-k_{CO_2} t}}$ (Ec. 3)

Considerando que $CO_{2(0)}$ es la biomasa en $t = 0$ el modelo de Pirt puede re escribirse como:

$$-\frac{d\left(\frac{O_2 - CO_2}{Y_{\frac{CO_2}{O_2}}}\right)}{dt} = m_{O_2} CO_2 \quad (\text{Ec. 4})$$

Dividiendo las ecuaciones 3 y 4 obtenemos:

$$-\frac{d\left(\frac{O_2 - CO_2}{Y_{\frac{CO_2}{O_2}}}\right)}{dt} = \frac{m_{O_2}}{k\left(1 - \frac{CO_2}{CO_{2max}}\right)} \quad (\text{Ec. 5})$$

Realizando la integración de la ecuación 5, se obtiene la siguiente ecuación (Ec. 6):

$$O_2(CO_2) = O_{2(0)} - \frac{1}{Y_{\frac{CO_2}{O_2}}} (CO_2 - CO_{2(0)}) - \frac{m_{O_2} CO_{2max}}{k_{CO_2}} \ln \left[\frac{CO_{2max} - CO_{2(0)}}{CO_{2max} - CO_2} \right]$$

Donde:

O_2 : Concentración de Oxígeno

$O_{2(0)}$: Concentración de Oxígeno @ $t = 0$

Y_{CO_2/O_2} : Rendimiento CO_2/O_2

CO_2 : Concentración de dióxido de carbono

$CO_{2(0)}$: Concentración de dióxido de carbono inicial

CO_{2max} : Concentración máxima de dióxido de carbono

m_{O_2} : Coeficiente de mantenimiento de consumo de oxígeno no asociado al crecimiento

k_{co_2} .- Constante de mineralización

El uso de este modelo en los ensayos llevados a cabo en la sección 7 se realizó considerando al oxígeno como sustrato y el dióxido de carbono como una medida indirecta de la biomasa, de acuerdo con la Figura 2.4.

2.2.2. Efecto de la tasa de aireación en la degradación aerobia de la FORSU

La degradación aerobia (compostaje) se ha definido como un proceso de descomposición microbiana controlada con la formación de materiales orgánicos estabilizados que se puede utilizar como acondicionadores del suelo y/o fertilizantes orgánicos (Kulcu & Yaldiz, 2004). El oxígeno es esencial para la actividad microbiana en el compostaje ya que es un nutriente necesario en el proceso. Los principales métodos de aireación que proporcionan O_2 durante el compostaje son: el mezclado, la convección natural y aireación forzada (Diaz *et al.*, 2002). El principal problema es la velocidad de aireación en el reactor. Si la velocidad de aireación es demasiado alta, la transferencia de energía en los reactores se incrementará, por lo que se reducirá la temperatura. Si la velocidad de aireación es insuficiente, la tasa de oxígeno disminuirá (Guo *et al.*, 2012). La falta de oxígeno durante el compostaje se puede traducir en condiciones anaeróbicas. Una concentración mínima de oxígeno del 5 % dentro del espacio de poro de la pila de compostaje es necesario para condiciones aeróbicas.(Rasapoor *et al.*, 2009).

El proceso de compostaje puede ser aireado por uno de tres métodos: Pila natural o estática, pasiva y activa, o forzada. El compostaje utilizando aireación forzada, por lo general, utiliza una unidad de ventilación para forzar el aire en un sistema perforado situado debajo de la pila de compost, para inducir el movimiento de convección del aire en el material y trasladar oxígeno a los microorganismos (Arslan *et al.*, 2011). Muchos estudios han sido

publicados que comparan los métodos de aireación, es decir, la aireación por convección o ventilación forzada, de flujo ascendente o de flujo descendente, continúa o intermitente, con o sin recirculación de aire; por ejemplo. Bari and Koenig (2001) estudiaron el compostaje bajo diferentes técnicas de aireación forzada. Seymour *et al.* (2001) realizaron un proceso de compostaje con cuatro estrategias de aireación intermitente. Zhu *et al.* (2004) compostearon usando una forma natural, pasiva y un sistema de aeración natural. Kulcu and Yaldiz (2004) compostearon usando tres direcciones diferentes de flujo de aire. Kuter *et al.* (1985) compararon dos sistemas de aireación uno con aireación pasiva y otro con aireación forzada obteniendo mejores resultados en el proceso con aireación forzada.

Los requerimientos de oxígeno podrían depender de la composición de la materia orgánica. La consecuencia de esto es que la tasa de aireación debe adaptarse, durante todo el proceso, para reflejar la cinética de biodegradación de cada fracción. Se han identificado tres fracciones distintas de la materia orgánica: 1) La fracción fácilmente biodegradable; 2) La fracción lentamente biodegradable que requiere una etapa de hidrólisis; y 3) la fracción inerte (De Guardia *et al.*, 2008a).

2.2.3. Efecto del pH en la degradación aerobia de la FORSU

El pH es uno de los factores ambientales más importantes en el proceso de compostaje. Se ha observado que la disminución inicial de pH está asociada con la formación de ácidos, el pH bajo puede inhibir severamente el progreso de las reacciones en el proceso de compostaje (Nakasaki *et al.*, 1993). El pH ligeramente ácido de la FORSU se debe a la presencia de ácidos orgánicos de cadena corta, que no solo se producen a partir de materias primas, sino también se generan durante la fase inicial de compostaje (Reinhardt, 2002). El control de pH durante la fase inicial de compostaje se ha llevado a cabo utilizando compuestos alcalinos (por ejemplo, NaOH, cenizas y cal), de esta forma, se evita que el pH baje demasiado durante el período de actividad inicial y se favorece una tasa de degradación de la materia orgánica más rápida. Sin embargo, los materiales alcalinos pueden tener un efecto adverso sobre las actividades de los microorganismos debido a los posibles efectos inhibidores causados por un incremento en el

pH. El uso de compuestos alcalinos pudiera aumentar las emisiones de amoníaco (Lei & VanderGheynst, 2000; Yu & Huang, 2009).

La formación microbiana y la descomposición de los ácidos orgánicos dependen del nivel de oxígeno y la temperatura. Concentraciones altas de oxígeno dan lugar a concentraciones más bajas de ácidos orgánicos en el compost y una descomposición más rápida de los ácidos, en consecuencia, un rápido aumento en el pH. En reactores de compostaje se ha demostrado que en el momento en que el pH se incrementa, se inicia la tasa más alta de descomposición y está se puede acortar si la temperatura de compostaje se mantiene en el rango mesófilico, por debajo de 40° C (Smårs *et al.*, 2002).

2.2.4. Efecto de la relación carbono/nitrógeno en la degradación aerobia de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos

Durante la actividad de los microorganismos implicados en el compostaje se genera la síntesis de biomasa microbiana que contiene aproximadamente 50 % C, 5 % de N y 0.25 % P con base en peso seco (Sadaka & El-Taweel, 2003). Por lo cual, la relación inicial Carbono / Nitrógeno (C/N) es uno de los factores más importantes que afectan el proceso de compostaje y la calidad del compost. La relación C/N se ha utilizado como una directriz de la calidad del producto final; se propone una relación inicial C/N de 25 a 30 para un proceso en óptimas condiciones. Sin embargo, el establecimiento de la relación C/N para la puesta en marcha del proceso no es una garantía de resultados favorables, ya que esta relación C/N no suele considerar la biodisponibilidad o biodegradabilidad. La relación de COB/N debe basarse en el contenido de carbono orgánico biodegradable (COB), ya que la mayoría del nitrógeno presente en las muestras está en forma de proteínas biodegradables, pero una gran parte de carbono puede estar presente en forma no biodegradable (Puyuelo *et al.*, 2011).

Los efectos de la relación C/N en el compostaje de residuos sólidos urbanos se ha estudiado por muchos investigadores hasta el momento, observando que una relación C/N alrededor de 25 o 30 es óptima, y que relaciones de C/N mayores a estos valores, la velocidad de descomposición de materia orgánica es más lenta, mientras que relaciones C/N más bajas a 20 se puede tener una pérdida de nitrógeno (Nakasaki *et al.*, 1992).

2.2.5. Efecto del consorcio microbiano en la degradación aerobia de la FORSU

El compostaje en un sentido estricto, es un proceso de degradación aerobio en fase sólida en condiciones controladas, que se distingue de descomposición natural o putrefacción. Desde un punto de vista etimológico, lat. *compositum*, es una mezcla de sustratos que se degradan debido a la actividad de un consorcio microbiano (Ryckeboer *et al.*, 2003). El compostaje es un proceso microbiano, donde el conocimiento de los diversos grupos microbianos participantes y su papel en el proceso de bio-oxidación son esenciales. El compostaje pasa a través de varias etapas, cada una de las cuales se caracteriza por la actividad de diferentes grupos microbianos. La composición química de los residuos sólidos urbanos y su fracción biodegradable es heterogénea. La transformación de la materia orgánica, se lleva a cabo a través de la mineralización y humificación parcial de la materia orgánica presente (de Bertoldi *et al.*, 1983).

En el proceso de compostaje, se observa una sucesión de diferentes comunidades microbianas que se siguen una a la otra según las condiciones nutricionales y ambientales prevalecientes en cada fase. Se ha observado variaciones en la diversidad de la comunidad microbiana, aunque se han descrito resultados contradictorios en relación con el número total de microorganismos en cada fase (Wang *et al.*, 2007). El material inicial es uno de los parámetros que influyen en la presencia de microorganismos con capacidades metabólicas específicas, ya que los microorganismos deben estar adaptados a la naturaleza y concentración de los sustratos de carbono disponibles. La caracterización de las comunidades microbianas a lo largo del proceso puede proporcionar información valiosa sobre la evolución del proceso, la velocidad de biodegradación y por último, la madurez del producto. La actividad microbiana se logra a través de la acción de las enzimas que son responsables de la hidrólisis de macromoléculas complejas que constituyen los desechos orgánicos (Vargas-García *et al.*, 2010).

La actividad microbiana tiene un papel muy importante en las transformaciones que se producen durante el compostaje. Los efectos de la inoculación durante el compostaje se pueden encontrar en la literatura y se ha demostrado que la inoculación con microorganismos adecuados puede activar la biodegradación de la materia orgánica y mejorar la calidad del compost. Cuando los sustratos composteados son de origen agrícola, las sustancias

lignocelulósicas constituyen una fracción importante de la materia orgánica total. Este hecho favorece la actividad de microorganismos lignocelulolíticos, debido a que son los más adecuados para llevar a cabo el proceso de degradación (Zeng *et al.*, 2009). La degradación y la transformación de residuos lignocelulósicos se atribuye al metabolismo endógeno de los microorganismos durante el compostaje. Diferentes poblaciones microbianas dominan en diversas etapas de compostaje, y tienen papeles distintos en la degradación de la materia orgánica (Huang *et al.*, 2010).

La inoculación puede tener un efecto positivo sobre el compostaje, especialmente en la primera etapa termófila del proceso. Sin embargo, solo un porcentaje de inoculación es por lo general probado (Wei *et al.*, 2007). Los efectos de la inoculación durante el compostaje se pueden encontrar en la literatura (Barrena *et al.*, 2006; del Carmen Vargas-García *et al.*, 2006; Zeng *et al.*, 2009) y se ha demostrado que la inoculación con microorganismos adecuados pueden activar la biodegradación de la materia orgánica y mejorar la calidad del compost (Tuomela *et al.*, 2000). Cariello *et al.* (2007) mostraron que pilas inoculadas alcanzaron las características de estabilidad y madurez, cuatro semanas antes que la pila control sin inoculación. Estos resultados indicaron que el inóculo fue útil para acelerar el proceso de compostaje en residuos urbanos.

2.2.6. Efecto de la temperatura en la degradación aerobia de la FORSU

El compostaje es un proceso controlado por la actividad de diversos microorganismos. La naturaleza biológica de compostaje exige una comprensión de los factores clave que influyen en el ecosistema microbiano con el fin de lograr un proceso que se lleve a cabo en condiciones óptimas. Uno de estos factores importantes que afectan el metabolismo microbiano durante el compostaje es la temperatura, ya sea como una consecuencia de la actividad microbiana o como determinante de su actividad. Sin embargo, la cuestión de que si la temperatura del proceso debe ser controlada dentro de un rango mesófilo o termófilo sigue en discusión (Saludes *et al.*, 2007). La temperatura es un factor que influye sobre la dinámica de población y en la eficiencia de la degradación aerobia. Se ha observado que temperaturas por debajo de 20 °C disminuye la actividad microbiana y la degradación aerobia prácticamente se detiene. Por otra parte, temperaturas superiores a 60 °C, también reducen la actividad

microbiana (Liang *et al.*, 2003; Miller & Metting Jr, 1992). Varios autores han señalado la disminución de la actividad microbiana en la transición de mesófilos a condiciones termófilas en reactores de compost a escala de laboratorio. No existe una definición común de mesófilos y termófilos, pero mesófilos se refiere generalmente a temperaturas no mayores a 40 ° C, y termófilos a temperaturas desde 45 hasta 70 °C (Miller, 1996).

Schulze (1962) observó que la temperatura óptima para el compostaje es 70 °C con base en la tasa de consumo de oxígeno (TCO) por otro lado, Suler and Finstein (1977) observaron la máxima formación de CO₂ a 56-60 ° C. Por otra parte, Mckinley and Vestal (1984) determinaron la máxima actividad microbiana en las zonas de temperatura de 25 a 45 °C en pilas de compostaje. Horisawa *et al.* (2001) utilizaron un sistema de biodegradación a escala laboratorio, observó que las temperaturas de 30-40 °C son óptimas para la degradación de residuos sólidos orgánicos. Tremier *et al.* (2005) obtuvieron una temperatura óptima de 38.5 ° C mediante el modelado de la influencia de la temperatura sobre la cinética de biodegradación de los desechos orgánicos. Stentiford (1993) sugirió diferentes rangos de temperatura de funcionamiento basados en las necesidades de compostaje. Temperaturas superiores a 55 °C son necesarias para la higienización, 45-55 °C para obtener la máxima biodegradación y 35-40 °C para la máxima diversidad microbiana.

2.2.7. Enzimas hidrolíticas en la degradación aerobia de la FORSU

Los microorganismos a través de diferentes tipos de enzimas hidrolíticas realizan la degradación de los residuos orgánicos. Las enzimas liberadas por los microorganismos durante la degradación aerobia (composta), hidrolizan compuestos orgánicos constituidos por estructuras complejas, en compuestos solubles en agua. La degradación de los sustratos fácilmente degradables contenidos en materiales orgánicos puede ser seguida mediante el estudio de hidrolasas específicas, que son relativamente fáciles de determinar y son específicas para el sustrato. Varias enzimas hidrolíticas, se cree que controlan la velocidad a la que se degradan diversos sustratos. Entre las enzimas importantes que intervienen en el proceso de compostaje se incluyen: celulasas, que degradan celulosa, β-glucosidasas que hidrolizan glucósidos, y ureasa implicados en N-mineralización, fosfatasas y arilsulfatasa que eliminan

grupos fosfato y sulfato a partir de compuestos orgánicos (Raut *et al.*, 2008). Por otra parte, Parawira *et al.* (2005) cuantificó las actividades enzimáticas libres y unidas a células. Observando que la actividad de la enzima libre fue mayor que las actividades enzimáticas unidas a células, para todas las enzimas analizadas. La caracterización y cuantificación de las actividades enzimáticas durante el compostaje puede reflejar la dinámica del proceso de compostaje, en términos de la descomposición de la materia y de nitrógeno (Tiquia, 2002). Mondini *et al.* (2004) y Jurado *et al.* (2014), entre otros han analizado la actividad enzimática como una herramienta para caracterizar el proceso de degradación aerobia de materia orgánica. Por otra parte, Parmar *et al.* (2001) investigaron el efecto de las enzimas microbianas en la reducción del contenido en sólidos de los lodos residuales. Una mezcla de celulosa, proteasa y lipasa, en igual proporción en peso, redujo en un 30 a 50 % los sólidos suspendidos totales y mejoró la sedimentación de lodos de una planta depuradora de aguas residuales. Se ha observado que pre-tratamientos biológicos como el uso de microorganismos con alta capacidad de degradar algunos sustratos y la adición de enzimas podrían mejorar los procesos de degradación. El pre-tratamiento enzimático de la FORSU podría llegar a ser muy difícil debido a su composición compleja y variable, lo que requeriría el uso de cocteles enzimáticos específicos, debido a la composición de la FORSU, es decir, hidratos de carbono, lípidos y proteínas (Cesaro & Belgiorno, 2014).

La degradación aerobia de la FORSU parece ser un proceso eficaz y eficiente en la degradación de la FORSU, siempre y cuando las condiciones de pH, temperatura, relación C/N, consorcio microbiano, así como las actividades enzimáticas sean apropiadas al proceso de degradación. Además, que la actividad de algunas enzimas generadas durante el proceso lograra favorecer a la etapa hidrolítica en la digestión anaerobia.

2.3. Digestión anaerobia de la FORSU

La digestión anaerobia es la degradación y la estabilización de materiales orgánicos bajo condiciones anaeróbicas debido a la actividad microbiana, el cual conduce a la formación de biogás (una mezcla de dióxido de carbono y metano que es una fuente de energía renovable) y biomasa microbiana (Chen *et al.*, 2008). La digestión anaerobia, es un proceso por el cual casi cualquier residuo orgánico puede ser biológicamente transformado, resultando en la producción de biogás y otros compuestos orgánicos ricos en energía como productos finales. Esta se lleva a cabo por medio de una serie de reacciones metabólicas como hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y la metanogénesis que se muestran en la Figura. 2.5 (Khalid *et al.*, 2011).

La digestión anaeróbica puede ser una opción atractiva, tanto como una vía de eliminación de residuos y una fuente de generación de energía alternativa. El biogás producido durante la digestión anaerobia se compone de 48-65 % de metano y 36-41 % de dióxido de carbono, hasta un 17 % de nitrógeno, <1 % de oxígeno, sulfuro de hidrógeno 32-169 ppm, y trazas de otros gases (Ward *et al.*, 2008). En los últimos años, se ha hecho mucho esfuerzo en la introducción de la digestión anaerobia para el tratamiento industrial de la FORSU.

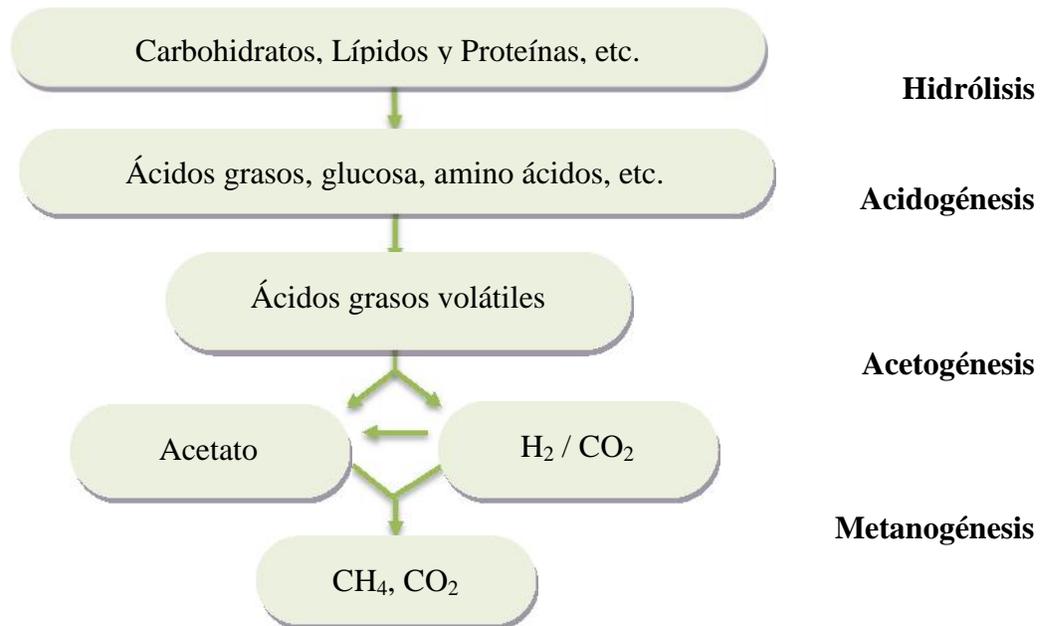


Figura 2.5 Proceso de Digestión anaerobia de sustratos orgánicos (Zhang *et al.*, 2014).

Sin embargo, el principal obstáculo en la aplicación de esta tecnología es la menor velocidad de biodegradación de los residuos sólidos, debido a la composición química y estructura de los materiales lignocelulósicos, en comparación con los compuestos solubles. Por lo general, la etapa metanogénica es el paso limitante de la velocidad de los procesos de digestión anaerobia de residuos líquidos. Sin embargo, los estudios sobre la digestión anaerobia de lodo primario y sustratos orgánicos complejos han concluido que la hidrólisis de la materia orgánica es el paso limitante en la velocidad de degradación de residuos sólidos (Mata-Alvarez *et al.*, 2000). La etapa de hidrólisis fragmenta el material orgánico insoluble y compuestos de alto peso molecular, tales como lípidos, polisacáridos, proteínas y ácidos nucleicos, en sustancias orgánicas solubles (por ejemplo, aminoácidos y ácidos grasos) de bajo peso molecular (Appels *et al.*, 2008). Por lo tanto, se requieren métodos de pre-tratamiento biológico (o su combinación) físico, químico, con el fin de eliminar o disminuir esta etapa limitante (Güelfo *et al.*, 2011). Otra alternativa para incrementar el rendimiento de la digestión anaerobia es la co-digestión. La co-digestión es un tratamiento de residuos en el cual se mezclan diferentes tipos de materiales y se tratan de manera simultánea. En ella se incrementa el rendimiento de la digestión anaerobia de residuos sólidos orgánicos debido la hidrólisis de biopolímeros obteniendo potenciales beneficios. Por ejemplo, la dilución de compuestos tóxicos, incremento de la carga orgánica biodegradable, incremento en el balance de nutrientes, efectos sinérgicos de microorganismos y como resultando un mejor rendimiento de biogás (Khalid *et al.*, 2011).

2.3.1. Factores que afectan el rendimiento y la generación de metano en la digestión anaerobia

La digestión anaerobia de compuestos orgánicos es un proceso complejo en la que intervienen 3 o 4 etapas. En las cuales pueden intervenir una serie de microorganismos los cuales pueden estar presentes en una o varias etapas del proceso, con posibles requerimientos específicos en cada etapa como son: temperatura, pH, humedad, relación sustrato/carbono y carbono/nitrógeno (Khalid *et al.*, 2011). El pH es uno de los factores más importantes en la digestión anaerobia. Se ha aceptado un pH de 7 como óptimo para la metanogénesis,

reportando incluso un rango muy estrecho (7 – 8) de pH adecuado (Raposo *et al.*, 2012). Lee *et al.* (2009) reportaron que la metanogénesis en un digestor anaeróbico se lleva a cabo a pH 6.5- 8.2, mientras que la hidrólisis y la acidogénesis se produce a pH 5.5 y 6.5, respectivamente. Pantini *et al.* (2015) analizaron, la influencia de diferentes condiciones de operación en la producción de biogás, variando el contenido de agua (26-43 % p/p hasta 75 % p/p) y la temperatura (de 20 a 25 °C hasta 55 °C). Para cada condición, se determinó el rendimiento de generación de biogás, es decir, el volumen de biogás producido por sólido volátil presente, y las velocidades de generación de biogás. Observando que el contenido de agua es uno de los factores clave que limita el proceso. Los resultados experimentales mostraron que cuando la humedad fue inferior al 32 % p/p, la actividad microbiana metanogénica se inhibió completamente. Para el mayor contenido de agua (75 % p/p), se obtuvieron altos valores de volumen acumulado de gas. El efecto de la temperatura se hizo evidente, dando lugar a tasas de generación de gas de 0.007 d⁻¹ a temperatura ambiente que aumentó a 0.03 hasta 0.05 d⁻¹ a 37 °C y 0.04 a 0.11 d⁻¹ a 55 °C.

2.3.2. Degradación aerobia y digestión anaerobia de la FORSU

Los fundamentos energéticos básicos que permiten los procesos anaeróbicos son los mismos que para los sistemas aeróbicos. Las dos energías propulsoras básicas son las siguientes:

- Las bacterias necesitan energía para el crecimiento y el incremento de las funciones de mantenimiento celular y la motilidad.
- Las bacterias requieren sustratos para la obtención de energía y el crecimiento.

Las diferencias entre los procesos aeróbicos y anaeróbicos resultan de las diferentes condiciones ambientales impuestas a los sistemas. Las células bacterianas, al igual que todas las reacciones biológicas, tratan de lograr el máximo crecimiento con la menor cantidad de energía gastada. En condiciones aeróbicas el oxígeno disuelto libre es el aceptor final de electrones. Este proceso es altamente eficiente. Para cada unidad consumida de sustrato, aproximadamente 70 por ciento se utiliza para el crecimiento celular y 30 por ciento para fines

energéticos. En condiciones anóxicas, el oxígeno se obtiene a partir de nitratos, que es menos eficiente ya que la energía debe ser utilizada para separar la molécula de oxígeno del nitrato. Bajo condiciones anaeróbicas, debe encontrarse un aceptor alternativo de electrones. Para este propósito, átomos de carbono asociados con algunos de los compuestos orgánicos se convertirán en aceptores de electrones y se reducen, mientras que otros compuestos orgánicos se oxidan a dióxido de carbono y ácidos volátiles. Esta reacción da como resultado productos finales que todavía contienen grandes cantidades de energía en forma de metano. Así elevadas cantidades de sustrato necesitan ser procesadas por las células para producir suficiente energía para el crecimiento y mantenimiento de células. La reproducción celular, en consecuencia, es mucho más baja en condiciones anaeróbicas que en condiciones aeróbicas (Eckenfelder *et al.*, 1988; Pfeffer *et al.*, 1967).

Tabla 2.2 Comparación de proceso aerobio y anaerobio (Eckenfelder *et al.*, 1988).

Parámetro	Anaeróbico	Aeróbico
Requerimiento energético	Bajo	Alto
Grado de tratamiento	Moderado (60 a 90 %)	Alto (95 %)
Producción de lodos	Bajo	Alto
Estabilidad del proceso (a compuestos tóxicos y a cambios de carga)	Bajo a moderado	Alto a moderado
Tiempo de inicio	2 a 4 meses	2 a 4 semanas
Requerimientos nutricionales	Bajo	Alto para ciertos desechos industriales
Olor	Problemas potenciales de olor	Menor generación de malos olores
Requerimientos alcalinos	Altos para ciertos desechos industriales	Bajo
Producción de Biogás	Sí (el beneficio neto depende de las condiciones del reactor)	No

La digestión anaerobia es un proceso en el cual se produce biogás el cual puede ser utilizado como combustible. Sin embargo, la etapa limitante, es la hidrólisis de los residuos sólidos urbanos que ha retrasado la industrialización de este proceso. Una de las formas que se han propuesto es la realización de pre-tratamientos, entre estos la utilización de cocteles enzimáticos que favorezcan la hidrólisis de los polímeros que constituyen la FORSU.

3. Justificación

El creciente desarrollo industrial de la mayoría de los países del mundo, así como la distribución, comercio y consumo generalizado de diversos productos para uso humano, constituyen sin duda alguna, las razones principales de la generación de todo tipo de residuos (residuos sólidos urbanos, de manejo especial y peligrosos). En el Valle de México, la generación de residuos sólidos se estima en 1.46 kg/hab*día, con una población de 25 millones de habitantes en el 2015 se generaron alrededor de 36.5 mil toneladas diarias, de los cuales se estima que el 52 % corresponder a la fracción orgánica, es decir 18.9 mil toneladas diarias. Debido a esta problemática, en este trabajo se plantea un tratamiento mixto para la degradación de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos, es decir, realizar una hidrólisis enzimática en condiciones aerobias seguida de una digestión anaerobia, siendo estas alternativas económicas y productivas.

La consecuencia de aplicar estos procesos sería una hidrólisis más rápida de los polímeros complejos y una producción de biogás (CH_4 y CO_2) más eficiente, así como la recuperación de un producto estable que podría ser utilizado como mejorador de la calidad del suelo.

4. Hipótesis

La degradación aerobia permitirá obtener un sustrato que podrá digerirse de una forma más eficaz y eficiente en la digestión anaerobia, de esta forma, podrá obtenerse como producto biogás (CH_4 y CO_2) y un residuo que podría tener aplicaciones forestales y en la agricultura como fertilizante.

5. Objetivos generales y particulares

5.1. Objetivo general

Evaluar la degradación de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos por medio de un tratamiento aerobio, seguida de una digestión anaerobia para la obtención de biogás y un residuo estable.

5.2. Objetivos particulares

- Determinar el efecto de la tasa de flujo de aire por kilogramo de sustrato (vkgm), en la degradación aerobia de la fracción aerobia de los residuos sólidos urbanos.
- Analizar el efecto del pH inicial, la relación C/N, la adición de un consorcio microbiano (CM) y la temperatura de incubación, en la mineralización de residuos sólidos urbanos.
- Evaluar el efecto de las variables mencionadas sobre la tasa de formación y formación total de CO₂ a través de modelos matemáticos.
- Determinar el efecto de las variables mencionadas sobre los azúcares reductores y las actividades enzimáticas hidrolíticas (amilasas, celulasas, xilanasas y pectinasas).
- Analizar el proceso de degradación aerobia de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos en reactores de 10 L.
- Evaluar el efecto del pre-tratamiento aerobio sobre la tasa de producción y la producción total de metano.

6. Materiales y métodos

6.1. Materiales Biológicos

Durante la realización de esta investigación, se utilizó la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU) procedente de establecimientos de venta de alimentos en la delegación Iztapalapa de la Ciudad de México, de una planta de compostaje industrial próximas a Manresa, Cataluña (España). En las secciones posteriores se mencionará el tipo de residuos que fueron tratados en cada caso.

6.2. Degradación aerobia de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos

Durante la degradación aerobia de la FORSU se midió la concentración de dióxido de carbono (%) y de oxígeno (%), así como el flujo de salida de los gases (mL/min.) mediante el método propuesto por (Saucedo-Castañeda G., 2013.) o el método reportado por (Barrena *et al.*, 2011a), según el caso de estudio. En todos los casos la tasa de consumo de oxígeno está expresada en mg o mmol de O₂/gmsi*h y el consumo total de oxígeno en mg o mmol de O₂/gmsi. La tasa de producción de dióxido de carbono está expresada en mg o mmol de CO₂/gmsi*h y la producción total de dióxido de carbono en mg o mmol de CO₂/gmsi. El consumo de O₂ y producción de CO₂ total se estimó determinando el área bajo la curva de la tasa de consumo (O₂) o tasa de producción de (CO₂) usando el método del trapecio. Para el cálculo del coeficiente respiratorio los resultados se expresaron en base molar.

6.2.1. Técnicas analíticas

El pH de las muestras provenientes de la degradación aerobia se determinó por medio de un potenciómetro Conductronic pH 120, previamente calibrado. En una balanza analítica Ohaus Galaxy* 200, se pesó aproximadamente 1 g de muestra en un vaso de precipitado de 250 mL, previamente tarado y se le agregó 9 mL de agua destilada, el análisis se realizó al menos por duplicado. Se mezcló perfectamente en un vortex por 10 segundos, dejándolo reposar por 30 segundos, transcurrido el tiempo, se volvió a agitar en el vortex. Enseguida de esta agitación, se registró el pH directamente, sumergiendo el electrodo en la solución. El

contenido de humedad de las muestras se determinó por análisis gravimétrico, después de someterla a 105 °C durante 24 h. El contenido de materia orgánica se determina a partir de la pérdida de peso después de colocar las muestras a 550 °C durante 3 h, de acuerdo con los procedimientos estándar recomendados en la NMX-AA-016-1984 y la NMX-AA-0251984.

El sobrenadante se separó por centrifugación a 10189 g por 5 minutos el cual fue utilizado para la determinación de azúcares reductores por el método de DNS (Miller *et al.*, 1960). La proteína soluble se midió de acuerdo al método propuesto por Gerhardt *et al.* (1994). La cuantificación de ácidos grasos se determinó mediante una técnica previamente reportada (Hernández-Rodríguez *et al.*, 2009), en la cual se realizó una extracción con 3 mL de n-heptano de la muestra de 400 mg, se agitó en vortex durante 30 segundos. Los extractos se centrifugaron (a 9.8 g durante 10 min a 4 °C), a 2.5 mL de la fase orgánica recuperada se adicionó 0.5 mL de una solución de acetato de piridina de cobre (50 g/L, pH 6.1) y se agitó en vortex durante 30 segundos. Se midió la absorbancia a 715 nm. Se construyó una curva de calibración utilizando concentraciones de ácido oleico de 0 a 10 mmol. Los azúcares reductores fueron reportados como mg azúcar reductor por mg de materia seca. Los ácidos grasos se reportaron como mmol /g de materia seca.

Las muestras sólidas provenientes de la degradación aerobia fueron suspendidas en una proporción adecuada con agua para entrar en el rango de detección de las técnicas analíticas. Todos los análisis se realizaron al menos por duplicado. La temperatura se analizó durante todo el proceso de degradación aerobia por medio de termopares colocados en los reactores usados.

6.2.2. Actividades enzimáticas

Las actividades enzimáticas amilasa, celulasa, pectinasa y xilanasas se cuantificaron por medio de la liberación de azúcares reductores usando almidón, carboximetilcelulosa, pectina y xilano de abedul, respectivamente, como sustratos. La reacción se llevó a cabo en amortiguador de citratos 50 mmol, siguiendo el método propuesto para amilasas (Omemu *et al.* (2005); para celulasas (Ghose, 1987); para pectinasa (Zhang *et al.*, 2000) y para xilanasas (Loera & Córdova, 2003). Los ensayos se leyeron a una longitud de onda de 540 nm con un

espectrofotómetro DU 640 Beckman. La actividad proteasa se determinó usando un método modificado descrito por Alef and Nannipieri (1995). Una alícuota de 1 mL del extracto enzimático se añadió a 5 mL de solución de caseína al 2 % y se incubó a 50 °C en agitación, durante 2 h. Las actividades enzimáticas están expresadas en U/g materia seca, donde una unidad (U) es la cantidad de enzima que en una reacción enzimática cataliza la conversión de 1 μ mol de producto por minuto.

6.2.3. Técnica de electroforesis en gel con gradiente desnaturizante

Las muestras que se utilizaron para realizar la técnica de DGGE provenían del tiempo donde se presentó la máxima tasa de respiración, en la degradación aerobia de FORSU proveniente de establecimientos de comida en Iztapalapa, Cd. de México, la cual se analizó a diferentes tasas de aireación (0.032, 0.064, 0.125, 0.201 y 0.392 vkgm). Para ello, Se tomaron muestras de cada condición a las 19 h, se centrifugaron a 8,049.6 g, la extracción y purificación del DNA se realizó del precipitado de dichas muestras (1 g) por medio del kit PowerSoil® DNA Isolation. El kit está diseñado para su uso con muestras ambientales que contiene un alto contenido de ácidos húmicos incluyendo suelo, compost, sedimentos y estiércol. Una vez realizada la extracción y purificación se corrió un gel de agarosa al 30 % para corroborar la extracción exitosa del DNA. Posteriormente, se realizó una reacción en cadena de la polimerasa (PCR), con la finalidad de obtener *in vitro* millones de copias de un fragmento del gen 16S rADN de cada una de las muestras, el cual se llevó a cabo en un termociclador (Multigene, Labnet International, Inc.). Los iniciadores usados para la amplificación fueron: 8F (5´AGA GTT TGA TCC TGG CTCAG- 3´) y 1492R (5´ TAC GGT TAC CTT GTT ACG ACT T 3´) (Forney *et al.*, 2004). La mezcla de reacción con un volumen final de 50 μ L contiene 10 X buffer, con 1.5 mmol MgCl₂, 200 μ M de cada dNTP (Promega Corporation, USA), 10 pM de cada iniciador, 1.5 U de GoTaq® Flexi DNA Polymerase (Promega Corporation, USA) y 1-20 ng μ L⁻¹ de ADN molde. Las condiciones de amplificación fueron las siguientes: 2 min a 95 ° C de desnaturización inicial, 25 ciclos que incluyen cada uno 30 segundos a 95 ° C, 30 segundos a 50 ° C y 1 min a 72 ° C seguidos por una extensión final de 5 min a 72 ° C. Los amplicones obtenidos fueron almacenados a 4 ° C después de su corrimiento por electroforesis (100 V, 30 min) en un gel de agarosa al 10 % que

posteriormente fue teñido con Texas Red® (Thermo Fisher Scientific) para su visualización y análisis en un fotodocumentador Gel Logic 2200 Pro (Carestream Health, Inc.). Posterior a la amplificación del 16S rDNA, se hizo una nueva amplificación anidada utilizando como ADN molde el amplicón obtenido anteriormente. Se usaron los iniciadores 1070F y (5' ATG GCT GTC GTC AGC T 3') y 1392R+GC (5' CGC CCG CCG CGC CCC GCG CCC GGC CCG CCG CCC CCG CCC C ACG GGC GGR GRG TAC 3') utilizando las mismas condiciones de amplificación cambiando únicamente la temperatura de alineamiento a 55 ° C. La visualización de los amplicones se hizo como se describió anteriormente. Las muestras se purificaron utilizando un kit comercial (Wizard® SV Gel and PCR Clean-Up System, Promega Corporation) siguiendo el protocolo descrito por el proveedor y se colocaron 500 ng de DNA de cada muestra con 5 µL de buffer de carga. Los perfiles de los amplicones fueron analizados utilizando el DCode Universal Mutation Detection System (Bio-Rad Laboratories, Hercules, CA) usando geles de acrilamida al 7% con un gradiente desnaturizante de 30 - 60 %. Los geles se sometieron a electroforesis durante 16 h en buffer TAE 0.5 X a temperatura de 60 °C y un voltaje inicial de 200 V por 10 min, disminuyendo posteriormente 85 V 16 h (Neilson *et al.*, 2013) y teñidos siguiendo la técnica descrita por (Radojkovic & Kušic, 2000) con mínimas modificaciones.

6.3. Digestión anaerobia del material pre-tratado y la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos

La digestión anaerobia se llevó a cabo en reactores tubulares de 1 L con una humedad del 90 %, con el objetivo de tener condiciones favorables para la metanogénesis. Se utilizaron lodos metanogénicos, los cuales se obtuvieron de un digester anaerobio a escala industrial de una planta de tratamiento biológico-mecánico, los cuales mostraron una humedad (%) de 88.61 ± 0.53 , sólidos volátiles 58.64 ± 0.37 y un de pH 8.1.

Todos los tratamientos se incubaron a temperatura controlada de 37°C , los reactores tubulares (Figura 6.1) se purgaron con nitrógeno antes de cada ensayo para asegurar condiciones anaeróbicas. La producción de biogás se determinó por triplicado. Los resultados se expresan como el promedio con desviación estándar. Se resalió como “blanco” reactores tubulares con 70 g de inóculo y 400 mL de agua, el cual se utilizó para tener una medida cuantitativa de la actividad del inóculo. Además, se utilizó un control con celulosa 1.6 g, 70 g de inóculo y 400 mL de agua, con el cual se pudo determinar la actividad metanogénica del inóculo en cada ensayo (Ponsá *et al.*, 2011).



Figura 6.1 Reactores donde se realizó la digestión anaerobia y medición de presión de gas generado durante el proceso.

En la digestión anaerobia de los diferentes tratamientos, la presión de biogás se midió con un manómetro digital (modelo SMC ZSE30, Japón). Los reactores tubulares se agitaron una vez al día. La producción de biogás se calculó de acuerdo con la ley de los gases ideales (Ecuación 1), considerando la presión medida en el reactor tubular y el volumen del espacio de cabeza medido previamente. Para evitar una presión excesiva en el reactor tubular, el biogás producido se purgó cada 48 h aproximadamente.

$$P_1 * V_1 * T_1 = P_2 * V_2 * T_2 \quad (\text{Ec. 1})$$

La composición de biogás se analizó para obtener la producción de metano, por medio de cromatografía de gases, usando un equipo Perkin Elmer Auto System XL, equipado con un detector de conductividad térmica y una columna Hayesep 3 m 1/800 100/120. Con base en el método propuesto por Fernández *et al.* (2005). La producción acumulada de biogás y metano se analizó mediante el ajuste del modelo propuesto por (Zwietering *et al.*, 1990) usando la Ecuación (2). Donde, k_{Bio} es la constante de producción biogás o metano ($L_{\text{std}} * (\text{kgSV d})^{-1}$), Bio_{max} , la máxima producción de metano ($L * (\text{kg SV})^{-1}$) y λ la fase de latencia (días). Se usó el software SigmaPlot 12.0 (Systat Software Inc., California, USA) para realizar el ajuste del modelo a los datos experimentales, obteniendo así los parámetros de la Ecuación 2 (Bio_{max} , k_{Bio} y λ).

$$\text{Bio} = \text{Bio}_{\text{max}} * \exp \left\{ - \exp \left[\frac{k_{\text{Bio}} * e}{\text{Bio}_{\text{max}}} (\lambda - t) + 1 \right] \right\} \quad (\text{Ec. 2})$$

6.4. Estrategia experimental

En la Figura 6.2 se muestran los ensayos realizados en las secciones siguientes, así como el lugar donde se realizaron. Algunos experimentos fueron realizados durante una estancia (Anexo D) en la Universidad Autónoma de Barcelona en el Departamento de Ingeniería Química en el grupo de investigación en compostaje (cuadros en naranja). Los ensayos realizados en la Universidad Autónoma Metropolitana (cuadros en verde) se llevaron a cabo en el grupo de Fermentación en Medio Sólido con residuos provenientes de establecimientos de comida en la delegación Iztapalapa de la Ciudad de México. Por otra parte, se utilizaron residuos procedentes de una planta de compostaje industrial ubicada en Manresa, Cataluña (España) y de una planta de tratamiento mecánico-biológica próxima a Barcelona, Cataluña (España). Los experimentos de los cuadros en color verde y naranja se realizaron en ambas instituciones. Las variables estudiadas en la degradación aerobia fueron la tasa de aireación, pH inicial, relación C/N, adición de consorcio microbiano, temperatura. En los ensayos de digestión anaerobia se estudió el efecto del pre-tratamiento aerobio sobre la producción de metano.

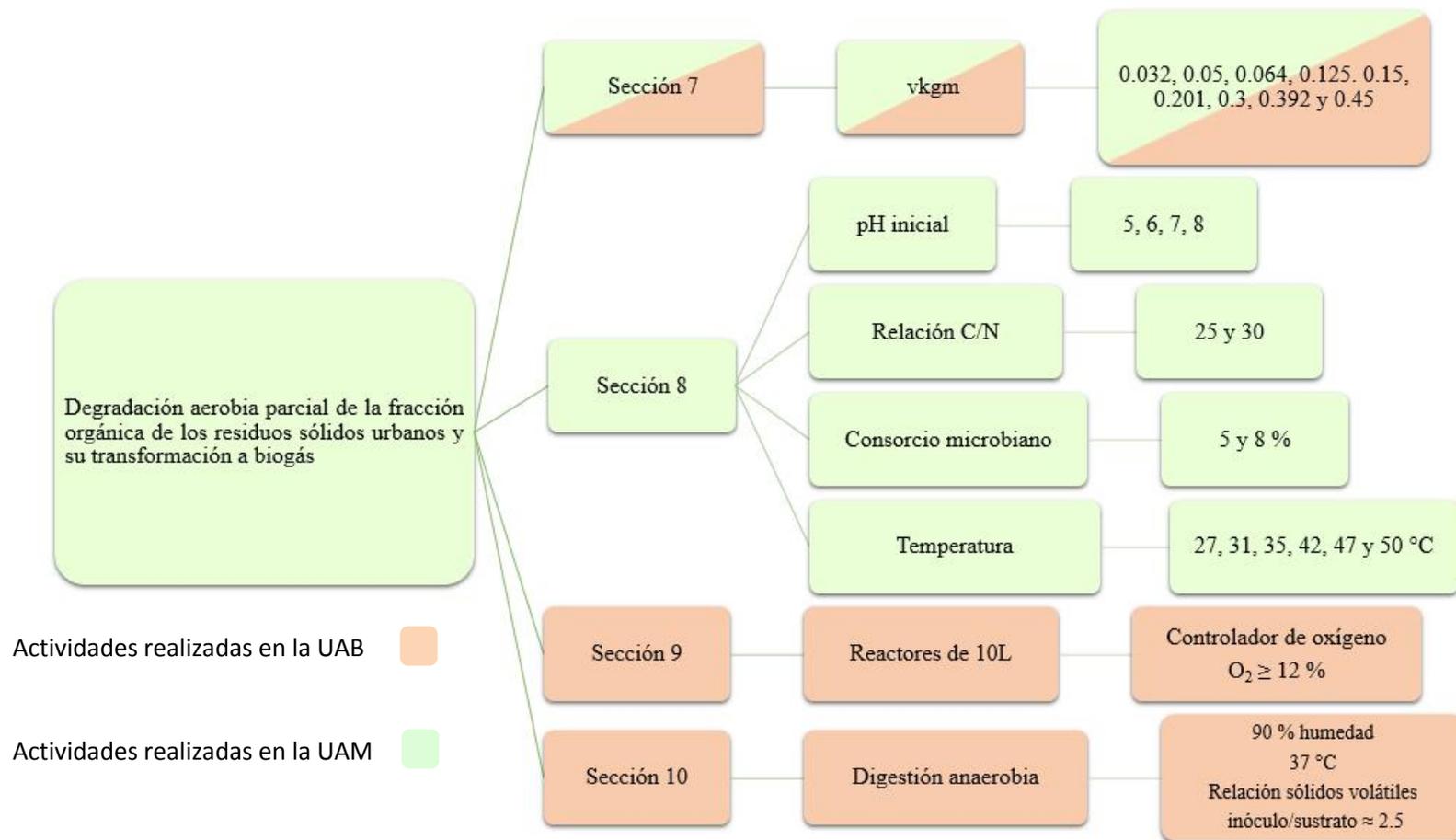


Figura 6.2 Estrategia experimental

7. Efecto de la tasa de aireación sobre la degradación aerobia de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos

7.1. Introducción

La aireación es uno de los factores más importantes en la degradación aerobia de la FORSU (Diaz *et al.*, 2002). Una aireación insuficiente puede conducir a condiciones anaeróbicas debido a la falta de oxígeno, mientras que la aireación excesiva puede aumentar los costos y reducir la velocidad del proceso debido a la disminución de la temperatura por pérdidas de calor, así como a las pérdidas de agua y amoníaco. La tasa de aireación óptima depende de la composición de las materias primas y los métodos de ventilación (Ekinci *et al.*, 2006; Komilis *et al.*, 2011). Uno de los principales problemas en la degradación aerobia de la FORSU es la tasa de aireación en el reactor. Si la tasa de aireación es demasiado alta, la pérdida de calor en los reactores se incrementará, por lo que se reducirá la temperatura. Si la tasa de aireación es insuficiente, el suministro de oxígeno será insuficiente. La falta de oxígeno durante el compostaje produciría condiciones anaerobias. Una concentración de oxígeno mínima del 5% dentro de la pila de compostaje es necesaria para condiciones aeróbicas (Kulcu & Yaldiz, 2004). Es importante destacar, que la relación entre la demanda de oxígeno y el crecimiento se deriva explícitamente de la tasa de calor metabólico. Por lo general, la aireación se expresa como flujo (unidad de volumen/unidad de tiempo), que es una cantidad extensiva y depende del tamaño del sistema. Si la aireación es expresada como intensidad de flujo de aire, es decir, la tasa de flujo de aire por unidad de masa de sustrato, se obtiene una variable que es independiente de la escala (Rodríguez-Fernández *et al.*, 2012), que en fermentación sólida se expresa en volúmenes de aire por kilogramo de sustrato por minuto (vkgm). de Guardia *et al.* (2008b) y Jiang *et al.* (2011) observaron que la tasa de aireación es un parámetro importante en el metabolismo del nitrógeno durante la degradación aerobia, participando en la amonificación, la emisión de amoníaco y en los procesos de desnitrificación. La amonificación se incrementa cuando se incrementa la tasa de aireación, la desnitrificación ocurre cuando el oxígeno es superior al 15% y aún esté disponible carbono biodegradable (Fig. 7.1). La micro aireación en la etapa hidrolítica puede mejorar la degradación parcial y la hidrólisis de macromoléculas de compuestos orgánicos (Nguyen *et*

al., 2007). Así mismo la aireación tiene un costo que se debe minimizar ya sea a través de agitación mecánica o por aireación forzada.

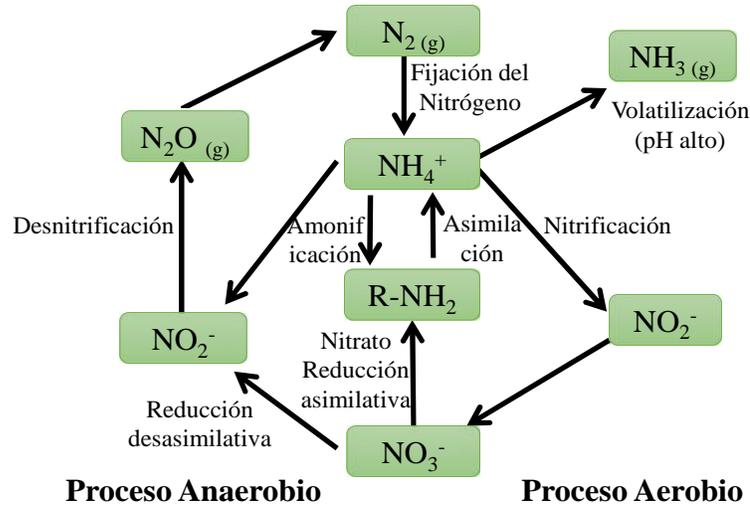


Figura 7.1 Ciclo del nitrógeno en la degradación aerobia (compostaje) (Hubbe *et al.*, 2010)

7.2. Objetivo de la sección:

- Determinar el efecto de la aireación (tasa de flujo de aire por kilogramo de sustrato, vkgm) sobre la tasa de consumo de oxígeno o de producción de CO_2 , así como sobre la actividad enzimática, la concentración de azúcares reductores y proteína soluble durante la degradación aerobia de la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos (FORSU) provenientes de Cataluña (España) y la Cd de México.

7.3. Metodología

7.3.1. Degradación aerobia de la FORSU proveniente de una planta de compostaje industrial en Manresa, Cataluña (España) a diferentes tasas de aireación

La fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU) utilizada en este ensayo provino de una planta de compostaje industrial ubicada en Manresa, Cataluña (España). La degradación aerobia se llevó a cabo en matraces de 500 mL conteniendo 100 g de FORSU con diferentes tasas de aireación constante de 0.05, 0.15, 0.30 y 0.45 vkgm (Figura 7.2). Los recipientes fueron incubados a 30 °C. Se evaluó la concentración de oxígeno a la salida de los reactores, durante todo el proceso de degradación. Los resultados se expresaron en términos del consumo total y la tasa de consumo de oxígeno. Se tomaron muestras diariamente a las cuales se les determinó pH, humedad, azúcares reductores, actividad celulasa y proteasa de acuerdo a la metodología descrita en la sección de Materiales y Métodos.



Figura 7.2 Degradación aerobia de FORSU de Manresa, Cataluña (España). La cual se realizó a diferentes tasas de aireación en matraces de 500 mL

7.3.2. Degradación aerobia de la FORSU proveniente de establecimientos de alimentos en Iztapalapa, Cd de México a diferentes tasas de aireación

Por otra parte, se llevó cabo el estudio de la degradación aerobia de la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos procedente de establecimientos de venta de alimentos en la Delegación Iztapalapa de la Ciudad de México. Como fuente de consorcio microbiano (CM) se utilizó composta proveniente de la planta de compostaje de Bordo Poniente de la Ciudad de México. Para este ensayo se emplearon reactores de 980, 1910 y 3840 ml de capacidad empleando dos niveles de aireación (40 y 125 ml/min). Durante la degradación aerobia de estos residuos se evaluaron las siguientes tasas de aireación: 0.032, 0.064, 0.125, 0.201 y 0.392 vkgm (Figura 7.3). Todos los reactores se llenaron a 61 % de su capacidad con una

densidad aparente de 0.5 de manera similar a un reactor prototipo de 83.4 L de capacidad nominal agitado por listones helicoidales. Los ensayos en dicho reactor prototipo serán descritos más adelante en la Sección 3.3. Las unidades experimentales se incubaron en forma horizontal a 30 °C, durante el proceso se analizó la producción de CO₂ y el consumo de O₂. Se tomaron muestras a intervalos regulares de tiempo y a las cuales se les determinó pH, azúcares reductores, actividad celulasa, pectinasa, xilanasa y proteasa de acuerdo a la metodología descrita en Materiales y Métodos.



Figura 7.3 Degradación aerobia de FORSU a diferentes tasas de aireación en reactores cilíndricos.

7.3.3. Degradación aerobia de la FORSU proveniente de establecimientos de venta de alimentos en Iztapalapa, Cd de México utilizando un reactor agitado por listones helicoidales

Para la realización de la degradación aerobia de la FORSU se empleó un reactor a nivel semipiloto provisto de un sistema de mezclado interno. El cual comprende un tanque de fermentación con una longitud de 75.6 cm, ancho 32.6 cm, profundidad 38 cm. Con una capacidad total de 83.4 L donde se podría tratar hasta 42 kg de residuos sólidos orgánicos, empacando 15.81 kg de material, con una densidad es de 0.5 kg/m³. Se fijó un flujo de aire seco a la entrada del biorreactor de 5 L/min por gramo de residuos sólidos orgánicos húmedos (0.31 vkgm). Para la toma de las muestras de producción de CO₂, se utilizó una bomba de extracción con un flujo fijo de 80 mL/min. Para la mineralización de la FORSU a nivel laboratorio y semipiloto, se utilizó una mezcla de residuos como se muestra en la Tabla 7.1. La mezcla de residuos se aplicó un pre-tratamiento de disminución de tamaño de partícula.

Tabla 7.1 Componentes de la mezcla para la mineralización (Martínez-Valdez *et al.*, 2015)..

Componente	Mezcla (% p/p, base húmeda)	Mezcla (kg)
Residuos de poda	2	0.34
FORSU	83	14.11
Papel	3	0.51
Aserrín	4	0.68
Consorcio microbiano (Composta)	8	1.36
Relación C/N	30	-

Los bioreactores tubulares a nivel laboratorio de fermentación fueron empacados con 100 g de la mezcla y el biorreactor a nivel piloto fue cargado con alrededor 16 kg por lote. La mineralización de la mezcla fue realizada a una temperatura constante de 35 °C, pH inicial de 6, una relación C/N de 30 y un humedad del 70%. Se tomaron muestras por duplicado al inicio y final de la mineralización. En el biorreactor se utilizó una estrategia intermitente de agitación que consistió en agitar a 1 rpm durante 30 segundos cada 3 horas. Estas condiciones se aplicaron una vez empacadas las columnas y cargado el biorreactor y el tiempo de mineralización fue entre 72 y 120 horas. En la fermentación de la FORSU se mantuvo una temperatura constante de 30 °C, pH inicial entre 4.5 - 6, una relación C/N de 30 y una humedad de 82 % aproximadamente. Se tomaron muestras a diferentes tiempos durante las 48 h de fermentación. El CO₂ (%), O₂ (%) y flujo de aire (mL/min) se determinó utilizando el sistema de respirometría reportado por (Saucedo-Castañeda G., 2013.). La concentración fue expresada en mg de CO₂ y O₂ por gramo de materia seca inicial (g msi). Se determinó la humedad, actividad de agua y pH de acuerdo a lo reportado en materiales y metodos sección 6.

7.4. Resultados y Discusión

7.4.1. Degradación aerobia de la FORSU proveniente de una planta de compostaje industrial en Manresa, Cataluña (España) a diferentes tasas de aireación

La tasa de consumo de oxígeno a cuatro tasas de aireación; A) 0.05, B) 0.15, C) 0.30 y D) 0.45 vkgm se muestran en la Figura 7.4. Los cambios bruscos en el perfil respiratorio se deben a la toma de muestras. La mayor tasa de consumo de oxígeno fue cercana a 0.07 mmol O₂/gmsi*h, este valor se registró a 0.15, 0.30 y 0.45 vkgm, aproximadamente al tercer día del proceso. La tasa de consumo de oxígeno fue cercana a cero en el día 6 en las cuatro condiciones estudiadas. La tasa de consumo de oxígeno fue significativamente ($\alpha = 0.05$) menor a 0.05 vkgm.

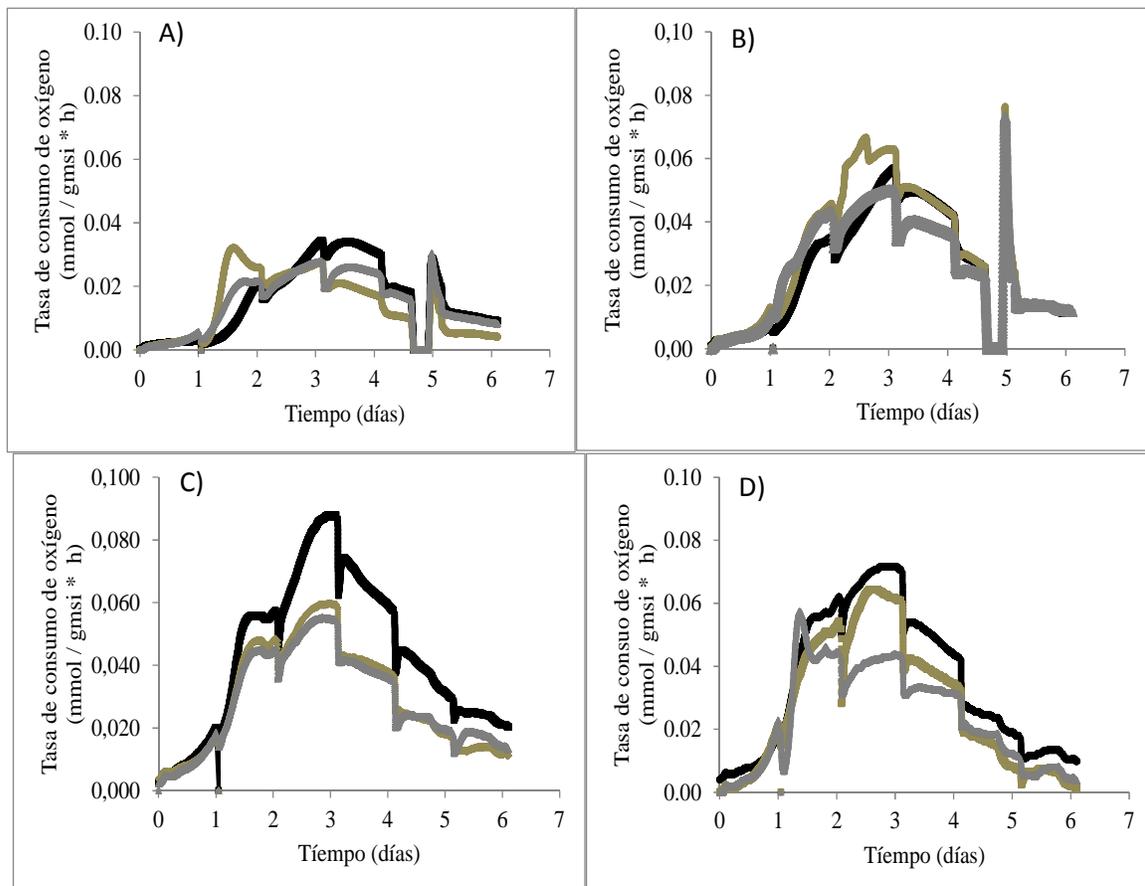


Figura 7.4 Tasa de consumo de oxígeno a cuatro tasas de aireación, 0.05 (A), 0.15 (B), 0.30 (C) y 0.45 (D) vkgm. Las líneas representan las repeticiones realizadas.

El consumo total de oxígeno en las cuatro condiciones estudiadas (A) 0.05, B) 0.15, C) 0.30 y D) 0.45 vkgm) se muestra en la Figura 7.5. La mayor fase de retardo (33.1 h) y el menor consumo total de oxígeno 2.16 mmol O₂/gmsi, se presentó a 0.05 vkgm siendo significativamente menor ($p = 0.05$). La fase de retardo fue similar a 0.05, 0.15 y 0.30 vkgm y a 0.45 vkgm fue de 22.1 horas. La baja tasa de consumo y consumo total se debió probablemente a las condiciones de baja concentración de oxígeno haciendo el proceso de degradación más lento (De Guardia *et al.*, 2008a). El mayor consumo total de oxígeno 4.98 mmol O₂/gmsi no fue significativamente ($p = 0.05$) diferente a 0.30 y 0.45 vkgm, siendo menor a 0.05 y 0.15. En la Tabla 7.2 se resumen algunos parámetros, ya mencionados anteriormente, obtenidos durante la degradación aerobia de la FORSU de Manresa, Cataluña (España) a las cuatro tasas de aireación estudiadas (0.05, 0.15, 0.30 y 0.45 vkgm), más la constante de consumo de oxígeno (k) la cual no presentó variaciones en las diferentes tasas de aireación analizadas. Esto posiblemente a que en las diferentes tasas de aireación no existió diferencia en el consorcio microbiano presente.

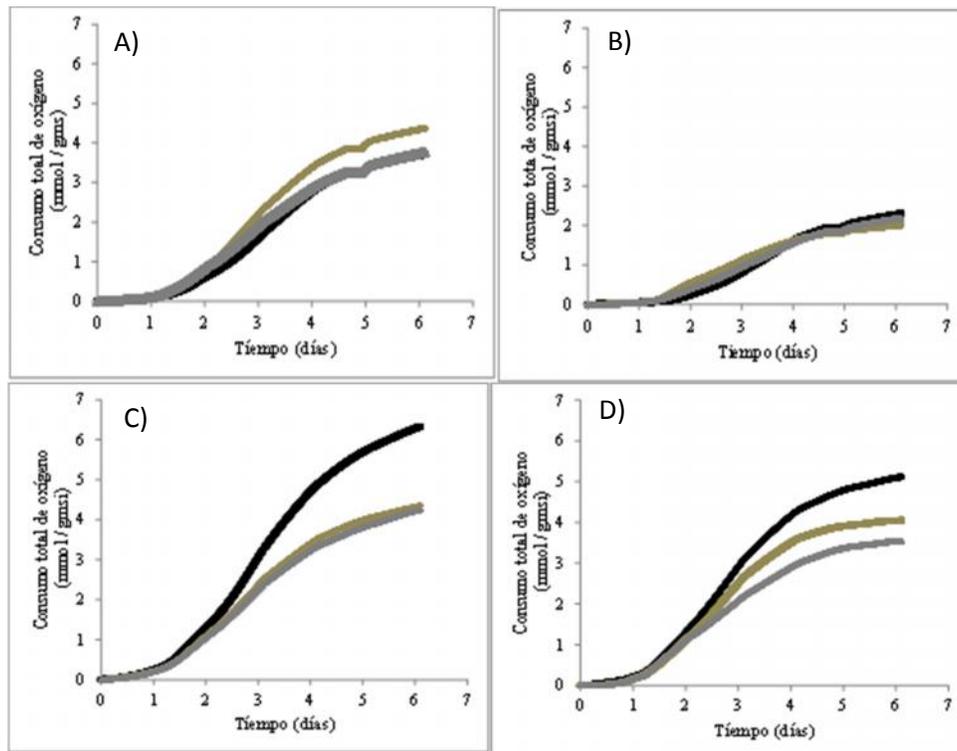


Figura 7.5 Consumo total de oxígeno a cuatro tasas de aireación, 0.05 (A), 0.15 (B), 0.30 (C) y 0.45 (D) vkgm (las líneas representan las repeticiones realizadas).

Tabla 7.2 Degradación de FORSU (Manresa) a diferentes tasas de aireación (vkgm)

vkgm	Tasa de consumo de Oxígeno (mmol/gmsi*h)	k (h ⁻¹)	Fase lag (h)	Oxígeno acumulado (mmol/gmsi)
0.05	0.033 ± 0.002 ^a	0.033 ± 0.003 ^a	33.1 ± 5.1 ^a	2.16 ± 0.14 ^a
0.15	0.073 ± 0.002 ^b	0.034 ± 0.002 ^a	31.7 ± 3.5 ^b	3.95 ± 0.36 ^{ab}
0.30	0.067 ± 0.018 ^b	0.031 ± 0.002 ^a	23.7 ± 3.8 ^b	4.98 ± 1.17 ^b
0.45	0.064 ± 0.007 ^b	0.036 ± 0.003 ^a	22.1 ± 1.4 ^b	4.24 ± 0.8 ^b

Se llevó a cabo un análisis ANOVA y mismas letras en los exponentes indican que no hay diferencia estadísticamente significativa de acuerdo al análisis de Tukey con $\alpha = 0.05$

El pH se determinó a las cuatro condiciones de aireación estudiadas (Figura 7.6 A). El proceso inició a pH 5.5 disminuyó en el primer día para incrementarse a continuación a 8.5 en el día 3, posteriormente permaneció constante hasta el final del proceso. Este comportamiento de la evolución del pH coincide con lo reportado en la literatura (Beck-Friis *et al.*, 2003; Yu & Huang, 2009). El contenido de humedad se muestra en la Figura 7.6 B, la humedad inicial fue de 60 % presentando un perfil similar en las diferentes condiciones ensayadas permaneciendo constante prácticamente durante todo el proceso. Durante la degradación aerobia, el contenido de humedad es importante para el transporte de los nutrientes disueltos requeridos para las actividades fisiológicas y metabólicas de los microorganismos, se ha reportado como óptimo 50 - 60% (Liang *et al.*, 2003). La concentración de azúcares reductores, AR (Figura 7.6 C), fue de 38 mg/gms al inicio del proceso, disminuyó alrededor de 10 mg/gms después del primer día, manteniéndose alrededor de 20 mg/gms hasta el final del proceso. Se observaron ligeras diferencias en las cuatro condiciones evaluadas, mostrando una aparente mayor concentración de AR en la tasa de aireación más baja 0.05 vkgm. Este comportamiento se presentó de igual forma en la actividad celulasa (Figura 7.6 D), la cual inició con 2.5 U/gms con una disminución gradual a 1 U/gms durante prácticamente todo el proceso en todas las tasas de aireación (vkgm). Se observó una mayor actividad aparente en la tasa de aireación más baja 0.05 vkgm, esto posiblemente, debido a una menor actividad metabólica como se puede observar en la tasa y en el consumo total de oxígeno, lo cual propició una menor actividad proteasa. La actividad proteasa (Figura 7.6 E) no fue detectada al inicio del proceso, se observó a partir del tercer día de incubación, registrando la mayor actividad en el cuarto día en

las cuatro condiciones evaluadas. La máxima actividad proteasa se observó con la mayor aireación (0.45 vkgm) y la menor actividad a la menor (0.05 vkgm). La concentración de proteína soluble (Figura 7.6 F), inició a 4.5 mg/gms, con una disminución a 2 mg/gms en el Día 1, con fluctuaciones durante todo el proceso, presentando concentraciones ligeramente mayores a partir del quinto día de proceso en todas las condiciones analizadas. Como se mencionó anteriormente, la actividad microbiana se logra a través de la acción de las enzimas que son responsables de la hidrólisis de macromoléculas complejas. Como consecuencia de esta actividad, los compuestos solubles en agua mantienen el crecimiento microbiano, favoreciendo la continuidad del proceso. Por otra parte, el nivel de producción de estas actividades enzimáticas puede considerarse un indicador de la velocidad de descomposición de materia orgánica y, por lo tanto, sobre la estabilidad del producto (Vargas-García *et al.*, 2010). Xu *et al.* (2012b) reportaron una mayor actividad proteasa al aumentar la tasa de aireación. Los resultados aquí presentados coinciden con lo reportado, la mayor actividad proteasa, se encontró en los ensayos con tasa de aireación más alta 0.45 vkgm.

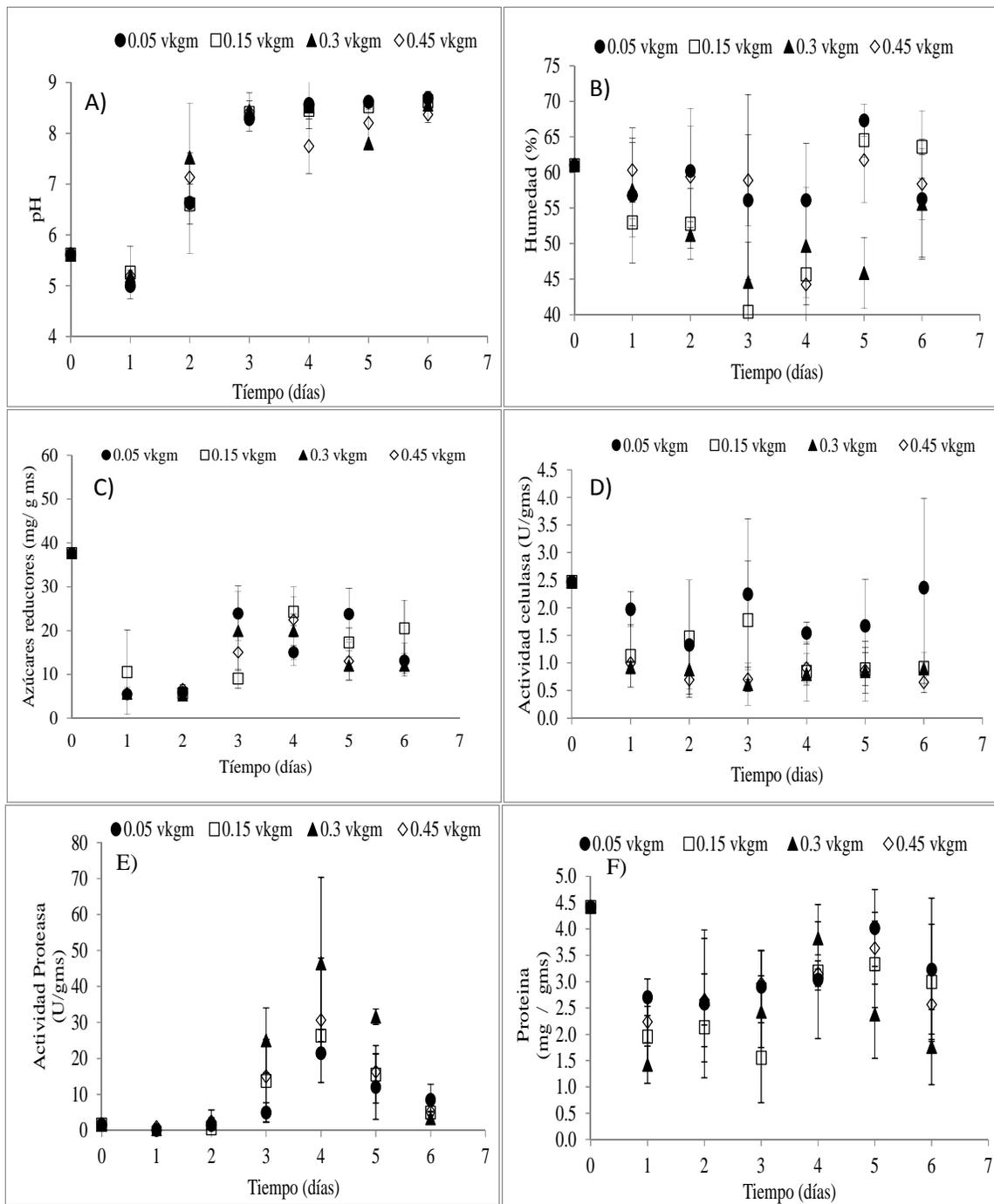


Figura 7.6 Determinación de pH (A), humedad (B), azúcares reductores (C), actividad celulasas (D), la actividad proteasas (E) y la proteína extracelular (E) a diferentes vkgm (tasa de aireación) durante la degradación aerobia de la FORSU proveniente de una planta de compostaje industrial en Manresa, Cataluña (España).

7.4.2. Degradación aerobia de la FORSU proveniente de establecimientos de alimentos en Iztapalapa, Cd de México a diferentes tasas de aireación

La producción de CO₂ y el consumo de O₂ (Figura. 7.7) se analizaron durante la degradación aerobia de la FORSU a diferentes tasas de aireación (vkgm). No se observó fase de latencia en las diferentes condiciones ensayadas, posiblemente debido al uso de la composta como iniciador del proceso, esta es una de las diferencias con el estudio anterior (Figuras 7.4 y 7.5) realizado en Manresa, Cataluña (España). Se aprecia un rápido incremento en la tasa de producción de CO₂ y consumo de O₂, llegando a valores máximos alrededor de las 20 horas, excepto para la menor tasa de aireación (0.064 vkgm), que alcanzó un valor máximo más tarde (30 h). Una vez alcanzados los valores máximos de consumo de O₂ y de producción de CO₂, se presentó una disminución gradual de la respiración en todas las condiciones. Para las tasas de aireación más altas, se observaron tasas máximas de producción de CO₂ y consumo de O₂ de alrededor de 0.10 mmol/gmsi*h, excepto en el caso de la tasa de aireación menor (0.032 vkgm) donde el valor máximo de producción de CO₂ fue de 0.09 mmol/gmsi*h y un consumo de oxígeno de 0.04 mmol/gmsi*h, la cual se mantuvo constante a partir de las 10 horas y hasta el final del proceso. El análisis estadístico realizado no mostró diferencias significativas ($p=0.05$) con respecto a la máxima tasa de producción de CO₂, sin embargo, el análisis de la máxima tasa de consumo de O₂ sí mostró diferencias significativas ($p=0.05$), presentándose una menor tasa de consumo a 0.032 vkgm, esto posiblemente a la limitación de oxígeno dado que la tasa de consumo de oxígeno se mantuvo a partir de las 20 horas y hasta el final del proceso en 0.04 mmol/gmsi*h.

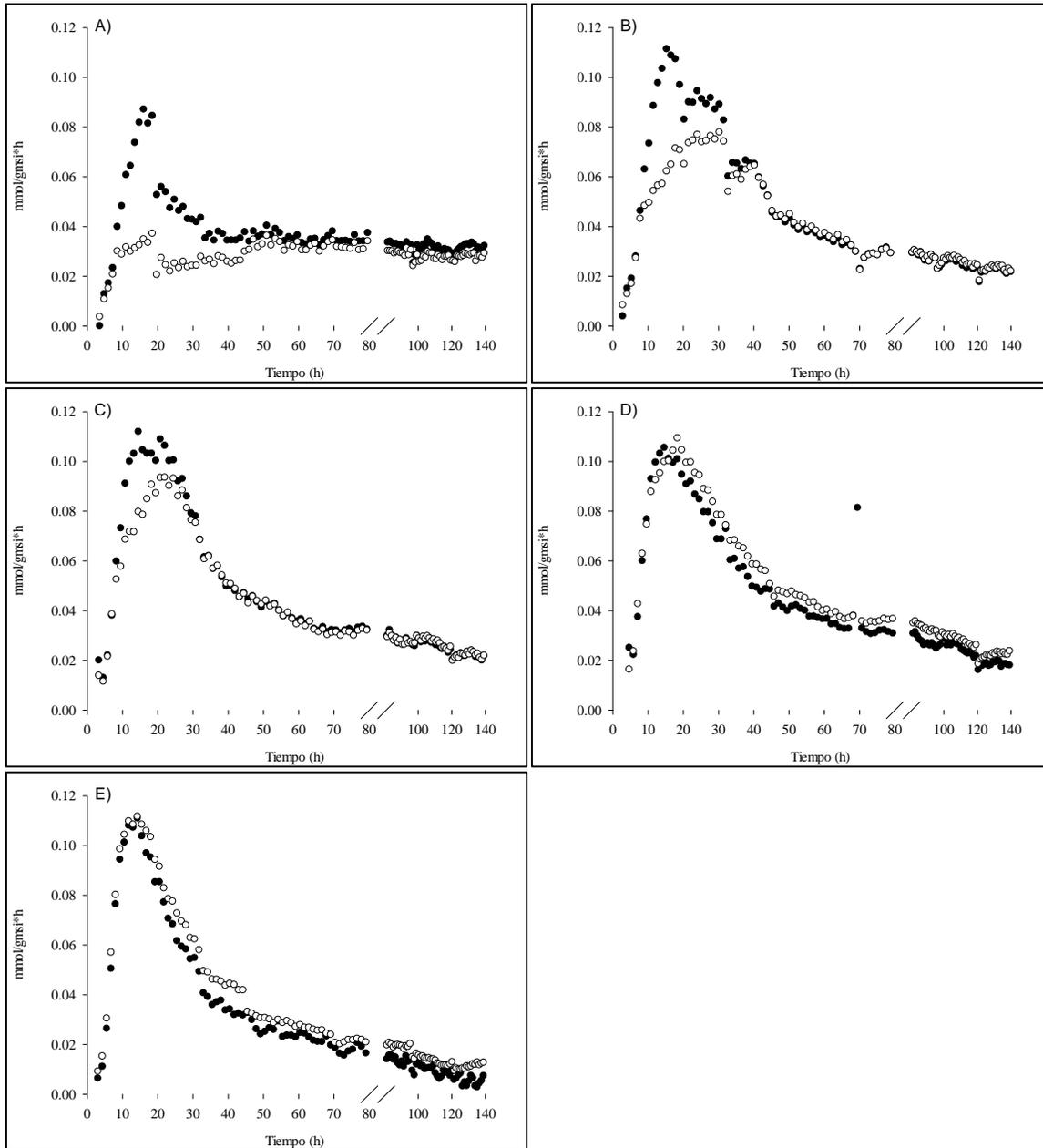


Figura 7.7 Tasa de producción de CO₂ (○) y consumo de O₂ (●) a diferentes tasas de aireación: 0.032 (A), 0.064 (B), 0.125 (C), 0.201 (D) y 0.392 (E) v_kg_m (tasa de aireación) durante la degradación aerobia de la FORSU proveniente de establecimientos de comida en Iztapalapa

Los resultados de producción de CO₂ y consumo de O₂ totales durante la degradación aerobia de la FORSU, a diferentes tasas de aireación, se presentan en la Figura 7.8. Los datos se ajustaron al modelo propuesto por Soto-Cruz *et al.* (2002), considerando al CO₂ como una estimación de la biomasa, mientras que el O₂ se tomó como el sustrato involucrado en el modelo descrito en la sección 2.1. La mayor concentración de CO₂ se presentó en las tasas de aireación 0.032, 0.064 y 0.120 vkgm, mientras que a 0.201 y 0.364 vkgm las concentraciones de ambos gases (CO₂ y O₂) fueron similares. El análisis estadístico mostró que no existió una diferencia significativa ($\alpha = 0.05$) en la producción total de CO₂, no obstante, sí se observó una diferencia significativa en el consumo de oxígeno, siendo menor a 0.032 vkgm. Lo anterior puede considerarse un indicativo de una limitación de oxígeno en el proceso, favoreciendo procesos fermentativos, así como una actividad biológica menor, como anteriormente se mencionó. Puyuelo *et al.* (2010) sugieren, como un intervalo óptimo, que los niveles de oxígeno deben ser entre 5 y 20 (% v/v) a la salida de los reactores. Por otro lado, Magalhaes *et al.* (1993) indican que un rango de 10 a 18 % optimiza la actividad biológica, favoreciendo una biodegradación más eficaz. El coeficiente respiratorio obtenido durante la degradación aerobia a las diferentes condiciones analizadas (Figura 7.8 F) aumentó al disminuir la tasa de aireación, obteniendo el mayor valor de rendimiento respiratorio a la menor tasa de aireación. Esto podría atribuirse a la formación de ácido málico, ácido láctico y alcoholes, debido a la baja concentración de oxígeno y la posterior oxidación de estos (Engelhardt, 1974). Algunos microorganismos pueden degradar sustratos por vía oxidativa o fermentativa dependiendo de las condiciones ambientales presentes (Criddle *et al.*, 1991). Por lo cual, en bajas tasas de aireación cuando los microorganismos se encontraron en condiciones de estrés debido a la acumulación de CO₂ o la escasez de O₂ presentes en el medio, se presentó la acumulación de manitol y glicerol (Anexo C). Una posible explicación de la generación del glicerol y el manitol es la eliminación del exceso de NADH y consiguiente formación de NAD. Shen *et al.* (1999) y Ansell *et al.* (1997) mencionan que el glicerol es generado como canal redox para el disminuir el exceso de NADH citosólico durante el metabolismo anaeróbico, de igual forma el NADH pudiera ser utilizado para la generación de manitol.

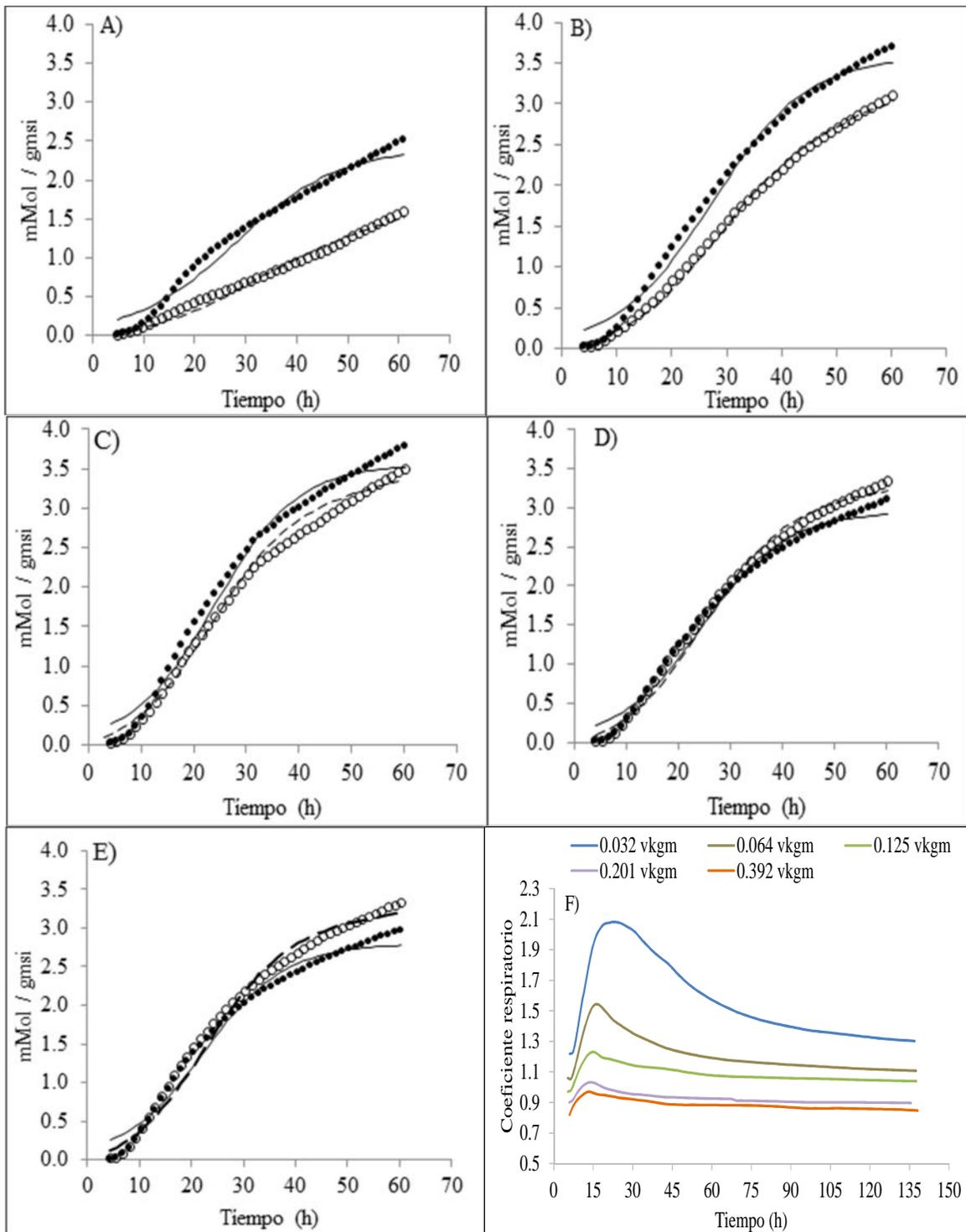


Figura 7.8 Producción total y consumo acumulado de CO₂ (●) y O₂ (○) a diferentes tasa de aireación A) 0.032, B) 0.064, C) 0.125, D) 0.201, E) 0.392 v_kgm y F) Coficiente respiratorio en las diferentes condiciones examinadas durante la degradación aerobia de la FORSU proveniente de establecimientos de comida en Iztapalapa, México.

Los parámetros estimados del modelo propuesto por Soto-Cruz *et al.* (2002), descrito en la sección 2.1, se presentan en la Tabla 7.3, mostrando una constante de mineralización k_{CO_2} (h^{-1}) similar en todas las condiciones. La producción de CO_2 fue similar en las diferentes tasas de aireación. El coeficiente de mantenimiento de oxígeno no asociado al crecimiento (m_{O_2}) y el rendimiento respiratorio (Y_{CO_2/O_2}) disminuyeron al aumentar la tasa de aireación. La energía consumida puede ser utilizada para funciones distintas de la producción de nuevo material celular, como son: los cambios en las vías metabólicas, reacciones de producción de energía (Van Bodegom, 2007). Por lo cual, la disminución de los coeficientes de consumo de oxígeno no asociado al crecimiento y rendimiento respiratorio, se pueden explicar por los cambios en las vías metabólicas, así como en las reacciones para producir energía cuando el O_2 se encuentra en forma limitada, además de las concentraciones de CO_2 pueden modificar el metabolismo de los microorganismos presentes. Pirt (1965) mostró que el coeficiente de mantenimiento de *A. cloacae* es 10 unidades mayor en condiciones anaerobias que aerobias, lo cual es de esperarse, debido a la reducción en el rendimiento de energía a partir del sustrato. En el Anexo b se muestran imágenes de la FORSU al final de la degradación aerobia a los diferentes ensayos, observado la aparición de plántulas debido a la germinación de semillas y en las condiciones de mayor aireación. La estabilidad se refiere a la actividad microbiana y se puede definir por el índice de la respiración o la conversión de diversas especies químicas en la materia orgánica de la compost, mientras que la madurez se refiere a la cantidad de degradación de sustancias orgánicas fitotóxicas y es generalmente medida por el índice de germinación o bioensayos de plantas. La aplicación del compost inestable e inmaduro, promovería la fijación de nitrógeno en el suelo y limitaría el crecimiento de las plantas al competir por el oxígeno y produciría sustancias tóxicas (Guo *et al.*, 2012; Wu *et al.*, 2000). En este sentido la nitrificación, que es la oxidación del amonio a nitrato por las bacterias *Nitrosomonas* y *Nitrobacter* pudo ser afectada en la tasa de aireación más baja vkgm 0.032, por lo cual, la concentración elevada de amonio generada, debido al consumo de compuestos orgánicos nitrogenados y llevada a cabo por heterótrofos compitió por el oxígeno disponible, no permitiendo el desarrollo de plántulas. Así mismo se observa en la Figura 7.10 la ausencia de bandas en el gel de electroforesis las cuales posiblemente pudieran ser estas bacterias. Adicionalmente a lo indicado por De Guardia *et al.* (2008a), mencionado en la sección 4.1,

Jakobsen (1994) indicó que la descomposición aeróbica con una adecuada aireación no sólo asegura el suministro de oxígeno, sino que también elimina el dióxido de carbono y amoníaco, así como un exceso de vapor de agua desarrollado durante la descomposición y más energía es producida. Si el dióxido de carbono se acumula, la actividad microbiana cesa y el ácido acético no se transforma. La producción de energía es entonces moderada y la formación de ácido acético o en el compost causa problemas para el crecimiento de las plantas, debido en última instancia por deficiencia de oxígeno y/o nitrógeno

Tabla 7.3 Parámetros obtenidos durante la degradación aerobia de la FORSU proveniente de establecimientos de comida en Iztapalapa, México.

vkgm	k_{CO_2} (h^{-1})	CO_2_{max} (mmol/gmsi)	m_{O_2} (mmol O_2 /mmol CO_2 *h)	Y_{CO_2/O_2}
0.032	0.12 ± 0.02^a	2.08 ± 0.30^a	0.0056 ± 0.0003^a	2.13 ± 0.20^a
0.064	0.12 ± 0.02^a	3.42 ± 0.40^b	0.0042 ± 0.00008^b	1.40 ± 0.01^{ab}
0.125	0.12 ± 0.01^a	3.54 ± 0.02^b	0.0032 ± 0.0001^c	1.15 ± 0.02^{ab}
0.201	0.12 ± 0.01^a	3.17 ± 0.31^{bc}	0.0019 ± 0.0002^d	0.92 ± 0.01^{ab}
0.392	0.11 ± 0.02^a	2.67 ± 0.17^{ac}	0.0014 ± 0.0005^d	0.88 ± 0.04^b

Se llevó a cabo un análisis ANOVA, Letras iguales significa que no hay diferencias estadísticamente significativas en el análisis de Tukey con $\alpha = 0.05$.

En la Tabla 7.4 se resumen algunos parámetros obtenidos durante la degradación aerobia de la FORSU proveniente de establecimientos de la Ciudad de México. La constante de reacción de consumo de oxígeno (k_{O_2}) fue significativamente mayor ($\alpha = 0.05$) en las tasas de aireación de 0.125, 0.201, 0.392, presentando la menor constante de consumo de oxígeno en la menor tasa de aireación 0.032 vkgm. La tasa máxima de consumo de oxígeno y el consumo total de oxígeno (O_2_{max}) presentaron su máximo valor en tasas de aireación de 0.064 a 0.392, en estas condiciones no se observaron diferencias estadísticamente significativas ($\alpha = 0.05$). Lo cual indica una limitación de oxígeno en la tasa de aireación menor, lo cual pudiera afectar a la comunidad microbiana presente. Por otra parte, la relación C/N no mostró diferencias significativas ($\alpha = 0.05$) en las diferentes tasas de aireación ensayadas. Cabe resaltar que no obstante la diversidad de residuos usados la relación C/N final es similar.

Tabla 7.4 Degradación de FORSU proveniente de establecimientos de comida en Iztapalapa, Ciudad de México, México a diferentes tasas de aireación (vkgm).

vkgm	k_{O_2} (h^{-1})	Tasa máxima de consumo de Oxígeno ($mmol/gmsi \cdot h$)	$O_{2 \max}$ ($mmol/gmsi$)	C/N
0.032	0.08 ± 0.007^a	0.039 ± 0.004^a	1.33 ± 0.25^a	12.32 ± 2.6^a
0.064	0.104 ± 0.002^b	0.079 ± 0.004^{ab}	2.77 ± 0.43^b	11.43 ± 0.37^a
0.125	0.116 ± 0.002^c	0.103 ± 0.01^b	3.29 ± 0.05^b	11.26 ± 0.20^a
0.201	0.116 ± 0.003^c	0.119 ± 0.13^b	3.43 ± 0.21^b	10.95 ± 0.62^a
0.392	0.119 ± 0.002^c	0.117 ± 0.05^b	2.99 ± 0.20^b	10.86 ± 0.60^a

Se llevó a cabo un análisis ANOVA y mismas letras en los exponentes indican que no hay diferencia estadísticamente significativa de acuerdo al análisis de Tukey con $\alpha = 0.05$

7.4.2.1. Cuantificación de pH, azúcares reductores, actividad xilanas, pectinas, celulasa y proteasa

La caracterización de la mezcla (Tabla 7.1) utilizada durante este ensayo mostró los siguientes resultados; pH de 7.02 ± 0.1 , humedad $69.03 \pm 1.65\%$, sólidos volátiles del $79.6 \pm 5.9\%$ y una relación C/N de 14.9. Así como una actividad proteolítica de 64.6 ± 1.8 U/gms. La alta actividad proteasa posiblemente se debe a la disponibilidad de nutrientes en el inóculo, debido a que es una composta madura. Johri *et al.* (1985) indican que a pesar de que existen claras diferencias entre los organismos, la síntesis de muchas proteasas se puede regir, al menos en parte, por la concentración de nutrientes disponibles. Por otra parte, Liu *et al.* (2011) señaló que la actividad de proteasa está estrechamente relacionada con el ciclo de nitrógeno y cataliza la hidrólisis de proteínas a amoníaco mientras que actúa sobre sustratos de polipéptidos de cadena corta. Por lo tanto, el pH de 7 así como la relación C/N puede sugerir una alta concentración de nitrógeno en el medio favoreciendo la actividad proteasa.

Se observó el progreso del pH durante la degradación aerobia de la FORSU (Figura 7.10 A) el cual inició en 7 y disminuyó en todas las condiciones hasta alcanzar el valor de 4.5. El pH se incrementó paulatinamente a un valor cercano a 8, para el caso de las tasas de aireación mayores. Para el caso de las dos condiciones mas bajas de aireación (0.032 y 0.064 vkgm) el pH se estabilizó alrededor de 7. Esto posiblemente debido al efecto que tiene la aireación en la metabolización del nitrógeno (Liang *et al.*, 2003). La concentración inicial de

azúcares reductores fue de 200 mg/gms (Figura 7.10 B) disminuyendo rápidamente en un día de proceso alrededor de 50 mg/gms en todas las condiciones, la concentración de azúcares se incrementó hacia el final del proceso. Diferentes enzimas hidrolíticas son liberadas por microorganismos, que están involucrados en la despolimerización de los diferentes constituyentes de los residuos orgánicos. Algunas Enzimas importantes que intervienen en el proceso de compostaje son celulasas, hemicelulasas, proteasas, lipasas, fosfatasas y arilsulfatasas. Los altos niveles de actividades proteasa, lipasa y celulasa se han detectado a lo largo de la fase activa de compostaje (Goyal *et al.*, 2005). El análisis de las actividades enzimáticas mostró que la actividad xilanasa (Figura 7.10 C) y pectinasa (Figura 7.10 D) presentaron una actividad inicial de 12 y 8 U/gms, respectivamente; posteriormente el perfil enzimático disminuyó apreciablemente hacia las 80 h y se observó una ligera recuperación hacia el final del proceso. La actividad celulasa (Figura. 7.10 E) mostró una baja actividad inicial alrededor de 1 U/gms, variando a lo largo del proceso en todas las condiciones evaluadas para finalizar con un ligero aumento alrededor 3 U/g ms en términos generales. Jurado *et al.* (2014) en una pila de compostaje de FORSU detectó una actividad aproximadamente de 4 U/gms en xilanasa y celulasa al inicio del proceso, alcanzando un máximo de actividad xilanasa de 9 U/gms disminuyendo en los días posteriores. He *et al.* (2013) determinó la actividad celulasa inicial de 0.5 U/gms con una máxima actividad de 1.4 U/gms. Huber *et al.* (2001) menciona que la despolimerización de la pectina durante la maduración del fruto se ha demostrado que se debe en gran medida a las enzimas pectinolíticas. La pectinas solubles en agua van desde 10 % en la pared celular de toronjas maduras, a 35 – 40 % en las cerezas y fresas maduras y tan alto como 85 % en aguacates maduros. Por otra parte, la actividad proteasa (Figura 7.11) presentó una actividad inicial alrededor de 64.6 ± 1.8 U /gms al inicio del proceso de degradación, aumentando a 82 U/gms aproximadamente en todas las condiciones a las 19 h (donde se presentó la mayor tasa respiratoria) y a 40 h aumentó ligeramente a 85 U/gms. Kayıkçio lu and Okur (2011) detectó una actividad proteasa de 8.3 U/gms al inicio del proceso y una máxima de 54 U/gms. La mayor actividad enzimática inicial posiblemente se debió a la concentración de sustratos disponibles a degradar, sin embargo, la alta actividad de proteasas provocó la rápida disminución de la actividad en los días posteriores.

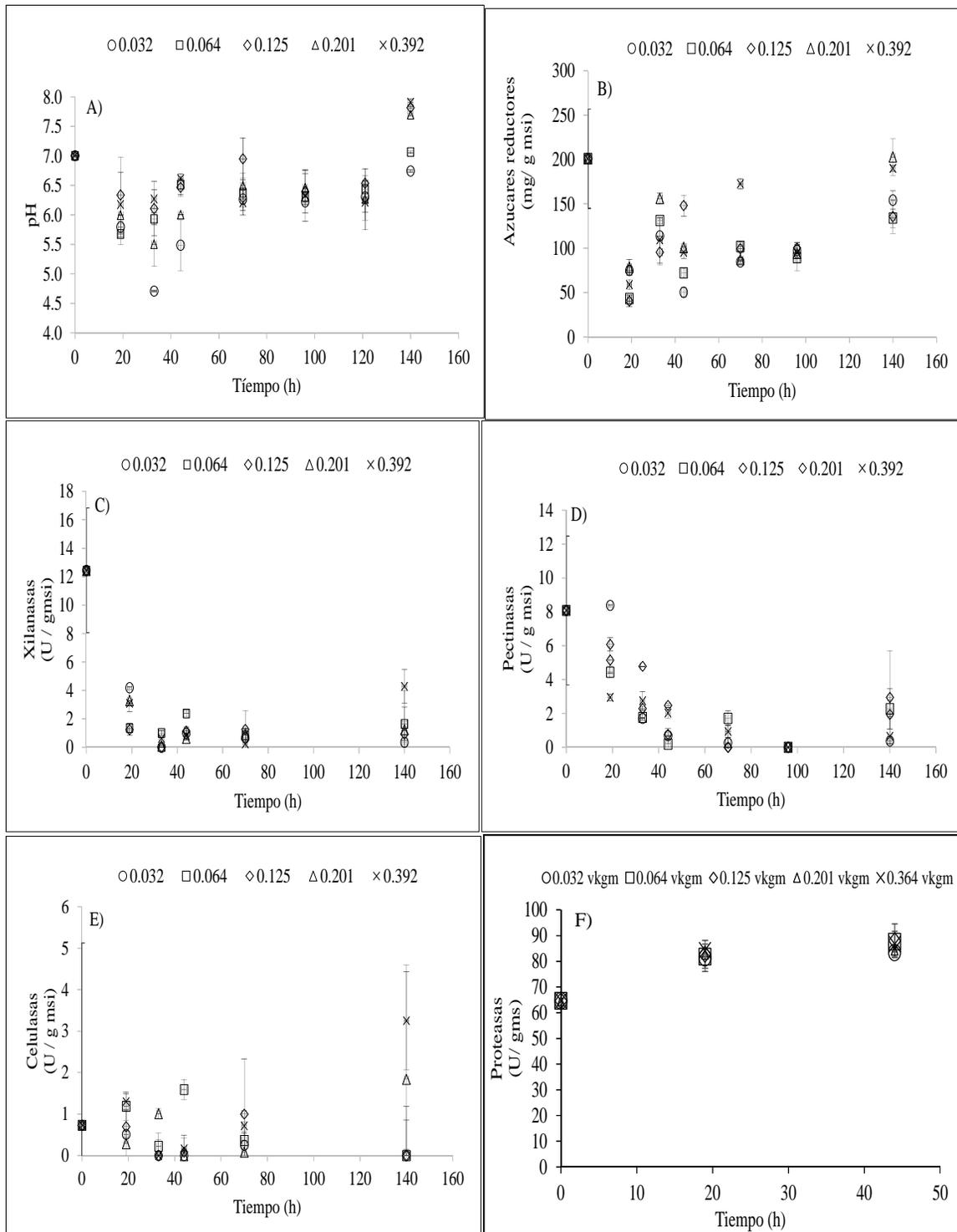


Figura 7.9 Evolución del pH (A); azúcares reductores (B); actividad enzimática celulasa (B); xilanasas (C); pectinasa (D) y celulasa (E). Durante la degradación aerobia de la FORSU proveniente de establecimientos de comida en Iztapalapa, México.

7.4.3. Perfiles de electroforesis en un gel de gradiente desnaturizante en la degradación aerobia de FORSU proveniente de establecimientos de comida en Iztapalapa, Cd. de México, la cual se analizó a diferentes tasas de aireación (0.032, 0.064, 0.125, 0.201 y 0.392 vkgm)

La DGGE (del inglés: “Denaturing Gradient Gel Electrophoresis”) es un tipo de electroforesis que permite la separación de fragmentos de ADN del mismo tamaño pero con diferente secuencia de nucleótidos. Para ello, un gradiente lineal creciente de agentes químicos desnaturizantes del ADN (una mezcla de urea y formamida) se incorpora a lo largo de un gel de poliacrilamida, la técnica según la técnica descrita en la sección de Materiales y metodos. La concentración desnaturizante a la cual las cadenas se separan depende de la secuencia de nucleótidos, es decir, del contenido de dobles o triples puentes de hidrógeno dependiendo de si son pares de bases adenina-timina o citosina-guanina, empleada para identificar la presencia o la sucesión de microorganismos durante el compostaje (He *et al.*, 2013). La variación en los perfiles de DGGE mostró que la composición de la comunidad microbiana no cambió de manera importante durante el proceso de compostaje hasta las 19 h donde se presentó la máxima tasa respiratoria. Esta situación se observó en las diferentes tasas de aireación analizadas excepto en la condición con la menor tasa de aireación 0.032 vkgm (Figura 7.11). En el gel se observan tres bandas identificadas con el número 1, 2 y 3 en las diferentes condiciones. Sin embargo, en la menor tasa de aireación (0.032 vkgm) la banda 1 fue muy difícil de apreciar, pudiendo indicar, que los microorganismos correspondientes a esta banda pudieran haber sido afectados por la baja concentración de oxígeno presente en el medio. En la actualidad se cuenta con los geles que contienen las bandas, las cuales se van a amplificar y posteriormente enviar a secuenciar. Esto daría mayor información sobre las comunidades microbianas presentes. Como se indicó previamente estas bandas posiblemente podrían pertenecer a los generos de *Nitrosomonas* y *Nitrobacter* Laanbroek *et al.* (1994) señaló que la oxidación del amonio a nitrato por bacterias nitrificantes sólo ocurrirá en presencia de oxígeno. En condiciones limitantes de oxígeno, las bacterias amonio y nitrito-oxidantes tienen que competir entre sí, así como con otras bacterias aeróbicas por el oxígeno del medio. El resultado de esta competencia por el oxígeno se determina por la afinidad específica de cada microorganismo por esta molécula.

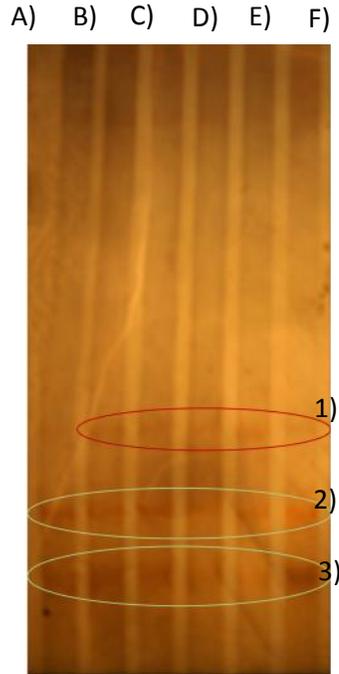


Figura 7.10 Gel obtenido de la técnica de DGGE a la máxima tasa respiratoria durante la degradación aerobia de la FORSU proveniente de establecimientos de comida en Iztapalapa, México. a diferentes vkgm A) 0.032, B) 0.064, C) 0,125, D) 0,201, E) 0.392 y F) al inicio del proceso

7.4.4. Degradación aerobia de la FORSU proveniente de establecimientos de comida en Iztapalapa, Cd. de México, utilizando un reactor de 83.4 L de capacidad nominal agitado por listones helicoidales

La mezcla de residuos indicada en la Tabla 7.1 se sometió al proceso de degradación aerobia en bioreactores tubulares a nivel laboratorio de un volumen de 290 mL empacados con 100 g de materia húmeda con una aireación 40 mL/min (0.4 vkgm), estos ensayos se hicieron por triplicado. Se aplicó el mismo procedimiento en un biorreactor piloto de 83.4 L empacado a 15.81 kg con una aireación de 5 L/min (0.31 vkgm). Los bioreactores se incubaron a 35 °C. En la Figura 7.11 A) se puede observar las tasas de producción de CO₂ y la tasa de consumo de O₂, para los reactores que presentaron una actividad respiratoria similar al inicio del proceso (0 -10 h) con una respiración mayor en los reactores de laboratorio, lo cual se puede deber a las diferencias de tasas de aireación aplicadas. En la Figura 7.11 por otra parte, se observó una producción ligeramente mayor de CO₂ de (1 mmol/gmsi) en comparación con el

consumo de O_2 (1.5 mmol/gmsi) en los reactores de laboratorio. No obstante, el proceso en ambas escalas fue similar, con un tiempo de estabilización de 70 h. El proceso de degradación aerobia se escaló de forma exitosa de la FORSU de reactores de laboratorio (100g) a un reactor piloto de 15.81 kg, esto representa un cambio de escala de un factor de 158.

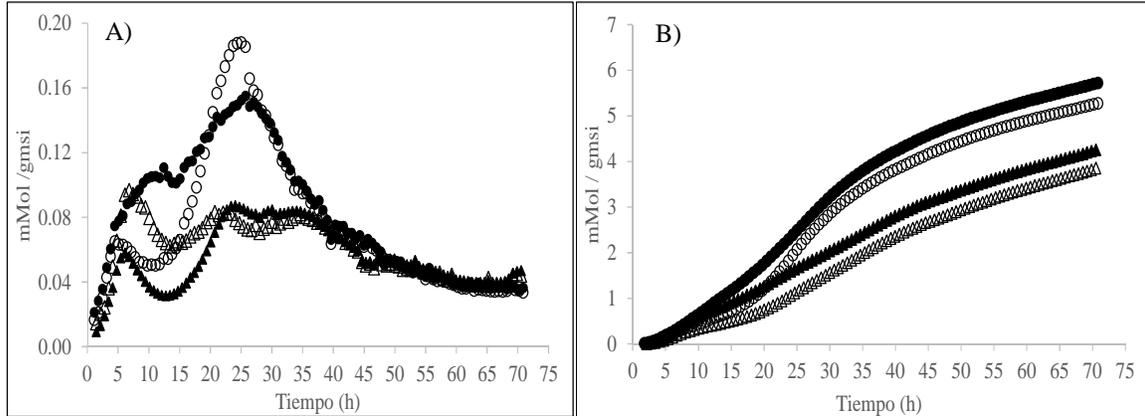


Figura 7.11 Degradación aerobia de la FORSU proveniente de establecimientos de comida en Iztapalapa, México, en biorreactores tubulares a nivel laboratorio (comportamiento típico) (CO_2 , O_2) y en biorreactor piloto (CO_2 , O_2)

En la Tabla 7.5 se muestran que los parámetros obtenidos del modelo de Gompertz y Logístico fueron similares, este comportamiento pudiera ser explicado por las tasas de aireación de 0.3 y 0.4 vkgm ensayadas, por lo cual, la utilización de este parámetro (vkgm) permitió escalar el proceso de manera exitosa.

Tabla 7.5 Parámetros obtenidos durante la degradación aerobia de la FORSU proveniente de establecimientos de comida en Iztapalapa, México, en reactores de laboratorio y en un reactor 83.4 L

Sistema	Modelo Gompertz			Modelo Logístico		
	Parámetros	Valor	R ²	Parámetros	Valor	R ²
Reactor laboratorio 1	CO _{2max}	8.72	0.99	CO _{2max}	7.84	0.99
	CO ₂₍₀₎	0.15		CO ₂₍₀₎	0.16	
	k _{co2}	0.09		k _{co2}	0.16	
Reactor laboratorio 2	CO _{2max}	7.66	0.99	CO _{2max}	6.88	0.99
	CO ₂₍₀₎	0.13		CO ₂₍₀₎	0.18	
	k _{co2}	0.08		k _{co2}	0.15	
Reactor laboratorio 3	CO _{2max}	8.08	0.99	CO _{2max}	7.25	0.99
	CO ₂₍₀₎	0.13		CO ₂₍₀₎	0.18	
	k _{co2}	0.08		k _{co2}	0.15	
Biorreactor	CO _{2max}	9.74	0.99	CO _{2max}	7.80	0.99
	CO ₂₍₀₎	0.11		CO ₂₍₀₎	0.27	
	k _{co2}	0.06		k _{co2}	0.12	

Donde CO_{2max}: mmol/gmsi, CO₂₍₀₎: mmol/gmsi y k_{co2}: h⁻¹

Para que el avance en la investigación de biorremediación sea útil el proceso se debe escalar de nivel laboratorio a una escala mayor. En este sentido considerando como variable principal la tasa de aireación (vkgm) se logró obtener resultados similares a los de nivel laboratorio aplicando un factor de escala de 158.1. Komilis and Ham (2006) realizaron la degradación aerobia de residuos de alimentos en condiciones termófilas a escala laboratorio (260 g), en donde obtuvieron una producción máxima de CO₂ de 8.8 mmol/gmsi de CO₂ la cual fue similar a la producción obtenida en este trabajo, sin embargo, esta producción se obtuvo después de 70 horas de proceso, mientras que en nuestro proceso fue aproximadamente a las 25 horas. Los fenómenos que controlan la velocidad a la que el proceso de biodegradación se lleva a cabo son dependientes de la escala.(Sturman *et al.*, 1995). No obstante teniendo este importante éxito en el escalamiento de este proceso se tendrá que seguir analizando e investigando más detenidamente en este nivel los posibles factores a tomar en cuenta para aplicar este proceso a nivel industrial. Por otra parte, en la Tabla 7.6 se muestran los parámetros obtenidos por el modelo propuesto por Soto-Cruz *et al.* (2002).

Tabla 7.6 Parámetros obtenidos del modelo reportado por(Soto-Cruz *et al.*, 2002)

Reactor	Y_{CO_2/O_2}	$m \cdot c^1$ (mmol O ₂ /mmol CO ₂ *h)	R ²
1	1.30	0.00629249	0.99
2	1.48	0.00544481	0.99
3	1.19	0.00270772	0.99
Biorreactor	1.70	0.01076853	0.99

Se observó de igual forma que a mayores tasas de aireación (vkgm) el coeficiente de mantenimiento de oxígeno no asociado al crecimiento y el rendimiento respiratorio fueron más bajos, esto posiblemente a que a menores tasas de aireación (vkgm) se presentan menores concentraciones de oxígeno. Se sabe que el oxígeno es un sustrato clave en los procesos aerobios empleados para el crecimiento, mantenimiento y otras rutas metabólicas incluso la síntesis de productos (García-Ochoa *et al.*, 2010). Por lo cual, al encontrarse menos disponible, el oxígeno es probable que una mayor parte de este nutriente se utilice en tareas no asociadas al crecimiento, debido a la acumulación elevada de CO₂ en el medio causando condiciones desfavorables para los microorganismos aerobios.

7.5. Conclusión de la sección:

- La tasa de aireación fue determinante para orientar el metabolismo microbiano hacia una vía oxidativa o fermentativa, de acuerdo al oxígeno presente.
- No se observaron diferencias significativas en las actividades enzimáticas medidas en las diferentes tasas de aireación ensayadas y en los diferentes residuos analizados.
- La degradación aerobia de la FORSU se favoreció al incrementar la aireación (vkgm).
- El coeficiente respiratorio y el coeficiente de mantenimiento de consumo de oxígeno no asociado al crecimiento se incrementaron conforme la tasa de aireación disminuyó.
- La relación C/N al final del proceso disminuyó al incrementarse la tasa de aireación
- Se encontró evidencia experimental indicando que la comunidad microbiana se diferenció especialmente a la tasa de aireación menor.
- El proceso de degradación aerobia de la FORSU se escaló en forma exitosa de reactores de laboratorio (100g) a un reactor piloto de 15.81 kg, esto representa un cambio de escala de un factor de escala de 158.

8. Efecto de diferentes factores sobre la degradación aerobia de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos proveniente de establecimientos de comida en Iztapalapa, Cd de México; en reactores tubulares (RT) a escala laboratorio

8.1. Introducción

El pH ácido, característico en la FORSU puede inhibir la actividad microbiana y disminuir el avance de las reacciones de compostaje haciendo el proceso más lento (Beck-Friis *et al.*, 2001), incrementando el tiempo requerido para el compostaje. La adición de microorganismos capaces de tolerar y/o descomponer compuestos inhibidores, así como el ajuste de pH, también puede ofrecer una posibilidad para aumentar la velocidad de descomposición de estos materiales (Lei & VanderGheynst, 2000). Variables como el pH, humedad, relación C/N, temperatura y aireación son importantes durante el proceso de degradación aerobia. En este tipo de procesos se observan gradientes de calor y masa, debido a la heterogeneidad del sustrato sólido. En particular, los gradientes de temperatura y humedad en la masa sólida deben controlarse para lograr un proceso satisfactorio (Martins *et al.*, 2011). Una actividad microbiana apropiada en la degradación aerobia está relacionada, a las condiciones de pH, relación C/N y temperatura (Barrena *et al.*, 2011b).

8.2. Objetivos de la sección:

- Analizar el efecto del pH inicial, la relación C/N, adición de un consorcio microbiano (CM) y la temperatura de incubación sobre la mineralización de los residuos sólidos urbanos.
- Caracterizar el efecto de las variables mencionadas sobre la tasa de formación y formación total de CO₂, a través de modelos matemáticos (Logístico, Gompertz y Exponencial).
- Determinar el efecto de las variables mencionadas sobre los azúcares reductores y las actividades enzimáticas xilanasas y pectinasas.
- Determinar el efecto de la temperatura en la degradación aerobia de la FORSU.

8.3. Metodología

Los residuos sólidos orgánicos utilizados durante este capítulo se obtuvieron de establecimientos de venta de alimentos en la delegación Iztapalapa de la Cd. De México. Como fuente de un consorcio microbiano (CM) se utilizó composta proveniente de la planta de compostaje de Bordo Poniente (PCBP) de la Cd. de México. Se estudió el efecto de las siguientes variables, pH inicial, relación C/N, adición de consorcio microbiano, temperatura, la liberación de azúcares reductores y la producción de enzimas hidrolíticas.

La mineralización de la (FORSU) fue realizada en biorreactores tubulares (BRT) de 5 cm de diámetro y 15 cm de largo. Los BRT fueron empacados con la Mezcla 1 o 2 como se indica en la Tabla 8.1. Una vez empacados, los BRT se incubaron a temperatura constante durante aproximadamente 50 horas con una tasa de aireación de 0.5 vkgm y una humedad inicial de 70 % (Liang *et al.*, 2003). En la Figura 8.1 se presenta un diagrama esquemático del sistema de respirometría utilizado (Saucedo-Castañeda G., 2013.). La calibración del equipo de respirometría para la medición de gases se realizó usando mezclas de CO₂ y O₂ de concentración conocida.

Tabla 8.1 Mezclas de residuos degradados vía aerobia

Componente	Porcentaje (p/p)	
	Mezcla 1	Mezcla 2
Poda	2	8
FORSU	83	84
Papel	3	3
Aserrín	4	-
Consortio microbiano	8	5
Relación C/N	30	22

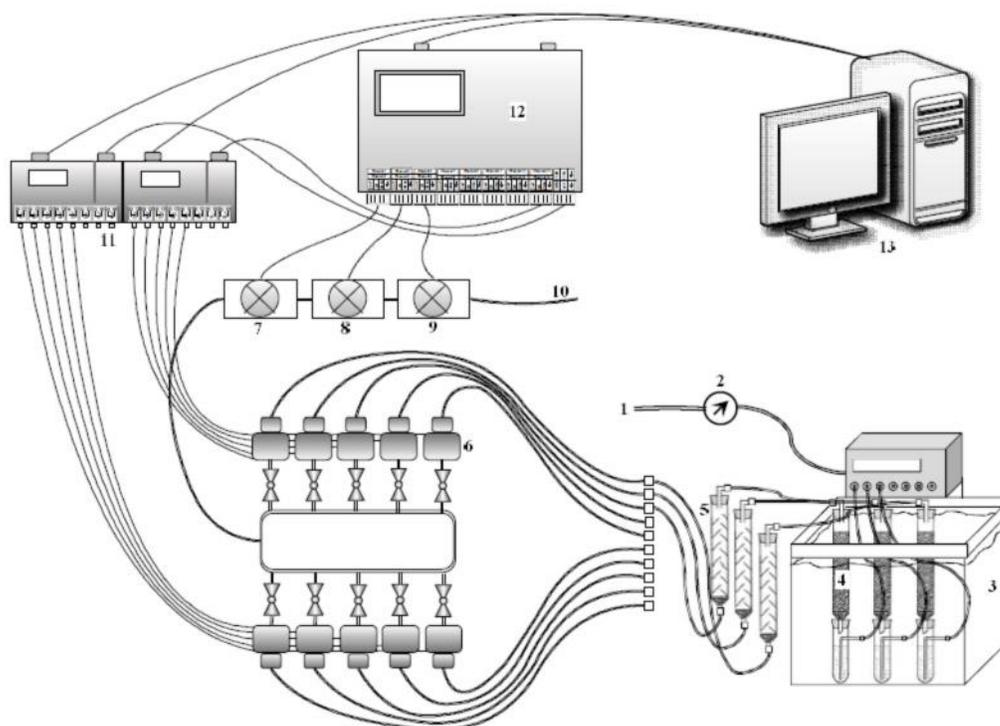


Figura 8.1 Diagrama del respirómetro utilizado durante este trabajo: 1: Compresor de aire, 2: Regulador de presión, 3: Baño de agua a temperatura controlada, 4: Columnas de fermentación, 5: Columnas con sílica, 6: Válvulas solenoide, 7: Medidor de flujo, 8: Detector de CO₂ infrarrojo, 9: Detector de O₂, 10: Venteo, 11: Controlador lógico programable (PLC), 12: Datalogger M6+, 13: Computadora.

El pH inicial se ajustó a 5, 6, 7 y 8, agregando ácido cítrico o citrato de sodio directamente a los residuos, hasta alcanzar el pH deseado. La relación C/N de la materia sólida inicial se modificó cambiando la proporción de componentes que constituyen el material a tratar. Para estudiar el efecto de la relación C/N y de la adición (5 y 8 % p/p, base húmeda) del consorcio microbiano (CM) los BTR fueron empacados con los 2 tipos de mezclas (1 y 2) y estas se incubaron en las condiciones previamente descritas. Por otra parte, se determinó el efecto de la temperatura de incubación (27, 31, 35, 42 y 47 °C) sobre la mineralización de la FORSU.

Terminado el análisis de respirometría (50 h) el contenido de cada BRT se desempacó, se pesó en una balanza analítica (Ohaus Galaxy* 200), se determinó la humedad y el pH. La actividad enzimática xilanasa y pectinasa y los azúcares reductores se midieron al inicio y al término de los ensayos de acuerdo con la metodología descrita previamente en la sección de técnicas analíticas (2.1) en Materiales y Métodos.

8.4. Resultados y Discusión

8.4.1. Efecto de la activación del consorcio microbiano en la degradación aerobia de los residuos sólidos orgánicos proveniente de establecimientos de comida en Iztapalapa, Cd de México

La utilización de un consorcio microbiano adecuado, proveniente de compostajes anteriores o adicionando microorganismos nuevos al proceso, pueden favorecer la actividad microbiana y acelerar el proceso de compostaje (Cariello *et al.*, 2007; Golueke *et al.*, 1954; Liu *et al.*, 2011). Es por ello por lo que en una primera etapa, en este trabajo se decidió utilizar inicialmente como consorcio microbiano composta de la planta piloto 4 con una edad de 180 días y estiércol bovino. Las tasas de producción de CO₂ y producción acumulada de CO₂ se presentan en la Figura. 8.2 A y B, utilizando los consorcios microbianos ya mencionados (composta de la planta piloto 4 de 180 días y estiércol bovino). La máxima tasa de producción fue de 6 (mg CO₂/gmsi*h) en 20.5 horas alcanzando una producción total de CO₂ de 161.6 (mg CO₂/gmsi) con una etapa de adaptación inicial aproximada de 14 horas. Ming *et al.* (2008) realizaron un tratamiento al consorcio microbiano antes de inocular los residuos, de esta forma lograron mejorar el proceso, por lo cual, se realizó un acondicionamiento previo al consorcio microbiano para reducir la etapa de adaptación en la degradación de los residuos y con ello mejorar el proceso de degradación aerobia, aumentando la actividad microbiana inicial.

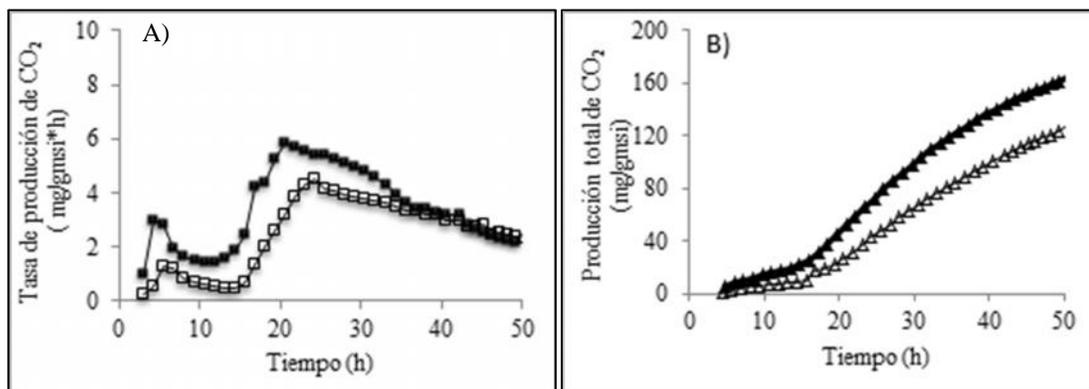


Figura 8.2 A) Tasa de producción de CO₂ y B) Producción acumulada de CO₂ durante la degradación aerobia de FORSU, sin acondicionamiento.

8.4.2. Acondicionamiento del consorcio microbiano

El acondicionamiento del consorcio microbiano utilizando glucosa como fuente de carbono y sulfato de amonio como fuente de nitrógeno, puede incrementar la actividad microbiana debido a que se aportan nutrientes de fácil asimilación para activación de los microorganismos (Saucedo-Castañeda & Gómez, 1989). La tasa de producción de CO_2 durante el acondicionamiento (Figura. 8.3) presentó su valor máximo a las 10 horas de incubación alcanzando un valor de 3.5 ($\text{mg CO}_2/\text{gmsi}\cdot\text{h}$). Posteriormente la tasa de producción de CO_2 disminuyó hasta un valor cercano a cero a partir de las 25 horas. El consorcio incrementó su actividad microbiana en las primeras 10 h. Esto sugiere que éste podría ser el momento adecuado (10 h) para inocular las columnas donde se llevaría a cabo la degradación aerobia y reducir en la etapa de adaptación. El valor de pH prácticamente se mantuvo constante en un intervalo entre 8 y 8.5.

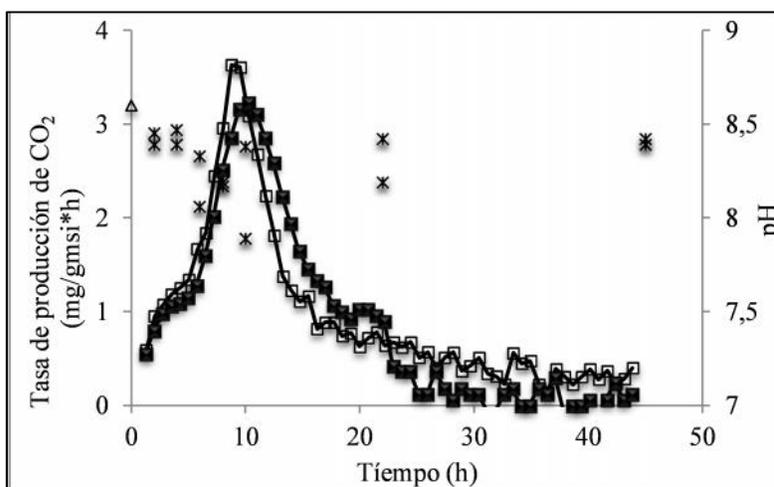


Figura 8.3 Tasa de producción de CO_2 cuadros llenos y vacíos son repeticiones, los asteriscos corresponden a los valores de pH durante el proceso de acondicionamiento del consorcio microbiano.

8.4.3. Efecto del uso del consorcio microbiano acondicionado en la degradación aerobia de los FORSU proveniente de establecimientos de comida en Iztapalapa, Cd de México

El efecto que tuvo el acondicionamiento sobre la degradación aerobia de FORSU, se observa en la tasa de producción de CO_2 y producción acumulada de CO_2 se presenta en las Figuras. 8.4 A y B. Con el inóculo previamente acondicionado, no se observó una fase de adaptación, incrementando gradualmente la producción de CO_2 hasta alcanzar una producción total de 200 mg CO_2/gmsi a las 45 horas, teniendo una tasa máxima de producción de CO_2 de 8.15 mg $\text{CO}_2/\text{gmsi}\cdot\text{h}$ a las 25 horas y disminuyendo paulatinamente hasta llegar a 4 mg $\text{CO}_2/\text{gmsi}\cdot\text{h}$ a las 37 horas. Además, en la tasa de producción de CO_2 se observó un comportamiento diaúxico el cual se puede explicar por la asimilación inicial de compuestos solubles o de fácil degradación y posteriormente el consumo de compuestos de difícil degradación (Ponsa *et al.*, 2010). Al comparar las Figuras 8.2 B y 8.4 B se puede observar que el acondicionamiento sí favoreció a la mineralización de la materia orgánica. Obteniéndose un incremento de 70 mg de CO_2/gmsi cuando se acondiciona el consorcio microbiano en comparación con el consorcio no acondicionado (Figura. 8.2)

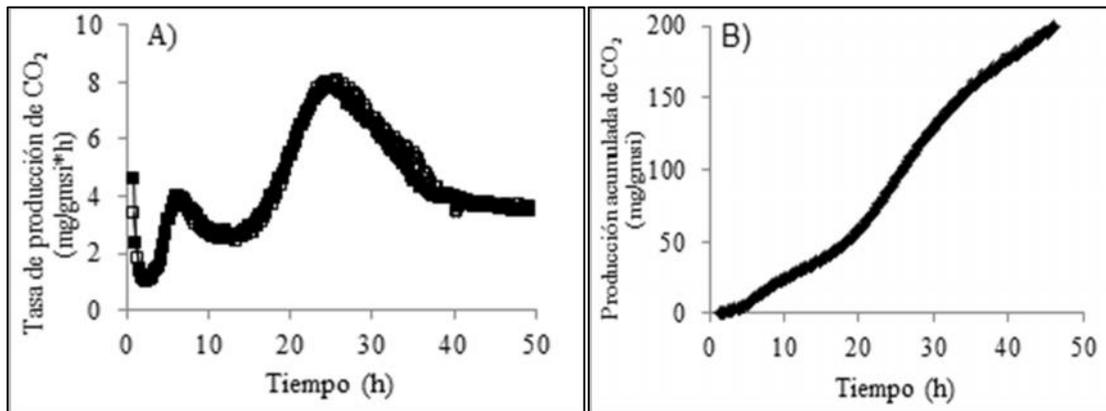


Figura 8.4 A) Tasa de producción de CO_2 durante y B) Producción acumulada CO_2 durante la degradación aerobia de FORSU después de acondicionamiento.

Durante este proceso de degradación aerobia se midió el pH (Figura 8.5 A) a lo largo de todo el proceso. Durante las primeras 10 horas (donde aparece el primer incremento de la producción de CO_2) el pH disminuyó gradualmente alcanzando valores cercanos a 5.5 manteniéndose en este valor durante las 10 horas posteriores. A partir de las 21 horas (donde

coincide con el inicio del segundo incremento de la producción de CO_2) el pH se incrementó alcanzando valores de 8, a las 40 horas. El pH en los residuos orgánicos habitualmente es ácido (4 – 6), lo que se puede deber a la presencia de ácidos orgánicos de cadena corta que se encuentran en la FORSU y también a su generación durante el inicio de compostaje (Beck-Friis *et al.*, 2003; Nakasaki *et al.*, 1993). Durante el proceso de degradación aerobia se determinó la temperatura y la humedad al interior del reactor, colocando los respectivos sensores en el centro de los reactores tubulares, (Figura 8.5 B y C). La temperatura se mantuvo aproximadamente a 35 °C durante todo el proceso, mientras que la humedad relativa fue disminuyendo paulatinamente empezando en un valor cercano a 75 % finalizando en 65 % después de 25 horas.

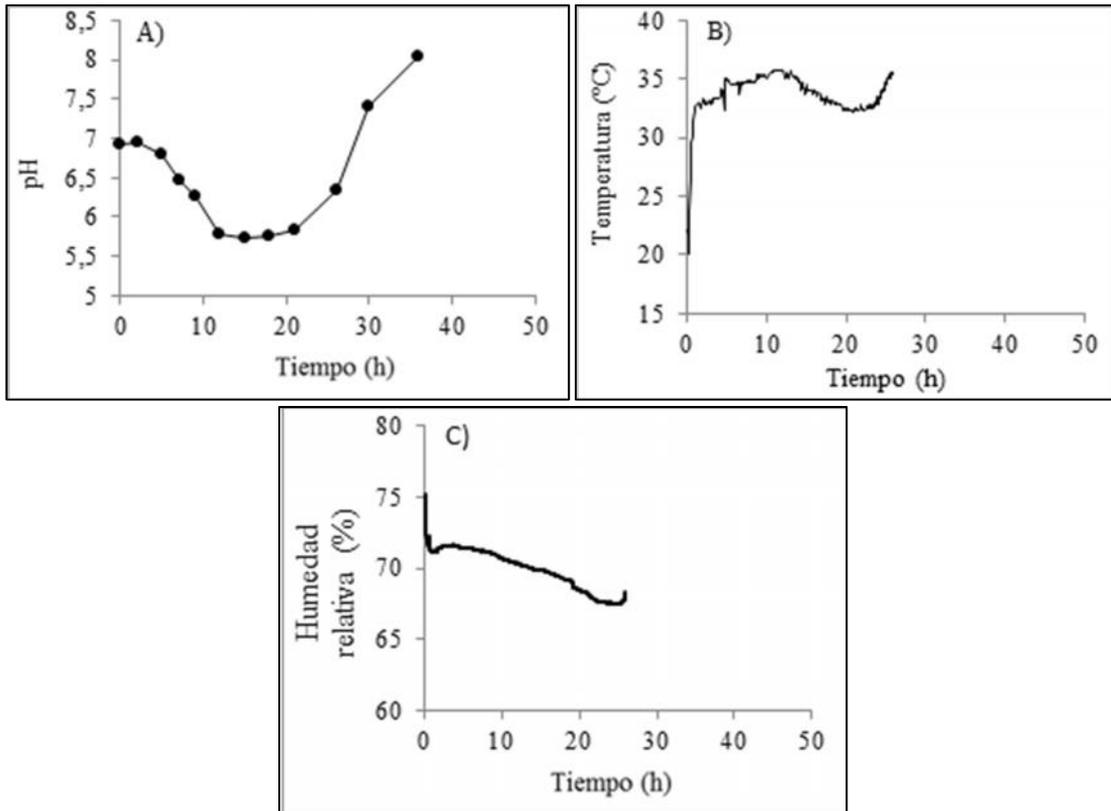


Figura 8.5 Determinación de A) pH, B) Temperatura y C) Humedad relativa durante la degradación de la FORSU con consorcio microbiano activado (descrito en Materiales y Métodos, sección 2.1).

La humedad (Figura. 8.6 B) presentó ligeras variaciones manteniéndose en un intervalo de 70 a 80 %, considerando valores iniciales de humedad de 65 a 75 % como adecuados para el proceso de degradación de FORSU (Guo *et al.*, 2012; Miller, 1989). Por otra parte, se determinó la actividad de agua (Figura. 8.6 A) la cual presentó variaciones alrededor de uno a cero punto noventa y ocho obteniendo los menores valores hacia el final del proceso.

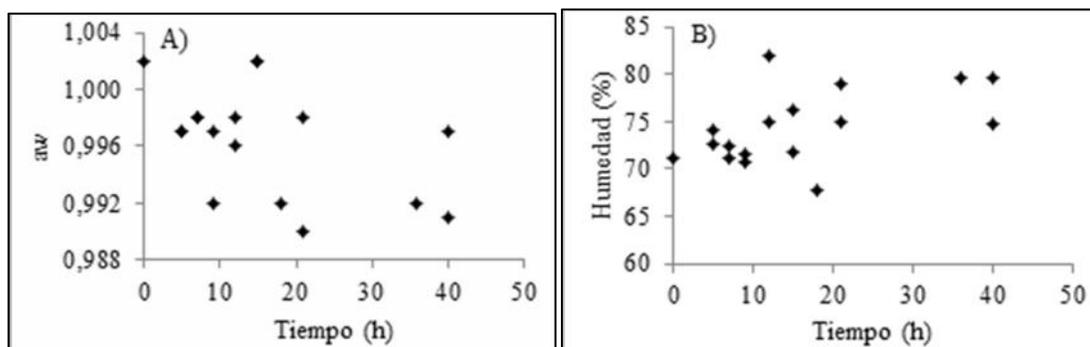


Figura 8.6 A) Actividad de agua, B) Humedad durante la degradación aerobia de la FORSU.

La materia orgánica en los residuos sólidos urbanos comprende cerca o más del 50 % de los residuos sólidos urbanos (Lu *et al.*, 2009; Zmora-Nahum *et al.*, 2007), siendo principalmente polímeros de carbohidratos, aminoácidos y ácidos grasos, los cuales son degradados a oligómeros o monómeros (Mondini *et al.*, 2004). Por lo cual se decidió evaluar la solubilidad de la materia orgánica a través de la liberación de azúcares reductores y totales al medio (Figura. 8.7 A y B). Ambos tipos de azúcares tuvieron un comportamiento similar, es decir, se mantuvieron constantes prácticamente durante las primeras 7 horas, posteriormente fueron descendiendo hasta alcanzar valores cercanos a cero a las 24 horas; justamente donde se alcanzó la máxima tasa de producción de CO₂. La determinación de actividad enzimática (Figura. 8.7 C) presentó un comportamiento similar a los azúcares reductores y totales, iniciando con una mayor actividad enzimática hasta alcanzar un valor cercano a cero a las 21 horas. Esto indica que la velocidad de oxidación de los azúcares es mayor que la velocidad de hidrólisis, lo que coincide con lo indicado por Hamelers (2001) y Adani *et al.* (2006).

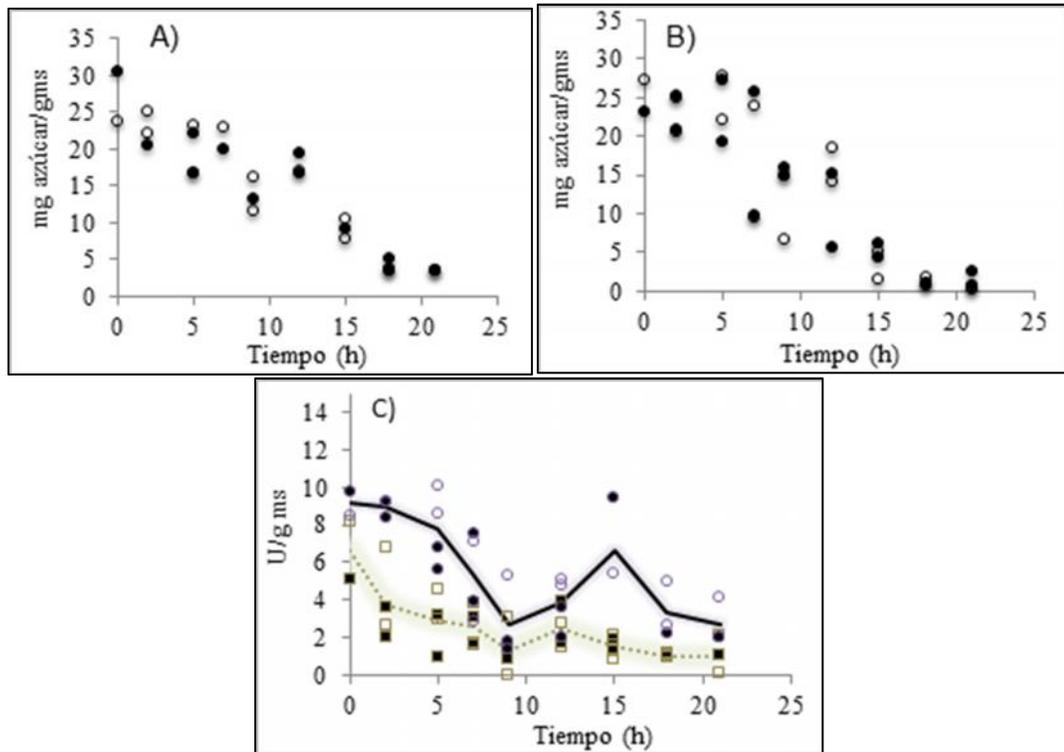


Figura 8.7 A) Evaluación de azúcares totales, B) Evaluación de azúcares reductores durante la degradación aerobia de FORSU, C) Determinación de actividad enzimática celulasa en gris y xilanasa en negro durante la degradación de la FORSU.

8.4.4. Degradación aerobia de la FORSU proveniente de establecimientos de comida en Iztapalapa, Cd de México; en condiciones isotérmicas (35 y 50 °C) y no isotérmica (35 – 50 °C) con consorcio microbiano

La temperatura es un factor importante en la degradación aerobia de la FORSU (Liwarska-Bizukoje *et al.*, 2001a), por lo que se decidió analizar el proceso a dos temperaturas. Una temperatura de 35 °C, debido a que se ha reportado como una temperatura que podría beneficiar la actividad microbiana (Tremier *et al.*, 2005), y 50 °C debido a que es una temperatura en la cual la actividad enzimática pudiera ser favorecida, ya que se ha reportado que la mayor actividad de enzimas hidrolíticas se presenta a esta temperatura. Por lo cual, se planteó realizar un ensayo incubando a las 2 temperaturas, primero a 35 °C y posteriormente a 50 °C, realizando el cambio de temperatura en el momento de la máxima tasa de producción de CO₂. La tasa de producción de CO₂ y la producción acumulada durante la degradación de la FORSU a 35, 35 – 50 y 50 °C se muestran en la Figura. 8.8

respectivamente. La mayor tasa de mineralización de la FORSU se obtuvo a 35 °C alcanzando (17 mg CO₂/ h g msi), la mayor producción acumulada de CO₂ (500 mg/gmsi) y la menor tasa mineralización. La menor formación de CO₂ se observó a 50 °C. En el ensayo con ambas temperaturas (35 – 50 °C) se observó un comportamiento similar a 35 °C obteniendo el máximo (30 mg/gmsi) a las 20 h aproximadamente. Fue en este momento donde se dio el choque térmico (50 °C) y se observó (Fig. 8.8 C y D) una disminución puntual en la tasa y en la producción total de CO₂ como consecuencia del cambio de temperatura.

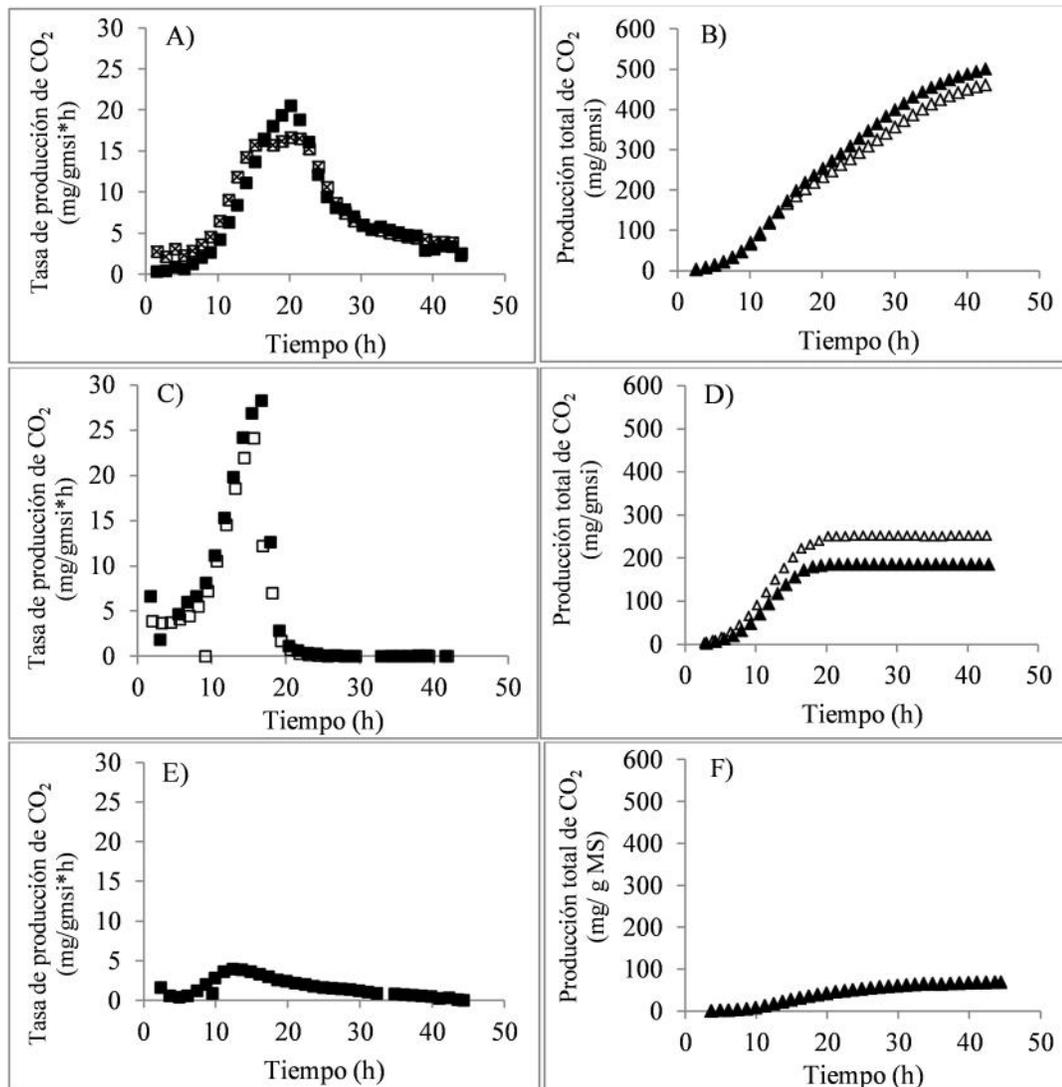


Figura 8.8 Tasa de producción de CO₂ A) 35 °C, C) 35 – 50 °C y E) 50 °C y producción acumulada de CO₂ B) 35 °C. D) 35 – 50 y F) 50 °C en la degradación aerobia de FORSU.

8.4.5. Degradación aerobia de FORSU proveniente de establecimientos de comida en Iztapalapa, Cd de México en condiciones isotérmicas (35 y 50 °C) y no isotérmicas (35 – 50 °C) SIN consorcio microbiano.

Se llevaron a cabo ensayos como controles (Figura. 8.9) solo con FORSU sin agregar ningún consorcio microbiano, es decir, solo se registró la respiración vegetal y la posible actividad microbiana endógena presente en la FORSU. En todos los casos y variables medidas (tasa y producción total de CO₂) se observaron mejores resultados al adicionar un consorcio microbiano en todas las condiciones analizadas.

La degradación de la FORSU sin la adición de consorcio microbiano a 35, 35 – 50 y 50 °C, en terminos de la tasa de producción de CO₂ y la producción acumulada de CO₂ durante el proceso se muestra en la Figura 8.9 La realización de este ensayo demostró que la utilización de un inóculo sí incrementa la mineralización de la FORSU en las diferentes temperaturas ensayadas. A 35 °C se obtuvo una tasa de producción de CO₂ de 13 mg CO₂/gmsi*h y la producción acumulada de CO₂ fue 250 mg/gmsi. La temperatura donde se presentó la mayor mineralización de la FORSU fue 35 °C, el cambio de temperatura de 35 a 50 °C presentó el mismo efecto que la degradación aerobia llevada a cabo con consorcio microbiano, presentando inicialmente un máximo en la tasa de producción de dióxido de carbono, cercano a 12 mg/gmsi similar que a 35 °C, seguida de una caída repentina provocada por el cambio de temperatura a 50 °C. La producción total de dióxido de carbono permaneció contante a 100 mg/gmsi a partir del cambio de temperatura. En la temperatura de 50 °C de igual forma se presentó la menor tasa y producción de dióxido de carbono.

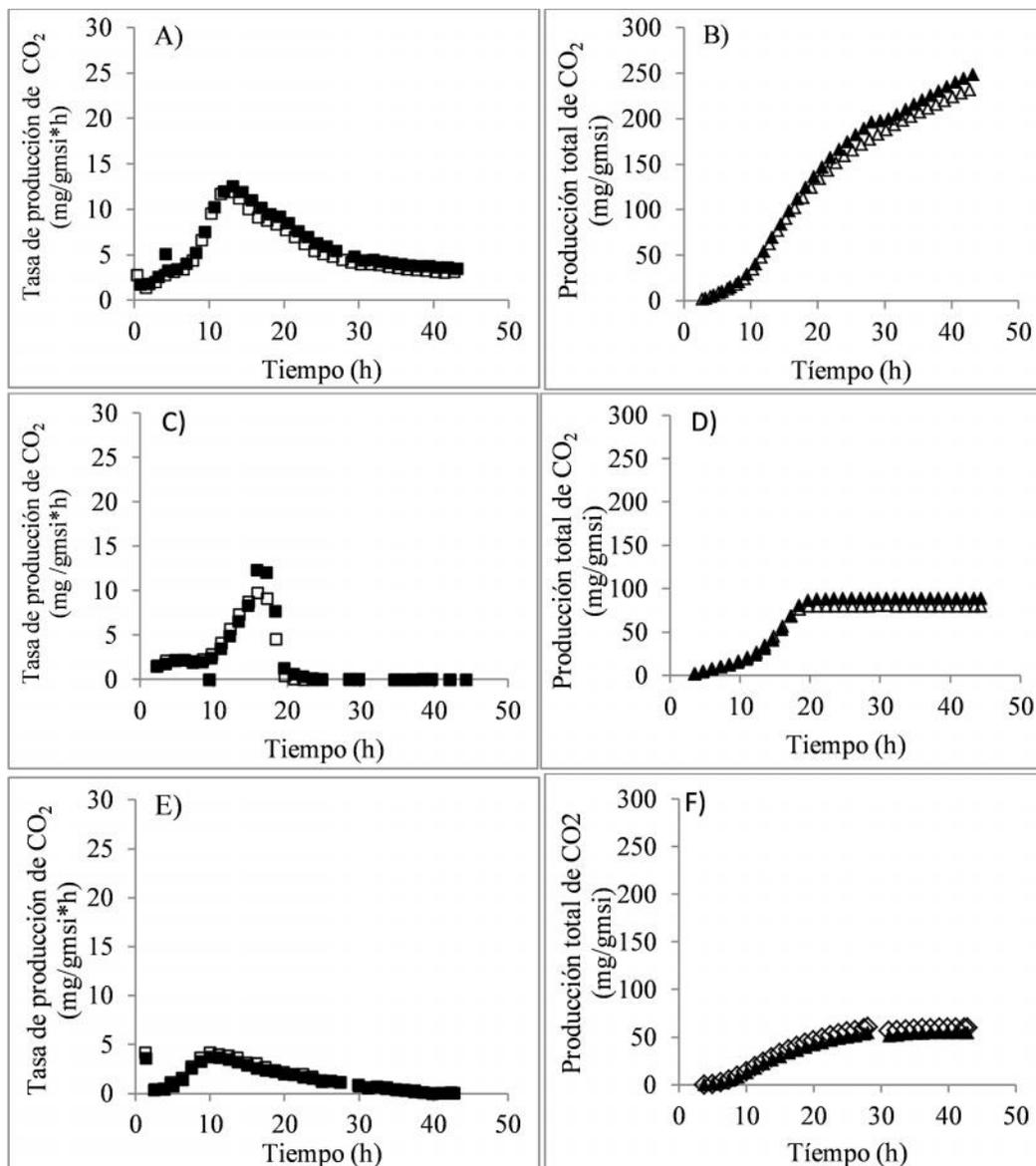


Figura 8.9 Tasa de producción de CO₂ A) 35 °C, C) 35 – 50 °C y E) 50 °C y producción acumulada de CO₂, B) 35. D) 35 – 50 y F) 50 °C en la degradación aerobia de FORSU. SIN INÓCULO

El contenido de azúcares reductores al inicio de los dos tratamientos, con inóculo y sin inóculo se presenta en la Tabla 8.2. La actividad enzimática pectinasa y xilanasas sólo se detectó en los tratamientos con inóculo, mientras que no se encontró actividad, cuando no se adicionó el consorcio microbiano. La actividad de agua fue similar en ambos casos presentando un pH inicial ligeramente más ácido cuando está presente solamente la FORSU.

Tabla 8.2 Condiciones iniciales para la degradación aerobia de la FORSU con y sin la adición de consorcio microbiano

Condición Inicial	Azúcar reductores (mg azúcar/gms)	Pectinasa (U/gms)	Xilanasas (U/gms)	a_w	pH	Humedad (%)
Con consorcio microbiano	91 ± 0.5	11.6 ± 1.7	13.6 ± 5.2	0.988	6.1	77.46
Sin consorcio microbiano	108.8 ± 0.4	n.d.	n.d.	0.991	5.2	85.8

La humedad, la pérdida de peso y el pH final se muestran en la Tabla 8.3, donde se observa que todos los tratamientos con inóculo finalizaron con una humedad cercana al 90 % la cual fue mayor comparada con la humedad final sin consorcio microbiano. La mayor pérdida de peso seco se registró a 50 °C (60 %) y la pérdida de peso seco en el caso de los tratamientos sin inóculo fue siempre menor, lo cual sugiere menor degradación de la FORSU. El pH final ligeramente ácido en aquellos tratamientos donde hubo una menor producción de CO₂ y por lo tanto una menor degradación de la FORSU.

Tabla 8.3 Parámetros obtenidos de la degradación aerobia de la FORSU en condiciones isotérmicas (35 y 50 °C) y no isotérmica (35 – 50 °C); con y sin la adición de consorcio microbiano.

	Temperaturas (°C)	Humedad (%)	Perdida de peso seco (%)	pH final
Con consorcio microbiano	35	89.5 ± 1.3	57.7 ± 4.3	7.02 ± 0.05
	50	90.0 ± 1.5	60.0 ± 6.3	5.14 ± 0.33
	35 – 50	89.7 ± 1,0	57.8 ± 3.9	4.44 ± 0.01
Sin consorcio microbiano	35	80.5 ± 1.0	15.8 ± 4.80	7.83 ± 0.06
	50	80.4 ± 0.8	16.9 ± 0.68	4.69 ± 0.04
	35 – 50	80.4 ± 0.1	14.3 ± 2.5	5.45 ± 0.4

La producción acumulada de CO₂ a las 44 horas, el consumo de azúcares reductores y la actividad enzimática se muestra en la Tabla 8.4. En los ensayos con consorcio microbiano fue mayor la producción de CO₂ en todas las condiciones, presentando a 35 °C la mayor producción de CO₂ y existiendo una menor producción cuando se incrementó la temperatura.

El consumo de azúcares reductores fue diferente con y sin consorcio microbiano, debido a que con consorcio microbiano existió un mayor consumo a 35 °C (78.77 mg/gms). A 50 °C no se observó consumo de azúcares sino una producción de 33.5 mg/gms, esto probablemente a la actividad enzimática presente y a la disminución de la actividad microbiana, por lo cual los azúcares liberados por las enzimas no fueron metabolizados por los microorganismos. En el tratamiento con temperaturas mixtas 35 - 50 °C el consumo fue menor 61.22 mg/gms que a 35 °C. En los ensayos sin consorcio microbiano se observó el mayor consumo a 50 °C de 33.75 mg/gms, a 35 °C prácticamente no existió un consumo y a 35 - 50 °C fue de -37.55 mg/gms es decir una producción real de 37.55 mg/gms. La actividad enzimática final solo pudo ser cuantificada en los tratamientos con consorcio microbiano y ésta aumentó conforme se aumentó la temperatura obteniendo la mayor actividad a 50 °C. La glucosa y el porcentaje de mineralización se muestran en la Tabla 8.5 en ambos casos el mayor nivel de glucosa como de CO₂ y el mayor porcentaje de mineralización se presentó en los tratamientos con consorcio microbiano observando a 35 °C los valores más altos, enseguida a 50 °C y finalmente de 35 - 50 °C para ambos casos.

Tabla 8.4 Variables medidas al cabo de 44 h de degradación aerobia de la FORSU en condiciones isotérmicas (35 y 50 °C) y no isotérmica (35 - 50 °C); con y sin la adición de consorcio microbiano

	Temperatura (°C)	CO ₂ (mg/gmsi)	Azúcares reductores consumidos (mg azúcar/gms)	Actividad enzimática (U/gms)	
				Pectinasas	Xilanasas
Con consorcio microbiano	35	332.11 ± 14	78.77 ± 3	5.6 ± 1	3.9 ± 1.02
	50	70.11 ± 0.43	-33.5 ± 11	18.3 ± 9.8	14.17 ± 2.6
	35 - 50	197.4 ± 24.5	61.22 ± 12	7.3 ± 2.8	4.9 ± 1.93
Sin consorcio microbiano	35	250.04 ± 0.05	-0.20 ± 0.75	n.d.	n.d.
	50	50.7 ± 4.3	35.75 ± 7.4	n.d.	n.d.
	35 - 50	84.7 ± 5.9	-37.55 ± 60	3.3 ± 3.78	n.d.

Tabla 8.5 Variables medidas al cabo de 44 h de degradación aerobia de la FORSU en condiciones isotérmicas (35 y 50 °C) y no isotérmica (35 – 50 °C); con y sin la adición de consorcio microbiano

	Temperatura (°C)	Glucosa - CO₂ (mg/gmsi)	Mineralización (%)
Con consorcio microbiano	35	226.7	33.2
	50	47.8	7..01
	35 – 50	118.3	19.7
Sin consorcio microbiano	35	171.2	25.0
	50	40.9	5.0
	35 - 50	57.8	8.4

8.4.6. Efecto del pH inicial sobre la degradación aerobia durante la degradación aerobia de los FORSU proveniente de establecimientos de comida en Iztapalapa, Cd de México

Los resultados presentados en esta sección son el contenido de la publicación producida en este trabajo por los autores (Martínez-Valdez, F., Martínez-Ramírez, C., Martínez-Montiel, L., Favela-Torres, E., Soto-Cruz, N., Ramírez-Vives, F., Saucedo-Castañeda, G. 2015. Rapid mineralization of the Organic Fraction of Municipal Solid Waste. *Bioresource Technology*, 180, 112-118).

El pH ácido de la FORSU (Tabla 8.6) que se presenta al inicio del proceso, puede inhibir la actividad microbiana, dificultando el proceso de degradación (Sundberg & Jönsson, 2005; Yu & Huang, 2009). Con la finalidad de evaluar el efecto del pH inicial sobre la degradación aerobia de la FORSU, se hicieron ensayos diferentes de valores de pH inicial 5, 6, 7 y 8.

Tabla 8.6 pH de diferentes materiales biológicos

Material biológico	pH
Residuos orgánicos	5.25 – 5.34
Composta- Estiércol	9.63
Medio de cultivo	6.8
Composta – Estiércol (con medio de cultivo)	8.31 – 8.6
Mezclaf inicial (Inóculo – FORSU)	6.98 – 6.89
Durante el acondicionamiento	7.89 – 8.6

La mineralización de la materia orgánica a diferentes valores de pH inicial mostró los mejores resultados a un pH inicial de 6 (Figura 8.10. C), se observó la mayor tasa de producción de CO₂ (12 mg CO₂/gmsi*h) y ligeramente menor a un pH inicial de 5 (8 mg de CO₂/gmsi*h). La formación de CO₂ de FORSU (Figura. 8.10) se ajustó a modelo Logístico (Figura 8.10 A), de Gompertz (Figura. 8.10 B) y exponencial (Figura. 8.10 C). En la Figura. 8.10 A y B se presenta la producción acumulada de CO₂ llegando a 260 mg de CO₂/gmsi a pH

inicial 6. Por otra parte, un pH inicial de 7 y 8 presentó una menor tasa de producción de CO_2 cercana a $6 \text{ mg de CO}_2/\text{gmsi}\cdot\text{h}$ y una producción total de $144 \text{ mg de CO}_2/\text{gmsi}$ y $175 \text{ mg de CO}_2/\text{gmsi}$, respectivamente. Los mejores resultados de mineralización se obtuvieron a pH 6 llegando a $250 \text{ mg CO}_2/\text{gmsi}$ a las 46 horas de proceso. Esto pudiera indicar que valores de pH ligeramente ácidos favorecen la degradación de FORSU. Sundberg *et al.* (2004) evaluaron diferentes valores de pH inicial a 36°C , obteniendo de igual forma una mayor mineralización a pH ligeramente ácidos. Durante el proceso de mineralización fueron evaluadas las actividades enzimáticas y la concentración de azúcares reductores al inicio y final del proceso.

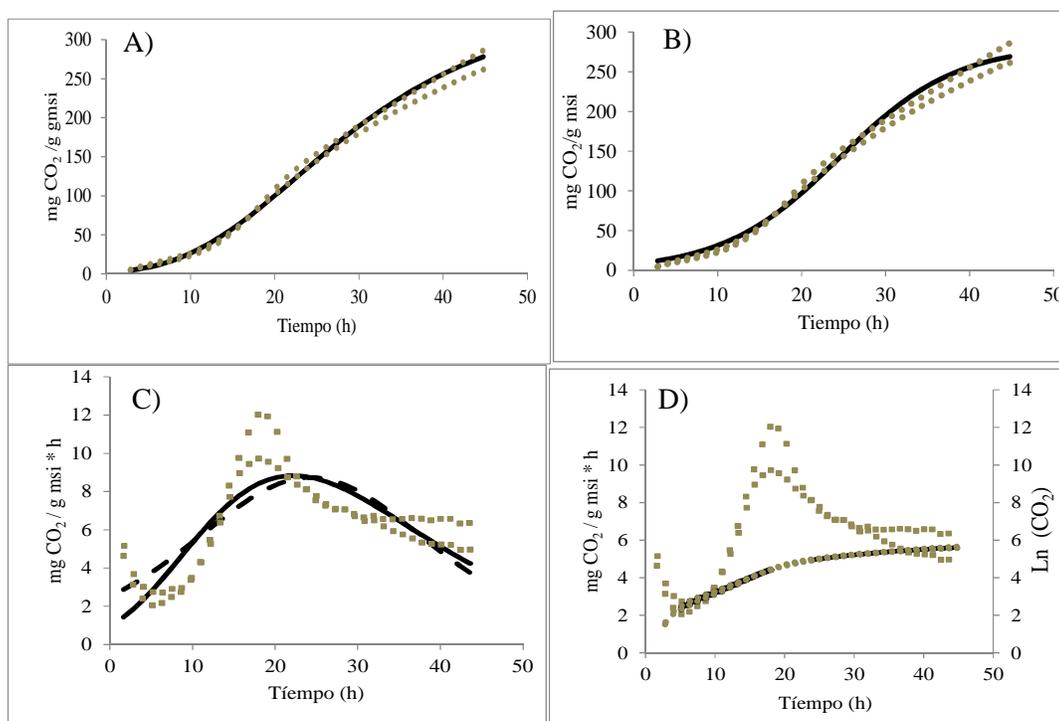


Figura 8.10 Los puntos representan los datos experimentales en líneas se graficó A) Modelo de Gompertz Integral, B) Modelo Logístico Integral, C) Modelos Gompertz diferencial (líneas continuas) y Logístico diferencial (líneas segmentadas) y D) Modelo Exponencial, a pH inicial de 6.

Los parámetros obtenidos de los modelos Logístico integral, Gompertz integral y Exponencial, mostrados en la sección 2.1 de la revisión bibliográfica, se observan en la Tabla 8.7 y 8.8. Los modelos analizados presentaron un coeficiente de correlación de al menos de 0.9, por lo cual, se utilizaron para caracterizar cinéticamente la mineralización de la FORSU.

El análisis estadístico demostró que sí existe diferencia en las constantes de mineralización a los diferentes pH iniciales; correspondiendo a los pH iniciales 5 y 6 las mayores constantes de mineralización 3.94 y 3.74 d⁻¹, respectivamente.

Tabla 8.7 Parámetros estimados de los modelos de Gompertz y Logístico a diferentes pH iniciales

pH inicial	Modelo Gompertz			Modelo Logístico		
	Parámetro	Valor	R ²	Parámetro	Valor	R ²
5	k_{CO_2}	1.94 ^a	0.997	k_{CO_2}	3.53 ^a	0.993
	CO _{2max}	229.571		CO _{2max}	197.998	
	CO ₂₍₀₎	5.707		CO ₂₍₀₎	5.192	
6	k_{CO_2}	1.77 ^a	0.995	k_{CO_2}	3.46 ^a	0.991
	CO _{2max}	337.237		CO _{2max}	283.661	
	CO ₂₍₀₎	5.357		CO ₂₍₀₎	8.095	
7	k_{CO_2}	1.54 ^b	0.887	k_{CO_2}	2.95 ^a	0.885
	CO _{2max}	182.692		CO _{2max}	174.067	
	CO ₂₍₀₎	4.354		CO ₂₍₀₎	7.732	
8	k_{CO_2}	1.68 ^b	0.958	k_{CO_2}	3.12 ^a	0.955
	CO _{2max}	214.232		CO _{2max}	182.727	
	CO ₂₍₀₎	4.661		CO ₂₍₀₎	7.050	

Los parámetros CO_{2max} y CO₂₍₀₎ están expresados como mg CO₂/gmsi y la k_{CO_2} como d⁻¹. Se llevó a cabo un análisis ANOVA y mismas letras en los exponentes indican que no hay diferencia estadísticamente significativa de acuerdo al análisis de Tukey con $\alpha = 0.05$.

Tabla 8.8 Constante de degradación en el modelo exponencial durante la etapa de rápida y lenta degradación a diferentes pH iniciales.

pH inicial	Modelo exponencial de rápida degradación		Modelo exponencial de lenta degradación	
	k_{CO_2} (d ⁻¹)	R ²	k_{CO_2} (d ⁻¹)	R ²
5	3.94 ± 0.144 ^a	0.991	0.672 ± 0.024 ^a	0.985
6	3.74 ± 0.168 ^{ab}	0.989	0.744 ± 0.048 ^a	0.955
7	3.07 ± 0.168 ^{ab}	0.986	0.648 ± 0.048 ^a	0.963
8	3.19 ± 0.384 ^b	0.926	0.744 ± 0.072 ^a	0.913

Se llevó a cabo un análisis ANOVA y mismas letras en los exponentes indican que no hay diferencia estadísticamente significativa de acuerdo al análisis de Tukey con $\alpha = 0.05$.

En la Tabla 8.9 se muestran algunos parámetros evaluados al inóculo (azúcares reductores, humedad y la actividad de agua), lo cual pudiera indicar la presencia de agua libre para el desarrollo de una actividad microbiana. La humedad inicial se incrementó al final (Tabla 8.10) en todos los tratamientos. En cuanto a la actividad de agua inicial y final prácticamente no existió variación. El pH final en todos los tratamientos fue similar de 7.3 a 7.5. Una de las posibles causas del incremento en el valor de pH durante la degradación aerobia de FORSU puede estar relacionado con la liberación de amoníaco producido durante la degradación de proteínas (Eklind & Kirchmann, 2000). Además, una parte del CO₂ producido durante la mineralización de la FORSU puede estar disuelto como H₂CO₃ con un pKa = 6.36 (Garg & Maren, 1972)

Tabla 8.9 Determinación de azúcares reductores, humedad (%) y a_w del inóculo

Muestra	Azúcares reductores (mg Azúcares/gms)	Humedad (%)	a _w
Inóculo	9.47 ± 1.6	57.6 ± 0.4	0.979 ± 0

Tabla 8.10 Determinación de humedad (%), actividad de agua (a_w) y pH final, al final de la degradación aerobia a diferentes pH iniciales.

pH inicial	Humedad (%)		a _w		pH final
	inicial	final	Inicial	Final	
5	73.4 ± 0.7	79.3 ± 0.8	0.995 ± 0.002	0.993 ± 0	7.3 ± 0.08
6	76.75 ± 0.4	78.8 ± 3.7	0.994 ± 0	0.991 ± 0.001	7.2 ± 0.22
7	74.5 ± 0.4	76.4 ± 1.4	0.992 ± 0.001	0.985 ± 0.003	7.3 ± 0.04
8	74.6 ± 0.5	79.8 ± 1.3	0.990 ± 0.001	0.990 ± 0.003	7.5 ± 0.12

La producción total de CO₂ a las 45 horas de degradación aerobia se muestra en la Tabla 8.11, mostrando la máxima producción de CO₂ a un pH inicial de 6 (250 mg CO₂/gmsi). La cuantificación de los azúcares reductores al inicio y final del proceso en los diferentes pH evaluados, se observó un descenso en cada tratamiento teniendo la mayor disminución con un pH inicial ligeramente ácido 5 y 6 (38 y 35.5 mg azúcar/gms, respectivamente), lo que coincide con la mayor mineralización. La actividad enzimática se incrementó ligeramente en prácticamente todos los tratamientos, presentando mayor actividad pectinasa que xilanasas. Este incremento en la mineralización de la FORSU y el aumento en la actividad enzimática depende del consorcio microbiano presente, el cual puede ser afectado por la relación C/N y el nivel de consorcio microbiano presente en el proceso también pudiera afectar la liberación enzimática y con ello mejorar el proceso (Puyuelo *et al.*, 2011; Xu *et al.*, 2012a).

Tabla 8.11 Contenido de azúcares reductores, actividades pectinasas y xilanasas durante la degradación aerobia a diferentes pH iniciales

pH inicial	CO ₂ (mg/gmsi)	Azúcar reductores (mg azúcar/gms)		Actividad enzimática (U/gms)			
				Pectinasa		Xilanasas	
		Inicial	Final	Inicial	Final	inicial	Final
5	200±4.6	59.43±0.5	21.36±4.6	0.29±0.4	3.32±1.2	n.d.	10.5 ± 6.5
6	272±16.2	56.03±0.3	20.56±2.2	8.70±4	9.64±0.3	n.d.	10.2±19.1
7	145.31±5.0	52.59±0.4	24.60±6.6	11.11±3	13.85±4	n.d.	n.d.
8	179±15.4	39.54±4.9	29.11±6.7	29.1±2	16.51±1	7.9±5	1.8 ± 4.5

8.4.7. Comparación de dos niveles de adición de consorcios microbianos (composta de UAMI + estiércol bovino y composta de PBP del DF, 8 y 5 %) y dos valores de relación C/N durante la degradación aerobia de la FORSU proveniente de establecimientos de comida en Iztapalapa, Cd de México

La eficiencia en la degradación aerobia de la FORSU depende de los microorganismos y sus actividades enzimáticas. Los microorganismos a través de diferentes tipos de enzimas promueven la degradación de la FORSU (Leifeld *et al.*, 2002; Raut *et al.*, 2008). La actividad microbiana puede verse afectada por la humedad, pH, temperatura y la relación C/N (Gómez *et al.*, 2012; Vargas-García *et al.*, 2010). Por lo cual, se compararon dos tipos de consorcios microbianos, consorcio microbiano 1 (composta de 180 días, más estiércol bovino) y consorcio microbiano 2 (composta de la planta de Compostaje del Bordo Poniente de 30 días). Las Figura. 8.11 A y B muestran como el consorcio microbiano 2 sí tiene efecto sobre la mineralización de la materia orgánica, debido a que se presentó una mayor tasa de producción de CO₂. Es decir, un consorcio microbiano de 30 días proveniente de la PCBP de la Ciudad de México. Presentó una mayor tasa de producción de CO₂ debido probablemente a la presencia de microorganismos presentes en los residuos, los cuales se encontraban adaptados a la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos, por lo cual mineralizaron más rápido la materia orgánica. Hassen *et al.* (2001) indican que el proceso de compostaje tiene una sucesión de comunidades microbiana; dividiendo el proceso de compostaje en tres partes, una mesófila, termófila y una fase de enfriamiento, donde, la fase mesófila con una duración aproximada de 25 - 30 días se presenta la mayor tasa de biodegradación y la mayor diversidad microbiana.

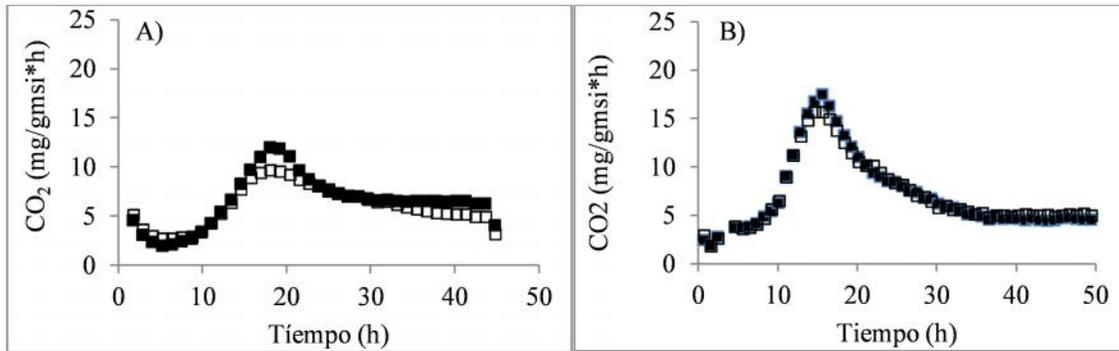


Figura 8.11 A) Tasa de producción de CO₂ utilizando como consorcio microbiano composta madura, B).Tasa de producción de CO₂ utilizando como consorcio microbiano composta de la PCBP de 30 días.

En la búsqueda de mejorar la mineralización de la materia orgánica, se analizó el posible efecto del porcentaje de consorcio microbiano en la mezcla y la relación (carbono/nitrógeno) en la degradación aerobia, usando el consorcio microbiano 2 (composta de 30 días).

8.4.8. Comparación de dos niveles de adición de composta de PBP del DF (8 y 5 %) y dos niveles de relación C/N durante la degradación aerobia de la FORSU proveniente de establecimientos de comida en Iztapalapa, Cd de México

La relación C/N es uno de los factores importantes que influyen en el proceso de la degradación aerobia de la FORSU, una relación C/N de 25 a 30 se considera como una condición recomendable (Kumar *et al.*, 2010; Nakasaki *et al.*, 1992; Zhu, 2007). Como se mostró anteriormente en la Tabla 8.1 se utilizaron dos mezclas con una relación C/N de 30, 22, así como 5 y 8 % de consorcio microbiano en cada relación C/N. Además, se evaluó la humedad inicial y se cuantificó la materia seca al inicio en cada tratamiento (Tabla 8.12).

Tabla 8.12 Humedad y materia seca inicial.

Tratamiento	Humedad (%) Inicial	Masa seca (g) Inicial
C/N = 22 CM = 8 %	80.23	18.34
C/N = 22 CM = 5 %	81.24	17.02
C/N = 30 CM = 5 %	78.97	18.84
C/N = 30 CM = 8 %	81.24	16.74

La mineralización de la FORSU a dos relaciones C/N y dos niveles de adición de consorcio microbiano (CM) se presentan en la Figura. 8.12 A, se observa la mineralización de la FORSU en los diferentes tratamientos. La mayor producción de CO₂ a partir de la FORSU se obtuvo a relación C/N de 30 y a 8 % de adición de consorcio microbiano. La tasa de producción de CO₂ se ajustó al modelo exponencial (C/N 30 y CM 8), se identificó una zona de rápida y lenta degradación que se presenta en la Figura. 8.12 B. Las constantes de rápida y lenta mineralización de cada tratamiento se presentan en la Tabla 8.13 para todos los tratamientos. El análisis estadístico indicó que no existe diferencia significativa en estos parámetros en las cuatro condiciones analizadas. Sin embargo, sí existió diferencia en la

producción acumulada de CO₂ entre cada tratamiento. La mejor condición de mineralización se obtuvo con una relación C/N de 30 con una adición de consorcio microbiano de 8 %, en tales condiciones se llegó a producir 400 mg CO₂/gmsi. Este incremento en la degradación de la FORSU con relación carbono/nitrógeno de 30 se ha observado en trabajos anteriores (Flavel & Murphy, 2006; Guo *et al.*, 2012; Kumar *et al.*, 2010).

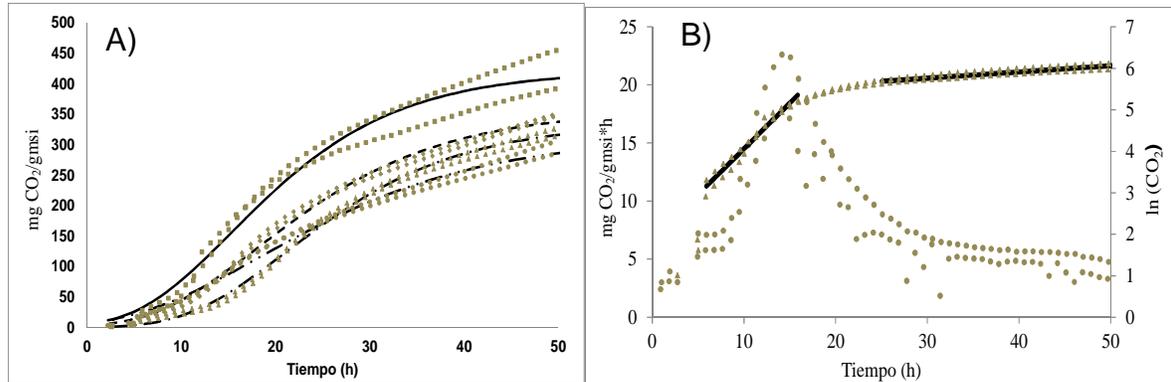


Figura 8.12 Los puntos representan los datos experimentales en líneas A) Modelo de Gompertz a las diferentes relaciones C/N y (%) CM (30,8 (-----), 22,5 (- - -), 30,5 (- - - -), 22,8 (---- · --), B) Modelo Exponencial a una relación C/N de 30 y CM (%) 30.

Tabla 8.13 Constante de degradación en el modelo exponencial durante la etapa de rápida y lenta degradación a diferentes relaciones C/N y porcentaje de consorcio microbiano.

C/N	CM (%)	Modelo exponencial de rápida degradación		Modelo exponencial de lenta degradación		Mineralización total (mg CO ₂ /gmsi)
		k_{CO_2} (d ⁻¹)	R ²	k_{CO_2} (d ⁻¹)	R ²	
20	5	4.92 ± 0.072 ^a	0.998	0.48 ± 0.024 ^a	0.958	360.1 ^b
20	8	4.30 ± 0.144 ^a	0.993	0.504 ± 0.024 ^a	0.965	305.3 ^d
30	5	3.67 ± 0.192 ^a	0.978	0.576 ± 0.048 ^a	0.906	330.2 ^c
30	8	5.28 ± 0.504 ^a	0.957	0.36 ± 0.048 ^a	0.810	432.9 ^a

Se llevó a cabo un análisis ANOVA y mismas letras en los exponentes indican que no hay diferencia estadísticamente significativa de acuerdo al análisis de Tukey con $\alpha = 0.05$

De acuerdo con los resultados obtenidos en estudios futuros, se usará la composta de la PCBP como un consorcio microbiano que es una fuente mixta de cultivos microbianos no axénicos. Por otra parte, la temperatura es una variable de proceso de gran importancia en la degradación de FORSU, afecta al metabolismo microbiano y a la dinámica de poblaciones (Liang *et al.*, 2003; Liwarska-Bizukojc *et al.*, 2001a). Por lo cual, el efecto de la temperatura fue estudiado en el proceso, con resultados que se presentan en la sección siguiente.

8.4.9. Efecto de la temperatura durante la degradación aerobia de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos proveniente de establecimientos de comida en Iztapalapa, Cd de México

La temperatura tiene una gran influencia en la degradación aerobia de la FORSU, interviene en el desarrollo de una gran variedad de microorganismos presentes en el proceso. Se ha observado que temperaturas por debajo de 20 °C pueden detener o hacer más lento el proceso de compostaje (Mosher & Anderson, 1977). Por otra parte, temperaturas mayores a 60 °C pueden disminuir la actividad microbiana (Miller & Metting Jr, 1992). Sin embargo, otros investigadores han encontrado que temperaturas termófilas (60 |C) se requieren para una degradación eficiente de la FORSU y que temperaturas más bajas pueden permitir una mayor actividad microbiana (Beck-Friis *et al.*, 2001; Liang *et al.*, 2003; Miller, 1996; Sundberg *et al.*, 2004) y a una temperatura de 50 °C la actividad enzimática pudiera favorecerse (Raut *et al.*, 2008). Por lo cual se decidió evaluar diferentes temperaturas tomando como rango de temperaturas microorganismos mesófilos (27, 31, 35, 42, 47 y 50 °C) en condiciones isotérmicas.

8.4.10. Degradación aerobia isotérmica de FORSU proveniente de establecimientos de comida en Iztapalapa, Cd de México a 27, 31, 35, 42, 47 °C

La Figura 8.13 muestra el efecto de las diferentes temperaturas de incubación (27, 31, 35, 42 y 47 °C) sobre los diferentes parámetros obtenidos en la degradación de FORSU. La mayor constante de mineralización (3 d^{-1}) se observó a 27 °C (Figura 8.13 A), las constantes fueron disminuyendo paulatinamente a partir de 35 °C hasta 47 °C (1.5 d^{-1}). Las tasas de consumo de oxígeno y producción de CO_2 durante la degradación aerobia de FORSU se presentan en la Figura 8.13 B. Los datos se ajustaron a las formas diferenciales de los modelos logísticos y Gompertz, los cuales tuvieron coeficientes de correlación de al menos de 0.9. Los máximos valores de las tasas de consumo O_2 y producción de CO_2 obtenidos a las diferentes temperaturas se muestran en la Figura 8.13 C, las cuales no presentaron diferencia estadísticamente significativa a las diferentes temperaturas estudiadas. Los coeficientes respiratorios Figura 8.13. D, a las diferentes temperaturas estudiadas, presentaron ligeras

diferencias, mostrando el máximo al inicio del proceso 10 h en todos los tratamientos y con un coeficiente respiratorio cercano a uno conforme se realiza el proceso.

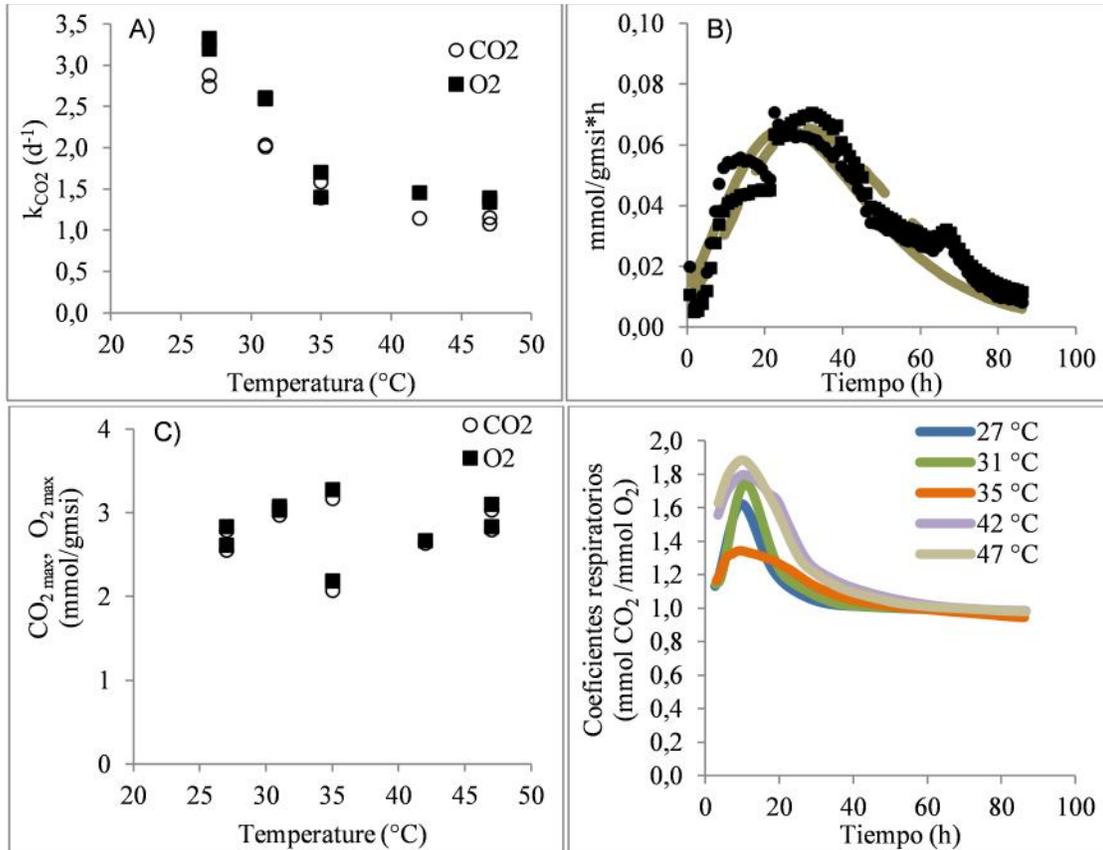


Figura 8.13 Efecto de la temperatura de incubación ($27, 31, 35, 42$ y $47^{\circ}C$) en la mineralización de la FORSU. A) Constantes de mineralización utilizando el modelo logístico para la formación de CO_2 (k_{CO_2}) y el consumo total de O_2 (k_{O_2}); B) Tasa de formación de CO_2 y Tasa de consumo de O_2 a $27^{\circ}C$; D) Estimación de la formación total de dióxido de carbono ($CO_{2\ max}$) y el consumo total de oxígeno ($O_{2\ máx.}$) durante la degradación de FORSU a diferentes temperaturas, usando el modelo logístico. E) Cociente respiratorio (CR) a diferentes temperaturas.

8.5. Conclusiones de la sección:

- El acondicionamiento del consorcio microbiano disminuye la etapa de latencia durante la degradación aerobia de la FORSU
- La tasa y la producción total de CO₂ se incrementan en presencia de un consorcio microbiano.
- A 50 °C se favoreció la actividad enzimática, sin embargo, medio se acidifica.
- Las mejores condiciones para la mineralización de la FORSU se encontraron a un pH inicial de 6, una relación C/N de 30 y un con la adición de un consorcio microbiano del 8 %.
- La constante de mineralización disminuye gradualmente conforme aumenta la temperatura, manteniendose constante de 35 a 47 °C.
- El coeficiente respiratorio mostró perfiles similares de 27 a 47 °C

9. Degradación aerobia de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos proveniente de una planta de compostaje industrial en Manresa, Cataluña (España). Empleando un controlador de oxígeno (O₂ 12 %) en reactores tubulares (RT) de 10 L

9.1. Introducción

La temperatura (Figura 9.1) determina la velocidad a la que muchos de los procesos biológicos tienen lugar y desempeña un papel selectivo en el desarrollo y en la sucesión de las comunidades microbiológicas durante el compostaje. La temperatura y el oxígeno fluctúan en respuesta a la actividad microbiana, debido al consumo de oxígeno y la generación de calor metabólico. La temperatura y el consumo de oxígeno están vinculados por un mecanismo común de control, la aireación. La aireación es uno de los factores de control del proceso, ya que un suministro correcto garantiza el crecimiento de microorganismos aerobios adecuados y el progreso de una temperatura apropiada. La aireación suministra el oxígeno a la mezcla de compostaje y disipa el exceso de calor en el sistema. Por lo general, en un sistema aeróbico, la temperatura sube a 50-60 °C en pocos días y puede incluso llegar a 70 °C en algunos casos. Si se hace correctamente, una pila de compost se calienta a altas temperaturas en 24 a 48 horas. Si no lo hace, la pila está demasiado húmeda o demasiado seca o no hay suficiente material verde (o nitrógeno) presentes. Una temperatura en el intervalo de 55 a 65 °C asegura la eliminación de organismos patógenos (Gajalakshmi & Abbasi, 2008). La oxidación de la materia orgánica es realizada por los microorganismos por medio de la acción de enzimas hidrolíticas que degradan los polímeros complejos de carbohidratos, proteínas y lípidos (Vargas-García *et al.*, 2010).

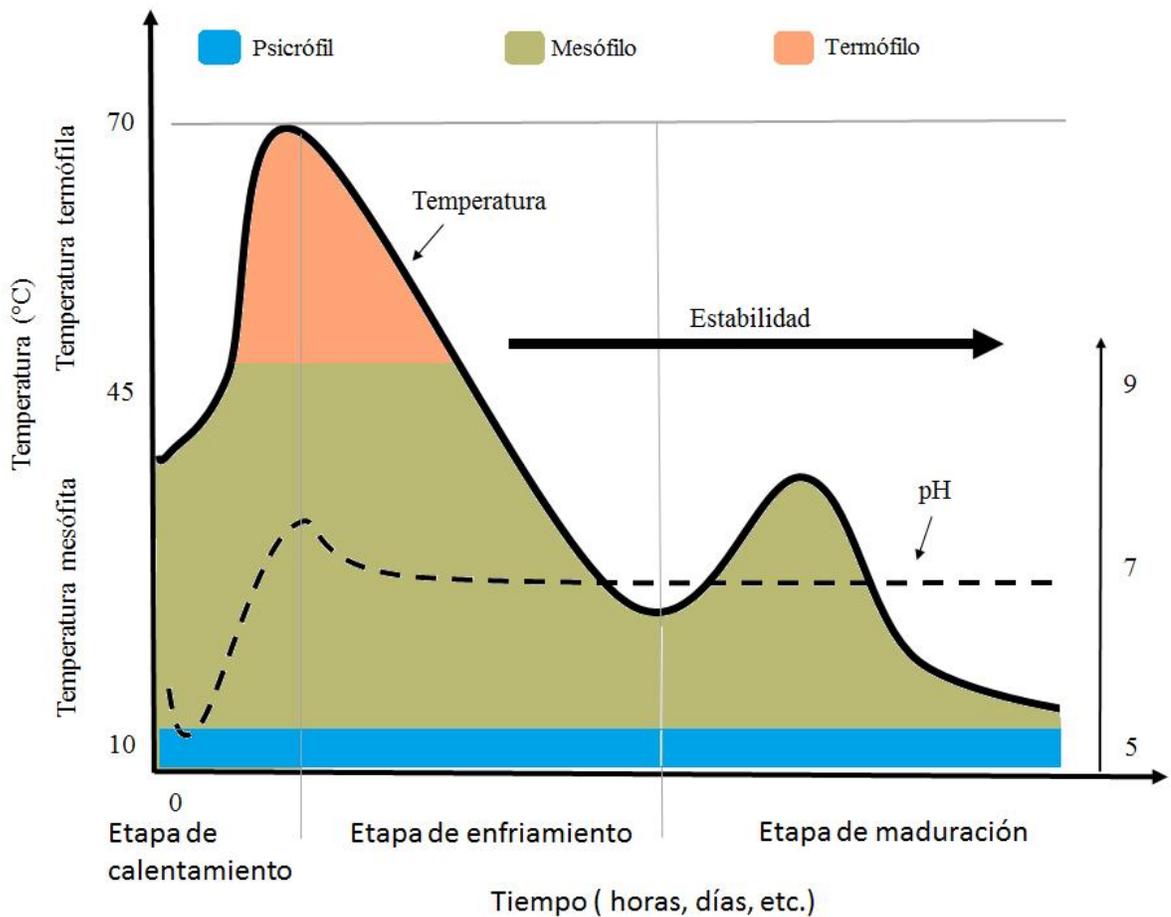


Figura 9.1 Temperatura y pH durante el proceso de compostaje (Hubbe *et al.*, 2010)

9.2. Objetivos de la sección:

- Analizar el consumo de oxígeno y la fracción soluble durante la degradación aerobia de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos en reactores piloto de 10 L, empleando un controlador de O₂.
- Determinar el mejor momento para detener la degradación aerobia e iniciar su digestión anaerobia con base en la actividad enzimática y los compuestos solubles.

9.3. Metodología

La fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU) utilizada en este capítulo provino de una planta de compostaje industrial en Manresa, Cataluña (España). La degradación aerobia se llevó a cabo en reactores de 10 L con una capacidad de 6 kg de materia orgánica (Figura 9.2). Se analizó la concentración de oxígeno a la salida de los reactores, obteniendo de esta forma, el consumo total de oxígeno y la tasa de consumo de oxígeno. Se evaluó la temperatura durante el proceso, el pH, la humedad y se determinó además la concentración de azúcares reductores, proteína soluble, ácidos grasos libres (ácido cis-9-octadecenoico), así como las actividades enzimáticas celulasa, amilasa y proteasa. Las cuales se estimaron de acuerdo con lo propuesto en la sección de Materiales y Métodos, durante el proceso de degradación aerobia tomando muestras cada 24 horas aproximadamente.

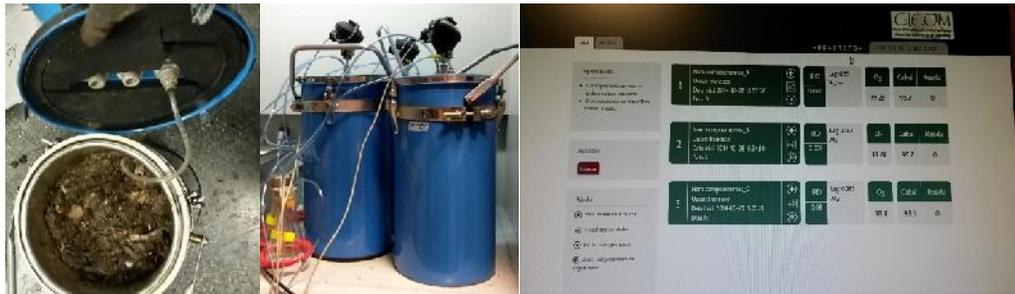


Figura 9.2 Degradación aerobia de FORSU en reactores de 10 L (6 kg muestra)

9.4. Resultados y Discusión

9.4.1. Degradación aerobia de FORSU proveniente de una planta de compostaje industrial en Manresa, Cataluña (España).

La tasa de consumo de oxígeno durante los 11 días de proceso, para los tres replicados realizados se muestra en la Figura 9.3 A. Se observa un incremento progresivo de la tasa de consumo de oxígeno presentando un máximo cercano a 3 mg O₂/gmsi*h correspondiente al quinto día de proceso, posteriormente la tasa de consumo de oxígeno disminuyó a 0.5 mg O₂/gmsi*h al final del proceso en el día 11. La tasa de consumo de oxígeno mostró variaciones, lo cual probablemente se explique por la apertura de los reactores para la toma de muestras cada 24 horas. El consumo total de oxígeno durante los 11 días, se observa, en la Figura 9.3 B alcanzando un consumo total de 426.7 mg O₂/gmsi y una fase de latencia de aproximadamente de 1 día.

El cambio de temperatura durante el proceso, se presenta, en la Figura 9.3 C. La máxima temperatura alcanzada fue de 72 °C en el día 5, esta temperatura se ha encontrado en otros procesos de degradación aerobia de la FORSU alcanzando temperaturas mayores a 60 °C (Guo *et al.*, 2012; Suler & Finstein, 1977). La máxima temperatura coincidió con la máxima tasa de consumo de oxígeno. Por lo tanto, concordando con Smårs *et al.* (2002) el incremento de temperatura correspondió en gran medida a la generación de calor debido a la actividad metabólica durante la degradación de la FORSU. La aireación total suministrada (Figura 9.3 D) fue de 6469.65 L al cabo de 11 días de proceso. En la Tabla 9.1, se resumen los datos obtenidos de tres reactores.

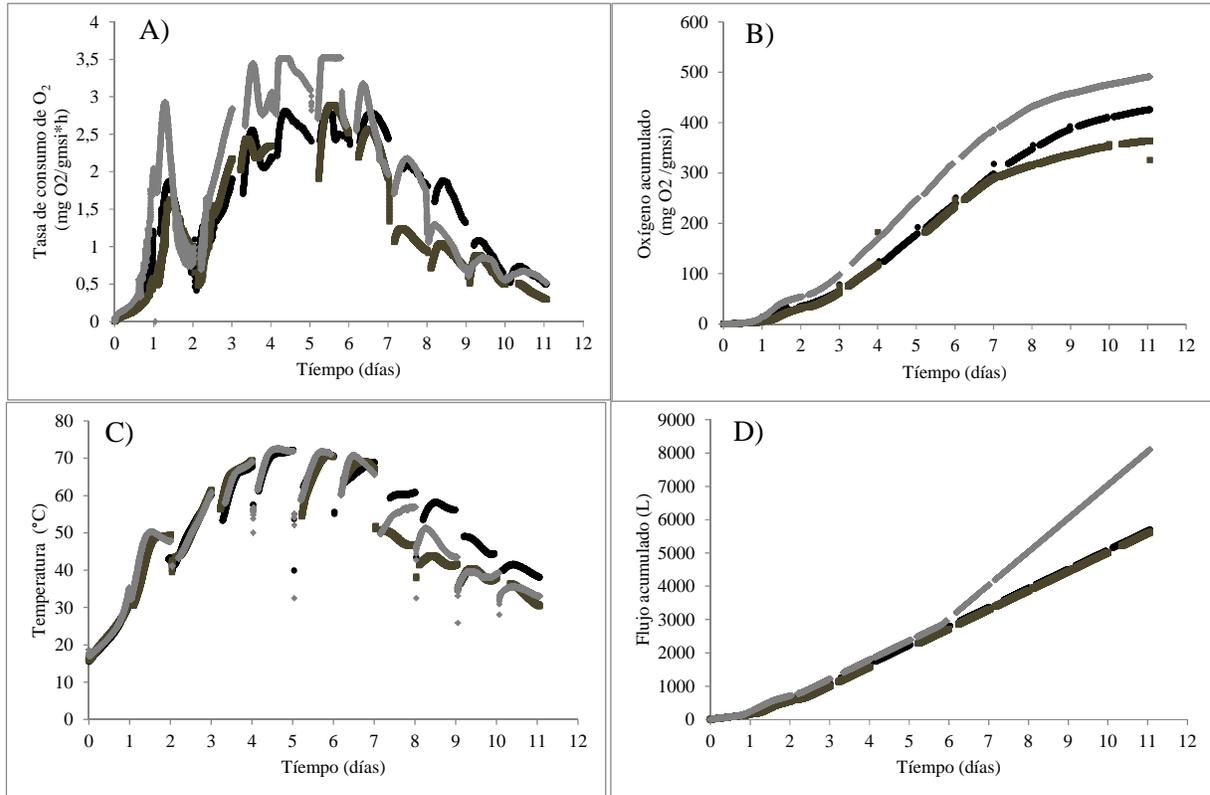


Figura 9.3 Tasa de consumo de oxígeno (A), Consumo acumulado de Oxígeno (B), Temperatura (C) y Cauda acumulado de aire (D), durante el proceso de degradación aerobio de FORSU.

Tabla 9.1 Parámetros obtenidos durante el proceso de compostaje de la FORSU.

Reactor	Tasa de consumo de oxígeno (mg O ₂ /gmsi h)	Oxígeno consumido (mg O ₂ /gmsi)	Gasto acumulado de aire (L)	Temperatura máxima (°C)
1	2.8	425.5	5688.01	72
2	2.9	363.5	5617.73	71
3	3.5	491.1	8103.23	73

9.4.2. Determinación de pH y humedad durante el proceso de degradación aerobia de la FORSU proveniente de una planta de compostaje industrial en Manresa, Cataluña (España)

Se evaluó el pH (Figura 9.4 A), durante el proceso de degradación aerobia, con un pH inicial de 5.6 disminuyendo a 5, durante el día 1, para incrementarse progresivamente hasta 8.81 en el día 5 manteniéndose así hasta el final del proceso. Por otra parte, la humedad (Figura 9.4 B), se mantuvo prácticamente constante durante la primera mitad del proceso de degradación, disminuyendo en la segunda mitad hasta un 50 %. Se ha observado, que un intervalo de 60 a 70 % de humedad es adecuado para el proceso de degradación aerobia de la FORSU (Richard *et al.*, 2002).

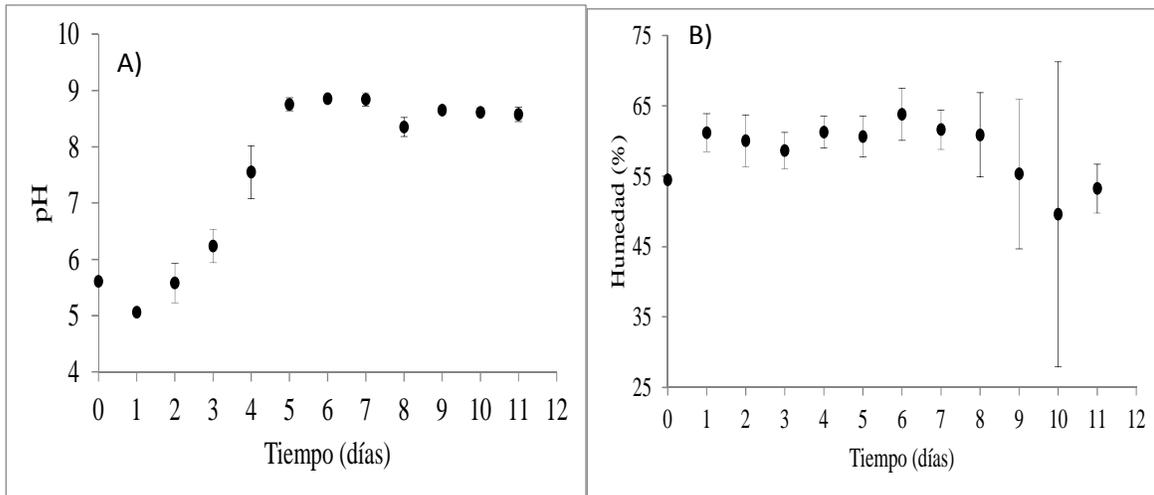


Figura 9.3 Evolución del pH (A) y humedad (B); durante el proceso de degradación aerobia en la FORSU

9.4.3. Cuantificación de azúcares reductores, proteína soluble, ácidos grasos libres (ácido cis-9-octadecenoico), actividad celulasa, amilasa y proteasa durante el proceso de degradación aerobio de la FORSU proveniente de una planta de compostaje industrial en Manresa, Cataluña (España)

La concentración de azúcares reductores se determinó durante el proceso de degradación aerobia de la FORSU (Figura 9.5 A), mostrando un valor inicial de 55 mg/gms disminuyendo a 10 mg/gms en el primer día de proceso, con un incremento a partir del día 2, alcanzando el máximo en el día 4 con 35 mg/gms, con un descenso a 15 mg/gms en el día 7, manteniéndose constante durante el resto del proceso. El incremento de azúcares reductores coincidió con la máxima tasa de consumo de oxígeno, posiblemente, debido a que se tiene la mayor actividad metabólica. Por otra parte, la actividad enzimática celulasa (Figura 3.4 B), presentó la máxima actividad al inicio del proceso 1 U/gms disminuyendo hasta no ser detectada en el día 4, con una fluctuación alrededor de 0.3 U/gms hasta el día 8, donde la actividad se incrementó hasta 0.6 U/gms en el día 11. La actividad amilasa (Figura 3.4 C), se determinó de igual forma al inicio del proceso (2.8 U/gms), disminuyendo en el día 1 a 0.2 U/gms para incrementarse a 1.9 U/gms en el día 4, con variaciones en los días siguientes, manteniéndose en torno a 0.5 U/gms hasta el fin del proceso. Herrmann and Shann (1993) mostraron que las enzimas extracelulares son una medida indirecta de la actividad microbiana, realizando la medida directa de la actividad microbiana mediante la incorporación de 14 C-acetato en biomasa mostró patrones similares a las actividades enzimáticas, por lo tanto, estas medidas indirectas reflejan la actividad microbiana. Por lo cual, se puede decir que el día 4-5 presentó la mayor actividad metabólica y actividad enzimática durante el proceso. La actividad proteolítica y la proteína soluble se observan en la Figura 9.5 D y E, respectivamente. La proteína soluble inicial fue de 2.0 mg/gms, posteriormente se incrementó presentando un máximo de 3.0 mg/gms en el día 5, manteniéndose en 2 mg/gms en los días posteriores. La actividad proteolítica inicial fue de 6.96 U/gms, logrando una actividad en el día 5 de 16.44 U/gms, instante donde se presentó la máxima tasa de consumo de oxígeno y finalizando con 25.4 U/gms en el día 11, la mayor actividad al final del proceso puede explicarse debido a que las proteasas participan en la mineralización de nitrógeno hidrolizando compuestos como proteínas de bajo peso molecular (Vargas-García *et al.*, 2010). Por lo tanto,

al final del proceso cuando los compuestos fácilmente degradables disminuyen, los compuestos más complejos como proteínas comienzan a degradarse, estas proteínas podrían ser enzimas de interés presentes en el proceso, tal como se observa en la actividad proteolítica y la actividad amilasa, cuando una aumentó la otra disminuyó (día 8 y 11). La cuantificación de ácidos grasos libres (ácido cis-9-octadecenoico) se muestra en la Figura 9.5 F, con una concentración inicial de 300 mmol/gms, una disminución a 170 mmol/gms en los días subsecuentes con un incremento gradual, obteniendo la mayor concentración en el día cuatro (400 mmol/gms). Aunque existió una disminución en el día 5, esta se incrementó de nuevo a 400 mmol/gms, finalizando en 100 mmol al día 11. El aumento de la concentración de azúcares reductores, proteína soluble, ácidos grasos libres (ácido cis-9-octadecenoico) y la actividad proteolítica, pueden estar relacionados con el aumento de la actividad metabólica durante la degradación aeróbica de la FORSU debido a que la actividad enzimática está relacionada con la degradación de compuestos como proteínas, celulosa y hemicelulosa los cuales son utilizados por los microorganismos como fuentes de C y N. Como consecuencia, las actividades enzimáticas podrían proporcionar una caracterización del proceso de compostaje tanto en términos de la tasa de transformación de los residuos y de su estabilidad (Mondini *et al.*, 2004; Tejada *et al.*, 2009).

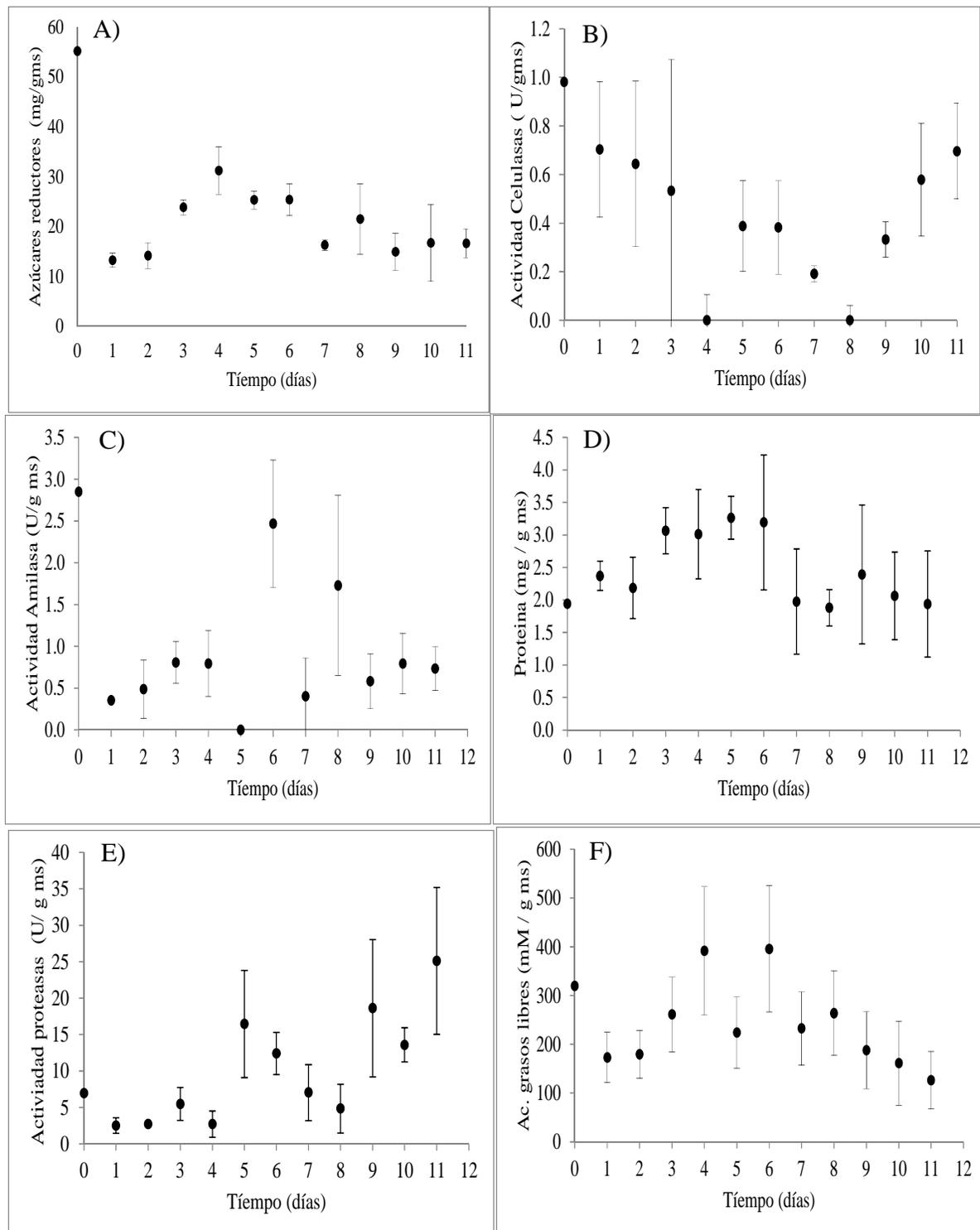


Figura 9.4 A) Azúcares reductores, B) Actividad celulasas y C) Actividad amilasas, actividad proteasa (D), Proteína extracelular (E), Cuantificación de Ácidos grasos libres (ácido cis-9-octadecenoico) mayores a 10 carbonos (F).durante el proceso de degradación aerobia de la FORSU.

9.5. Conclusiones de la sección:

- En el día 5 del proceso aerobio se determinó la mayor tasa de consumo de oxígeno ($3 \text{ mg O}_2/\text{gmsi}\cdot\text{h}$), así como la mayor temperatura en el proceso ($70 \text{ }^\circ\text{C}$).
- El pH aumentó y se mantuvo en valores cercanos a 9 a partir del quinto día
- La proteína soluble, por otra parte, aumentó gradualmente alcanzando su máximo en el día 6, lo cual coincide con que la actividad proteasa se incrementó en el día 5 (10 U/gms).
- La mayor concentración de azúcares reductores se determinó en el día 4 disminuyendo ligeramente en los días 5 y 6, esto coincidió con la mayor actividad amilasa detectada.
- Con base en los resultados anteriores se determinó que el quinto día es el momento más adecuado para detener el proceso aerobio, para posteriormente pasar al proceso anaerobio.

10. Digestión Anaerobia de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos pre-tratados y sin pre-tratar en reactores de 1 L

10.1. Introducción

La composición química y estructura de los materiales lignocelulósicos dificulta la velocidad de biodegradación de residuos sólidos orgánicos. Se ha reportado que la hidrólisis de la materia orgánica a compuestos solubles es el paso limitante de los procesos anaeróbicos. La baja tasa de biodegradación debido a la etapa de hidrólisis en sólidos, principalmente lignocelulósicos, es el principal obstáculo para la difusión de la tecnología de digestión anaerobia de residuos sólidos (Mata-Alvarez *et al.*, 2000). Pre-tratamientos aerobios tales como el compostaje puede ser un método eficaz para obtener una mayor hidrólisis de sustratos complejos debido a la mayor producción de enzimas hidrolíticas, que son inducidas por el aumento del crecimiento microbiano (Ariunbaatar *et al.*, 2014). El aumento en la actividad microbiana por unidad de área, se puede lograr no solo mediante la inoculación del sustrato, sino también por el uso de enzimas (Cesaro & Belgiorno, 2014). Lim and Wang (2013) realizaron un pre-tratamiento aeróbico el cual produjo un incremento de las bacterias hidrolíticas y acidogénicas obteniendo una mayor hidrolisis de los sólidos.

10.2. Objetivo de la sección:

- Demostrar que el pre-tratamiento aerobio favorece la tasa de producción y producción total de metano.

10.3. Metodología

Se utilizó la fracción orgánica de dos tipos de residuos sólidos urbanos en estos ensayos: a) la fracción orgánica recolectada selectivamente proveniente de la planta de compostaje industrial en Manresa, Cataluña (España) y b) la fracción orgánica realizada (FORSU simulada) con la siguiente composición (% p/p): pasta cocida, 17; pan, 7; componentes de ensalada, tomates, 17; manzanas, 17; naranjas, 17; carne cocida, 7 y servilletas de papel 1%. Esta es una composición característica en la fracción orgánica de los residuos urbanos en Cataluña, España (Agencia de Residuos de Catalunya, 2006; Puyuelo *et al.* 2013). La digestión anaerobia se llevó a cabo de acuerdo con lo descrito en Materiales y métodos realizando los tratamientos indicados en la Tabla 10.1. Para el Ensayo se realizaron ocho tratamientos los cuales contenían FORSU simulada o FORSU 1 según correspondiera. En los ensayos se utilizaron blancos los cuales contenían celulosa, estos se utilizaron para conocer la actividad microbiana en el inóculo, de igual forma se observó la producción de biogás de cada inóculo la cual se utilizó para conocer que parte del gas producido en cada tratamiento correspondía al material tratado y cuanto a la producción del biogás generado por propio inóculo.

Tabla 10.1 Digestión Anaerobia de los siguientes tratamientos.

Tratamientos	Material tratado
1	FORSU simulada
2	FORSU simulada más FORSU 1 pre-tratada (50:50 p/p)
3	FORSU simulada más FORSU 1 extracto
4	FORSU 1
5	FORSU 1 pre-tratada (control)
6	FORSU 1 extracto (control)
7	Celulosa (blanco 1)
8	Inóculo más agua (blanco 2)

La muestra FORSU 1 extracto, se refiere a la extracción de la parte soluble de la muestra pre-tratada. La extracción se realizó en una relación 1 g de muestra en 5 mL de agua durante 20 min a una agitación de 200 rpm. Así mismo las muestras pre-tratadas son las muestras previamente degradadas vía aerobia. La digestión anaerobia se llevó a cabo en reactores tubulares de 1 L. Con el objetivo de tener condiciones favorables para la

metanogénesis los reactores fueron empacados con una relación inóculo/sustrato indicada en la Tabla 10.2 y a una humedad del 90 %. El inóculo provenía del digester anaerobio de una planta de tratamiento biológico-mecánico, en Barcelona, Cataluña (España). El cual presento una humedad de 88.61 ± 0.53 , sólidos volátiles 58.64 ± 0.37 y un pH 8.1. La producción de biogás generada se normalizó con respecto a la FORSU simulada, restando la producción de gas de los controles correspondientes. Es decir, a la producción de gas de FORSU simulada más FORSU 1 pre-tratada (Tratamiento 2) se le restó la producción de FORSU pre-tratada (Tratamiento 5), de esta forma, en el Tratamiento 4 solo se observaría la producción de gas correspondiente a la FORSU simulada.

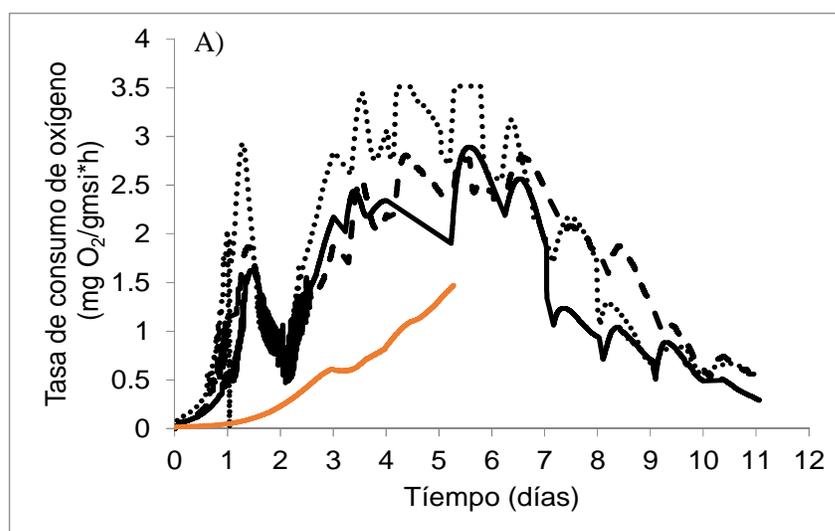
Tabla 10.2 Relación sólidos volátiles (SV) inóculo/sólidos volátiles (SV) sustrato.

Material Biológico	g SV inóculo/g SV sustrato
FORSU simulada	3.27
FORSU simulada más FORSU 1 pre-tratada	2.37
FORSU simulada más extracto de FORSU 1	2.11
FORSU 1	2.31
FORSU 1 pre-tratada	1.85
FORSU extracto	5.91

10.4. Resultados y Discusión

10.4.1. Degradación aerobia de la FORSU 1 para su utilización posterior en la digestión anaerobia

La tasa de consumo, el consumo total de oxígeno y la temperatura, se muestran, en la Figura 10.1 A), B) y C), respectivamente, durante la degradación aerobia. La tasa de consumo de oxígeno no presentó variaciones considerables, con una menor tasa de consumo de oxígeno debido probablemente a que la muestra fue congelada durante se realizaba el análisis de la degradación aerobia del material degradado. El consumo acumulado de oxígeno de igual forma fue menor a las muestras sin congelar utilizadas inicialmente. Por otra parte, la temperatura, se incrementó paulatinamente durante todos los procesos de degradación con un valor máximo de 60 °C en el día 5, momento en el que se detuvo el proceso aerobio para utilizar este material y su extracto enzimático en la digestión anaerobia. El consumo total de oxígeno por otra parte, presentó un comportamiento similar en ambas FORSU, presentando un máximo próximo a 100 mg O₂/gmsi.



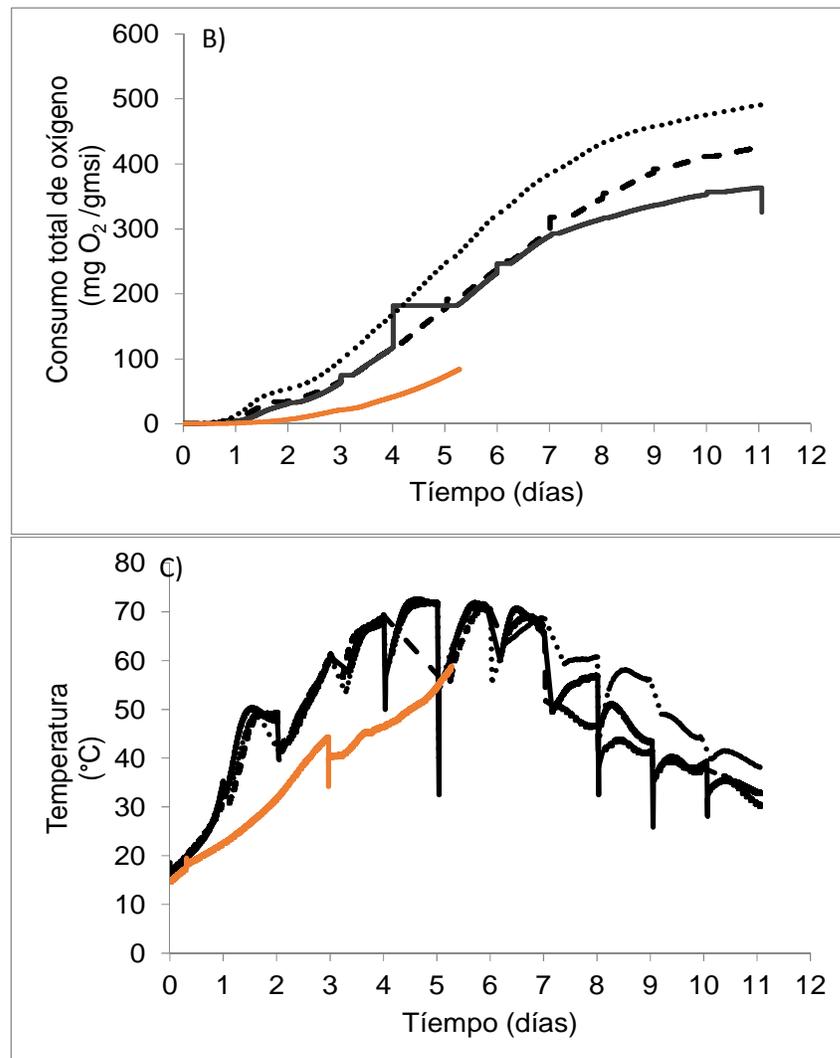


Figura 10.1 Tasa de consumo de oxígeno (A), Consumo total de oxígeno (B) y Temperatura (C), durante el proceso de pre-degradación aerobio de FORSU.

10.4.1.1. Determinación del pH, conductividad y azúcares reductores de la FORSU 1 después de la degradación aerobia

El pH es uno de los factores más importantes en la digestión anaerobia, en la Tabla 10.3 se observa que el pH en la muestra pre-tratada se incrementó en comparación con la muestra sin pre-tratar lo cual es benéfico para las bacterias metanogénicas. Se ha reportado un rango muy estrecho de pH 7 a 8 como apropiado para la digestión anaerobia (Raposo *et al.*, 2012). La humedad disminuyó en la muestra pre-tratada. El porcentaje de sólidos volátiles en el pre-tratamiento no mostró una variación considerable entre las muestra pre-tratadas y no

pre-tratadas, lo cual pudiera ser algo favorable ya que se ha observado en algunos pre-tratamientos una disminución considerable de sólidos volátiles reduciendo el potencial metanogénico de la muestra pre-tratada. Brummeler and Koster (1990) reportaron una pérdida del 19.5% sólidos volátiles (SV) realizando un tratamiento de pre-compostaje de la FORSU. No está claro en la literatura, que son períodos cortos y largos de pre-tratamiento, debido a la pérdida de sólidos volátiles ya que puede provocar menores rendimientos de biogás y una metanogénesis más lenta. Sin embargo, Gerassimidou *et al.* (2013) mostraron que un pre-tratamiento aerobio corto (8 días) de la FORSU, aumentó el potencial de biogás en comparación con la FORSU sin pre-tratar, favoreciendo a un establecimiento más rápido de la fase metanogénica.

Sin embargo, los azúcares reductores, sí presentaron una disminución en las muestras pre-tratadas. La actividad enzimática en el extracto de la FORSU 1 pre-tratada al 5 día, presentó las siguientes actividades enzimáticas: amilasa 0.77 U/gms, celulosa 1.18 U/gms y proteasa 9.3 U/gms. La adición de enzimas específicas tales como carbohidrasa, proteasa y lipasa pueden mejorar la etapa de hidrólisis en la digestión anaerobia (Kiran *et al.*, 2015).

Tabla 10.3 Características de la FORSU.

Material biológico	pH	Humedad (%)	SV (%)	Azúcares. reductores (mg*gmsi ⁻¹)
FORSU simulada	4.74	79 ± 1.8	97 ± 0.58	90.97 ± 0.57
FORSU 1 sin pre-tratar	5.61	61 ± 2.3	74 ± 1.2	55.15 ± 2.4
FORSU 1 pre-tratada	6.35	51 ± 2.9	77 ± 2.1	7.97 ± 0.43

10.4.2. Producción de biogás (metano)

La producción de biogás, se presenta, en la Figura 10.2, así como el ajuste al modelo de Gompertz en cada tratamiento que se llevó a cabo durante la digestión anaerobia. Los parámetros obtenidos a partir del modelo de Gompertz, se muestran en la Tabla 10.4. La máxima producción de biogás se observó en la FORSU simulada más FORSU 1 pre-tratada con 954.97 L/kg SV, así como, la constante de producción de biogás de 163.47 L/kg SV*día. Las etapas de latencia fueron muy cortas, no observándose en la FORSU simulada más extracto de FORSU 1. La composición del biogás producido durante la digestión anaerobia se

muestra en la Tabla 10.5 observando un porcentaje de metano similar en todos los tratamientos.

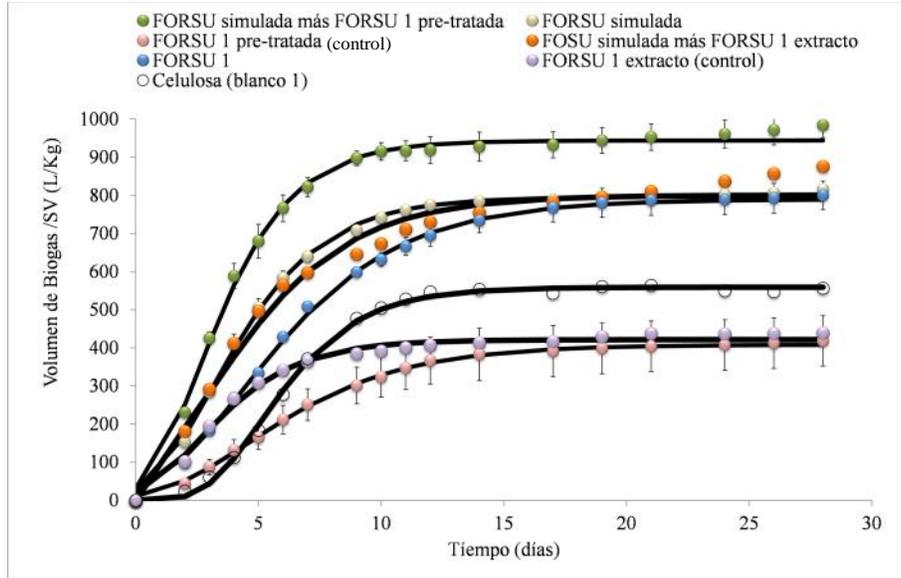


Figura 10.2 Producción de Biogás durante la Digestión Anaerobia y ajuste al modelo de Gompertz. Ensayo 1, las barras que se presentan son las desviaciones estándar de cada tratamiento.

Tabla 10.4 Parámetros estimados por medio del modelo de Gompertz mostrado en la sección 3 de materiales y métodos de la producción de Biogás. Donde, Bio_{max} , es la máxima producción de biogás, k_{Bio} , es la constante de producción de biogás, y t_0 la fase de latencia.

Residuo	Bio_{max}	k_{Bio}	t_0	R^2
	Biogás (L _{std})*(kg SV) ⁻¹	Biogás (L _{std})*(kg SV*día) ⁻¹		
FORSU simulada	802.98 ± 5.3	116.81 ± 4.5	0.62 ± 0.14	0.99
FORSU simulada más FORSU 1 pre-tratada	954.97 ± 8.2	163.47 ± 9.5	0.50 ± 0.19	0.99
FORSU simulada más FORSU extracto	830.18 ± 16	84.32 ± 7.5	0 ± 0.46	0.97
FORSU 1	796.89 ± 5.8	81.08 ± 2.5	0.82 ± 0.15	0.99
FORSU 1 pre-tratada	413.24 ± 2.9	42.03 ± 1.3	1.03 ± 0.15	0.99
FORSU 1 extracto	426.56 ± 5.1	69.56 ± 5.5	0.35 ± 0.26	0.98

Tabla 10.5 Composición del Biogás Producido durante la digestión anaerobia de la FORSU y MOR.

Material Biológico	CH ₄ (%)
FORSU simulada	64.30 ± 2.4
FORSU simulada más FORSU 1 pre-tratada	63.10 ± 1.7
FORSU 1 simulada más FORSU 1 extracto	65.12 ± 0.6
FORSU 1	66.02 ± 1.6
FORSU 1 pre-tratada	64.90 ± 1.1
FORSU 1 extracto	64.41 ± 1.9
Celulosa	65.94 ± 1.9

La producción de biogás y metano se incrementaron 19% y 16.7% respectivamente para el tratamiento de la FORSU simulada más FORSU 1 pre-tratada. El pre-tratamiento aeróbico de la FORSU, antes de la digestión anaerobia, ha demostrado que incrementa la producción de biogás en la digestión anaerobia (Ariunbaatar *et al.*, 2014; Gerassimidou *et al.*, 2013). Esto es debido a la hidrólisis y la descomposición de material lignocelulósico en el pre-tratamiento aeróbico que permite la hidrólisis más rápida y por lo tanto, acelera la descomposición de los desechos, en la etapa anaerobia posterior, sin necesidad de retirar la mayor parte del carbono. Se ha reportado que el rendimiento de metano se incrementa cuando la relación SV inóculo/SV sustrato se incrementa (Raposo *et al.* 2009). En el tratamiento de FORSU simulada más FORSU extracto no se observó un incremento significativo en la producción de biogás (metano) esto posiblemente se debió a que a la relación de SV inóculo/SV sustrato fue menor a la de los tratamientos con la FORSU simulada. No obstante, el efecto positivo en la producción de biogás cuando se utilizó la FORSU pre-tratada como un co-sustrato se puede explicar como un efecto sinérgico, siendo la co-digestión anaerobia el tratamiento simultáneo de varios residuos orgánicos sólidos o líquidos. Las ventajas del proceso de co-digestión son: dilución de compuestos tóxicos potenciales presentes en cualquier co-sustratos involucrados; adecuando el contenido de humedad y pH; aumento del contenido de material biodegradable; ampliar la gama de cepas bacterianas involucradas en el proceso, etc. (Esposito *et al.*, 2012a). Parawira *et al.* (2004) co-digerido residuos de patata y residuos de remolacha con un rendimiento de metano de $680 \pm 6 \text{ m}_{(\text{std.})}^3 \text{ tonelada}^{-1} \text{ SV}$, por

lo cual la co-digestión mejoró la producción de metano acumulado y mejoró el rendimiento de metano de 31 a 62 % en comparación con la digestión de residuos únicamente de papa. Tian *et al.* (2015) realizó la co-digestión anaerobia de los residuos de cocina y estiércol de cerdo que se llevó a cabo a temperatura mesofílica (35 ± 1 °C). La co-digestión de residuos de cocina y estiércol de cerdo se observó como una forma para mejorar la producción de metano en comparación con la digestión por separado de residuos de cocina o estiércol de cerdo. La relación de 1:1 tiene la más alta biodegradabilidad de 85.03 % y un rendimiento de metano 409.5 mL/g SV. Wu *et al.* (2016) estudió la co-digestión de residuos de alimentos y residuos de grasa en una trampa de aceite para mejorar la producción de biogás. La co-digestión aumentó el rendimiento de biogás en un 19 % en el digestor mesófilo y un rendimiento de biogás de 0.60 L/g SV añadido. En la Tabla 10.6 se muestran los rendimientos de metano obtenidos en trabajos anteriores, la máxima producción de metano obtenido en las muestras analizadas correspondió a la FORSU simulada más FORSU 1 pre-tratada con 601 ± 5 CH₄ (L_{std.})(kg SV)⁻¹.

Tabla 10.6 Datos reportados de la producción de metano.

Co – substrato	Relación de SV	Producción de CH ₄ (m ³ _{std.} * ton SV ⁻¹ añadido)	Referencia
Estiércol de cerdo: rastrojo de maíz	75 : 25	210	Fujita <i>et al.</i> (1980)
Estiércol de cerdo: residuos de patata	80 : 20	300 – 330	Kaparaju <i>et al.</i> (2002)
Estiércol de cerdo: paja de trigo	75 : 25	240	
Estiércol de vaca: ensilaje del forraje de remolacha	83 : 17	400	Weiland (2003)
Estiércol de vaca: residuos de frutas y vegetales	50 : 50	450	Callaghan <i>et al.</i> (2002)
Estiércol de vaca : hojas de remolacha	70 : 30	229 ± 50	Lehtomäki <i>et al.</i> (2007)
Estiércol de búfalo: ensilaje de maíz	70 : 30	358.23 ± 44.15	Esposito <i>et al.</i> (2012b)
Desperdicios de leche : pasta	75 : 25	353.5	
Desperdicios de leche : aceite usado	75 : 25	360.6	Labatut <i>et al.</i> (2011)
FORSU : aceite vegetal	83 : 17	699 ± 6	
FORSU : grasa animal	83 : 17	508 ± 16	
FORSU : celulosa	83 : 17	254 ± 10	Ponsá <i>et al.</i> (2011)
FORSU : proteína	83 : 17	288 ± 7	
FORSU pre-tratada : FORSU simulada	64 : 36	601 ± 5	Este trabajo

10.5. Conclusión de la sección:

- El balance de hidrólisis de biopolímeros y consumo de nutrientes permitió aumentar la producción de biogás y metano 19% y 16.7% respectivamente, para el tratamiento de la FORSU simulada más FORSU 1 pre-tratada aeróbicamente, alcanzando valores de $601 \pm 5 \text{ CH}_4 (\text{L}_{\text{std.}})^* (\text{kg SV})^{-1}$.
- Los azúcares reductores disminuyeron en las muestras pre-tratadas aeróbicamente, sin embargo no disminuyó el contenido de sólidos volátiles presentes en las muestras, por otra parte, el pH de las muestras tratadas se incrementó, lo cual favorece a la digestión anaerobia.

Discusión general

La producción de residuos sólidos urbanos se incrementa continuamente, una alternativa para el tratamiento de estos residuos son los tratamientos biológicos como la degradación aerobia (compostaje) y la digestión anaerobia. Ambos tratamientos presentan ventajas y desventajas, una de las ventajas de la degradación aerobia es la producción de enzimas e hidrólisis de la materia orgánica, este paso es el principal cuello de botella en la digestión anaerobia. En este trabajo, se estudiaron en primera instancia, los factores que más importantes que influyen en la degradación aerobia de la FORSU como: La tasa de aireación, el pH inicial, la presencia de un inóculo y su nivel de este, la relación C/N y la temperatura del proceso. Durante el análisis de la tasa de aireación (vkgm) se observó que esta puede determinar el metabolismo de los microorganismos presentes (fermentativo u oxidativo). La concentración de oxígeno reportada a la salida del reactor es muy amplia (5 a 18%) como se señala en la literatura (Magalhaes *et al.*, 1993; Puyuelo *et al.*, 2010), es evidente que una tasa de aireación de 0.5 vkgm asegurará las condiciones aerobias del proceso mejorando de esta forma la mineralización de la FORSU. Usando la tasa de aireación como criterio de escalamiento se logró extrapolar el proceso de una escala laboratorio (100 g) a un reactor escala piloto con 15.81 kg de FORSU. El pH inicial tiene efecto en la degradación aerobia de la FORSU, la mayor mineralización se obtuvo a pH inicial de 6 (272 ± 16 mg/gmsi) lo cual concuerda con la reportado por Sundberg *et al.* (2004) y coincide con el valor de pH inicial (5.2-5.5) de residuos frescos de este estudio.

La inoculación del proceso con un consorcio microbiano (proveniente de la planta de compostaje del Bordo Poniente) a un nivel de 8 %, así como una relación de C/N de 30 mejoró la producción total de CO₂ hasta alcanzar 432 mg CO₂/gmsi. Zhu (2007) reportó de igual forma que una relación de C/N de 30 favorece los procesos de degradación aerobia. Por otra parte, Hassen *et al.* (2001) mencionaron que la mayor biodiversidad de microorganismos se presenta durante los primeros 25 – 30 días de proceso y con ello se logra la mayor tasa de degradación. La tasa de producción y producción total de CO₂ fueron más elevadas a una temperatura de 25 – 35 °C, lo cual sugiere que la mayoría de los microorganismos presentes en el proceso eran organismos mesófilos (Miller, 1996). Una parte de este trabajo se realizó en

Universidad Autónoma de Barcelona y ahí se estudió la degradación aerobia de residuos provenientes de una planta de compostaje industrial en reactores (10 L) con 6 kg de residuos. El análisis de la actividad enzimática en los residuos, su fracción soluble y la actividad respiratoria mostró que en el día 5 del proceso de degradación aerobia podría ser un momento adecuado para detener el proceso aerobio y posteriormente seguir con la digestión anaerobia de los residuos.

Se ha reportado que periodos cortos de pre-tratamientos aerobios pueden mejorar el rendimiento de la digestión anaerobia (Gerassimidou *et al.*, 2013). La degradación aerobia de los residuos provenientes de una planta de compostaje industrial en Barcelona se detuvo al quinto día de proceso y se utilizó este material para realizar la digestión anaerobia, al combinar la FORSU 1 pre-tratada más la FORSU simulada. El balance de hidrólisis de biopolímeros y consumo de nutrientes permitió aumentar la producción de biogás y metano 19% y 16.7%, respectivamente, para el tratamiento de la FORSU simulada más FORSU 1 pre-tratada aeróbicamente, alcanzando valores de $601 \pm 5 \text{ CH}_4 (\text{L}_{\text{std.}})^* (\text{kg SV})^{-1}$, es decir, 164 kg de CH_4 /ton de RSO base húmeda, considerando un 77% de humedad en los RSO frescos y una fracción de SV de 0.6 aproximadamente. Este rendimiento obtenido en un sistema experimental modelo señala que es posible producir altas concentraciones de metano a partir de la FORSU.

La propuesta aquí descrita permite establecer bases tecnológicas para la obtención de energía a partir de los residuos sólidos orgánicos y de un residuo estable derivado del proceso.

Conclusiones generales

- En este trabajo se caracterizó la degradación aerobia de la FORSU bajo condiciones controladas, y se logró tener un proceso acelerado de mineralización de los RSO alcanzando una producción de 450 g CO₂/ kg RSO.
- Los factores principales estudiados la tasa de aireación, el pH inicial, el nivel de inoculación con un consorcio microbiano, la relación C/N y la temperatura. Las mejores condiciones de mineralización se encontraron a pH inicial de 6, un nivel de inoculación de 8%, C/N de 30 y temperatura de 30°C.
- La tasa de aireación fue el criterio de escalamiento usado para pasar de nivel laboratorio a nivel piloto, se obtuvieron valores similares de producción de CO₂ en un tiempo similar.
- El pre-tratamiento aerobio corto (5 d) favoreció la digestión anaerobia, debido a que no disminuyó el contenido de sólidos volátiles presentes en las muestras e incrementó el pH de las muestras tratadas. Asimismo, se demostró la presencia de actividades enzimáticas hidrolíticas que explican la degradación de biopolímeros. El resultado global de esta estrategia permitió incrementar la producción de biogás y metano en un 19% y 16.7%, respectivamente, para el tratamiento de la FORSU simulada más FORSU 1 pre-tratada aeróbicamente. La generación de metano alcanzó valores de $601 \pm 5 \text{ CH}_4 (\text{L}_{\text{std.}})^* (\text{kg SV})^{-1}$.

Perspectivas

- Con base en los trabajos realizados en la degradación aerobia de la FORSU se sugiere seguir estudiando y analizando el proceso a nivel piloto, con la finalidad de comprender mejor este proceso a nivel piloto y plantear su posible aplicación industrial.
- En este mismo sentido debido a la alta producción de CO₂, será de interés la captura de este gas para diferentes aplicaciones, entre ellas la utilización como sustrato para microalgas y su posible transformación a biocombustibles.
- La utilización de la degradación aerobia como pre-tratamiento a la digestión anaerobia es una consideración importante que se deberá analizar con mayor profundidad.
- El estudio de las poblaciones microbianas y su posible afectación por cambios ambientales como la tasa de aireación (vkgm) observada en este trabajo también es un factor importante a considerar para una mayor comprensión del proceso.
- Los resultados de este trabajo permiten hacer estimaciones del tamaño de los bioreactores necesarios para atender las necesidades de un cierta población.

Referencias

1. Adani, f., ubbiali, c., generini, p. 2006. The determination of biological stability of composts using the dynamic respiration index: the results of experience after two years. *Waste manag*, 26(1), 41-8.
2. Africa, p.-s. 2010. Solid waste management in the world's cities. *Solid waste management in the world's cities: water and sanitation in the world's cities 2010*, 30.
3. Alef, k., nannipieri, p. 1995. *Methods in applied soil microbiology and biochemistry*. Academic press.
4. Ansell, r., granath, k., hohmann, s., thevelein, j.m., adler, l. 1997. The two isoenzymes for yeast nad⁺-dependent glycerol 3-phosphate dehydrogenase encoded by *gpd1* and *gpd2* have distinct roles in osmoadaptation and redox regulation. *The embo journal*, 16(9), 2179-2187.
5. Appels, l., baeyens, j., degreve, j., dewil, r. 2008. Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. *Progress in energy and combustion science*, 34(6), 755-781.
6. Ariunbaatar, j., panico, a., esposito, g., pirozzi, f., lens, p.n. 2014. Pretreatment methods to enhance anaerobic digestion of organic solid waste. *Applied energy*, 123, 143-156.
7. Arslan, e.i., ünlü, a., topal, m. 2011. Determination of the effect of aeration rate on composting of vegetable–fruit wastes. *Clean–soil, air, water*, 39(11), 1014-1021.
8. Bari, q.h., koenig, a. 2001. Effect of air recirculation and reuse on composting of organic solid waste. *Resources, conservation and recycling*, 33(2), 93-111.
9. Barrena, r., gea, t., ponsá, s., ruggieri, l., artola, a., font, x., sánchez, a. 2011a. Categorizing raw organic material biodegradability via respiration activity measurement: a review. *Compost science and utilization*, 19(2), 105-113.
10. Barrena, r., pagans, e., faltys, g., sánchez, a. 2006. Effect of inoculation dosing on the composting of source-selected organic fraction of municipal solid wastes. *Journal of chemical technology and biotechnology*, 81(3), 420-425.
11. Barrena, r., turet, j., busquets, a., farrés, m., font, x., sánchez, a. 2011b. Respirometric screening of several types of manure and mixtures intended for composting. *Bioresource technology*, 102(2), 1367-1377.
12. Beck-friis, b., smårs, s., jönsson, h., eklind, y., kirchmann, h. 2003. Composting of source-separated household organics at different oxygen levels: gaining an understanding of the emission dynamics. *Compost science & utilization*, 11(1), 41-50.
13. Beck-friis, b., smårs, s., jönsson, h., kirchmann, h. 2001. Se—structures and environment: gaseous emissions of carbon dioxide, ammonia and nitrous oxide from organic household waste in a compost reactor under different temperature regimes. *Journal of agricultural engineering research*, 78(4), 423-430.
14. Brummeler, e.t., koster, i.w. 1990. Enhancement of dry anaerobic batch digestion of the organic fraction of municipal solid waste by an aerobic pretreatment step. *Biological wastes*, 31(3), 199-210.
15. Callaghan, f., wase, d., thayanithy, k., forster, c. 2002. Continuous co-digestion of cattle slurry with fruit and vegetable wastes and chicken manure. *Biomass and bioenergy*, 22(1), 71-77.

16. Cariello, m.e., castañeda, l., riobo, i., gonzález, j. 2007. Endogenous microorganisms inoculant to speed up the composting process of urban swage sludge. *Revista de la ciencia del suelo y nutrición vegetal*, 7, 26-35.
17. Carrizalez, v., rodriguez, h., sardina, i. 1981. Determination of the specific growth of molds on semisolid cultures. *Biotechnology and bioengineering*, 23(2), 321-333.
18. Cesaro, a., belgiorno, v. 2014. Pretreatment methods to improve anaerobic biodegradability of organic municipal solid waste fractions. *Chemical engineering journal*, 240, 24-37.
19. Criddle, r., fontana, a., rank, d., paige, d., hansen, l., breidenbach, r. 1991. Simultaneous measurement of metabolic heat rate, co₂ production, and o₂ consumption by microcalorimetry. *Analytical biochemistry*, 194(2), 413-417.
20. Chen, y., cheng, j.j., creamer, k.s. 2008. Inhibition of anaerobic digestion process: a review. *Bioresource technology*, 99(10), 4044-4064.
21. De bertoldi, m.d., vallini, g.e., pera, a. 1983. The biology of composting: a review. *Waste management & research*, 1(1), 157-176.
22. De guardia, a., petiot, c., rogeau, d. 2008a. Influence of aeration rate and biodegradability fractionation on composting kinetics. *Waste management*, 28(1), 73-84.
23. De guardia, a., petiot, c., rogeau, d., druilhe, c. 2008b. Influence of aeration rate on nitrogen dynamics during composting. *Waste management*, 28(3), 575-587.
24. Del carmen vargas-garcía, m., suárez-estrella, f.f., lópez, m.j., moreno, j. 2006. Influence of microbial inoculation and co-composting material on the evolution of humic-like substances during composting of horticultural wastes. *Process biochemistry*, 41(6), 1438-1443.
25. Diaz, m., madejón, e., lopez, f., lopez, r., cabrera, f. 2002. Optimization of the rate vinasse/grape marc for co-composting process. *Process biochemistry*, 37(10), 1143-1150.
26. Eckenfelder, w.w., patoczka, j., pulliam, g. 1988. Anaerobic versus aerobic treatment in the usa. *Anaerobic digestion 1988, proceedings of the 5th international symposium on anaerobic digestion*, pergamon press, oxford, uk. Pp. 105-114.
27. Ekinici, k., keener, h., akbolat, d. 2006. Effects of feedstock, airflow rate, and recirculation ratio on performance of composting systems with air recirculation. *Bioresource technology*, 97(7), 922-932.
28. Eklind, y., kirchmann, h. 2000. Composting and storage of organic household waste with different litter amendments. II: nitrogen turnover and losses. *Bioresource technology*, 74(2), 125-133.
29. Engelhardt, w. 1974. On the dual role of respiration. *Molecular and cellular biochemistry*, 5(1), 25-33.
30. Esposito, g., frunzo, l., giordano, a., liotta, f., panico, a., pirozzi, f. 2012a. Anaerobic co-digestion of organic wastes. *Reviews in environmental science and bio/technology*, 11(4), 325-341.
31. Esposito, g., frunzo, l., liotta, f., panico, a., pirozzi, f. 2012b. Bio-methane potential tests to measure the biogas production from the digestion and co-digestion of complex organic substrates. *Open environ. Engine j*, 5, 1-8.

32. Fernández, a., sanchez, a., font, x. 2005. Anaerobic co-digestion of a simulated organic fraction of municipal solid wastes and fats of animal and vegetable origin. *Biochemical engineering journal*, 26(1), 22-28.
33. Flavel, t.c., murphy, d.v. 2006. Carbon and nitrogen mineralization rates after application of organic amendments to soil. *Journal of environment quality*, 35(1), 183-193.
34. Forney, l.j., zhou, x., brown, c.j. 2004. Molecular microbial ecology: land of the one-eyed king. *Current opinion in microbiology*, 7(3), 210-220.
35. Fujita, m., scharer, j., moo-young, m. 1980. Effect of corn stover addition on the anaerobic digestion of swine manure. *Agricultural wastes*, 2(3), 177-184.
36. Gajalakshmi, s., abbasi, s.a. 2008. Solid waste management by composting: state of the art. *Critical reviews in environmental science and technology*, 38(5), 311-400.
37. Garcia-ochoa, f., gomez, e., santos, v.e., merchuk, j.c. 2010. Oxygen uptake rate in microbial processes: an overview. *Biochemical engineering journal*, 49(3), 289-307.
38. Garg, l.c., maren, t.h. 1972. The rates of hydration of carbon dioxide and dehydration of carbonic acid at 37. *Biochimica et biophysica acta (bba)-general subjects*, 261(1), 70-76.
39. Gerassimidou, s., evangelou, a., komilis, d.p. 2013. Aerobic biological pretreatment of municipal solid waste with a high content of putrescibles: effect on landfill emissions. *Waste management & research*, 0734242x13493959.
40. Gerhardt, p., murray, r., wood, w.a., krieg, n.r. 1994. *Methods for general and molecular bacteriology*. American society for microbiology washington, dc.
41. Ghose, t. 1987. Measurement of cellulase activities. *Pure and applied chemistry*, 59(2), 257-268.
42. Golueke, c.g., card, b.j., mcgauey, p. 1954. A critical evaluation of inoculums in composting. *Applied microbiology*, 2(1), 45.
43. Gómez, m., baldini, m., marcos, m., martínez, a., fernández, s., reyes, s. 2012. Aerobic microbial activity and solid waste biodegradation in a landfill located in a semi-arid region of argentina. *Annals of microbiology*, 62(2), 745-752.
44. Goyal, s., dhull, s.k., Kapoor, k.k. 2005. Chemical and biological changes during composting of different organic wastes and assessment of compost maturity. *Bioresource technology*, 96(14), 1584-1591.
45. Güelfo, l.f.-, álvarez-gallego, c., márquez, d.s., garcía, l.r. 2011. Biological pretreatment applied to industrial organic fraction of municipal solid wastes (ofmsw): effect on anaerobic digestion. *Chemical engineering journal*, 172(1), 321-325.
46. Guo, r., li, g., jiang, t., schuchardt, f., chen, t., zhao, y., shen, y. 2012. Effect of aeration rate, c/n ratio and moisture content on the stability and maturity of compost. *Bioresource technology*, 112(0), 171-178.
47. Hamelers, h.v.m. 2001. A mathematical model for composting kinetics. Wageningen universiteit.
48. Hassen, a., belguith, k., jedidi, n., cherif, a., cherif, m., boudabous, a. 2001. Microbial characterization during composting of municipal solid waste. *Bioresource technology*, 80(3), 217-225.
49. Haug, r.t. 1993. *The practical handbook of compost engineering*. Crc press.

50. He, y., xie, k., xu, p., huang, x., gu, w., zhang, f., tang, s. 2013. Evolution of microbial community diversity and enzymatic activity during composting. *Research in microbiology*, 164(2), 189-198.
51. Hernández-rodríguez, b., córdova, j., bárzana, e., favela-torres, e. 2009. Effects of organic solvents on activity and stability of lipases produced by thermotolerant fungi in solid-state fermentation. *Journal of molecular catalysis b: enzymatic*, 61(3-4), 136-142.
52. Herrmann, r.f., shann, j.r. 1993. Enzyme activities as indicators of municipal solid waste compost maturity. *Compost science & utilization*, 1(4), 54-63.
53. Horisawa, s., sakuma, y., tamai, y., doi, s., terazawa, m. 2001. Effect of environmental temperature on a small-scale biodegradation system for organic solid waste. *Journal of wood science*, 47(2), 154-158.
54. Hošek, b., novák, l. 1967. Method of the continuous measurement of respiration in bacterial cultures. *Folia microbiologica*, 12(6), 569-571.
55. Huang, d.-l., zeng, g.-m., feng, c.-l., hu, s., lai, c., zhao, m.-h., su, f.-f., tang, l., liu, h.-l. 2010. Changes of microbial population structure related to lignin degradation during lignocellulosic waste composting. *Bioresource technology*, 101(11), 4062-4067.
56. Hubbe, m.a., nazhad, m., sánchez, c. 2010. Composting as a way to convert cellulosic biomass and organic waste into high-value soil amendments: a review. *Bioresources*, 5(4), 2808-2854.
57. Huber, d.j., karakurt, y., jeong, j. 2001. Pectin degradation in ripening and wounded fruits. *Revista brasileira de fisiologia vegetal*, 13(2), 224-241.
58. Jakobsen, s.t. 1994. Aerobic decomposition of organic wastes i. Stoichiometric calculation of air change. *Resources, conservation and recycling*, 12(3), 165-175.
59. Jiang, t., schuchardt, f., li, g., guo, r., zhao, y. 2011. Effect of c/n ratio, aeration rate and moisture content on ammonia and greenhouse gas emission during the composting. *Journal of environmental sciences*, 23(10), 1754-1760.
60. Johri, b.n., jain, s., chouhan, s. 1985. Enzymes from thermophilic fungi: proteases and lipases. *Proceedings: plant sciences*, 94(2-3), 175-196.
61. Jurado, m.m., suárez-estrella, f., vargas-garcía, m.c., lópez, m.j., lópez-gonzález, j.a., moreno, j. 2014. Evolution of enzymatic activities and carbon fractions throughout composting of plant waste. *Journal of environmental management*, 133, 355-364.
62. Kaparaju, p., luostarinen, s., kalmari, e., kalmari, j., rintala, j. 2002. Co-digestion of energy crops and industrial confectionery by-products with cow manure: batch-scale and farm-scale evaluation. *Water science & technology*, 45(10), 275-280.
63. Kayıkçio lu, h.h., okur, n. 2011. Evolution of enzyme activities during composting of tobacco waste. *Waste management & research*, 0734242x10392813.
64. Khalid, a., arshad, m., anjum, m., mahmood, t., dawson, l. 2011. The anaerobic digestion of solid organic waste. *Waste management*, 31(8), 1737-1744.
65. Kiran, e.u., trzcinski, a.p., liu, y. 2015. Enhancing the hydrolysis and methane production potential of mixed food waste by an effective enzymatic pretreatment. *Bioresource technology*, 183, 47-52.
66. Komilis, d., kontou, i., ntougiass, s. 2011. A modified static respiration assay and its relationship with an enzymatic test to assess compost stability and maturity. *Bioresource technology*, 102(10), 5863-5872.

67. Komilis, d.p., ham, r.k. 2006. Carbon dioxide and ammonia emissions during composting of mixed paper, yard waste and food waste. *Waste management*, 26(1), 62-70.
68. Kulcu, r., yaldiz, o. 2004. Determination of aeration rate and kinetics of composting some agricultural wastes. *Bioresource technology*, 93(1), 49-57.
69. Kumar, m., ou, y.-l., lin, j.-g. 2010. Co-composting of green waste and food waste at low c/n ratio. *Waste management*, 30(4), 602-609.
70. Kuter, g., hoitink, h., rossman, l. 1985. Effects of aeration and temperature on composting of municipal sludge in a full-scale vessel system. *Journal (water pollution control federation)*, 309-315.
71. Laanbroek, h.j., bodelier, p.l., gerards, s. 1994. Oxygen consumption kinetics of nitrosomonas europaea and nitrobacter hamburgensis grown in mixed continuous cultures at different oxygen concentrations. *Archives of microbiology*, 161(2), 156-162.
72. Labatut, r.a., angenent, l.t., scott, n.r. 2011. Biochemical methane potential and biodegradability of complex organic substrates. *Bioresource technology*, 102(3), 2255-2264.
73. Lee, d.h., behera, s.k., kim, j.w., park, h.-s. 2009. Methane production potential of leachate generated from korean food waste recycling facilities: a lab-scale study. *Waste management*, 29(2), 876-882.
74. Lehtomäki, a., huttunen, s., rintala, j. 2007. Laboratory investigations on co-digestion of energy crops and crop residues with cow manure for methane production: effect of crop to manure ratio. *Resources, conservation and recycling*, 51(3), 591-609.
75. Lei, f., vandergheynst, j. 2000. The effect of microbial inoculation and ph on microbial community structure changes during composting. *Process biochemistry*, 35(9), 923-929.
76. Leifeld, j., siebert, s., kögel-knabner, i. 2002. Biological activity and organic matter mineralization of soils amended with biowaste composts. *Journal of plant nutrition and soil science*, 165(2), 151-159.
77. Liang, c., das, k.c., mcclendon, r.w. 2003. The influence of temperature and moisture contents regimes on the aerobic microbial activity of a biosolids composting blend. *Bioresource technology*, 86(2), 131-137.
78. Lim, j.w., wang, j.-y. 2013. Enhanced hydrolysis and methane yield by applying microaeration pretreatment to the anaerobic co-digestion of brown water and food waste. *Waste management*, 33(4), 813-819.
79. Liu, j., xu, x.-h., li, h.-t., xu, y. 2011. Effect of microbiological inocula on chemical and physical properties and microbial community of cow manure compost. *Biomass and bioenergy*, 35(8), 3433-3439.
80. Liwarska-bizukojc, e., bizukojc, m., ledakowicz, s. 2001a. Impact of temperature on aerobic biodegradation of organic fraction of municipal solid waste (ofmsw) in bioreactors. *Croatian society biotechnology, zagreb*.
81. Liwarska-bizukojc, e., bizukojc, m., ledakowicz, s. 2001b. Kinetic model for the process of aerobic biodegradation of organic fraction of municipal solid waste. *Bioprocess and biosystems engineering*, 24(3), 195-202.
82. Loera, o., córdova, j. 2003. Improvement of xylanase production by a parasexual cross between aspergillus niger strains. *Brazilian archives of biology and technology*, 46, 177-181.

83. Lu, y., wu, x., guo, j. 2009. Characteristics of municipal solid waste and sewage sludge co-composting. *Waste manag*, 29(3), 1152-7.
84. Magalhaes, a., shea, p., jawson, m., wicklund, e., nelson, d. 1993. Practical simulation of composting in the laboratory. *Waste management & research*, 11(2), 143-154.
85. Martínez-valdez, f., martínez-ramírez, c., martínez-montiel, l., favela-torres, e., soto-cruz, n., ramírez-vives, f., saucedo-castañeda, g. 2015. Rapid mineralisation of the organic fraction of municipal solid waste. *Bioresource technology*, 180, 112-118.
86. Martins, s., mussatto, s.i., martínez-avila, g., montañez-saenz, j., aguilar, c.n., teixeira, j.a. 2011. Bioactive phenolic compounds: production and extraction by solid-state fermentation. A review. *Biotechnology advances*, 29(3), 365-373.
87. Mata-alvarez, j., mace, s., llabres, p. 2000. Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives. *Bioresource technology*, 74(1), 3-16.
88. Mazaheri, d., shojaosadati, s.a. 2013. Mathematical models for microbial kinetics in solid-state fermentation: a review. *Iranian journal of biotechnology*, 11(3), 156-167.
89. Mckinley, v.l., vestal, j.r. 1984. Biokinetic analyses of adaptation and succession: microbial activity in composting municipal sewage sludge. *Applied and environmental microbiology*, 47(5), 933-941.
90. Miller, f. 1989. Matric water potential as an ecological determinant in compost, a substrate dense system. *Microbial ecology*, 18(1), 59-71.
91. Miller, f., metting jr, f. 1992. Composting as a process based on the control of ecologically selective factors. *Soil microbial ecology: applications in agricultural and environmental management.*, 515-544.
92. Miller, f.c. 1996. Composting of municipal solid waste and its components. *Microbiology of solid waste*. Crs press. P, 115-154.
93. Miller, g.l., blum, r., glennon, w.e., burton, a.l. 1960. Measurement of carboxymethylcellulase activity. *Analytical biochemistry*, 1(2), 127-132.
94. Ming, l., xuya, p., youcai, z., wenchuan, d., huashuai, c., guotao, l., zhengsong, w. 2008. Microbial inoculum with leachate recirculated cultivation for the enhancement of ofmsw composting. *Journal of hazardous materials*, 153(1-2), 885-891.
95. Mondini, c., fornasier, f., sinicco, t. 2004. Enzymatic activity as a parameter for the characterization of the composting process. *Soil biology and biochemistry*, 36(10), 1587-1594.
96. Mosher, d., anderson, r. 1977. Composting sewage sludge by high-rate suction aeration techniques—the process as conducted at bangor, me, and some guidelines of general applicability. Interim report number sw-614d. Us government printing office, washington, dc.
97. Nakasaki, k., yaguchi, h., sasaki, y., kubota, h. 1992. Effects of cn ratio on thermophilic composting of garbage. *Journal of fermentation and bioengineering*, 73(1), 43-45.
98. Nakasaki, k., yaguchi, h., sasaki, y., kubota, h. 1993. Effects of ph control on composting of garbage. *Waste management & research*, 11(2), 117-125.
99. Neilson, j.w., jordan, f.l., maier, r.m. 2013. Analysis of artifacts suggests dgge should not be used for quantitative diversity analysis. *Journal of microbiological methods*, 92(3), 256-263.

100. Nguyen, p.h.l., kuruparan, p., visvanathan, c. 2007. Anaerobic digestion of municipal solid waste as a treatment prior to landfill. *Bioresource technology*, 98(2), 380-387.
101. Okazaki, n., sugama, s., tanaka, t. 1980. Mathematical model for surface culture of koji mold : growth of koji mold on the surface of steamed rice grains (ix). *Journal of fermentation technology*, 58(5), 471-476.
102. Omemu, a., akpan, i., bankole, m., teniola, o. 2005. Hydrolysis of raw tuber starches by amylase of *aspergillus niger* am07 isolated from the soil.
103. Pantini, s., verginelli, i., lombardi, f., scheutz, c., kjeldsen, p. 2015. Assessment of biogas production from mbt waste under different operating conditions. *Waste management*, 43, 37-49.
104. Parawira, w., murto, m., read, j.s., mattiasson, b. 2005. Profile of hydrolases and biogas production during two-stage mesophilic anaerobic digestion of solid potato waste. *Process biochemistry*, 40(9), 2945-2952.
105. Parmar, n., singh, a., ward, o. 2001. Enzyme treatment to reduce solids and improve settling of sewage sludge. *Journal of industrial microbiology and biotechnology*, 26(6), 383-386.
106. Pfeffer, j.t., leiter, m., worlund, j.r. 1967. Population dynamics in anaerobic digestion. *Journal (water pollution control federation)*, 1305-1322.
107. Pirt, s. 1965. The maintenance energy of bacteria in growing cultures. *Proceedings of the royal society of london b: biological sciences*, 163(991), 224-231.
108. Pirt, s.j. 1975. *Principles of microbe and cell cultivation*. Blackwell scientific publications.
109. Ponsa, s., gea, t., sanchez, a. 2010. Different indices to express biodegradability in organic solid wastes. *Journal of environmental quality*, 39(2), 706-712.
110. Ponsá, s., gea, t., sánchez, a. 2011. Anaerobic co-digestion of the organic fraction of municipal solid waste with several pure organic co-substrates. *Biosystems engineering*, 108(4), 352-360.
111. Puyuelo, b., gea, t., sánchez, a. 2010. A new control strategy for the composting process based on the oxygen uptake rate. *Chemical engineering journal*, 165(1), 161-169.
112. Puyuelo, b., ponsá, s., gea, t., sánchez, a. 2011. Determining c/n ratios for typical organic wastes using biodegradable fractions. *Chemosphere*, 85(4), 653-659.
113. Radojkovic, d., kušić, j. 2000. Silver staining of denaturing gradient gel electrophoresis gels. *Clinical chemistry*, 46(6), 883-884.
114. Raposo, F., Borja, R., Martín, M.A., Martín, A., de la Rubia, M.A., Rincón, B. 2009. Influence of inoculum–substrate ratio on the anaerobic digestion of sunflower oil cake in batch mode: Process stability and kinetic evaluation. *Chemical Engineering Journal*, 149(1–3), 70-77.
115. Raposo, f., de la rubia, m.a., fernández-cegrí, v., borja, r. 2012. Anaerobic digestion of solid organic substrates in batch mode: an overview relating to methane yields and experimental procedures. *Renewable and sustainable energy reviews*, 16(1), 861-877.
116. Rasapoor, m., nasrabadi, t., kamali, m., hoveidi, h. 2009. The effects of aeration rate on generated compost quality, using aerated static pile method. *Waste management*, 29(2), 570-573.
117. Raut, m.p., prince william, s.p.m., bhattacharyya, j.k., chakrabarti, t., devotta, s. 2008. Microbial dynamics and enzyme activities during rapid composting of municipal solid

- waste – a compost maturity analysis perspective. *Bioresource technology*, 99(14), 6512-6519.
118. Reinhardt, t. 2002. Organic acids as a decisive limitation to process dynamics during composting of organic matter. Springer.
 119. Richard, t.l., hamelers, h., veeken, a., silva, t. 2002. Moisture relationships in composting processes. *Compost science & utilization*, 10(4), 286-302.
 120. Rodríguez-fernández, d., rodríguez-león, j., de carvalho, j., karp, s., sturm, w., parada, j., soccol, c. 2012. Influence of airflow intensity on phytase production by solid-state fermentation. *Bioresource technology*, 118, 603-606.
 121. Ryckeboer, j., mergaert, j., vaes, k., klammer, s., de clerq, d., coosemans, j., insam, h., swings, j. 2003. A survey of bacteria and fungi occurring during composting and self-heating processes. *Annals of microbiology*, 53(4), 349-410.
 122. Sadaka, s., el-taweel, a. 2003. Effects of aeration and c: n ratio on household waste composting in egypt. *Compost science & utilization*, 11(1), 36-40.
 123. Saludes, r., iwabuchi, k., kayanuma, a., shiga, t. 2007. Composting of dairy cattle manure using a thermophilic–mesophilic sequence. *Biosystems engineering*, 98(2), 198-205.
 124. Saucedo-castañeda, g., gómez, j. 1989. The effect of glucose and ammonium sulfate on kinetic acidification by heterogeneous mixed culture. *Biotechnology letters*, 11(2), 121-124.
 125. Saucedo-castañeda, g., trejo-hernández, m.r., lonsane, b.k., navarro, j.m., roussos, s., dufour, d., raimbault, m. 1994. On-line automated monitoring and control systems for co₂ and o₂ in aerobic and anaerobic solid-state fermentations. *Process biochemistry*, 29(1), 13-24.
 126. Saucedo-castañeda g., f.t.e., viniestra-gonzález g., torres-mancera m.t., figueroa-montero a., rosales zamora gabriel. . 2013. Respirometry system for the on-line monitoring of co₂ and o₂ concentration and flow rate coming from biological processes
 127. Schulze, k. 1962. Continuous thermophilic composting. *Applied microbiology*, 10(2), 108-122.
 128. Seymour, r.m., donahue, d., bourdon, m., evans, j.r., wentworth, d. 2001. Intermittent aeration for in-vessel composting of crab processing waste. *Compost science & utilization*, 9(2), 98-106.
 129. Shen, b., hohmann, s., jensen, r.g., bohnert, h.j. 1999. Roles of sugar alcohols in osmotic stress adaptation. Replacement of glycerol by mannitol and sorbitol in yeast. *Plant physiology*, 121(1), 45-52.
 130. Shu, p. 1956. Control of oxygen uptake in deep tank fermentations. *Industrial and engineering chemistry*, 48(12), 2204-2208.
 131. Smårs, s., gustafsson, l., beck-friis, b., jönsson, h. 2002. Improvement of the composting time for household waste during an initial low ph phase by mesophilic temperature control. *Bioresource technology*, 84(3), 237-241.
 132. Soltani, a., hewage, k., reza, b., sadiq, r. 2015. Multiple stakeholders in multi-criteria decision-making in the context of municipal solid waste management: a review. *Waste management*, 35(0), 318-328.

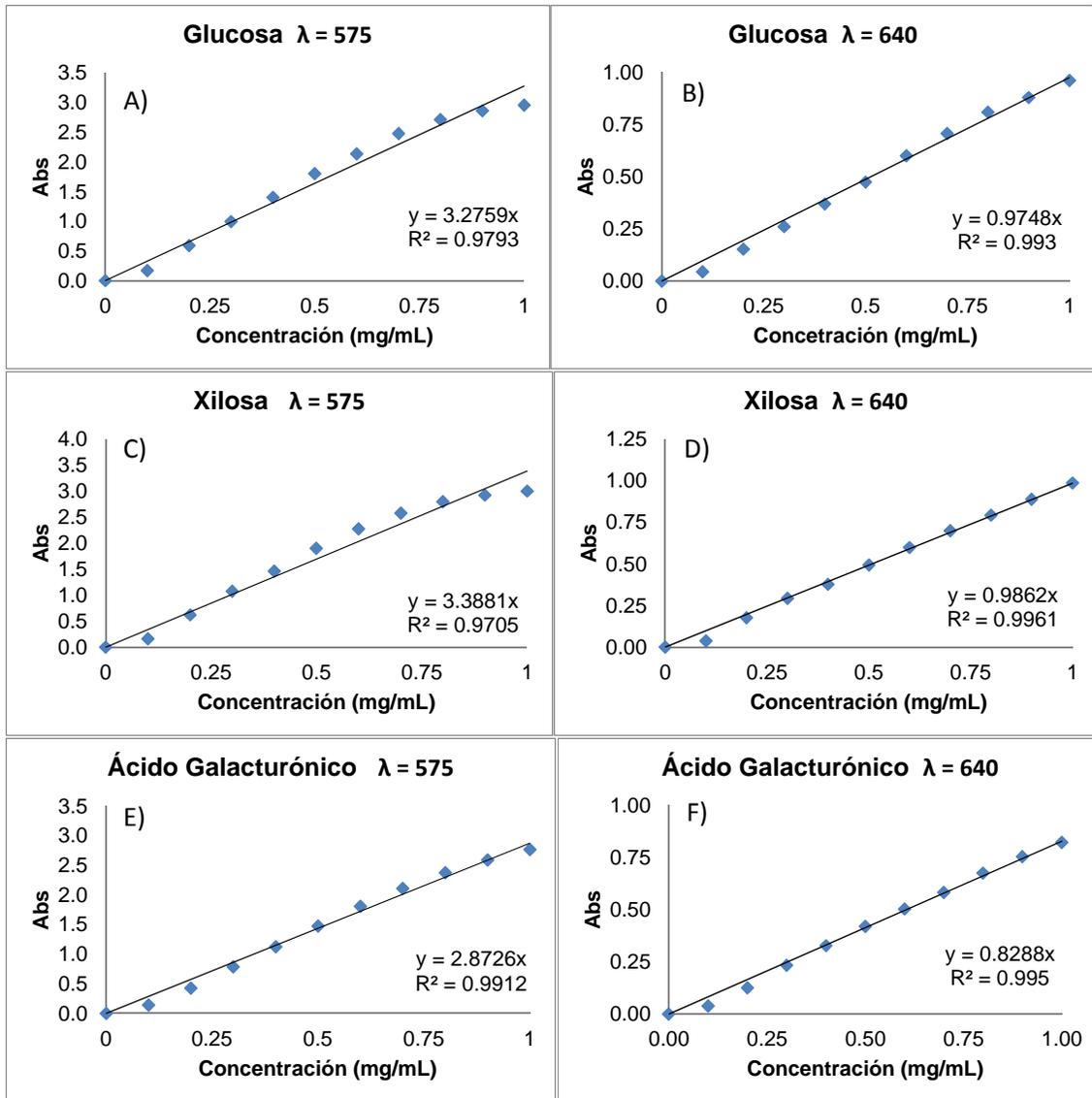
133. Soto-cruz, o., favela-torres, e., saucedo-castañeda, g. 2002. Modeling of growth, lactate consumption, and volatile fatty acid production by *Megasphaera elsdenii* cultivated in minimal and complex media. *Biotechnology progress*, 18(2), 193-200.
134. Spier, m.r., greiner, u.k., greiner, r., rodriguez-leon, j.a., carvalho, j.c., woiciechowski, a.l., soccol, c.r. 2007. Relation between respirometric data and amylolytic enzyme production by SSF in column-type bioreactor. *International journal of chemical reactor engineering*, 5.
135. Stentiford, e. 1993. Diversity of composting systems, renaissance publications, worthington, ohio, pp. 95-110.
136. Sturman, p.j., stewart, p., cunningham, a., bouwer, e., wolfram, j. 1995. Engineering scale-up of in situ bioremediation processes: a review. *Journal of contaminant hydrology*, 19(3), 171-203.
137. Suler, d., finstein, m. 1977. Effect of temperature, aeration, and moisture on CO₂ formation in bench-scale, continuously thermophilic composting of solid waste. *Applied and environmental microbiology*, 33(2), 345-350.
138. Sundberg, c., jönsson, h. 2005. Process inhibition due to organic acids in fed-batch composting of food waste—influence of starting culture. *Biodegradation*, 16(3), 205-213.
139. Sundberg, c., smårs, s., jönsson, h. 2004. Low pH as an inhibiting factor in the transition from mesophilic to thermophilic phase in composting. *Bioresource technology*, 95(2), 145-150.
140. Tejada, m., garcía-martínez, a.m., parrado, j. 2009. Relationships between biological and chemical parameters on the composting of a municipal solid waste. *Bioresource technology*, 100(17), 4062-4065.
141. Telling, r.c., elsworth, r., east, d.n. 1958. A continuous infrared analyser for measurement of CO₂ in effluent air from bacterial cultures. *Journal of applied bacteriology*, 21(1), 26-44.
142. Tiquia, s. 2002. Evolution of extracellular enzyme activities during manure composting. *Journal of applied microbiology*, 92(4), 764-775.
143. Tremier, a., de guardia, a., massiani, c., paul, e., martel, j. 2005. A respirometric method for characterising the organic composition and biodegradation kinetics and the temperature influence on the biodegradation kinetics, for a mixture of sludge and bulking agent to be co-composted. *Bioresource technology*, 96(2), 169-180.
144. Tuomela, m., vikman, m., hatakka, a., itävaara, m. 2000. Biodegradation of lignin in a compost environment: a review. *Bioresource technology*, 72(2), 169-183.
145. Van bodegom, p. 2007. Microbial maintenance: a critical review on its quantification. *Microbial ecology*, 53(4), 513-523.
146. Vargas-garcía, m., suárez-estrella, f., lópez, m., moreno, j. 2010. Microbial population dynamics and enzyme activities in composting processes with different starting materials. *Waste management*, 30(5), 771-778.
147. Wang, w., wang, x., piao, z., liu, c., gao, x., cui, z. 2007. [microbial dynamics during the composting process]. *Huan jing ke xue= huanjing kexue/[bian ji, zhongguo ke xue yuan huan jing ke xue wei yuan hui" huan jing ke xue" bian ji wei yuan hui.]*, 28(11), 2591-2597.
148. Ward, a.j., hobbs, p.j., holliman, p.j., jones, d.l. 2008. Optimisation of the anaerobic digestion of agricultural resources. *Bioresource technology*, 99(17), 7928-7940.

149. Wei, z., xi, b., zhao, y., wang, s., liu, h., jiang, y. 2007. Effect of inoculating microbes in municipal solid waste composting on characteristics of humic acid. *Chemosphere*, 68(2), 368-374.
150. Weiland, p. 2003. Production and energetic use of biogas from energy crops and wastes in germany. *Applied biochemistry and biotechnology*, 109(1-3), 263-274.
151. Wu, l., ma, l., martinez, g. 2000. Comparison of methods for evaluating stability and maturity of biosolids compost. *Journal of environmental quality*, 29(2), 424-429.
152. Xu, s.y., karthikeyan, o.p., selvam, a., wong, j.w. 2012a. Effect of inoculum to substrate ratio on the hydrolysis and acidification of food waste in leach bed reactor. *Bioresource technology*, 126, 425-430.
153. Xu, z., zhang, l., li, j. 2012b. Effect of different aeration rates on the composting process and its enzymatic activities. *Journal of residuals science & technology*, 9(3).
154. Yu, h., huang, g.h. 2009. Effects of sodium acetate as a ph control amendment on the composting of food waste. *Bioresource technology*, 100(6), 2005-2011.
155. Zeng, g.m., huang, h.l., huang, d.l., yuan, x.z., jiang, r.q., yu, m., yu, h.y., zhang, j.c., wang, r.y., liu, x.l. 2009. Effect of inoculating white-rot fungus during different phases on the compost maturity of agricultural wastes. *Process biochemistry*, 44(4), 396-400.
156. Zhang, c., su, h., baeyens, j., tan, t. 2014. Reviewing the anaerobic digestion of food waste for biogas production. *Renewable and sustainable energy reviews*, 38(0), 383-392.
157. Zhang, j., henriksson, g., johansson, g. 2000. Polygalacturonase is the key component in enzymatic retting of flax. *Journal of biotechnology*, 81(1), 85-89.
158. Zhu, n. 2007. Effect of low initial c/n ratio on aerobic composting of swine manure with rice straw. *Bioresource technology*, 98(1), 9-13.
159. Zhu, n., deng, c., xiong, y., qian, h. 2004. Performance characteristics of three aeration systems in the swine manure composting. *Bioresource technology*, 95(3), 319-326.
160. Zmora-nahum, s., hadar, y., chen, y. 2007. Physico-chemical properties of commercial composts varying in their source materials and country of origin. *Soil biology and biochemistry*, 39(6), 1263-1276.
161. Zwietering, m.h., jongenburger, i., rombouts, f.m., vantriet, k. 1990. Modeling of the bacterial-growth curve. *Applied and environmental microbiology*, 56(6), 1875-1881.

Referencias electrónicas

162. <http://www.unep.or.jp/ietc/publications/spc/waste&climatechange/waste&climatechange.pdf>
163. <http://www.sedema.df.gob.mx/sedema/index.php/temas-ambientales/programas-generales/residuos-solidos>
164. http://apps1.semarnat.gob.mx/dgeia/informe_12/pdf/cap7_residuos.pdf
165. http://www.unep.org/greeneconomy/portals/88/documents/ger/ger_8_waste.pdf
166. https://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/221037/pb13887-advanced-biological-treatment-waste.pdf
167. <http://legismex.mty.itesm.mx/normas/aa/aa016.pdf>
168. <http://legismex.mty.itesm.mx/normas/aa/aa025.pdf>

Anexo A



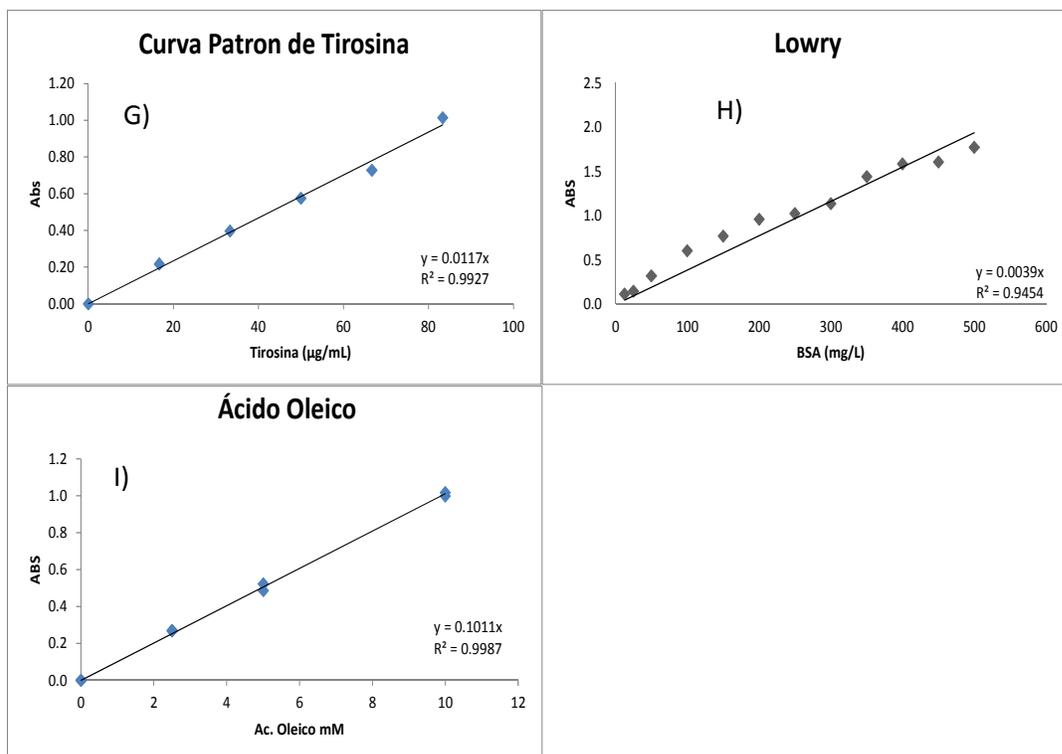


Figura Anexo A 1. Curvas patrón de glucosa (A y B), Xilosa (C y D), Ác. Galaturónico(E y F), Tirosina (G), Seroalbumina (H) y ácido oleico (I).

Anexo B



Figura Anexo B 1. Fotografías realizadas al final de la degradación aerobia de la FORSU proveniente de establecimientos de comida en Iztapalapa, México a las diferentes vkgm, A) 0.032, B) 0.064, C) 0.125, D) 0.201 y E) 0.392.

Anexo C

Durante la degradación aerobia de la FORU se analizó por HPLC la formación de diferentes compuestos, en primer lugar, se inyectaron estándares (Fig. 1.12 A); ácido oxálico (7.23), trehalosa (7.84), ácido cítrico (8.63), glucosa (9.38), manitol (10.45), eritritol (11.88) y glicerol (13.405). Posteriormente, se inyectaron muestras de degradación aerobia de la FORSU a las 22 horas, próximas a la mayor actividad metabólica. Se detectó la presencia en la parte soluble de ácido cítrico 0.74 g/L, glucosa 0.83 g/L, manitol 1.7 g/L y glicerol 1.38 g/L a la tasa de aireación más baja (vkgm) de 0.032 (Fig. 1.12 C), y por otra, a la mayor tasa de aireación (vkgm) de 0.392 se detectó ácido oxálico 0.11 g/L, trehalosa 0.08 g/L, glucosa 0.02 g/L, eritritol 0.061 g/L y glicerol 0.062 g/L a (Fig. 1.2 D).

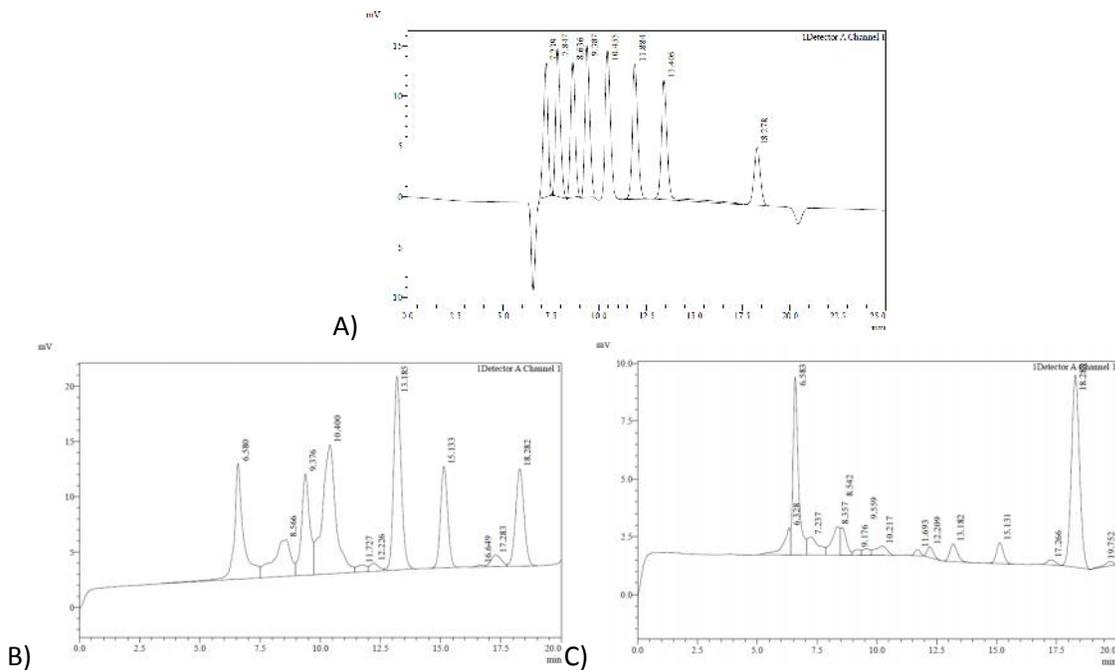


Figura Anexo C 1. Detección mediante HPLC de diferentes compuestos producidos durante la degradación aerobia de la FORSU, A) Estándares, B) Compuestos a vkgm de 0.032 y C) Compuestos a vkgm de 0.392.

Anexo D

Los productos generados durante la realización de esta tesis se presentan a continuación:

ARTÍCULO PUBLICADO

- Rapid mineralisation of the organic fraction of municipal solid waste, F.J. Martínez-Valdez, C. Martínez-Ramírez, L. Martínez-Montiel, E. Favela-Torres, N.O. Soto-Cruz, F. Ramírezvives, G. Saucedo-Castañeda, *Bioresource Technology*, Vol.180, Pag.112-118.

Artículo en preparación

- The effect of a short term aerobic pretreatment period on the anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid wastes F.J. Martínez-Valdez, R. Barrena-Gomez, G. Saucedo-Castañeda, Dimitrios Komilis, A. Sanchez-Ferrer.

CONGRESOS

- Effect of pH and temperature on mineralization of organic fraction of municipal solid waste (OFMSW), The Fourth International Symposium On Environmental Biotechnology And Engineering (4ISEBE), F. J. Martínez-Valdez, C. Martínez-Ramírez, L. Martínez-Montiel, E. Favela-Torres N. O. Soto-Cruz F. Ramírez-Vives G. Saucedocastañeda.
- Enzymatic activities (amylase and cellulase) during aerobic degradation, XV Congreso Nacional De Biotecnología Y Bioingeniería., F. J. Martínez-Valdez, Martínez-Ramírez Cándida, Martínez-Montiel Laura Favela-Torres Ernesto, Ramírez-Vives Florina, Saucedo-Castañeda Gerardo.
- Determinación actividad proteolítica durante el compostaje de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos, XVI Congreso Nacional De Biotecnología y Bioingeniería, F.J. Martínez-Valdez, R. Barrena-Gomez, G. Saucedo-Castañeda, Dimitrios Komilis, A. Sanchez-Ferrer.
- Aerobic degradation as a pre-treatment for anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste (OFMSW), VI International Conference On Environmental, Industrial And Applied Microbiology, F.J. Martínez-Valdez, R. Barrena-Gomez, G. Saucedo-Castañeda, Dimitrios Komilis, A. Sanchez-Ferrer.



National Congress of
**Biotechnology and
Bioengineering**



GIM2013
12th International Symposium on the
**GENETICS OF INDUSTRIAL
MICROORGANISMS**

CERTIFICATE OF PRESENTATION

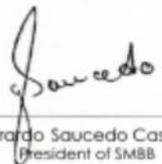
We hereby certify that

Martínez-Valdez Francisco, Martínez-Ramírez Cándida, Martínez-Montiel Laura, Favela-Torres Ernesto, Ramírez-Vives Florina, Saucedo-Castañeda Gerardo

Delivered the Poster presentation

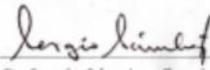
ENZYMATIC ACTIVITIES (AMYLASE AND CELLULASE) DURING AEROBIC DEGRADATION OF ORGANIC SOLID WASTES

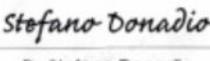
XV National Congress of Biotechnology and Bioengineering and
12th International Symposium on the Genetics of Industrial Microorganisms.
June 23rd - 28th, 2013 in Cancún, Quintana Roo, México.


Gerardo Saucedo Castañeda
President of SMBB


Dr. Cristóbal Noé Aguilar González
President of the Organizing Committee
SMBB


Dra. Romina Rodríguez Sanoja
President of the Scientific
Committee SMBB/GIM


Dr. Sergio Sánchez Esquivel
President of the Organizing
Committee GIM


Dr. Stefano Donadio
President of GIM

4ISEBE The Fourth International Symposium on Environmental Biotechnology and Engineering

Cinvestav

CONACYT

IRD
Institut de recherche pour le développement

imbe
Instituto Mexicano de Biología y Medio Ambiente

© 263

Certificate of Participation to:

F. J. Martínez-Valdez, C. Martínez-Ramírez, L. Martínez-Montiel, E. Favela-Torres, N. O. Soto-Cruz, F. Ramírez-Vives; G. Saucedo-Castañeda

For the Poster presentation entitled:

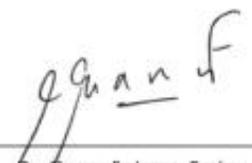
EFFECT OF pH AND TEMPERATURE ON MINERALIZATION OF ORGANIC FRACTION OF MUNICIPAL SOLID WASTE (OFMSW)

During "The 4th International Symposium on Environmental Biotechnology and Engineering" held on September 9-12, 2014 in Mexico City, Mexico.


 Dr. Fernando Esparza-García
 Honor President


 Dr. Héctor M. Poggi-Varaldo
 Chair


 Prof. Elvira Ríos Leal
 Chair


 Dr. Omar Solorza-Feria
 Chair





Anexo E



Departament d'Enginyeria Química

Edifici Q · Campus de la UAB · 08193 Bellaterra
(Cerdanyola del Vallès) · Barcelona · Spain
Tel. +34 93 581 10 18 · Fax +34 93 581 20 13
d.eng.quimica@uab.cat · www.uab.cat
www.uab.cat/departament/enginyeria-quimica

Bellaterra (Barcelona, España)

12 de Mayo de 2014

A QUIEN CORRESPONDA

Yo, el abajo firmante Antonio Sánchez Ferrer, en calidad de Profesor Titular del Departamento de Ingeniería Química de la Universitat Autònoma de Barcelona y Coordinador del Grupo de Compostaje de Residuos Sólidos Orgánicos, confirmo que acogeré durante el periodo de 1 de Setiembre de 2014 al 1 de Mayo del 2015, al estudiante de doctorado Francisco Javier Martínez Valdez en nuestros laboratorios, para llevar a cabo tareas de investigación en la línea de tratamiento aerobio de residuos urbanos.

Restando a su disposición para cualquier duda o comentario, les saluda atentamente.

Dr. Antonio Sánchez Ferrer
Departamento de Ingeniería Química
Universitat Autònoma de Barcelona
08193-Bellaterra (Barcelona, España)

Universitat Autònoma de Barcelona
Departament d'Enginyeria Química

Anexo F

Bioresource Technology 180 (2015) 112–118



Contents lists available at ScienceDirect

Bioresource Technology

journal homepage: www.elsevier.com/locate/biortech

Rapid mineralisation of the Organic Fraction of Municipal Solid Waste



F.J. Martínez-Valdez^a, C. Martínez-Ramírez^a, L. Martínez-Montiel^a, E. Favela-Torres^a, N.O. Soto-Cruz^b, F. Ramírez-Vives^a, G. Saucedo-Castañeda^{a,*}

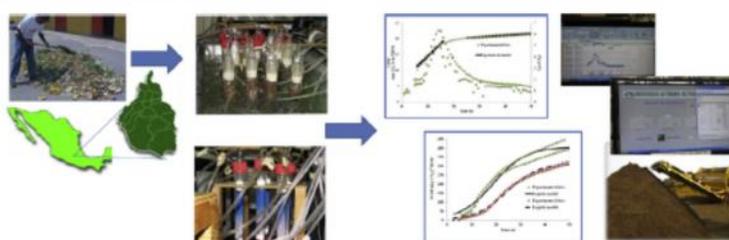
^aMetropolitan Autonomous University Campus Iztapalapa, Biotechnology Department, Mexico City, Iztapalapa, Z.C. 09340, Mexico

^bDurango Institute of Technology, Durango, Durango 34080, Mexico

HIGHLIGHTS

- Rapid mineralisation of OFMSW is an alternative for ecological processes.
- Respirometry analysis allowed to determine rapid and slow phases of mineralisation.
- Rapid mineralisation allows up to 432.9 mg of CO₂ g⁻¹ IDM after 50 h.
- Highest CO₂ rate constant found (5.28 d⁻¹) is 3.5 times higher than that reported.
- Highest CO₂ formation rate (22 CO₂ mg g⁻¹ IDM h⁻¹) is 73% higher than that reported.

GRAPHICAL ABSTRACT



ARTICLE INFO

Article history:

Received 16 October 2014

Received in revised form 16 December 2014

Accepted 23 December 2014

Available online 31 December 2014

Keywords:

Organic Fraction of Municipal Solid Waste

Rapid mineralisation

Respiration activity

C/N

Temperature

ABSTRACT

The effect of pH, C/N ratio, addition of a microbial consortium (MC) and temperature upon mineralisation of Organic Fraction of Municipal Solid Waste (OFMSW) was studied; mineralisation was measured through the CO₂ production rate and total CO₂ formation. Through this process up to 432.9 mg of CO₂ g⁻¹ initial dry matter (IDM) after 2 days of treatment was obtained. It was found that under a slightly acidic pH (5–6) and C/N of 30, the mineralisation process was accelerated. Moreover, temperature (27–50 °C) had no effect on the total CO₂ produced. The highest CO₂ production rate (5.28 d⁻¹) was observed at 27 °C, C/N ratio of 30 and 8% of microbial consortium; it is at least 3.52 times higher than that reported (1.5 d⁻¹). The highest release of reducing sugars was determined at 50 °C, possibly due to an increase in hydrolytic enzymes. Results suggest the potential use of rapid mineralisation of OFMSW for further friendly environmental processes.

© 2015 Elsevier Ltd. All rights reserved.

1. Introduction

The generation of municipal waste is increasing day by day with the increase in population. Improper processing of the Organic Fraction of Municipal Solid Waste (OFMSW) represents a high risk of environmental pollution. Waste generation in Mexico was 40,000 million tons in 2011, with 12% of these wastes generated in Mexico City area, and which were approximately 53% organic matter (<http://www.sedesol.gob.mx/>). Composting is an aerobic

mineralisation process, whereby microorganisms degrade organic matter into CO₂, H₂O and the final product is known as compost. Aeration is one of the most important factors in composting systems. A minimum oxygen concentration of 5% in the void fraction of the composting pile is necessary to maintain aerobic conditions (Kulcu and Yaldiz, 2004).

Temperature, humidity, pH, aeration and C/N (carbon to nitrogen ratio) are important in the process of aerobic degradation. Heat and mass gradients appear in this process due to the heterogeneity of the solid substrate. Particularly, the temperature and humidity gradients in the solid mass must be controlled to achieve a satisfactory process (Martins et al., 2011). Continuous measurement of

* Corresponding author.

E-mail address: saucedo@xanum.uam.mx (G. Saucedo-Castañeda).<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2014.12.083>

0960-8524/© 2015 Elsevier Ltd. All rights reserved.

oxygen consumption and carbon dioxide production during the composting process is an important indicator of the metabolic state in microorganisms; this can be carried out through online analysis of the air coming from the culture. Online analysis allows quantification of the concentrations of oxygen and carbon dioxide online, in real-time, without disturbing the system (Iannotti et al., 1993; Saucedo-Castañeda et al., 1994). The metabolic changes of microorganisms involved in the bioprocess are manifested through changes in respiration rate. Respirometry is frequently used in the evaluation of aerobic processes as solid-state culture (SSC); it provides direct measurements of biological activity in the bioprocess and indicates the degree of mineralisation or degradability of the material (Guo et al., 2012). When the rate of mineralisation is greater, the microbial activity and the respiration rate are greater. Otherwise, with the lack of microbial activity, the respiration rate is low; consequently the material is more stable (Barrena et al., 2011a). Aerobic respiration represents an appropriate measurement of biodegradability of waste. The information obtained from this measurement can classify solid wastes into easy, moderate or difficult mineralisation (Ponsá et al., 2010).

Mathematical description of the mineralisation of solid wastes is difficult because of the heterogeneity of substrates and microbial diversity. The OFMSW consists of various carbon sources. These are metabolised during mineralisation by different microorganisms with variable growth rates. Although this has been studied with different mathematical models, there remains a need to study mathematical description of the mineralisation rate of the OFMSW; it could be used to compare processes and improve the design and operation of biological reactors. Mathematical models are used to describe and compare microorganisms' behaviour under different physical or chemical conditions such as temperature and pH. These models describe the three phases of the growth curve (Zwietering et al., 1990). Several authors have proposed the use of the formation of CO₂ and O₂ consumption as an indirect method for the determination of biomass in SSC (Carrizalez et al., 1981). In this regard, the exponential, logistic Gompertz models are frequently used in SSC (Table 1).

In the OFMSW, soluble molecules of low molecular weight are readily biodegradable and are used primarily as a source of nutrients for microbial growth. However, most of the nutrients in the municipal solid waste are high molecular weight biopolymers and in some cases, are in solid form. These polymers, consisting principally of cellulose, hemicellulose, pectin, starch, lignin and proteins, are hydrolysed by extracellular microbial enzymes that release and solubilise monomers which are subsequently metabolised. The final product of the degradation is a stable material with a C/N ratio lower than the initial one because of carbon mineralisation. During aerobic degradation, it is important to have C/N ratio, pH and temperature conditions, enabling the development of appropriate microbial activity (Barrena et al., 2011a). Carbon/nitrogen ratio (C/N) is one of the most important factors influencing aerobic degradation. Generally, the initial C/N ratio (25–30) is considered ideal for aerobic degradation (Guo et al., 2012). Also, pH is

an important variable, as it can inhibit microbiological activity and inhibit the composting in the initial phase, because of the presence of organic acids. The presence of short-chain fatty acids in acidic conditions can alter microbial activity in aerobic degradation. Another disadvantage may be the increase in emissions of ammonia in an alkaline medium (Yu and Huang, 2009). Temperature influences the population dynamics and the efficiency of aerobic degradation. It has been observed that at temperatures below 20 °C, microbial activity decreases and aerobic degradation is very slow. On the other hand, temperatures above 60 °C also decrease the microbial activity; some researchers suggest that the optimal temperature for aerobic degradation is in the range from 52 to 60 °C. However, some researchers have found that a higher microbial activity can be observed at lower temperatures (Liang et al., 2003).

The aim of this study was to evaluate the effect of pH, C/N ratio, adding a microbial consortium (MC) and incubation temperature upon the rate and total CO₂ formation from the carbon present in the Organic Fraction of Municipal Solid Waste. These variables were analysed through different mathematical models (logistic, Gompertz and exponential). The initial and final concentration of reducing sugars and the xylanase and pectinase activities were also assessed at the beginning and end of each assay.

2. Methods

2.1. Biological material

The Organic Fraction of Municipal Solid Waste was obtained from local food sale in Iztapalapa sector in Mexico City. As a source of microbial consortium (MC), compost from the Bordo Poniente composting plant in Mexico City was used.

2.2. Assay conditions

The effect of pH, C/N ratio, microbial consortium level and temperature upon mineralisation of OFMSW was determined through the rate and total CO₂ formation. The mineralisation of OFMSW was performed in tubular bioreactors (TBRs) of 5 cm diameter and 15 cm height. TBRs were packaged with mix 1 or 2, as indicated in Table 2. Once packed, TBRs were incubated at constant temperature for about 50 h with an air flow of 0.5 mL/min g of wet matter at an initial moisture content of 70% (Liang et al., 2003). The initial pH was adjusted to 5, 6, 7 or 8, adding citric acid or sodium citrate directly to residues; assays were realised at a C/N ratio of 20. Two C/N ratios (20 and 30) of the initial solid matter was modified, changing the proportion of components of the material to be treated. To study the effect of C/N ratio (20 and 30) and the addition (5% and 8% w/w, wet base) of microbial consortium (MC), TBRs were packed with the 2 types of mix (1 and 2, Table 2) and incubated under the previously described conditions. Moreover, the effect of incubation temperature (27, 31, 35, 42, 47 and

Table 1 Models for microbial growth (Mazaheri and Shojaosadati, 2013; Zwietering et al., 1990).

Models	Differential equations ¹ where CO ₂ (0) = CO ₂ at t = 0	Integral equations ¹
Gompertz	$\frac{dCO_2}{dt} = k_{CO_2} \cdot CO_2 \cdot \ln\left(\frac{CO_{2max}}{CO_2}\right)$ $\frac{dCO_2}{dt} = 0$, when CO ₂ = 0, or CO ₂ = CO _{2max}	$CO_2 = CO_{2max} \exp(-b \exp(-k_{CO_2} t))$ If t > 0, CO ₂ > CO ₂₍₀₎ = CO _{2max} exp(-b)
Logistic	$\frac{dCO_2}{dt} = k_{CO_2} \cdot CO_2 \left(1 - \frac{CO_2}{CO_{2max}}\right)$ $\frac{dCO_2}{dt} = 0$, when CO ₂ = 0, or CO ₂ = CO _{2max}	$CO_2 = \frac{CO_{2max}}{1 + \frac{CO_{2max} - CO_{2(0)}}{CO_{2(0)}} \exp(-k_{CO_2} t)}$
Exponential	$\frac{dCO_2}{dt} = CO_2 \cdot k_{CO_2}$	$CO_2 = CO_{2(0)} \exp(k_{CO_2} t)$

¹ CO₂₍₀₎ refers to the initial concentration of CO₂, and CO_{2max} refers to the maximum formation of CO₂, while k_{CO₂} is the first order constant of mineralisation.

Table 2
Components in mixtures (% ww, wet basis) for mineralisation.

Component	Mixture 1	Mixture 2
Pruning	2	8
OFMSW	83	84
Paper	3	3
Sawdust	4	–
Microbial consortium	8	5
Relation (carbon/nitrogen)	30	20

50 °C, precision used was 0.1 °C) on the mineralisation of the OFMSW was studied at initial pH of 6 and C/N = 20.

The CO₂ (%), O₂ (%) and flow of gas (mL/min) coming from the TBRs were measured (Saucedo-Castañeda et al., 2013) using a respirometry system which enables online analysis of O₂ and CO₂ concentrations and flow measurement in the exhausted dry gases coming from fermenters. Gas flow was analysed using a micro-bridge mass airflow sensor (Honeywell, USA) operated on the theory of heat transfer. Mass airflow is directed across the surface of the sensing elements; air flow can be analysed from 0 to 300 ml/min. The system used an infrared sensor for analysis of CO₂ (0–30% v/v, United Phosphorus, Ltd., India) and an electrochemical detector for analysis of O₂ (0–25% v/v, United Phosphorus Ltd, India). The system is coupled with a data acquisition system (Comet System, model MS6D, Czech Republic) and the platform LabView (National Instruments, USA). The calibration of respirometry equipment for measuring gases was performed using CO₂ and O₂ of known concentrations.

2.3. Sampling and analytical techniques

After respirometry analysis (ca 50 h), the contents of each TBR was unpacked and weighed on an analytical balance (Ohaus Galaxy 200); then, 5 g of sample was used for moisture determination and 10 g of sample was used to determine pH, enzyme activity and reducing sugars. This fraction of sample (10 g) was placed in 250 mL flasks; 90 mL of cold water was added, stirred in a shaker at 300 rpm for 10 min, and allowed to stand for 30 min. Once this time elapsed, the pH in the supernatant was determined by

a previously calibrated potentiometer (Conductronic, model pH 120), moisture content of the samples was determined gravimetrically (Saucedo-Castañeda et al., 1994).

The supernatant was separated by centrifugation at 10,000 rpm for 5 min, which was used for the determination of reducing sugars by the Miller method (Miller et al., 1960). Reducing sugars and enzyme activities were measured at the beginning and end of the assay. Xylanase and pectinase activity was quantified by the release of reducing sugars using xylan (0.5%) and pectin (0.5%) as a substrate in 50 mM citrate buffer. Following the reported method for pectinase and for xylanase, enzyme activities were determined at the beginning and at end of the trials (Zhang et al., 2000). The results of reducing sugars were expressed as mg per g of dry matter (DM), and the specific enzyme activity was expressed as U/g DM. One unit (U) is defined as the enzyme amount that catalyses the conversion of 1 μmol of product per minute. All analyses were performed at least in duplicate. Mineralisation rate is expressed in terms of the rate of formation of CO₂ as mg h⁻¹ g IDM⁻¹ and the total mineralisation was expressed in terms of the total CO₂ production in mg g IDM⁻¹. Total formation of CO₂ was estimated by assessing the area under the curve of CO₂ formation rate by the trapezoid method (Chapra and Canale, 1998).

2.4. Statistical analysis

All extractions and analysis were carried out at least in duplicate and the results are expressed as means ± standard deviation. Tukey's HSD test was used to compare the means and to reveal significant differences between samples ($\alpha = 0.05$). Statistical analysis was performed using the package Sigma Plot (Systat Software Inc., San Jose, Cal).

3. Results and discussion

3.1. Kinetic analysis of mineralisation of the OFMSW

Fig. 1 presents the data of mineralisation in terms of total CO₂ formation (TCDF) and CO₂ formation rate (CDFR) of the OFMSW with a C/N ratio of 20 and a MC of 5%. The TCDF was adjusted to

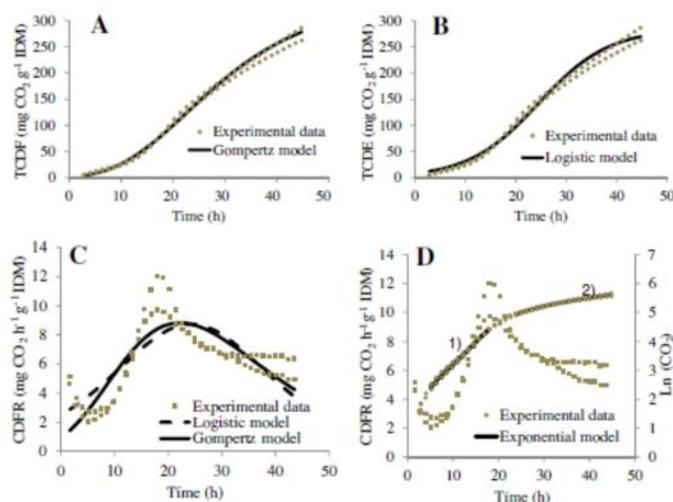


Fig. 1. Total CO₂ formation, TCDF, (A and B) and CO₂ formation rate, CDFR, (C and D), during aerobic mineralisation of the Organic Fraction of Municipal Solid Wastes (OFMSW) at initial pH of 6 and C/N = 20. (1) Adjusted to rapid (5–18 h) mineralisation phase; (2) adjusted to slow (25–45 h) mineralisation phase.

Gompertz and Logistic models (Fig. 1A and B); the goodness of fit for both models is high, showing correlation coefficient higher than 0.99. Integral forms of the models were used to simulate the overall process. The CDFR at the beginning was 5.2–4.9 mg CO₂ h⁻¹ g⁻¹ IDM, which quickly decreased to a value of 2.05–2.74 mg CO₂ h⁻¹ g⁻¹ IDM at 5 h of the process. It might be explained due to the respiration of fresh vegetable residues (Rahman et al., 2013). Subsequently, CDFR rose rapidly to reach a maximum of 9.72–12.03 mg CO₂ h⁻¹ g⁻¹ IDM at 18 h. Then, CDFR decreased to values close to 6 mg CO₂ h⁻¹ g⁻¹ IDM at 49 h.

The models used cannot accurately describe the behaviour of the CDFR, showing low correlation coefficients (R^2) close to 0.70 (Fig. 1C). Accurate kinetic models are required for designing of bioreactor and modelling of bioprocesses. Mazaheri and Shojaosadati (2013) indicated that models like Gompertz and Logistic cannot accurately describe CDFR. They proposed estimating reaction rate constants using the exponential model in the proper time intervals, using the plot of Ln CO₂ vs. time.

In accordance with other authors (Ponsá et al., 2011; Mazaheri and Shojaosadati, 2013) and the analysis of CDFR, it was possible to identify two phases of aerobic mineralisation of the OFMSW. The first one of rapid mineralisation (5–18 h) on the left side of the plot before the maximum attained, and the second one of slow mineralisation (25–45 h) on the right side of the plot. Differences of at least 5 times were used to distinguish rapid from slow mineralisation rates (Table 5).

Respirometry has been used in solid state culture as indirect method to estimate microbial growth in axenic cultures (Carrizalez et al., 1981). In order to compare our respirometry results with the classical exponential approach, the respiratory activity (μ_r) was estimated using the plot of Ln CO₂ vs. time (Fig. 1D) as described before (Saucedo-Castañeda et al., 1994). The rapid mineralisation phase corresponds to the exponential growth of the mixed culture, which can be explained because of the presence of compounds which are easily metabolised. On the other hand, the slow phase of mineralisation can be associated to the utilisation of biopolymers that are not easily metabolised.

This methodology is suitable when culture conditions are well known in axenic cultures and yields are kept constants throughout the fermentation process. Nevertheless, in mixed non-axenic cultures, these conditions cannot be ensured, especially concerning the values of these yields, nevertheless results presented indicate that gas analysis can help for monitoring different growth phases in non-axenic cultures. In axenic cultures specific growth rate could be estimated precisely through respiratory activity (μ_r) by continuous measurements of CO₂ (Saucedo-Castañeda et al., 1994). The experimental evidence presented indicate that this approach can be extended to non-axenic cultures and the respiratory activity (μ_r) can be understood as an global specific growth rate of the non-axenic culture. All further assays presented similar behaviour, and a similar approach was used for the analysis of results. The comparison between parameters is presented and discussed in next sections.

3.2. Effect of initial pH

The effect of initial pH (5, 6, 7 and 8) at 35 °C with a C/N ratio of 20 on the mineralisation of the OFMSW was studied. In this type of aerobic process, pH is closely related to the mineralisation of organic matter, but it has not been studied enough. Municipal wastes often have a pH ranging from 4 to 6. Acidic conditions can be explained because of the presence of short-chain organic acids. These acids are found in wastes, and their concentrations increased during the initial phase of aerobic processes due to the consumption of sugars in the medium (Miller, 1996; Sundberg et al., 2004).

Parameters obtained fitting the data to integral forms of the logistic and exponential models are shown in Tables 3 and 4, respectively. The parameters were estimated by the use of Solver Excel subroutine.

Mineralisation constants (k_{CO_2}) of Logistic model presented higher values (3.53–3.46 d⁻¹) at an initial pH of 5 and 6, as indicated in Table 3. Mineralisation constants (k_{CO_2}) of the exponential model in the period areas of rapid and slow degradation were calculated by estimating the slope of the plot of Ln CO₂ vs. time (Fig. 1D); these values (Table 4) are almost 8–11% higher than those estimated by the logistic model, which describes the entire process successfully (Table 3). The mineralisation constants of the Gompertz model were lower (50%) than the data obtained for the Logistic model; for this reason, it was not considered any further in this work (data not shown). Therefore, it was decided to use the exponential model to analyse the rapid and slow mineralisation phases and the Logistic model to describe the entire process. Total mineralisation (Table 3) estimated by the Logistic model was 197.99 mg and 283.66 mg of CO₂/g IDM for the initial pH of 5 and 6, respectively. Mineralisation first order constants obtained for the OFMSW at phases of rapid and slow mineralisation were 3.94 d⁻¹ and 3.73 d⁻¹, which were at least 3.52 times higher (Table 5) than those reported in the literature (Sundberg et al., 2004; Yu and Huang, 2009). Therefore, a slightly acidic pH 5 and 6 enhances the mineralisation of organic matter.

Barrena et al. (2011b) indicated the relevance of respiration activity to determine biodegradability, waste management and their appropriate treatment. Using different wastes they showed that the highest value of the maximum respiration oxygen con-

Table 3
Estimated parameters of the integrated Logistic model at different initial pH, incubated at 35 °C with a ratio C/N of 30.

pH	Integral logistic model		
	Parameter ¹	Value	R ²
5	k_{CO_2}	3.53 ^a	0.993
	CO _{2max}	197.99	
	CO _{2(0)}}	5.192	
6	k_{CO_2}	3.46 ^a	0.991
	CO _{2max}	283.66	
	CO _{2(0)}}	8.095	
7	k_{CO_2}	2.95 ^b	0.885
	CO _{2max}	174.06	
	CO _{2(0)}}	7.732	
8	k_{CO_2}	3.12 ^b	0.955
	CO _{2max}	182.72	
	CO _{2(0)}}	7.050	

Same letter by column means no significant differences (Tukey HDS test, $\alpha = 0.05$) between samples.

¹ Where k_{CO_2} is the first order constant of mineralisation (d⁻¹), CO_{2max} is the maximum formation of CO₂ and CO_{2(0)}} is the initial value of CO₂. Units for CO₂ are mg g⁻¹ IDM.

Table 4
First order constant of mineralisation estimated using the exponential model for the slow and rapid phase mineralisation at different initial pH values.

pH	Rapid mineralisation		Slow mineralisation	
	k_{CO_2} (d ⁻¹)	R ²	k_{CO_2} (d ⁻¹)	R ²
5	3.94 ± 0.144 ^a	0.991	0.672 ± 0.024 ^a	0.985
6	3.74 ± 0.168 ^{ab}	0.989	0.744 ± 0.048 ^a	0.955
7	3.07 ± 0.168 ^b	0.986	0.648 ± 0.048 ^a	0.963
8	3.19 ± 0.384 ^b	0.926	0.744 ± 0.072 ^a	0.913

Same letter by column means no significant differences (Tukey HDS test, $\alpha = 0.05$) between samples.

Table 5
Comparison of first order constant of mineralisation during aerobic treatment of the Organic Fraction of Municipal Solid Waste reported in literature and estimated in this work.

Reference	Mineralisation constants (k_{CO_2})	
	Rapid (d^{-1})	Slow (d^{-1})
Beck-Friis et al. (2001)	0.550	
Saviozzi et al. (1993)	0.011–0.200	
Zhang et al. (2012)	0.001–0.075	
Rodríguez-Fernández et al. (2011)	0.014–0.069	
Bernal et al. (1998)	0.795–0.060	0.0319–0.0010
Tosun et al. (2008)	0.254–0.087	0.0050–0.0021
Ponsá et al. (2011)	0.240–1.500	0.024–0.120
Pascual et al. (1998)	0.030–0.180	0.030–0.150
Komilis (2006)	0.060–0.100	0.005–0.060
This work	2.16–5.28	0.36–0.744

sumption rate is close to $9.22 \text{ mg O}_2 \text{ g}^{-1}$ of organic matter h^{-1} , corresponding to $12.67 \text{ mg CO}_2 \text{ g}^{-1}$ of organic matter h^{-1} , for the case of source – selected OFMSW, like those residues used in our study. Our higher result of carbon dioxide formation rate was close to $22 \text{ mg CO}_2 \text{ mg O}_2 \text{ g}^{-1}$ of dry matter h^{-1} , which to 73% higher than that reported. This result suggests the potential use of rapid mineralisation of OFMSW for CO_2 capture and biofuels productions using microalgae, to increase efficiency in aerobic treatment of OFMSW reducing time process or increasing capacity of facilities and mitigation of greenhouse gases production.

3.3. Effect of C/N ratio and addition of microbial consortium

The C/N ratio is one of the most important variables influencing processes in the aerobic treatment of organic waste. The recommended initial C/N ratio in composting is close to 25–30 (Kumar et al., 2010; Zhu, 2007); this criterion can be applied to our process. Four treatments were applied in the mineralisation of the OFMSW: two values of C/N (20 and 30) and two levels of addition of microbial consortium (5% and 8% w/w, wet basis). OFMSW mineralisation to C/N of 20 and 30, respectively, is presented in Fig. 2A and B, using two levels of MC assayed. Mineralisation constants of the process are shown in Table 6. Higher TCDF was obtained with C/N of 30 and MC of 8% ($432.9 \text{ mg CO}_2/\text{g IDM}$); this value is higher than any condition analysed after 50 h. This can be explained because a lower concentration of nitrogen in conjunction with an increase of CM favours the process, where a productivity of $8 \text{ mg CO}_2 \text{ g}^{-1}$ IDM per hour was also observed. The CDFR is shown in Fig. 2C, a maximum CDFR was observed at 15 h (ca. $22 \text{ mg CO}_2 \text{ h}^{-1} \text{ g}^{-1}$ IDM). The two phases of rapid and slow mineralisation can be easily identified from which mineralisation constants were obtained. In the case of a C/N ratio of 30 and in the period of rapid mineralisation, a higher mineralisation constant was observed at a microbial consortium of 8% (5.28 d^{-1}) in comparison with that of a microbial consortium of 5% (3.67 d^{-1}). In the case of a C/N ratio of 20, the higher mineralisation rate constant was observed at an MC of 5% (4.92 d^{-1}); this can be explained because the higher proportion of nitrogen may favour microbial growth under these

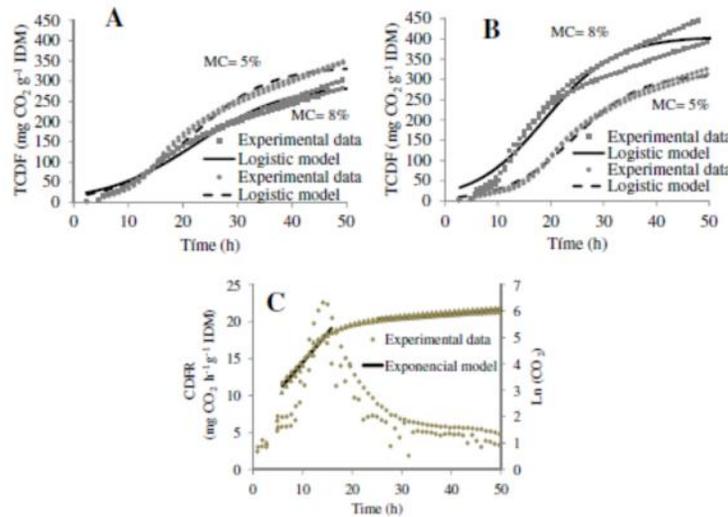


Fig. 2. Total CO_2 formation, TCDF, ((A) C/N = 20; and (B) C/N = 30) during mineralisation of the OFMSW at two levels of C/N ratio (20 and 30) and two levels of addition of the microbial consortium (5% and 8%, w/w wet basis). Dashed lines correspond to MC 5% and solid lines to MC 8%. (C) CO_2 formation rate, CDFR and estimation of mineralisation constant of the exponential model at a C/N of 30 and MC 8%, (1) rapid and (2) slow mineralisation phase.

Table 6
First order constant of mineralisation estimated using the exponential model for the rapid and slow phase of mineralisation a different C/N ratio and percentage of microbial consortium.

C/N	MC (%)	Rapid mineralisation		Slow mineralisation		Total Mineralisation ($\text{mg CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ IDM}$)
		$k_{CO_2} \text{ (d}^{-1}\text{)}$	R^2	$k_{CO_2} \text{ (d}^{-1}\text{)}$	R^2	
20	5	4.92 ± 0.072^a	0.998	0.48 ± 0.024^b	0.958	360.1^b
20	8	4.30 ± 0.144^a	0.993	0.504 ± 0.024^b	0.965	305.3^d
30	5	3.67 ± 0.192^a	0.978	0.576 ± 0.048^b	0.906	330.2^c
30	8	5.28 ± 0.504^a	0.957	0.36 ± 0.048^b	0.810	432.9^a

Same letter by column means no significant differences (Tukey HDS test, $\alpha = 0.05$) between samples.

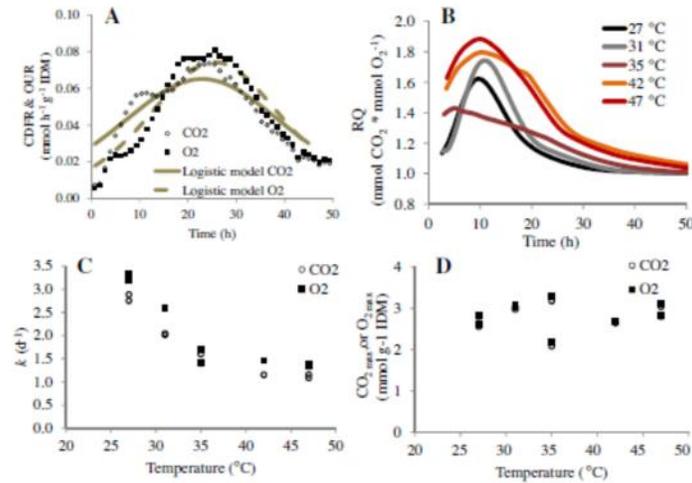


Fig. 3. Effect of temperature incubation (27, 31, 35, 42 and 47 °C) on the mineralisation of OFMSW. Symbols represent the experimental data and the lines the calculated data using the logistic model (A) CO_2 formation rate (CDFR) and O_2 Uptake rate (OUR) patterns at 27 °C; (B) the respiratory quotient (RQ) at different temperatures; (C) mineralisation constants using the logistic model and the total formation of CO_2 (k_{CO_2}) and total consumption of O_2 (k_{O_2}) data; (D) estimation of total formation of carbon dioxide ($\text{CO}_{2\text{max}}$) and total consumption of oxygen ($\text{O}_{2\text{max}}$) during treatment of OFMSW at different temperatures, using the logistic model.

conditions. However, the same consideration cannot be applied to an MC of 8%. For the case of mineralisation constant (k_{CO_2}), values in the slow mineralisation phase represent only 6.8–15.7% of the k_{CO_2} values in the rapid mineralisation phase. This may be because in this period, the higher mineralisation occurred at an earlier stage and the available materials are of slower degradation. Apparently, the addition of 5% favours the slow mineralisation phase (Ponsá et al., 2011). Therefore, it was observed that an increase in the C/N ratio (30) and the percentage of microbial consortium (8%) favours mineralisation of the OFMSW. A complete conclusion cannot be addressed about these two variables studied; an apparent inconsistency could be observed in the results in Table 6, which may be explained by the heterogeneity of the OFMSW.

3.4. Temperature effect on the process of aerobic mineralisation of OFMSW

Aerobic mineralisation of the OFMSW was conducted at six temperatures (27, 31, 35, 42, 47 and 50 °C). Low temperatures were used in order to favour the development of mesophilic microorganisms, whereas higher temperatures enhance the development of thermophilic microorganisms and a possible highest enzyme activity is favoured (Beck-Friis et al., 2001; Miller, 1996). The CDFR and O_2 uptake rate (OUR) at 27 °C expressed in $\text{mmol h}^{-1} \text{g}^{-1} \text{IDM}$ is shown in Fig. 3A. The adjustment of CDFR and OUR was fitted to the logistic model in period where the greatest changes in respiratory quotient were observed (0–40 h). Correlation coefficients were satisfactory ($R^2 > 0.91$). These results were integrated in order to estimate the respiratory quotient (RQ) defined as the ratio of mmol CO_2 produced per mmol O_2 consumed. RQ were estimated at 5 temperatures tested (Fig. 3B). In all cases, RQ was increased to a maximum value in the first 10–15 h of the process. The maximum value of RQ was 1.9 and corresponded to the test at 47 °C. This increase may be because of the waste vegetable respiration, such as the oxidation of short-chain organic acids (malic acid and citric acid), which are present in some fruits and vegetables. Subsequently, RQ values decrease to values close to unity. These results suggest that the processes are similar to the stoichiometry of the oxidation of hexoses. Moreover, Fig. 3C shows the values of mineralisation constant at different

temperatures studied; it was observed that (k_{CO_2}) decreases from 3.33 to 1.08 d^{-1} as the temperature increases, and the same trend was observed for k_{O_2} . Fig. 3D shows that the TCDF and total O_2 consumption (TOC), expressed in $\text{mmol g}^{-1} \text{IDM}$ of OFMSW, was not affected by the increase in temperature in the range studied. These results contrast with those reported in the literature, where the temperature has an effect on organic matter mineralisation (Beck-Friis et al., 2001; Ekinici et al., 2004). This result could be explained because the process could be developed by the activity of mesophilic microorganisms; in this case, it is worth indicating the importance of aeration in order to avoid heat accumulation with the consequent increase of temperature.

The analysis and characterisation of soluble compounds during OFMSW mineralisation improve the understanding of the process. Enzymes released by microorganisms during the process also play a key role in biological and biochemical transformations (Raut et al., 2008). The peel of fruit and vegetables is the major solid sub-products that are generated, constituting approximately 50% of the organic solid waste generated (<http://www.sede-sol.gob.mx/>). The waste composition of some fruits and vegetables can mainly promote the induction of pectinases and xylanases (Rodríguez-Fernández et al., 2011).

TCDF, loss of dry weight, reducing sugars and pectinases and xylanases and final pH at two temperatures, 35 and 50 °C, after of 44 h of the process were analysed. TCDF can be correlated (332.1 and 70.1 $\text{mg CO}_2 \text{ mg}^{-1} \text{IDM}$ at 35 and 50 °C) to the loss of dry weight (34.8 and 9. at 35 and 50 °C) due to the carbon present in the OFMSW, which is release like CO_2 . Also, the increase in total mineralisation of OFMSW is 3.6 higher at 35 than at 50 °C. Reducing sugars content is almost 10 times higher at 50 °C (118.4 $\text{mg g}^{-1} \text{DM}$) than at 35 °C (12.2 $\text{mg g}^{-1} \text{DM}$); it can be explained because the higher enzyme activities (at least 3 times higher) were found at 50 °C, 18.3 ± 2.8 and $14.17 \pm 2.6 \text{ U g}^{-1} \text{DM}$, for pectinases and xylanases, respectively. Regarding the final pH, an acidic pH (4.7) was determined at 50 °C in contrast to the neutral final pH (7.4) found at 35 °C. The results at 35 °C are in agreement with that reported in the literature where low enzyme activities, basic pH and a low CO_2 formation rate indicate that the organic matter is in the process of stabilization and microbial activity gradually ceases (Beck-Friis et al., 2001; Tejada et al., 2009).

4. Conclusion

Controlled conditions in aerobic mineralisation of the OFMSW allowed high rates of mineralisation, yielding up to 432.9 mg CO₂ g⁻¹ IDM after 2 days of treatment. The maximum CO₂ constant rate obtained (5.28 d⁻¹) is 3.52 times higher than that reported in literature (1.5 d⁻¹). Respirometry analysis clearly allowed to determine rapid and slow mineralisation phases of the OFMSW. Aerobic mineralisation of the OFMSW is favoured in a slightly acidic pH (5–6) at 35 °C with the addition of CM of 8% and a C/N ratio of 30. The experimental evidence suggests the potential use of this process for further friendly environmental processes.

Acknowledgements

FJMV, CMR, LMM are grateful to CONACyT, Mexico, for a PhD scholarships. Thanks are given to L.V. Rodríguez-Duran for helpful suggestions. Authors thank the collaboration of the Bordo Poniente composting plant in Mexico City.

References

- Barrena, R., Turet, J., Busquets, A., Farrés, M., Font, X., Sánchez, A., 2011a. Respirometric screening of several types of manure and mixtures intended for composting. *Bioresour. Technol.* 102 (2), 1367–1377.
- Barrena, R., Gea, T., Ponsá, S., Ruggieri, L., Artola, A., Font, X., Sánchez, A., 2011b. Categorizing raw organic material biodegradability via respiration activity measurement: a review. *Compos. Sci. Util.* 19 (2), 105–113.
- Beck-Friis, B., Smårs, S., Jönsson, H., Kirchmann, H., 2001. SE—structures and environment: gaseous emissions of carbon dioxide, ammonia and nitrous oxide from organic household waste in a compost reactor under different temperature regimes. *J. Agric. Eng. Res.* 78 (4), 423–430.
- Bernal, M.P., Sánchez-Monedero, M.A., Paredes, C., Roig, A., 1998. Carbon mineralization from organic wastes at different composting stages during their incubation with soil. *Agric. Ecosyst. Environ.* 69 (3), 175–189.
- Chapra, C.S., Canale, P.R., 1998. *Numerical Methods for Engineers with Programming and Software Applications*, third ed. Mac Graw-Hill Co., Inc., New York, USA.
- Carrizalez, V., Rodríguez, H., Sardina, I., 1981. Determination of the specific growth of molds on semisolid cultures. *Biotechnol. Bioeng.* 23 (2), 321–333.
- Ekinci, K., Keener, H.M., Michel, F.C., Elwell, D.L., 2004. Modeling composting rate as a function of temperature and initial moisture content. *Compos. Sci. Util.* 12 (4), 356–364.
- Guo, R., Li, G., Jiang, T., Schuchardt, F., Chen, T., Zhao, Y., Shen, Y., 2012. Effect of aeration rate, C/N ratio and moisture content on the stability and maturity of compost. *Bioresour. Technol.* 112, 171–178.
- Iannotti, D.A., Pang, T., Toth, B.L., Elwell, D.L., Keener, H.M., Holtink, H.A.J., 1993. A quantitative respirometric method for monitoring compost stability. *Compos. Sci. Util.* 1 (3), 52–65.
- Komilis, D.P., 2006. A kinetic analysis of solid waste composting at optimal conditions. *Waste Manage.* 26 (1), 82–91.
- Kulcu, R., Yaldiz, O., 2004. Determination of aeration rate and kinetics of composting some agricultural wastes. *Bioresour. Technol.* 93 (1), 49–57.
- Kumar, M., Ou, Y.-L., Lin, J.-G., 2010. Co-composting of green waste and food waste at low C/N ratio. *Waste Manage.* 30 (4), 602–609.
- Liang, C., Das, K.C., McClendon, R.W., 2003. The influence of temperature and moisture contents regimes on the aerobic microbial activity of a biosolids composting blend. *Bioresour. Technol.* 86 (2), 131–137.
- Martins, S., Mussatto, S.I., Martínez-Avila, G., Montañez-Saenz, J., Aguilar, C.N., Teixeira, J.A., 2011. Bioactive phenolic compounds: production and extraction by solid-state fermentation. A review. *Biotechnol. Adv.* 29 (3), 365–373.
- Mazaheri, D., Shojasadati, S.A., 2013. Mathematical models for microbial kinetics in solid-state fermentation: a review. *Iran. J. Biotechnol.* 11 (3), 156–167.
- Miller, F.C., 1996. Composting of municipal solid waste and its components. In: *Microbiology of Solid Waste*. CRS Press, pp. 115–154.
- Miller, G.L., Blum, R., Glennon, W.E., Burton, A.L., 1960. Measurement of carboxymethylcellulase activity. *Anal. Biochem.* 1 (2), 127–132.
- Pascual, J.A., Hernandez, T., Garcia, C., Ayuso, M., 1998. Carbon mineralization in an arid soil amended with organic wastes of varying degrees of stability. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 29 (7–8), 835–846.
- Ponsá, S., Gea, T., Sanchez, A., 2010. Different indices to express biodegradability in organic solid wastes. *J. Environ. Qual.* 39 (2), 706–712.
- Ponsá, S., Puyuelo, B., Gea, T., Sánchez, A., 2011. Modelling the aerobic degradation of organic wastes based on slowly and rapidly degradable fractions. *Waste Manage.* 31 (7), 1472–1479.
- Rahman, E.A.A., Talib, R.A., Aziz, M.G., Yusof, Y.A., 2013. Modelling the effect of temperature on respiration rate of fresh cut papaya (*Carica papaya* L.) fruits. *Food Sci. Biotechnol.* 22 (6), 1581–1588.
- Raut, M.P., Prince William, S.P.M., Bhattacharyya, J.K., Chakrabarti, T., Devotta, S., 2008. Microbial dynamics and enzyme activities during rapid composting of municipal solid waste – a compost maturity analysis perspective. *Bioresour. Technol.* 99 (14), 6512–6519.
- Rodríguez-Fernández, D.E., Rodríguez-León, J.A., de Carvalho, J.C., Sturm, W., Socol, C.R., 2011. The behavior of kinetic parameters in production of pectinase and xylanase by solid-state fermentation. *Bioresour. Technol.* 102 (22), 10657–10662.
- Saucedo-Castañeda, G., Trejo-Hernández, M.R., Lonsane, B.K., Navarro, J.M., Roussos, S., Dufour, D., Raimbault, M., 1994. On-line automated monitoring and control systems for CO₂ and O₂ in aerobic and anaerobic solid-state fermentations. *Process Biochem.* 29 (1), 13–24.
- Saucedo-Castañeda G., F.-T.E., Viniestra-González G., Torres-Mancera M.T., Figueroa-Montero A., Rosales Zamora Gabriel. 2013. Respirometry system for the on-line monitoring of CO₂ and O₂ concentration and flow rate coming from biological processes. Patent pending MX/a/2013/004638. April 25th, 2013.
- Saviozzi, A., Levi-Minzi, R., Riffaldi, R., 1993. Mineralization parameters from organic materials added to soil as a function of their chemical composition. *Bioresour. Technol.* 45 (2), 131–135.
- Sundberg, C., Smårs, S., Jönsson, H., 2004. Low pH as an inhibiting factor in the transition from mesophilic to thermophilic phase in composting. *Bioresour. Technol.* 95 (2), 145–150.
- Tejada, M., García-Martínez, A.M., Parrado, J., 2009. Relationships between biological and chemical parameters on the composting of a municipal solid waste. *Bioresour. Technol.* 100 (17), 4062–4065.
- Tosun, I., Gönüllü, M.T., Arslankaya, E., Günay, A., 2008. Co-composting kinetics of rose processing waste with OFMSW. *Bioresour. Technol.* 99 (14), 6143–6149.
- Yu, H., Huang, G.H., 2009. Effects of sodium acetate as a pH control amendment on the composting of food waste. *Bioresour. Technol.* 100 (6), 2005–2011.
- Zhang, J., Henriksson, G., Johansson, G., 2000. Polygalacturonase is the key component in enzymatic retting of flax. *J. Biotechnol.* 81 (1), 85–89.
- Zhang, Y., Lashermes, G., Houot, S., Doublet, J., Steyer, J.P., Zhu, Y.G., Barriuso, E., Garnier, P., 2012. Modelling of organic matter dynamics during the composting process. *Waste Manage.* 32 (1), 19–30.
- Zhu, N., 2007. Effect of low initial C/N ratio on aerobic composting of swine manure with rice straw. *Bioresour. Technol.* 98 (1), 9–13.
- Zwietering, M.H., Jongenburger, I., Rombouts, F.M., Vantriet, K., 1990. Modeling of the bacterial-growth curve. *Appl. Environ. Microbiol.* 56 (6), 1875–1881.