



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN INGENIERÍA
INGENIERÍA AMBIENTAL – AGUA

OPTIMIZACIÓN DE LA PRODUCCIÓN DE METANO A PARTIR DE LA
CODIGESTIÓN ANAEROBIA DE RESIDUOS ORGÁNICOS

TESIS
QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
MAESTRO EN INGENIERÍA

PRESENTA:
ANDRÉS MARTÍNEZ ARCE

TUTOR PRINCIPAL
GERMÁN BUITRÓN MÉNDEZ
INSTITUTO DE INGENIERÍA

MÉXICO, D. F. NOVIEMBRE 2013



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

JURADO ASIGNADO:

Presidente: DR. OSCAR ARMANDO MONROY HERMOSILLO

Secretario: DR. ALFONSO DURÁN MORENO

Vocal: M. EN I. CONSTANTINO GUTIÉRREZ PALACIOS

1 er. Suplente: DR. IVÁN MORENO ANDRADE

2 d o. Suplente: DR. GERMÁN BUITRÓN MÉNDEZ

Lugar donde se realizó la tesis:

INSTITUTO DE INGENIERÍA, UNAM
UNIDAD ACADÉMICA JURQUILLA
LABORATORIO DE INVESTIGACIÓN EN PROCESOS AVANZADOS DE
TRATAMIENTO DE AGUAS

TUTOR DE TESIS:



DR. GERMÁN BUITRÓN MÉNDEZ

Este trabajo fue financiado a través de los proyectos 100298 SEP-CONACYT y 192341 Fomix-Querétaro

Se agradece al proyecto BITA IRSES (Marie Curie) PIRSES-GA-2011-295170 por el apoyo brindado para realizar la estancia de investigación en el INRA de Narbonne.

Durante la elaboración de este trabajo de tesis se recibieron apoyos del Instituto de Ingeniería-UNAM y SEP-CONACYT, a través de la beca para estudios de maestría.
Número de CVU: 288264

RESUMEN

En este trabajo se evaluó la codigestión anaerobia como una metodología de optimización de la producción de biogás a partir del tratamiento biológico de residuos orgánicos. La investigación se llevó a cabo en dos fases experimentales. La primera consistió en la implementación de las pruebas de potencial bioquímico de metano a través un enfoque convencional (botellas) y uno no convencional (reactores). En las pruebas en botella se usaron como sustrato ocho componentes de los residuos de frutas y verduras, encontrando valores de producción específica máxima de metano comprendidos en un intervalo de 302 ± 8 a 464 ± 5 mLCH₄/gSVad, comparables a los valores reportados para este tipo de residuos. La actividad inicial del inóculo influyó en la producción de metano a pesar de provenir de una misma fuente. En las pruebas en reactores, la duración del ciclo influyó en la producción de metano debido a un efecto de acumulación de sustrato. Para evitar este efecto, se desarrolló un protocolo de operación de reactores a partir del cual se obtuvieron resultados comparables a aquellos determinados en pruebas en botella con diferencias menores a 11%.

La segunda fase experimental consistió en la evaluación de la codigestión anaerobia de lodos activados de purga, residuos de frutas y verduras y el estiércol de cerdo. Se llevó a cabo un diseño de experimentos para conocer el efecto de diferentes proporciones de mezcla de residuos sobre la producción de metano y la remoción de materia orgánica. La producción de metano aumentó de manera directa con el aumento del contenido de residuos de frutas y verduras en la mezcla. Al ser empleados como sustrato individual, los residuos de frutas y verduras presentaron la mayor tasa específica de producción de metano (134.6 ± 11 mLCH₄/gSVad·d) y demostraron ser un cosustrato que aumenta el potencial de producción de metano. Se encontró un punto máximo de remoción de sólidos volátiles (21.7%) con la mezcla compuesta por 35.2% de lodos de purga, 47.4% frutas y verduras y 17.4% estiércol de cerdo.

A partir de modelos estadísticos y los valores reales de generación de residuos, se desarrollaron escenarios de aplicación de la codigestión anaerobia. Para el caso de un digestor que trata lodos activados de purga el cosustrato ideal serían los residuos de frutas y verduras, los cuales tienen la capacidad de mejorar la producción de metano en 139% y la remoción de sólidos en 176%, con respecto al tratamiento individual de lodos. En el caso de la central de abastos se determinó que la opción más favorable es el uso de los residuos de frutas y verduras de manera individual. Para la granja porcina, la adición de los dos co-sustratos podría mejorar hasta en un 102% la tasa de producción de metano y en 77% la remoción de sólidos volátiles, con respecto a la digestión individual de estiércol de cerdo.

ABSTRACT

In this study, anaerobic co-digestion was evaluated as an optimization methodology for biogas production through biological treatment of organic solid waste. The research project was carried out in two main experimental steps. In the first step, the biochemical methane potential test was implemented following two strategies: the widely used bottle-based test and a reactor-based test. In bottle-based tests eight components of fruit and vegetables wastes were used as substrates for anaerobic digestion. The maximum specific methane production values were found to be in a range between 302 ± 8 and 464 ± 5 mLCH₄/gVS_{add}, which are similar to the values reported commonly. The initial activity of the inoculum had influence on methane production despite it was collected from the same source for all tests. Regarding reactor tests, reaction time had an important effect on methane production since it is coupled to substrate accumulation in the reactor. In order to obtain a suitable performance during reactor operation, an experimental protocol was developed and applied, obtaining similar results to those achieved in the bottle-based tests, showing differences below 11%.

Second experimental step consisted in the anaerobic co-digestion of waste activated sludge, fruit and vegetables wastes and pig manure. A designed set of experiments was carried out in order to define the effect of mixture proportions of organic wastes on methane production and volatile solids removal. Methane production increased with the increasing of the fruit and vegetables fraction in mixtures. Furthermore, fruit and vegetables wastes individually showed the highest specific methane production rate (134.6 ± 11 mLCH₄/gVS_{add}•d) and was found to be a good co-substrate when methane production is to be enhanced. A maximum value of volatile solids removal was found (21.7%) for the mixture consisting of 35.2% waste activated sludge, 47.4% fruit and vegetables wastes and 17.4% pig manure.

Through statistical models three application scenarios for anaerobic co-digestion were developed. For an anaerobic digester treating waste activated sludge the best co-substrate would be fruit and vegetables wastes, increasing methane production and volatile solids removal by up to 139% and 176%, compared to values of single sludge digestion. For a digester located in a food distribution market the best option is to treat individually the fruit and vegetable wastes. For the pig farming digester, the best co-substrate would include two co-substrates, increasing methane production and volatile solids removal in more than 102 and 77%, respectively, compared to the values obtained for pig manure individually.

AGRADECIMIENTOS

Al doctor Germán Buitrón Méndez, por su gran apoyo y confianza. Por permitirme formar parte de su grupo de trabajo y por brindarme su guía de valor incalculable durante estos casi seis años. De corazón muchas gracias.

Al doctor Iván Moreno Andrade, por sus valiosas recomendaciones y comentarios, los cuales contribuyeron enormemente al desarrollo de este trabajo de investigación así como en mi formación personal.

Al M. en I. Constantino Gutiérrez Palacios, por las atenciones, comentarios y observaciones realizadas durante la elaboración de este trabajo. Sus aportaciones enriquecieron y dieron un valor especial a esta investigación.

A los doctores Oscar Monroy Hermosillo y Alfonso Durán Moreno, por el tiempo y los comentarios dedicados a esta tesis, los cuales ayudaron a fortalecer los argumentos de la investigación.

Al doctor Michel Torrijos y a Philippe Sousbie por su guía y amistad durante la estancia de investigación en el INRA de Narbonne, sus aportaciones son parte medular de este trabajo de tesis.

Al M. en B. Jaime Pérez Trevilla, gracias por el apoyo brindado, tanto dentro como fuera del laboratorio, te admiro por tu tenacidad e inquebrantable espíritu de colaboración y amistad.

A la M. en C. Gloria Moreno Rodríguez por su amistad y cariño y por la disposición tan amable de brindar asesoría y apoyo a todo aquel que la necesita.

A la Ing. Cristina Aráoz Trejo y a Alma Rosa Nieto de la Torre, por el enorme y constante apoyo brindado en el área administrativa.

A mis compañeros y amigos: Cristina, Sonia, Ivonne, René, Julián, Gerardo, Israel, Víctor, Toño e Isaac, con quienes viví momentos agradables e inolvidables dentro y fuera del laboratorio.

A mis compañeros de clase en Ciudad Universitaria, en especial a Leidy, Sandra, Gabi, Clau y Raúl, su amistad tan especial y su tremendo entusiasmo, se contagiaba en cada ocasión.

Al Instituto de Ingeniería y a la UNAM, mi *Alma Mater*, por ser sustento de esta investigación y otorgarme la oportunidad de una mejor preparación.

Al CONACYT por el apoyo económico otorgado para la realización de esta investigación.

Mis padres, Marina y Fernando,

Mis abuelas Amalia y Rafaela

Mis hermanos Claudia, Alberto y Adrián

Mi amada Mayra

Aquellos a quienes estimo mucho y con los que he compartido el camino

Lilia, Laura, Paty, Lety, Martha, Julia, Rosa, Rafael, Rodolfo, Rubén, Antonio, Oscar

Joselyn, Diana, Brenda, Sandra, Karla, Caro, Samantha, Nancy, Jose, Paty, Roxana, Jesica, Erika

Abraham, Diego, Ángel, Oscar, David, César, Edmundo, Israel, Emanuel, Iván, Luis, Ángel, José

Amy, Sinead, Carla, María, Yissel, Luz, Dany, Erika, Helia, Adriana, Diana, Lucy, Larisa

Kaleb, Gerardo, Armando, Leonel, Erik, Ángel, Daniel, Héctor, Manuel, Omar, Pepe, Roberto

Diana, Ligia, Ernesto, Mario, Fernando, Diego, Joel, Roberto, Efren, Marco, Gibrann, Damián

Ana Rosa, Liliana, Pamela, Atenea, Mónica, Bruno, Edson, José Juan, Daniel, Gustavo, Eduardo

José Román, Esmeralda

... dedico a ustedes este trabajo

CONTENIDO

RESUMEN.....	iv
ABSTRACT	v
INDICE DE TABLAS	x
INDICE DE FIGURAS.....	xi
ABREVIATURAS.....	xii
CAPÍTULO 1 CONCEPTOS BÁSICOS	1
1.1 Introducción	1
1.2 La problemática de los residuos orgánicos	1
1.2.1 Lodos activados de purga de planta de tratamiento de aguas residuales	4
1.2.2 Residuos de frutas y verduras.....	5
1.2.3 Estiércol de ganado porcino	6
1.3 Métodos de tratamiento y disposición de residuos orgánicos	8
1.3.1 Incineración.....	8
1.3.2 Compostaje.....	10
1.3.3 Tratamiento anaerobio	11
1.4 Digestión anaerobia: energía a partir de residuos	13
1.4.1 Bioquímica del proceso anaerobio.....	15
1.5 Co-digestión anaerobia	18
1.6 Diseño de Experimentos: Experimento de Mezclas	19
CAPITULO 2 ANTECEDENTES.....	21
2.1 Introducción.....	21
2.2 Pruebas de potencial de bioquímico de producción de metano	21
2.3 Parámetros operacionales	22
2.3.1 Temperatura	22
2.3.2 pH y alcalinidad.....	24
2.3.3 Inóculo	24
2.3.4 Medio mineral	26
2.3.5 Agitación.....	27
2.3.6 Relación So/Xo	27
2.3.7 Relación C/N.....	30
2.3.8 Relación volumen líquido-volumen gas	31
2.3.9 Inhibición del proceso anaerobio.....	32
2.4 Antecedentes de la co-digestión anaerobia	35
2.4.1 Estado del arte de la co-digestión anaerobia a nivel internacional	35
2.4.2 Estado del arte de la co-digestión anaerobia en México	37
CAPÍTULO 3 OBJETIVOS E HIPÓTESIS.....	41
3.1 OBJETIVO PRINCIPAL.....	41
3.2 HIPÓTESIS	41
CAPÍTULO 4 METODOLOGÍA GENERAL	43
4.1 Introducción.....	43
4.2 Esquema experimental.....	43
4.3 Técnicas analíticas.....	45
4.3.1 Cromatografía de gases. Capítulo cinco	45
4.3.2 Cromatografía de gases. Capítulo seis	46
4.4 Análisis estadístico.....	47

CAPITULO 5 FASE 1 IMPLEMENTACIÓN DE LA METODOLOGÍA PARA CARACTERIZAR DIFERENTES FRACCIONES DE RESIDUOS ORGÁNICOS	49
5.1 Introducción	49
5.2 Sustratos	50
5.3 Pruebas de potencial bioquímico de metano en botellas	50
5.4 Pruebas de potencial bioquímico de metano en reactores	53
5.4.1 Operación de reactores.....	54
5.5 Resultados de la fase 1	60
5.5.1 Caracterización del sustrato.....	60
5.5.2 Potencial bioquímico de metano en pruebas de un solo lote	60
5.5.3 Potencial bioquímico de metano en reactores.....	73
5.5.4 Comparación de resultados a través de dos enfoques experimentales: pruebas en botellas y en reactores	76
5.5.5 Efecto de la duración del ciclo en la producción de biogás.....	77
5.5.6 Protocolo operacional óptimo de reactores	82
5.5.7 Caracterización de la fase líquida en los reactores.....	82
5.5.8 Tasa de degradación específica.....	83
5.6 Conclusiones de la fase 1	87
CAPITULO 6	89
FASE 2 CO-DIGESTIÓN DE RESIDUOS ORGÁNICOS	89
6.1 Introducción	89
6.2 Sustratos.....	90
6.3 Diseño experimental	92
6.3.1 Análisis estadístico del diseño experimental.....	94
6.4 Pruebas de potencial bioquímico de metano	94
6.4.1 Pre-activación del inóculo.....	94
6.4.2 Evaluación de la co-digestión anaerobia de residuos orgánicos.....	96
6.5 Resultados de la fase 2.....	98
6.5.1 Caracterización de los residuos orgánicos.....	98
6.5.2 Pruebas de potencial bioquímico de metano	101
6.5.3 Análisis estadístico.....	111
6.5.4 Escenarios de aplicación de la co-digestión anaerobia	120
6.6 Conclusiones de la fase 2.....	130
CAPITULO 7 CONCLUSIONES	133
7.1 Recomendaciones.....	135
CAPÍTULO 8 BIBLIOGRAFÍA	137
Anexo 1 “Técnicas analíticas”	145
Anexo 2 “Efecto de la duración del ciclo sobre la producción de metano”	151
Anexo 3. “Curvas de producción de metano y su ajuste al modelo de Gompertz”	153
Anexo 4 “Productos académicos surgidos del trabajo de tesis”	159

INDICE DE TABLAS

Tabla 1 Listado de residuos de manejo especial según la LGPGIR.....	2
Tabla 2 Generación de residuos orgánicos en distintos países (millones de toneladas/ año).....	7
Tabla 3 Valores de la relación C/N para diversos residuos orgánicos.	31
Tabla 4 Efecto de la codigestión anaerobia de residuos en la producción de metano reportado en diversos estudios.	39
Tabla 5 Condiciones operacionales de la prueba de potencial bioquímico de metano en botellas.	51
Tabla 6 Composición de la soluciones madre (macroelementos y oligoelementos) empleadas en las pruebas en botella.	52
Tabla 7 Caracterización de las frutas y verduras empleadas como sustrato en la primera fase experimental	60
Tabla 8 Valores de ajuste al modelo de Gompertz empleando frutas como sustrato en pruebas en botellas.....	63
Tabla 9 Valores de ajuste al modelo de Gompertz empleando verduras como sustrato en pruebas en botellas	66
Tabla 10 Rendimiento de producción de metano en botellas, expresado en diferentes bases	70
Tabla 11 Valores de ajuste al modelo de Gompertz empleando frutas como sustrato durante la operación de reactores anaerobios de lotes secuenciales.....	74
Tabla 12 Rendimiento de producción de metano en reactores, expresado en diferentes bases	75
Tabla 13 Comparación de valores de producción de metano como resultado de dos estrategias experimentales	76
Tabla 14 Duración de ciclo necesaria para prevenir la acumulación en reactores operados por lotes	79
Tabla 15 Efecto de la duración del ciclo sobre las variables PEMM y R_{max} en reactores.	81
Tabla 16 Caracterización de fase la líquida de los reactores antes y después de la alimentación de los sustratos	82
Tabla 17 Diseño experimental para la evaluación del efecto de mezcla durante la codigestión anaerobia de residuos.....	93
Tabla 18 Medio mineral empleado en las pruebas de codigestión de residuos orgánicos.	97
Tabla 19 Condiciones operacionales empleadas en las pruebas de codigestión de residuos orgánicos	97
Tabla 20 Composición porcentual de cada componente de los residuos de frutas y verduras empleados en las pruebas de codigestión.....	98
Tabla 21 Composición fisicoquímica de los residuos orgánicos empleados en pruebas de codigestión	99
Tabla 22 Constantes de ajuste al modelo de Gompertz de cada punto del diseño experimental de codigestión de residuos orgánicos	102
Tabla 23 Remoción de materia orgánica en las pruebas de codigestión de residuos orgánicos.....	106
Tabla 24 Comparación de valores de R_{max} obtenidos experimentalmente y los estimados a partir del modelo estadístico	112
Tabla 25 Comparación de valores de remoción de SV obtenidos experimentalmente y los estimados a partir del modelo estadístico	115
Tabla 26 Efecto de la adición de co-sustrato a un digestor que trata lodos activados residuales sobre la producción de metano y la remoción de sólidos volátiles.	123
Tabla 27 Efecto de la adición de co-sustrato a un digestor que trata residuos de frutas y verduras sobre la producción de metano y la remoción de sólidos volátiles	125
Tabla 28 Efecto de la adición de co-sustrato a un digestor que trata estiércol de cerdo sobre la producción de metano y la remoción de sólidos volátiles	127

INDICE DE FIGURAS

Fig. 1 Equivalencias del biogás con respecto a otras fuentes de energía. Tomado de MARM (2010).....	12
Fig. 2 Fases del proceso anaerobio: hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis.	17
Fig. 3 Metodología general establecida para llevar a cabo la investigación.....	43
Fig. 4 Primera fase experimental: implementación de la metodología para caracterizar distintas fracciones de residuos orgánicos	49
Fig. 5 Medición de producción de biogás en botellas.	52
Fig. 6 Protocolo de operación para evaluar el potencial bioquímico de producción de metano de residuos orgánicos en reactores.....	54
Fig. 7 Evolución de la producción de biogás en reactores empleando etanol para llevar a cabo la estrategia de activación del inóculo	56
Fig. 8 Evolución de la tasa máxima de producción y del volumen acumulado de biogás durante la activación del inóculo en reactores	56
Fig. 9 Determinación de la producción endógena de biogás en un reactor operado por lotes.....	58
Fig. 10 Remoción de la producción endógena y determinación de la producción neta de biogás en reactores	59
Fig. 11 Producción específica acumulada de metano en botellas, empleando frutas como sustrato.....	61
Fig. 12 Producción específica acumulada de metano en botellas, empleando verduras como sustrato:.....	64
Fig. 13 Valores promedio de PEMM y R_{max} obtenidos para las frutas y las verduras en botellas.....	67
Fig. 14 Comparación de la actividad metanogénica inicial entre dos series experimentales.	68
Fig. 15 Producción acumulada de biogás en reactores usando frutas como sustrato	73
Fig. 16 Efecto de la duración del ciclo sobre la producción de biogás en un reactor que trata piña:	77
Fig. 17 Efecto de acumulación en un reactor empleando mango como sustrato	80
Fig. 18 Efecto de la duración del ciclo en la estimación de la PEMM y R_{max}	80
Fig. 19 Determinación de la tasa de producción de biogás al tiempo de cien horas de reacción	84
Fig. 20 Relación de la PEMM con la tasa de degradación específica de diversas frutas y verduras.	85
Fig. 21 Segunda fase experimental: Codigestión anaerobia de residuos orgánicos	89
Fig. 22 Diseño de experimentos tipo "centroide simplex aumentado" de tres componentes.....	93
Fig. 23 Producción específica máxima y tasa específica máxima de producción de metano en cada mezcla de codigestión evaluada.....	103
Fig. 24 Remoción de materia orgánica medida como sólidos volátiles y DQO en cada mezcla evaluada	108
Fig. 25 Superficie de contornos para R_{max}	114
Fig. 26 Superficie de respuesta para R_{max}	114
Fig. 27 Superficie de respuesta para la eficacia de remoción de SV.....	117
Fig. 28 Superficie de respuesta para la eficacia de remoción de DQO	118
Fig. 29 Efecto de la adición paulatina de co-sustrato en un digestor anaerobio que trata lodos activados residuales.	124
Fig. 30 Efecto de la adición paulatina de co-sustrato en un digestor anaerobio que trata residuos de central de abastos	126
Fig. 31 Efecto de la adición paulatina de co-sustrato en un digestor anaerobio que trata estiércol de ganado porcino	129

ABREVIATURAS

<i>LGPGIR:</i>	<i>Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos</i>
<i>SEMARNAT:</i>	<i>Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales</i>
<i>SMA:</i>	<i>Secretaría del Medio Ambiente del Distrito Federal</i>
<i>INE:</i>	<i>Instituto Nacional de Ecología</i>
<i>INRA:</i>	<i>Instituto Nacional de Investigación Agronómica)</i>
<i>GEI:</i>	<i>Gases de efecto invernadero</i>
<i>CH₄:</i>	<i>Metano</i>
<i>CO₂:</i>	<i>Dióxido de carbono</i>
<i>N₂O:</i>	<i>Óxido nitroso</i>
<i>NO₂:</i>	<i>Dióxido de nitrógeno</i>
<i>H₂S:</i>	<i>Sulfuro de hidrógeno</i>
<i>NH₃:</i>	<i>Amoniaco</i>
<i>NH₄:</i>	<i>Amonio</i>
<i>H₂O:</i>	<i>Agua</i>
<i>NaHCO₃:</i>	<i>Bicarbonato de sodio</i>
<i>O₂:</i>	<i>Oxígeno</i>
<i>C:</i>	<i>Carbono</i>
<i>N:</i>	<i>Nitrógeno</i>
<i>Ca:</i>	<i>Calcio</i>
<i>Mg:</i>	<i>Magnesio</i>
<i>K:</i>	<i>Potasio</i>
<i>Na:</i>	<i>Sodio</i>
<i>SO₄²⁻:-</i>	<i>Ion sulfato</i>
<i>ST:</i>	<i>Sólidos totales</i>
<i>SV:</i>	<i>Sólidos volátiles</i>
<i>SST:</i>	<i>Sólidos suspendidos totales</i>
<i>SSV:</i>	<i>Sólidos suspendidos volátiles</i>
<i>SSF</i>	<i>Sólidos suspendidos fijos</i>
<i>AGV:</i>	<i>Ácidos grasos volátiles</i>
<i>DQO:</i>	<i>Demanda química de oxígeno</i>
<i>DQOs:</i>	<i>Demanda química de oxígeno soluble</i>
<i>NTK:</i>	<i>Nitrógeno total Kjeldahl</i>
<i>So:</i>	<i>Concentración inicial de sustrato</i>
<i>Xo:</i>	<i>Concentración inicial de microorganismos</i>
<i>LA:</i>	<i>Lodo activado de purga</i>
<i>FV:</i>	<i>Residuos de frutas y verduras</i>
<i>EC:</i>	<i>Estiércol de cerdo</i>

<i>PTAR:</i>	<i>Planta de tratamiento de aguas residuales</i>
<i>ATP:</i>	<i>Adenosín trifosfato</i>
<i>CoA:</i>	<i>Coenzima A</i>
<i>UASB:</i>	<i>Reactor anaerobio de lecho de lodos de flujo ascendente</i>
<i>AMi:</i>	<i>Actividad metanogénica inicial</i>
<i>pH:</i>	<i>Potencial de hidrógeno</i>
<i>PEMM:</i>	<i>Producción específica máxima de metano</i>
<i>Rmax:</i>	<i>Tasa específica máxima de producción de metano</i>
<i>%RemSV:</i>	<i>Eficacia de remoción de sólidos volátiles</i>
<i>%RemDQO:</i>	<i>Eficacia de remoción de demanda química de oxígeno</i>
<i>λ:</i>	<i>Fase de latencia</i>
<i>R²:</i>	<i>Coefficiente de correlación</i>
<i>AGVCL:</i>	<i>Ácidos grasos volátiles de cadena larga</i>
<i>AGVCC:</i>	<i>Ácidos grasos volátiles de cadena corta.</i>
<i>MW:</i>	<i>Megawatt</i>
<i>kWh:</i>	<i>Kilowatt-hora</i>
<i>Kcal:</i>	<i>Kilocalorías</i>
<i>m³:</i>	<i>Metros cúbicos</i>
<i>L:</i>	<i>Litros</i>
<i>Mton:</i>	<i>Millones de toneladas</i>

CAPÍTULO 1

CONCEPTOS BÁSICOS

1.1 Introducción

En este capítulo se plantean los problemas ocasionados por el manejo inadecuado de los residuos orgánicos en México y se ofrece una comparación con la situación internacional. Además, se brinda una descripción las características de tres residuos específicos: los lodos provenientes de plantas de tratamiento de aguas residuales, los residuos de frutas y verduras generados a gran escala en centros de abastecimiento alimenticio y finalmente, un residuo agropecuario de gran problemática ambiental: el excremento de ganado porcino. Posteriormente se mencionan las alternativas existentes para el tratamiento de este tipo de residuos, destacando la digestión anaerobia como una opción con ventajas como la obtención de una fuente de energía renovable, el biogás. Finalmente, se ofrece una definición de la codigestión anaerobia, como proceso novedoso para aumentar la eficiencia de los procesos anaerobios de tratamiento y valorización de residuos orgánicos.

1.2 La problemática de los residuos orgánicos

En México, una definición aceptada y que se empleará en este trabajo como concepto de residuo es la provista en la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (LGPGIR) (SEMARNAT 2003a), en la que se define un residuo como *“aquel material o producto cuyo propietario o poseedor desecha y que se encuentra en estado sólido, semisólido, o es líquido o gas, que puede ser susceptible de ser valorizado o que requiere sujetarse a un tratamiento o disposición final”*. De acuerdo a la LGPGIR, los residuos se pueden clasificar en residuos sólidos urbanos, residuos de manejo especial y residuos peligrosos, dependiendo su origen y características.

Los residuos de manejo especial son aquellos generados en procesos productivos y servicios, que no reúnen las características para ser considerados residuos sólidos urbanos o residuos peligrosos, o que son producidos por grandes generadores de residuos sólidos urbanos. En la tabla 1 se puede observar la clasificación de los diferentes residuos de manejo especial según la LGPGIR.

Tabla 1 Listado de residuos de manejo especial según la LGPGIR

Tipo de Residuos de Manejo Especial (SEMARNAT, 2003a)	
I.	Residuos de rocas o los productos de su descomposición
II.	Residuos de los servicios de salud (no peligrosos)
III.	Residuos generados en actividades pesqueras, agrícolas, silvícolas, forestales, avícolas y ganaderas.
IV.	Residuos de los servicios de transporte e instalaciones y actividades relacionadas
V.	Lodos provenientes del tratamiento de aguas residuales
VI.	Residuos de tiendas departamentales o centros comerciales
VII.	Residuos de la construcción, mantenimiento y demolición en general
VIII.	Residuos tecnológicos provenientes de la industria informática, fabricantes de productos electrónicos o de vehículos automotores
IX.	Otros

Con la creciente demanda de productos y servicios, se espera que los residuos de manejo especial representen una seria problemática para los sistemas de manejo de residuos urbanos debido a los grandes volúmenes generados, que impactarán en la logística y la organización de los sistemas municipales actuales.

En México la regulación de este tipo de residuos es una práctica relativamente reciente, teniendo como consecuencia la falta de información exacta y confiable acerca de los volúmenes de generación, así como falta de estrategias para su manejo adecuado. Los primeros trabajos que buscaron establecer datos de generación confiables fueron reportados por la Secretaría del Medio ambiente (SMA) del Distrito Federal en la década de 1990 y actualmente cuenta con una normatividad muy bien establecida para tales efectos (SMA 2008). Por otra parte, el Instituto Nacional de Ecología (INE) en conjunto con la Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) publicaron en 2006 el “Diagnóstico Básico para la Gestión Integral de los Residuos” indicando las cifras estimadas de producción de cuatro de las ocho categorías de los residuos de manejo especial, mostrando que la mayor parte correspondió a la generada en actividades de construcción y demolición (13,130 ton/d), seguido por los lodos de plantas de tratamiento de aguas residuales municipales (3,201 ton/d), posteriormente los residuos generados en servicios de transporte, resultantes de actividades administrativas y comerciales, así como del movimiento de las unidades (495 ton/d) y, finalmente, los generados en las unidades médicas (fracción no peligrosa), contribuyendo con 323 ton/d (SEMARNAT-INE 2006).

Con respecto a las categorías no mencionadas en su reporte (es decir, los residuos de rocas o productos de su descomposición, residuos de actividades agrícolas, ganaderas, etc. y residuos tecnológicos), el INE menciona que es necesario llevar a cabo estimaciones o cuantificaciones preliminares de generación para diseñar metodologías de gestión apropiadas. Como un esfuerzo para lograr esta iniciativa se creó el Programa Sectorial de Medio Ambiente y Recursos Naturales 2007-2012 (SEMARNAT 2007), el cual tuvo por objetivo la creación del denominado “Sistema Nacional de Información de Residuos” y con ello desarrollar los inventarios de generación e infraestructura enfocados al manejo integral de los residuos. Sin embargo, la iniciativa no rindió frutos y actualmente aún no se cuenta con una base de datos especializada, requiriendo mayores esfuerzos para la elaboración de herramientas útiles para generar planes de gestión de residuos adecuados a las necesidades actuales.

En materia de regulación en México, además de la LGPGIR, existen otras normativas que establecen las pautas para el manejo y disposición de residuos de manejo especial, entre ellas el Reglamento de la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente en Materia de Impacto Ambiental (SEMARNAT 2006) y la norma oficial mexicana NOM-083-SEMARNAT-2003 (SEMARNAT 2004), que establece las especificaciones de protección ambiental para la selección del sitio, diseño, construcción, operación, monitoreo, clausura y obras complementarias de un sitio de disposición final de residuos sólidos urbanos y de manejo especial. Recientemente, debido a la creciente consideración de los residuos de manejo especial como fuente de materias primas para procesos de manufactura o de aprovechamiento energético y con la finalidad de impulsar la formulación de planes de manejo adecuados, se desarrolló y publicó la NOM-161-SEMARNAT-2011 (SEMARNAT 2013), la cual establece los criterios para clasificar a los residuos de manejo especial y determinar cuáles están sujetos a plan de manejo; el listado de los mismos, el procedimiento para la inclusión o exclusión a dicho listado; así como los elementos y procedimientos para la formulación de los planes de manejo.

Dentro del grupo de residuos de manejo especial, se puede hacer una sub-clasificación, tomando en cuenta aquellos que presenten características de alto contenido de materia orgánica putrescible o fermentable.

CAPÍTULO 1

En México los residuos orgánicos se disponen en su mayoría en sitios no controlados; es decir, tiraderos a cielo abierto, o en menor medida en rellenos sanitarios; sin embargo, dadas sus características, así como las altas cantidades en que son generados, esta medida representa más bien una problemática en lugar de un método de disposición adecuado. A continuación se brinda una descripción detallada de las características, así como de las cantidades de generación de los tres residuos orgánicos en los que se enfoca este trabajo.

1.2.1 Lodos activados de purga de planta de tratamiento de aguas residuales

Actualmente el tratamiento de las aguas residuales ha tomado gran importancia a nivel mundial debido a la creciente preocupación por la escasez de este recurso, así como por el interés de disminuir el impacto de las actividades humanas en el ambiente.

Aunado al desarrollo y la proliferación de las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) se encuentra el problema de los lodos generados durante el proceso de depuración. El lodo activado de purga es un sub-producto de los procesos biológicos de saneamiento del agua y representa un serio problema ambiental debido a las grandes cantidades en que es generado.

Ejemplos claros de la magnitud de esta problemática los podemos visualizar en casos como el de Estados Unidos, en donde está reportada una generación de diez millones de toneladas de lodos activados de purga cada año (Appels *et al.* 2008), así como en Japón, donde está reportada una producción anual de más de dos millones de toneladas (Mton) (Murakami *et al.* 2009). En la Unión Europea por su parte, se registró una producción anual de casi 11 Mton en 2005 (Kelessidis and Stasinakis 2012), siendo los principales generadores países como Alemania (contribuyendo con 2.1 Mton), el Reino Unido (1.7 Mton), España (1.1 Mton), Francia (1.0 Mton) e Italia (1.0 Mton), entre otros. En México, se reportó en 2006 una producción total de 1.2 Mton de lodos provenientes de PTAR (SEMARNAT-INE 2006).

Ahora bien, la problemática de los lodos biológicos radica en que requieren ser estabilizados antes de ser dispuestos de manera definitiva; es decir, es necesario reducir su volumen y el contenido de patógenos y con ello el riesgo de generar problemas sanitarios y ambientales.

Para su tratamiento, los lodos deben pasar por una diversas operaciones; sin embargo, de manera general, el tratamiento debe comprender una reducción del contenido de humedad, la mineralización (estabilización) y el acondicionamiento final, etapas para las cuales existen diversas tecnologías con buenos resultados. En cuanto a la disposición final, es posible llevarla a cabo en rellenos sanitarios o bien en suelo; sin embargo, para ello es necesario cumplir con normatividad estricta. Por ejemplo, en México se deben cumplir los requerimientos estipulados en la norma oficial NOM-004-SEMARNAT-2002 (SEMARNAT 2003b). Todas estas operaciones se tornan considerables en el diseño de una PTAR dado que está reportado que los sistemas de manejo y disposición de lodos representan hasta el 50% de los costos de la instalación (Appels *et al.* 2008).

Finalmente, resulta importante mencionar que este subproducto del tratamiento de las aguas residuales, que hasta hace algún tiempo era considerado únicamente como un residuo, hoy en día se comienza a ver más como una materia prima para procesos como la generación de composta como mejorador de suelos, la generación de energía renovable mediante digestión anaerobia e incluso para la producción de ladrillos, cemento y otros materiales para construcción (Hong and Li 2011).

1.2.2 Residuos de frutas y verduras

Los residuos de frutas y verduras son producidos en grandes cantidades en mercados y centros de distribución de alimentos y constituyen una problemática al ser dispuestos en sitios no controlados. Los problemas ambientales y sanitarios ligados al manejo inadecuado de estos residuos se traducen en la proliferación de fauna nociva y de vectores de enfermedades, la generación de lixiviados; potencialmente contaminantes de suelo y mantos acuíferos, así como la emisión de gases nocivos y partículas al ambiente (Ros *et al.* 2013).

La demanda en centros de distribución de alimentos ha crecido de manera conjunta con la población, por lo que recientemente se han alcanzado cifras alarmantes de generación de residuos orgánicos. Ejemplo de este hecho es el reportado por Bouallagui *et al.* (2005), quienes mencionan que en el mercado de abasto de Barcelona se generan alrededor de 90 toneladas de residuos de frutas y verduras diariamente.

CAPÍTULO 1

Además, el problema del manejo de residuos adquiere mayor relevancia conforme aumenta el tamaño de la ciudad, por ejemplo, en la central de abasto de la ciudad de México, se producen más de 300 toneladas de residuos de frutas y verduras cada día (García-Peña *et al.* 2011).

Se entiende la magnitud del problema al tener en cuenta que la descomposición de una tonelada de residuos sólidos orgánicos tiene el potencial de liberar de 50 a 110 m³ de dióxido de carbono (CO₂) y de 90 a 140 m³ de metano (CH₄) a la atmósfera (Macías-Corral *et al.* 2008). El metano al ser emitido libremente a la atmósfera tiene un efecto 21 a 23 veces el provocado por el CO₂ como gas de efecto invernadero (GEI) (Johari *et al.* 2012).

1.2.3 Estiércol de ganado porcino

Los desechos generados a partir de actividades ganaderas representan una problemática en cuestiones ambientales debido a que esta industria se encuentra en crecimiento de manera conjunta con la población humana, dado que esta se define de acuerdo a las necesidades alimentarias.

En México la producción ganadera anual en 2011 fue aproximadamente de 0.09, 0.11, 1.6, 3.4 y 3.4 millones de toneladas para los ganados caprino, ovino, porcino, bovino y avícola respectivamente (SAGARPA 2012). Se puede observar que el ganado avícola y bovino son los dos productos ganaderos principales a nivel nacional. La problemática asociada al estiércol generado a raíz de esta actividad económica es grande cuando se toma en cuenta que la producción de excretas está reportada (por ejemplo) en un intervalo de entre 12 y 35 kg/cabeza/d en el caso del ganado bovino, dependiendo de las condiciones de alimentación y tipo de establo utilizado (Ruiz-Suárez and González-Avalos 1997).

Por su parte, el ganado porcino es el tercer tipo de ganado en importancia en México. La Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura (FAO por sus siglas en inglés), establece que para el ganado porcino la generación de estiércol varía entre 3 y 6 kg/cabeza/d, aproximadamente dependiendo el tamaño del animal. Si se toma en cuenta el valor reportado en el Censo Agrícola, Ganadero y Forestal 2007 (INEGI 2007) de nueve millones veintiún mil cabezas en existencia, se podrá tener una idea de la cantidad de excremento generado por este ganado a nivel nacional, el cual asciende a más de 40 millones de toneladas.

En el ámbito internacional la industria de producción porcina también es de gran importancia. En la Unión Europea en 2009 se produjeron 152 millones de cabezas de ganado porcino en total (EUROSTAT 2011). En España por ejemplo, está reportado que cada año debido a esta industria se generan cerca de 46 millones de metros cúbicos de estiércol (MARM 2010). En otros países como por ejemplo en China, se reportó una generación de más de 5.5 millones de toneladas diarias de estiércol porcino (Zhu *et al.* 2004).

Los problemas relacionados con el estiércol de cerdo incluyen la contaminación del agua y el suelo, así como problemas sanitarios debido al contenido de microorganismos patógenos en los desechos. Aunado a ello se encuentran los olores causados por los gases producidos por la descomposición en instalaciones de manejo o bien al momento de su disposición en el suelo, así como la emisión incontrolada de GEI. Además, es posible que los nutrientes en exceso lleguen a sistemas acuáticos superficiales, causando la eutrofización de cuerpos receptores (Zhang *et al.* 2006) o bien se infiltren en el suelo contaminando aguas subterráneas.

Dentro de sus características químicas, el estiércol de cerdo se compone por un alto contenido de sólidos y materia orgánica, así como de fósforo y nitrógeno, además de niveles de poblaciones microbianas altos. Adicionalmente, el estiércol de cerdo tiene un alto contenido de nitrógeno orgánico, proveniente de proteínas y otros compuestos nitrogenados.

Para finalizar esta sección, se presentan en la tabla 2 los niveles de generación de diversos tipos de residuos orgánicos en seis países, incluido México.

Tabla 2 Generación de residuos orgánicos en distintos países (millones de toneladas/ año).
Modificada de Kashyap *et al.* (2003)

Residuos	India	Brasil	Sudán	EUA	Suecia	México
Sólidos Urbanos*	0.12	0.24	0.08	0.51	0.59	0.32 ¹
Lodos residuales	45	8	1.4	16	0.6	1.2 ²
Estiércol	653	470	68	306	13	61 ³
Agrícolas	200	47	8.1	573	13	75.7 ⁴
Silvícolas	140	497	192	427	14	N.D.

*Expresado como ton/hab/año,

¹ SEMARNAT (2004b), ²SEMARNAT-INE (2006), ³SAGARPA (1998), ⁴Valdez-Vazquez *et al.* (2010).

CAPÍTULO 1

Es posible observar en la tabla 2 que, en cuanto a la generación de residuos sólidos urbanos per cápita (de los cuales cerca del 50% corresponde a la fracción orgánica) en 2003, México se encontraba por encima de países como India y Brasil, pero por debajo de países como los Estados Unidos y Suecia, los cuales cuentan con un mayor grado de industrialización. Es importante mencionar que, con excepción de los residuos sólidos urbanos, la información referente a las cantidades de generación de otros residuos orgánicos en México es imprecisa. En este sentido, Valdez-Vazquez *et al.*(2010) desarrollaron un inventario de residuos provenientes de diversos cultivos, determinando que existen municipios en México que tienen un potencial para producir bioetanol, a partir de la fermentación de la biomasa generada en la agricultura, comparable a lo producido por países enteros como Polonia, el cual se situó en 2006 en el lugar número catorce mundialmente en la producción de este biocombustible. Mayor número de estudios como el antes mencionado se requieren para conocer el potencial real de México como generador de energía renovable a partir de residuos.

1.3 Métodos de tratamiento de residuos orgánicos

Las metodologías existentes para el tratamiento de residuos orgánicos son variadas; sin embargo, en este trabajo se detallan tres alternativas específicas con fines comparativos: la incineración, el compostaje y la digestión anaerobia.

1.3.1 Incineración

La incineración es un método de tratamiento de residuos que consiste en la descomposición de la materia a través de la acción térmica. La incineración tiene como resultados la destrucción de material orgánico, la concentración de material inorgánico y la recuperación de energía térmica en forma de calor y además es un proceso útil para el tratamiento de residuos peligrosos, probablemente una de sus cualidades de mayor importancia actualmente. Comúnmente, los incineradores están compuestos por dos cámaras. La primera (a 800°C) recibe los residuos y comienza la combustión en una atmósfera pobre de oxígeno, con la finalidad de liberar el material volátil y oxidar el carbono ligado a la fracción fija de los residuos. Posteriormente, el resultante se lleva a la segunda cámara (1200°C) donde se completa la incineración en una atmósfera rica en oxígeno. Las temperaturas son variables; sin embargo, normalmente se encuentran en el intervalo de 800 a 2000°C (Sharholy et al. 2008).

Los posibles problemas relacionados con la incineración cuando se emplea como método de tratamiento de residuos orgánicos están asociados a características como el alto contenido humedad, el cual puede afectar la eficiencia del proceso, el alto contenido de material inerte y en algunos casos el bajo poder calorífico que los caracteriza, haciendo menos favorable el proceso y en ocasiones puede conllevar la emisión de compuestos tóxicos al ambiente si no se tienen sistemas de control eficientes. Entre los compuestos emitidos por este tipo de tecnologías se encuentran gases que afectan directamente al ambiente como el dióxido de nitrógeno (NO_2) y el óxido nitroso (N_2O), que cuenta con un potencial como gas de efecto invernadero de 310 veces el que presenta el CO_2 (Murakami et al. 2009) o bien, sustancias que afectan directamente la salud humana como los hidrocarburos halogenados, las dioxinas y los furanos (Werther and Ogada 1999), los cuales se han reportado como precursores de enfermedades como el cáncer, son responsables de daños a los sistemas reproductivo, inmunológico y endócrino y pueden ocasionar trastornos del desarrollo. Además, producto de un proceso de incineración inadecuado, se pueden presentar emisiones de metales pesados como mercurio, considerado neurotóxico; así como de plomo, cadmio, arsénico y cromo (Yuan et al. 2005).

A pesar de estos posibles problemas, la incineración es uno de los métodos de tratamiento de residuos más ampliamente usado, principalmente en países desarrollados durante los últimos veinte años (Mckay 2002). Dentro de sus ventajas se encuentra la recuperación de energía en forma de calor, la destrucción de contaminantes complejos y peligrosos y el hecho de que el funcionamiento no depende de reacciones biológicas, sucediendo única e independientemente a partir del control de las condiciones de los incineradores (Mckay 2002). Además, otro de sus mayores atractivos es que a partir de esta metodología se puede reducir el volumen de los residuos de un 80 a un 90%, característica importante en países con poca disponibilidad de espacio para disposición final. Sin embargo, debido a las problemáticas inherentes, se requiere de una alta adaptación tecnológica y altos niveles capacitación especializada del personal para llevar a cabo el proceso de manera eficiente y segura, buscando evitar, entre otras cosas la emisión de contaminantes al ambiente.

CAPÍTULO 1

En México, los incineradores son empleados en su mayoría para el tratamiento de residuos peligrosos e industriales y hasta el año 2003 no se tenía registro oficial de aplicación para residuos sólidos urbanos (Rosas et al. 2003). Así mismo es importante mencionar que en México existe un marco legal regulatorio para este tipo de instalaciones establecido en la NOM-098-SEMARNAT-2002 (SEMARNAT 2003c), por lo que su aplicación a gran escala puede llevarse a cabo bajo lineamientos normativos especializados a nivel nacional.

1.3.2 Compostaje

El compostaje es un método de tratamiento de residuos orgánicos en el que la materia es transformada por acción de microorganismos predominantemente en presencia de aire, bajo condiciones específicas de humedad y temperatura. El resultado de este tratamiento es la composta, la cual tiene un alto valor en agricultura ya que es empleado como fertilizante y además está libre de malos olores, organismos patógenos, semillas de malas hierbas y además conlleva a la reducción del volumen de los desechos en un intervalo comprendido entre 50 y 85% (Sharholy et al. 2008).

El proceso de compostaje se basa en reacciones biológicas espontánea en las que la materia orgánica es transformada por bacterias, hongos y otros microorganismos, inclusive artrópodos, que se interrelacionan de manera compleja y dinámica. Los compuestos orgánicos son metabolizados y mineralizados generando CO_2 , amoníaco (NH_3), vapor de agua (H_2O), ácidos orgánicos y calor, el cual eleva la temperatura del proceso de manera natural y favorece la transformación de compuestos. Al finalizar el proceso la composta es estable, es decir, no se descompone, no permite el crecimiento de animales, hongos o bacterias y puede almacenarse largo tiempo sin perder sus propiedades.

A pesar de la espontaneidad del proceso, el compostaje requiere tener bajo control ciertos factores para evitar problemas como la aparición de malos olores y polvo, así como para generar un producto de calidad en agricultura.

Actualmente en México, los procesos de compostaje a nivel han tenido gran auge y están siendo impulsados por gobiernos a niveles municipales debido a las ventajas que ofrece como método de tratamiento de residuos (SEMARNAT-INE-GTZ, 2006).

Además, en México se encuentra establecido el marco legal encargado de regular la producción de composta, por lo que resulta llamativa esta actividad ante las administraciones públicas, quienes tienen las mayores oportunidades de fomentar el desarrollo del compostaje a nivel municipal y doméstico. Hasta el año de 2006, las entidades que contaban con normativa específica en el área del compostaje eran el Distrito Federal y los estados de México, Veracruz, Querétaro y Guanajuato (SEMARNAT-INE-GTZ, 2006)..

1.3.3 Tratamiento anaerobio

En los últimos treinta años, se han empleado ampliamente procesos de digestión anaerobia para llevar a cabo el tratamiento de aguas industriales y municipales, con la finalidad de mineralizar compuestos orgánicos del agua (Liao et al. 1984). En cuanto a los residuos sólidos orgánicos, los procesos anaerobios tienen la capacidad de estabilizar la materia orgánica, logran la reducción de volumen, el control de olores, la recuperación de biogás y la obtención de un efluente con valor útil en agricultura, ya que puede ser empleado como mejorador de suelos después de cumplir estándares de estabilidad e higiene (Albuquerque et al. 2012). El biogás tiene alto valor como fuente de energía renovable al estar compuesto por metano y puede ser empleado para cubrir los requerimientos de energía térmica o eléctrica en las plantas de tratamiento mismas (Liao et al. 1984).

Es importante mencionar que la implementación de procesos de digestión anaerobia para tratar residuos con altas cargas orgánicas es considerada el área de mayor desarrollo en cuanto a tratamiento de residuos en Europa de las últimas dos décadas (Le Hyaric et al. 2011).

El biogás, producto de la digestión anaerobia, es una fuente de energía limpia y renovable que puede complementar y en algunos casos incluso substituir las fuentes convencionales de energía, principalmente en el sector rural o zonas aisladas donde se dificulta el acceso a las redes de distribución convencionales. El poder calorífico del biogás es de aproximadamente 6kWh/m^3 (Kashyap et al. 2003) y para tener una idea del significado de esta cifra, se muestra en la figura 1 la comparación del poder calorífico del biogás con otros tipos de energéticos.

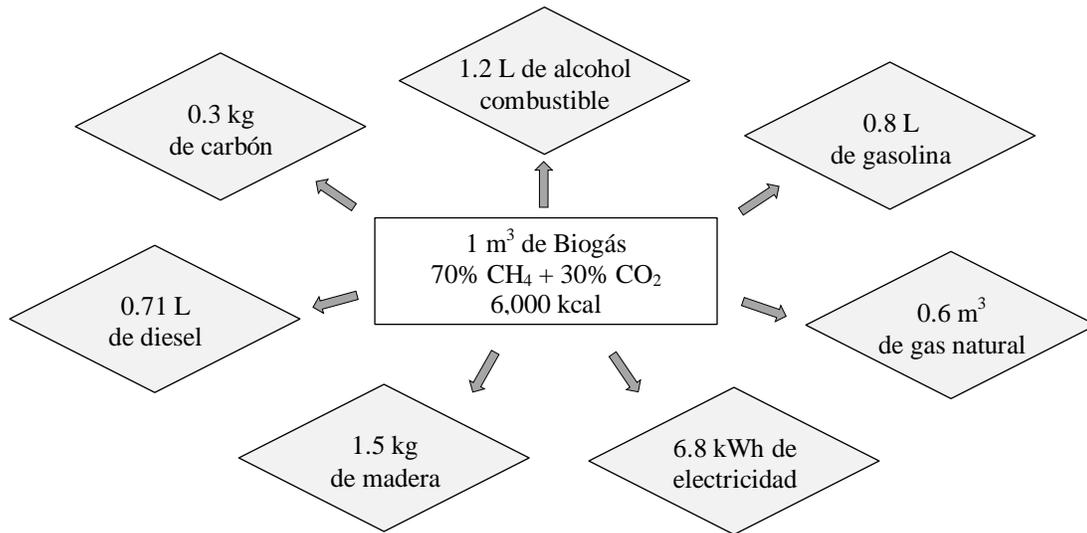


Fig. 1 Equivalencias del biogás con respecto a otras fuentes de energía. Tomado de MARM (2010)

En México aún no existe un marco legal que regule el empleo de biogás como fuente de energía o bien que detalle los aspectos relativos a la producción, venta y distribución de energía eléctrica producida a partir de biogás. Sin embargo, es necesario mencionar que el biogás puede tener la oportunidad de incursionar en el mercado nacional gracias a diversas estrategias que está tomando el gobierno actualmente. Por ejemplo, en 2007, la SEMARNAT a través de la “Estrategia Nacional para el Cambio Climático” (SEMARNAT, 2007b), detalló que el motor para la mitigación de la emisión de GEI es desacoplar el incremento de las emisiones del crecimiento económico, a través del establecimiento de patrones de generación y consumo de energía más eficientes y que dependan menos de combustibles fósiles.

Por otra parte, a través del “Programa Especial de Cambio Climático 2009-2012” (SEMARNAT, 2009) la SEMARNAT plantea reducciones de las emisiones de GEI a largo plazo (2050) de hasta un 50% a partir de medidas como la creación de programas de gestión integral de residuos, mismos que ya se han establecido para el periodo 2009-2012 o bien desarrollar proyectos de reducción de emisión de GEI en rellenos sanitarios y otras fuentes. De esta manera, en México podría impulsarse en el uso la tecnología de la digestión anaerobia y del biogás, como un eslabón en la cadena de acciones para cumplir los objetivos en materia de emisión de gases contaminantes al ambiente.

En la siguiente sección se hablará a profundidad sobre el fundamento bioquímico del proceso anaerobio, de su historia y desarrollo como una alternativa tecnológica para el tratamiento y valorización de residuos.

1.4 Digestión anaerobia: energía a partir de residuos

Los primeros registros que se tienen sobre la detección de metano producido por microorganismos datan de épocas remotas. Existen reportes que mencionan el conocimiento y el uso del proceso anaerobio para tratar residuos en la civilización Sumeria (6000 a.d.n.e.). Así también existe evidencia que desde unas cuantas décadas antes de nuestra (50 a.d.n.e) en la antigua región de Asiria se empleaba biogás para calentamiento de baños (Deublein and Steinhauser 2008).

En el siglo XVII Van Helmont observó que el decaimiento de la materia orgánica producía gases inflamables. Posteriormente en 1776 Volta determinó que existía una relación directa entre la cantidad de materia orgánica empleada y el gas producido por la misma (Abbasi et al. 2012). Fue hasta inicios del siglo XIX cuando Dalton y Davy determinaron que este gas combustible era metano (Abbasi et al. 2012). A partir de este descubrimiento se llevaron a cabo investigaciones científicas para entender el mecanismo a través del cual se lograba la transformación de la materia orgánica.

A lo largo del siglo XIX existieron estudios concernientes a la bioquímica del proceso, los metabolitos relacionados y los precursores de la formación de metano. Una aplicación práctica inicial reportada en 1984 se debe a Louis Pasteur, quien produjo 100 L de biogás a partir de estiércol de caballo colectado en las calles de Paris. Este científico hizo la predicción, sin obtener mucho apoyo de parte de la sociedad, de que la tasa de producción alcanzada en sus pruebas era suficiente para proveer iluminación a las calles de Paris. Alemania fue el primer país que estableció el mercado del biogás, al introducirlo a las redes públicas en 1923. La popularidad del biogás continuó en aumento en Europa principalmente, hasta la década de 1950 cuando, al emerger los combustibles fósiles, provocaron una drástica caída de precio e interés de uso (Deublein and Steinhauser 2008).

CAPÍTULO 1

La tecnología de la digestión anaerobia ha seguido evolucionando y hoy en día se traduce en un mercado muy bien establecido en Europa principalmente, en países como Dinamarca, Suecia, España, Francia y Alemania, aunque también en países en vías de desarrollo está surgiendo como una alternativa de gran interés. Ejemplos de países que están adoptando la tecnología de la digestión anaerobia son India y China, en donde siguen incrementándose los programas de producción de biogás (Abbasi et al. 2012). A pesar de este hecho y del hecho de que en países en vía de desarrollo de manera general existe una gran cantidad de biomasa disponible, ésta es empleada en su forma tradicional para obtener energía en forma de calor a partir de la incineración. Las causas de esta situación son entre otras la falta de información y por ende de confianza ante los procesos anaerobios, así como la falta de incentivos por parte de las autoridades para migrar a tecnologías alternativas.

En la India, cada año se generan alrededor de mil millones de toneladas de residuos con potencial para ser empleados como fuente energética, hecho muy importante dadas las necesidades de una población en crecimiento. Como un ejemplo de este último aspecto, existen reportes que estimaron que en el periodo comprendido entre 1990 y 2005 la demanda energética en la India sería duplicada (Kashyap et al. 2003). Se ha estimado que si se emplea tan solo un tercio del estiércol de ganado generado anualmente en India para producir biogás, se podrían instalar cerca de 12 millones de plantas de biogás que provean este gas energético para distintos fines (Kashyap et al. 2003).

En este sentido, la investigación enfocada al mejor entendimiento del proceso anaerobio, así como de la bioquímica y microbiología en que está sustentada, así como estrategias de optimización del proceso han tomado gran importancia en la actualidad. De manera general, se cuenta hoy en día con una descripción de las rutas metabólicas involucradas en el proceso anaerobio, de las cuales se dará una descripción en la sección posterior; sin embargo, aún existen cuestionamientos relativos a las interacciones presentes, con miras a determinar la ingeniería que permita la más alta producción de metano para colocar a la digestión anaerobia como una tecnología consolidada para la generación renovable de energía y el tratamiento de residuos orgánicos.

1.4.1 Bioquímica del proceso anaerobio

Se conoce como proceso anaerobio a un complejo sistema de reacciones bioquímicas intra y extracelulares llevadas a cabo por grupo diverso de microorganismos para obtener la energía y los nutrientes necesarios para su supervivencia. El proceso anaerobio se lleva a cabo cuando no existe oxígeno en su forma molecular o ligado a otras moléculas en el medio. A diferencia de los procesos aerobios, en el cual el aceptor final de electrones es el oxígeno y en los cuales las moléculas orgánicas son transformadas hasta productos como el CO₂, el NH₃, calor y agua y en los cuales la energía contenida en las moléculas es aprovechada en gran parte para reproducción celular; en un proceso anaerobio, la tasa de crecimiento celular es menor, conservando esta energía en el producto final: el biogás, que se encuentra conformado en un alto porcentaje por CH₄ (de 50 a 75%), CO₂, (de 25 a 45%) y otros gases como el vapor de agua, sulfuro de hidrógeno (H₂S), hidrógeno (H₂) y nitrógeno (N₂), entre otros (MARM 2010).

Como se mencionó anteriormente, el grupo de microorganismos involucrados en la ruta metabólica del proceso anaerobio es muy variado y las interacciones son complejas. Sin embargo, para facilitar su comprensión, convencionalmente el proceso se divide en las cuatro etapas que se mencionan a continuación:

- a) Hidrólisis. Durante esta etapa los microorganismos emplean enzimas extracelulares para transformar los compuestos orgánicos, deshaciendo enlaces y reduciendo su tamaño para dejarlos disponibles para su paso hacia la célula. Cuando se emplean sustratos con alto contenido de material particulado, esta etapa suele ser la limitante del proceso, debido a que la tasa de hidrólisis no es suficiente para proveer las moléculas necesarias para la siguiente fase del proceso (Chen *et al.* 2007). En la hidrólisis las proteínas, carbohidratos y lípidos son transformados a aminoácidos, azúcares y ácidos grasos, respectivamente.
- b) Fermentación. Una vez dentro de la célula, las moléculas simples son transformadas a ácidos orgánicos de bajo peso molecular; es decir, ácidos grasos volátiles (AGV) y solventes como etanol y acetona, entre otros. Este proceso es útil para las células ya que les permite obtener energía en forma de adenosín trifosfato (ATP) a partir de compuestos orgánicos a pesar de que la ausencia de oxígeno en el medio

CAPÍTULO 1

- c) Acetogénesis. En esta etapa los productos de la fermentación son transformados a acetato siguiendo dos vías distintas: a partir de las moléculas orgánicas a través de reacciones de descarboxilación o bien, a partir de la reducción del CO_2 por una vía metabólica conocida como la vía del acetyl-CoA (Madigan *et al.* 1980). La vía del acetyl-CoA consiste en la transformación paralela de dos moléculas de CO_2 , en la que la primera es transformada dando lugar a un grupo metilo y la segunda provee el grupo carbonilo. Estas moléculas generan acetato y ATP por medio de actividad de complejos sistemas enzimáticos intermembranales o bien por medio de la fosforilación a nivel de sustrato. De esta forma los microorganismos obtienen energía durante esta fase metabólica.
- d) Metanogénesis. Esta es la fase final del proceso anaerobio y es llevada a cabo por arqueas anaerobias estrictas que reciben el nombre de *metanógenos*. La generación biológica de metano se puede llevar a cabo por dos vías dependiendo el sustrato donador de electrones: la primera es la vía quimioorganótrofa, en la que el metano se genera a partir de moléculas orgánicas, como por ejemplo acetato (Ec. 1, Fig. 2) y que contribuye con el 70% del metano generado biológicamente y la segunda es la quimilitótrofa, en la que se obtiene metano a partir de CO_2 e H_2 (Ec. 2, Fig. 2), contribuyendo con el 30% restante del metano producido. Para llevar a cabo la vía quimioorganótrofa los microorganismos tienen los mecanismos necesarios para llevar a cabo la transformación de las moléculas orgánicas hasta metano empleando enzimas que contienen cobalto en su estructura; sin embargo, para llevarla a cabo resulta necesaria la generación de electrones. Esta necesidad se compensa a partir de la oxidación enzimática de moléculas orgánicas a CO_2 , con lo que es posible obtener los electrones necesarios para conducir la reducción de grupos metilo hacia metano (Madigan *et al.* 1980).

En la vía litótrofa, el CO_2 es reducido inicialmente a partir de una enzima *metanofurano* empleando hidrógeno del medio, dando como resultado un grupo formilo.

Posteriormente, este grupo formilo es reducido mediante la acción de una enzima *metanopterina* y una coenzima F_{420} portadora de electrones (procedentes nuevamente de H_2 del medio) que reduce en dos pasos el grupo formilo, pasando a metileno y posteriormente a un grupo metilo. Finalmente, el grupo metilo se asocia con un complejo CoenzimaM, el cual será el último portador del carbono antes de la formación de metano. En este punto, una CoenzimaB y un complejo enzimático F_{430} , donador de electrones, permiten la reducción del grupo metilo para formar metano. Al finalizar estas interacciones, se genera un gradiente de protones intermembranal que promueve la síntesis de ATP. Como se puede observar, la metanogénesis a partir de CO_2 está estrechamente ligada a la presencia de H_2 en el medio ya que funciona como el donador primario de electrones. Cuando los niveles de H_2 son bajos en el medio, se favorece la obtención de metano a partir de moléculas orgánicas.

En la figura 2 se puede observar un esquema general en que se muestra el flujo de materia durante las distintas fases del proceso anaerobio.

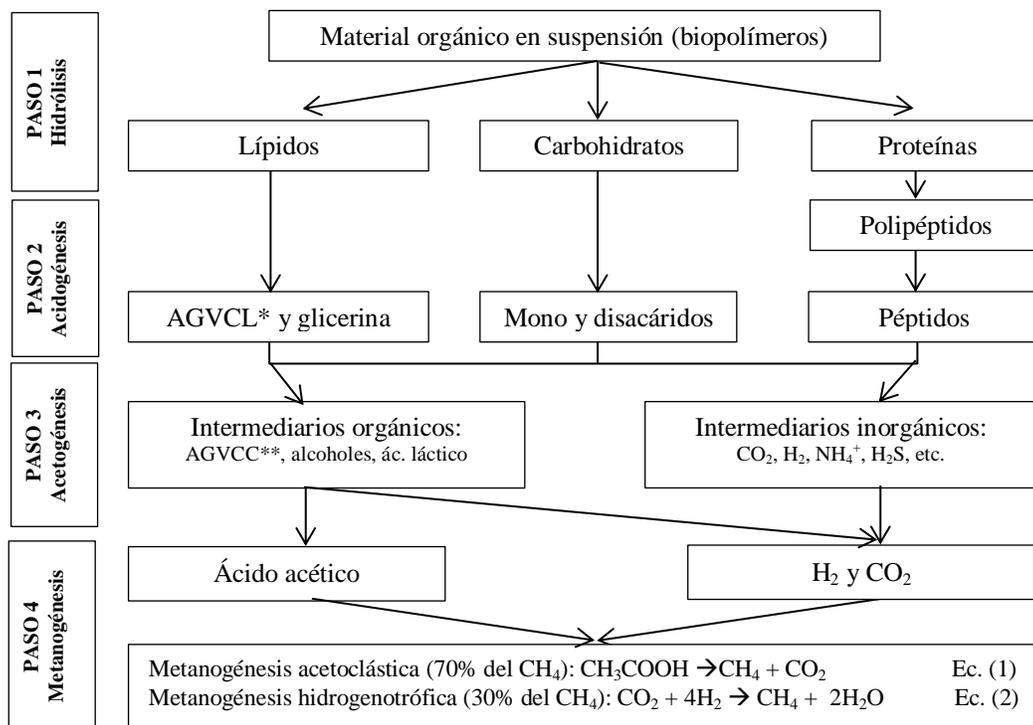


Fig. 2 Fases del proceso anaerobio: hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis. Tomado de Madsen et al. (2011).

*AGVCL: ácidos grasos volátiles de cadena larga, **AGVCC: ácidos grasos volátiles de cadena corta.

1.5 Codigestión anaerobia

Debido a la impactante problemática existente en el ámbito de la digestión anaerobia de residuos, relacionada con el hecho de que en digestores a gran escala resulta complicado alcanzar los potenciales de producción de metano predichos en pruebas piloto o a escala laboratorio (Hedegaard and Jaensch 1999), se han desarrollado e implementado diversas estrategias para mejorar de manera general los rendimientos de producción de metano. Algunas de las opciones se basan en el pre-tratamiento de los residuos por métodos químicos, físicos o biológicos para proveer de manera accesible la materia orgánica a los microorganismos (Ward et al. 2008). También se han desarrollado técnicas de automatización y control de reactores así como la modificación o bien la creación de diferentes configuraciones de digestores tratando de hacer más eficiente el proceso (Ward et al. 2008). Otra herramienta que existe es la codigestión de residuos.

La codigestión anaerobia es definida como el tratamiento de una mezcla de al menos dos tipos diferentes de residuos y tiene la finalidad de mejorar la eficiencia del proceso (Alvarez et al. 2010). La principal característica por la cual un proceso de codigestión puede mejorar los resultados de tratamiento es su capacidad de balancear los nutrientes necesarios en el proceso, es decir, el contenido de macro y micronutrientes, la relación carbono/nitrógeno (C/N), nivelar la presencia de compuestos inhibitorios o tóxicos, así como de materia orgánica biodegradable (Álvarez et al. 2010).

Otra de las ventajas del proceso de codigestión proviene del hecho de que muchas veces las cantidades de desechos generados en el sitio podrían no ser suficientes para llevar a cabo un proceso de digestión anaerobia de manera eficiente y rentable, por lo que el uso de varios tipos de sustratos en una sola instalación contribuirá al uso eficiente tanto de sustratos como de equipos (Pagés Díaz et al. 2011).

Finalmente, a escala laboratorio, las pruebas de codigestión tienen por objeto determinar si la combinación de residuos orgánicos mejorará los resultados de digestión o bien si los resultados serán menores a los obtenidos con sustratos de manera individual (Misi and Forster 2002), ya que existen pruebas de que pueden presentarse tanto relaciones sinérgicas como antagonicas al llevar a cabo la degradación conjunta de residuos (Misi and Forster 2002).

1.6 Diseño de Experimentos: Experimento de Mezclas

El objetivo de un experimento diseñado es mejorar el proceso del que provienen los parámetros a evaluar. La idea inicial de un diseño de experimentos es determinar los factores más importantes que ayuden a explicar la variación del proceso. Posteriormente, el análisis de resultados puede ayudar a entender la interacción entre estos distintos factores y la manera en que influyen en el proceso para finalmente, determinar la configuración de factores que generarían el proceso con resultados óptimos.

Al elegir un diseño de experimentos, se deben tomar en cuenta ciertos aspectos relacionados con las cualidades que debe cumplir el mismo, entre ellas:

- Tener bien identificados los componentes, las variables que afectan el proceso y las cantidades de la mezcla a emplear.
- Determinar el modelo que desea ajustar
- Asegurar una cobertura adecuada de la región experimental de interés
- Determinar el impacto de otras variables externas que puedan tener una repercusión en el experimento (tiempo, disponibilidad de espacio, restricciones de límites inferiores y superiores).

Un experimento de mezcla es una clase especial de experimento diseñado de superficie de respuesta en el que la variable de respuesta bajo estudio depende de las proporciones o cantidades relativas de los componentes que lo conforman.

En un experimento de mezcla, las interacciones de cada uno de los componentes sobre la variable de respuesta se obtienen a partir de un análisis de regresión no lineal. El análisis de regresión busca ajustar los datos a una ecuación que involucre a los componentes individuales; así como sus diversas interacciones como lo muestra la ecuación 3:

$$Y = b_1A + b_2B + b_3C + b_{12}AB + b_{13}AC + b_{23}BC + b_{123}ABC \quad \text{Ec. (3)}$$

De esta manera se analizan las distintas interacciones entre componentes (A, B, C) medidas en porcentajes y se lleva a cabo un análisis determinando los valores de los coeficientes (b_1 , b_2 , b_3 , b_{12} , etc...), los cuales definen el efecto de las interacciones en la variable de interés.

CAPITULO 2

ANTECEDENTES

2.1 Introducción

En este capítulo se presenta una revisión sobre las pruebas empleadas a nivel laboratorio para determinar el potencial de producción de metano de diversos sustratos. Aunado a ello, se habla de los parámetros operacionales y factores necesarios para llevar a cabo el proceso anaerobio de manera eficiente. Además, se mencionan algunos resultados encontrados en pruebas de codigestión anaerobia tomando en cuenta las características bajo las cuales fueron realizadas, tomando en cuenta estudios a nivel internacional así como la situación actual del proceso de codigestión anaerobia en México.

2.2 Pruebas de potencial de bioquímico de producción de metano

Debido al creciente interés sobre los procesos de digestión anaerobia como método de tratamiento de residuos orgánicos a nivel mundial, el número de investigaciones enfocadas a determinar el potencial de producción de metano de diversos sustratos también es grande. Actualmente no existe un protocolo que establezca los requerimientos para llevar a cabo este tipo de pruebas de manera estandarizada (Raposo et al. 2011); sin embargo, existen esfuerzos de diversos autores y grupos de investigación por presentar las normas básicas que debe mantener una prueba para proveer resultados significativos y comparables al momento de determinar el grado en que un sustrato puede ser empleado como fuente de materia orgánica para la producción biológica de metano.

La prueba de potencial bioquímico de metano es un procedimiento de laboratorio que tiene la finalidad de medir la capacidad máxima, también llamada producción específica máxima de metano (PEMM), que tiene cierto sustrato para ser usado como fuente de nutrientes para producir metano por la vía biológica (Lesteur et al. 2010). La prueba tiene su antecedente en las pruebas de biodegradabilidad anaerobia, en las cuales el sustrato es puesto en contacto con un inóculo anaerobio bajo condiciones ambientales controladas para conocer el grado en que puede obtenerse biogás a partir de él. Para determinar la biodegradabilidad del sustrato bajo las condiciones de la prueba, el valor de PEMM experimental se compara con el valor teórico (Salazar 2006).

CAPÍTULO 2

Como se mencionó, algunos parámetros deben ser controlados para lograr resultados comparables, entre los cuales se pueden mencionar: temperatura, pH, relación C/N, inóculo, medio mineral, agitación, relación sustrato-microorganismo inicial y la metodología de medición de producción de biogás, entre otros que serán descritos a detalle posteriormente.

Es práctica recomendada, para brindar confiabilidad a la prueba de potencial bioquímico de metano, incluir preparaciones sin sustrato externo (prueba denominada “blanco” o bien “testigo”), así como replicados de cada una de las pruebas para determinar la estadística básica de las mediciones obtenidas y evitar sesgos por parte de la actividad endógena del inóculo.

2.3 Parámetros operacionales

2.3.1 Temperatura

La temperatura es uno de los parámetros ambientales de mayor influencia en general para los procesos biológicos. De acuerdo al intervalo de temperatura elegido para llevar a cabo el tratamiento anaerobio de residuos, existen tres clases de procesos: psicofílicos, mesofílicos y termofílicos. Los procesos psicofílicos se encuentran a temperaturas menores a 20°C, los mesofílicos se desarrollan de los 20 hasta los 45°C y por su parte, los procesos termofílicos, se desarrollan en un intervalo de temperatura que abarca desde los 45 hasta los 60°C (Madigan et al. 1980).

De manera general, a medida que aumenta la temperatura, las reacciones bioquímicas y enzimáticas son más rápidas ejerciendo un efecto tanto en el metabolismo como en el crecimiento microbiano (Madigan et al. 1980). La temperatura también juega un papel importante en aspectos fisicoquímicos del proceso, ejemplo de ello es el incremento de solubilidad de sustancias en el medio, así como la modificación de la espontaneidad termodinámica de la degradación de productos intermediarios. Por ejemplo, en intervalos termofílicos algunas reacciones endergónicas como por ejemplo, la acetogénesis a partir de propionato, se vuelven más favorables, mientras que otras como la metanogénesis hidrogenotrófica se vuelve menos favorable (Appels et al. 2008).

En las pruebas de potencial bioquímico de metano se ha reportado que la PEMM es la misma para un mismo sustrato no importando el intervalo de temperatura empleado; sin embargo, es posible apreciar un efecto en la tasa de degradación, la cual aumentará al existir temperaturas mayores. Este efecto puede incidir en los resultados de la prueba haciendo parecer que el potencial de producción de metano es mayor o menor dependiendo la duración de la prueba (Angelidaki and Sanders 2004).

Un ejemplo del efecto de la temperatura sobre el proceso anaerobio es el estudio llevado a cabo por Bouallagui et al. (2009). Los autores llevaron a cabo pruebas de codigestión con residuos de frutas y verduras y aguas residuales de matadero en dos escalas de temperatura (mesofílico y termofílico), encontrando que la tasa de producción de metano aumentó en 45% al aumentar la temperatura del proceso de 35 a 55°C. A pesar del incremento en la tasa de producción, los autores mencionan que es necesario tener cuidado al aumentar la temperatura debido a posibles efectos adversos relacionados con la concentración de amonio libre, compuesto inhibitorio para el proceso.

Kim et al. (2011) llevaron a cabo una comparación de dos sistemas para tratar residuos de comida en codigestión con lodos activados de purga. En este estudio los autores emplearon dos sistemas compuestos por reactores discontinuos secuenciales en serie separando hidrólisis y acidogénesis de la metanogénesis. El objetivo fue evaluar la influencia de un reactor termofílico (55°C) para llevar a cabo la hidrólisis y acidificación del sustrato antecediendo un reactor mesofílico (35°C) para metanogénesis y compararon los resultados al operar el mismo sistema en completa mesofilia. Los autores concluyeron que se logró aumentar la carga orgánica, la remoción de sólidos y la tasa de producción de metano en 74, 8 y 80% respectivamente, al emplear el reactor termofílico.

A pesar de las ventajas que presenta establecer un proceso en la escala termofílica, hay que tomar en cuenta factores como la energía necesaria para elevar la temperatura de los reactores, así como el aumento de la fracción de amonio libre en el medio y el hecho de que de manera general los procesos termofílicos se consideran más sensibles y por lo mismo requieren metodologías de control robustas (Appels et al. 2008).

CAPÍTULO 2

Es importante contar con un sistema de control de temperatura ya que cambios frecuentes en este parámetro afectan la actividad metanogénica. Existen reportes que indican que cambios de más de 1°C por día pueden llevar a fallo un sistema anaerobio (Appels et al. 2008).

2.3.2 pH y alcalinidad

Las bacterias metanogénicas son extremadamente sensibles en cuanto al de pH en su entorno. Está reportado que el óptimo para el proceso anaerobio se encuentra entre 6.5 y 7.2 (Ward et al. 2008). Emplear valores de pH por debajo de este intervalo, reduce de manera significativa el crecimiento de los microorganismos metanogénicos. Por otro lado, valores de pH por encima del intervalo mencionado podrían traducirse en una desintegración de agregados microbianos (en el caso de reactores que con lodo granular), provocando la falla del proceso. Sin embargo, está reportado que el proceso anaerobio puede seguir efectuándose con valores de pH cercanos a 8.3 (Angelidaki and Sanders 2004).

El pH no solo permite el buen funcionamiento de las bacterias sino que además tiene otras funciones como regular la actividad enzimática, como es el caso de las hidrolíticas, importantes cuando se trata de residuos de alta complejidad estructural. Esta es la razón por la que el pH es un parámetro que también debe mantenerse bajo control.

Como un parámetro relacionado con el pH se encuentra la alcalinidad, que es una medida del poder amortiguador del sistema ante cambios rápidos en el pH y surge principalmente, a partir del equilibrio existente entre el dióxido de carbono en el espacio de cabeza y los iones bicarbonato en la fase líquida. En general, un descenso en el pH y un incremento del CO₂ en el espacio de gas son indicadores de algún disturbio en el proceso (Abbasi et al. 2012). En los reactores a gran escala esta problemática puede ser resuelta a partir de la adición de cal para aumentar el pH y suministrar capacidad amortiguadora.

2.3.3 Inóculo

En el ámbito de la digestión anaerobia, se entiende como inóculo a la sustancia a partir de la cual se obtienen los microorganismos productores de metano. Está reportado que no es factible la creación de un inóculo estandarizado para las pruebas de producción de metano debido a la gran diversidad de microorganismos que conforman una comunidad microbiana anaerobia.

La diversidad es tan alta que incluso pueden presentarse variaciones en la comunidad microbiana al emplear el inóculo de una misma fuente pero al haber sido muestreado en un momento diferente (Raposo et al. 2012). Entre los diversos factores que definen las cualidades de un inóculo para ser empleado en pruebas de producción de metano y que provocarán variación en los resultados entre un estudio y otro, se encuentran los descritos a continuación:

- a) Fuente u origen. El inóculo para llevar a cabo pruebas de degradación anaerobia puede provenir de reactores anaerobios en operación, plantas de tratamiento de aguas residuales municipales (es comúnmente empleado debido a las interacciones metabólicas de gran actividad que presentan y a la facilidad de acceso a esta fuente), estiércol y plantas de tratamiento de aguas residuales industriales (cerveceras, refresqueras, alimenticias en general y productos de la fermentación), entre otros (Raposo *et al.* 2011).

El origen del inóculo determina factores como la actividad inicial de los microorganismos, la diversidad dentro de la población microbiana y la adaptación a diversos tipos de sustratos. Además, un material empleado como inóculo puede contener sustrato biodegradable residual proveniente del proceso de origen, afectando las pruebas de potencial bioquímico de metano (Elbeshbishy *et al.* 2012). A pesar de esto existen reportes (Raposo *et al.* 2011) en los que se detalla no haber encontrado diferencias significativas en la producción de metano al emplear lodo de una PTAR y otros tipos de inóculos para el mismo sustrato bajo estudio.

- b) Tiempo de almacenamiento. Este es el tiempo que transcurre desde el momento del muestreo del inóculo hasta llevar a cabo la prueba de potencial bioquímico de metano. De manera general no se ha reportado efecto alguno de este parámetro sobre los valores de PEMM; sin embargo, existen reportes que detallan un aumento en la fase de latencia conforme el inóculo es almacenado, sin afectar, como se mencionó antes, los resultados finales de producción de metano (Shelton and Tiedje 1984). A pesar de este hecho es recomendable el uso de lodo fresco para llevar a cabo las pruebas (Angelidaki *et al.* 2009).

- c) **Caracterización:** Debido a que el inóculo empleado en pruebas de potencial bioquímico de metano se caracteriza por un alto contenido de sólidos, se acostumbra emplear la medición de los sólidos volátiles totales como un parámetro útil para definir el contenido de biomasa dentro de una muestra, la cual está relacionada con el contenido de microorganismos activos, tomando en cuenta las respectivas limitaciones de la prueba, como el hecho de que el contenido de sólidos volátiles no implica necesariamente que se trate microorganismos o materia orgánica biodegradable en una muestra. Por ejemplo, cuando se emplea estiércol como fuente de microorganismos, el contenido de sólidos volátiles estará formado por una buena proporción de material lignocelulósico y no de biomasa microbiana activa, caso contrario cuando se emplea lodo granular en el cual esta medición si puede ofrecer una buena estimación de la cantidad de microorganismos presentes en el inóculo (Angelidaki *et al.* 2009).
- d) **Concentración:** La concentración de microorganismos empleada determinará la cinética de degradación, la fase de latencia y el tiempo de la prueba (Elbeshbishy *et al.* 2012). En este sentido se entiende que mientras más concentrado se utilice el inóculo en una prueba de potencial bioquímico de metano, más rápida será la conversión de sustrato y por lo tanto la prueba será terminada en un periodo de tiempo menor. Los valores de concentraciones de microorganismos usadas en literatura son variadas y se han reportado en intervalos que van desde 2.1 gSV/L hasta 37gSV/L (Raposo *et al.* 2012). Es importante tener en cuenta que concentraciones muy bajas de microorganismos podrían causar una inhibición en el proceso al llevar a cabo el tratamiento de residuos orgánicos complejos, debido a un exceso de carga orgánica (Raposo *et al.* 2012) mientras que concentraciones muy altas podrían traducirse en errores de estimación del PEMM debido a la actividad endógena de los microorganismos.

2.3.4 Medio mineral

El medio mineral consiste de varios minerales sin contenido significativo de carbono orgánico. Sus cualidades incluyen estar constituidos de nutrientes y micronutrientes, así como factores de crecimiento y metales en cantidades traza necesarios para el desarrollo de las capacidades metabólicas y de reproducción de los microorganismos (Raposo *et al.* 2012).

Existen diferentes medios minerales reportados en literatura para llevar a cabo las pruebas de potencial bioquímico de metano y entre los cuales se presentan diferencias notables; sin embargo, existen nutrientes que son comunes en la mayoría y de los cuales es posible considerar un medio mineral indispensable.

Los principales nutrientes necesarios para conformar el medio mineral son nitrógeno, útil para formación de ácidos nucleicos y aminoácidos, fósforo, útil como componente de ácidos nucleicos y fosfolípidos. Azufre, como nutriente necesario para la síntesis de aminoácidos, vitaminas y coenzimas. Potasio, presente en diversas enzimas. Magnesio, calcio y sodio, elementos útiles para la estabilización y las interacciones de la membrana celular y otras funciones fisiológicas. El hierro es útil para la conformación de citocromos. Los metales a niveles traza se emplean como elementos conformadores de enzimas específicas como el cobalto y las vitaminas y aminoácidos esenciales funcionan como factores de crecimiento y son necesarios en cantidades pequeñas (Angelidaki and Sanders 2004).

2.3.5 Agitación

La agitación es una técnica útil para mejorar el proceso de digestión ya que tiene como objetivo asegurar un alto grado de contacto entre los microorganismos y el sustrato a tratar y previene la acumulación de sustrato o productos intermedios (Angelidaki et al. 2009). Los métodos para llevar a cabo esta operación son variados y dependen de la configuración de reactor empleada en el proceso, así como de la energía disponible y costos operacionales asociados. A escala laboratorio se puede emplear la agitación magnética, orbital o aquella provista por la recirculación de gas o líquido dentro de los reactores. También hay reportes que indican el empleo de agitación manual, la cual no es continua pero es útil para distribuir material dentro de los reactores (Labatut et al. 2011). A una mayor escala pueden emplearse agitadores mecánicos como paletas o pistones, así como hidráulicos basados en el bombeo de inóculo o bien a partir de la recirculación de biogás (Yadvika et al. 2004).

2.3.6 Relación S_0/X_0

Está reportado que la relación inicial sustrato/microorganismo (S_0/X_0) es uno de los factores más importantes en pruebas de degradación anaerobia en lotes (Elbeshbishy et al. 2012).

CAPÍTULO 2

La relación S_o/X_o constituye una medida de la cantidad de microorganismos presentes para degradar el sustrato adicionado. Existen en literatura algunas estimaciones del efecto de esta relación sobre las pruebas de potencial bioquímico de metano pero aún no se han establecido conclusiones contundentes. Aunado a este problema se encuentra el hecho de que no en todos los trabajos se reporta el valor empleado (Raposo et al. 2006).

Hashimoto (1989) fue uno de los primeros en investigar la influencia de este parámetro sobre el rendimiento y la tasa de producción de metano. En su artículo el autor muestra que el rendimiento de producción se ve drásticamente reducido al emplear una relación S_o/X_o mayor a 4 ($\text{gSV}_{\text{sustrato}}/\text{gSV}_{\text{inóculo}}$). Al mismo tiempo, en este trabajo el autor encontró que a medida que disminuye esta relación (es decir, se incrementa la concentración inicial de microorganismos o se disminuye la concentración inicial de sustrato), el potencial obtenido pierde dependencia del tiempo de la prueba Hashimoto (1989). Este resultado es importante ya que, teóricamente, la relación S_o/X_o tiene efecto únicamente en la cinética del proceso y no en el valor del potencial de metano del sustrato, el cual depende únicamente del contenido y composición de la materia orgánica; sin embargo, el hecho de no emplear un valor de relación adecuado podría un sesgo en los resultados de la prueba.

Zhou et al. (2011), encontraron que existe un valor de la relación S_o/X_o al que, para la misma duración de la prueba, se puede obtener el máximo potencial de metano. En este caso, los autores estudiaron trece valores de S_o/X_o abarcando desde 0.1 hasta 3 $\text{gSV}_{\text{sustrato}}/\text{gSV}_{\text{inóculo}}$. El valor máximo de PEMM a 19 días ($495 \text{ mLCH}_4/\text{gSV}_{\text{ad}}$) fue encontrado al tratar anaeróticamente residuos de tofu manteniendo una relación $S_o/X_o=0.6$. Los autores mencionan que al trabajar con relaciones S_o/X_o mayores a 1.6 se encontró un pH menor a 5.5 al finalizar las pruebas en los reactores, lo cual es atribuido a la acumulación de AGV, en especial ácido acético en el medio. De esta manera, se ha observado que desarrollar pruebas de producción de metano empleando grandes relaciones S_o/X_o puede llegar a presentar problemas de inhibición, debida a sobrecarga del sistema, además de un posible sesgo en los resultados al no obtener la degradación total del sustrato en el tiempo de la prueba (Neves et al. 2004). Además, esta relación debe ser pequeña si se trabaja con sustratos ricos en proteínas debido a la posible inhibición por exceso de amonio.

Moreno-Andrade and Buitrón (2003), por su parte, llevaron a cabo el estudio del efecto de la relación S_o/X_o en pruebas de inhibición metanogénica empleando 4-clorofenol como sustancia inhibitoria. En este estudio los autores encontraron que el grado de inhibición disminuye mientras la relación S_o/X_o disminuye. Además, los autores encontraron que para una misma relación S_o/X_o , mientras mayor sea el valor X_o el grado de inhibición tiende a disminuir, demostrando que la cantidad inicial de microorganismos es un factor trascendental en las pruebas de producción biológica de metano.

Se estima que a menores valores de S_o/X_o la degradación será más rápida sobre todo cuando se trata de sustratos de difícil biodegradación (Nielsen and Feilberg 2012), esto debido a que la cantidad de microorganismos presentes para degradar el sustrato sería mayor. A pesar de que manejar valores pequeños de esta relación pudiera parecer la mejor opción, es necesario ser cuidadoso al elegirla debido a que valores muy reducidos puede afectar entre otros aspectos la inducción de enzimas necesarias para la biodegradación (Elbeshbishy et al. 2012) o bien promover un aumento en la producción endógena del biogás, la cual podría interferir en los resultados (Lesteur et al. 2010).

Con fines de estandarizar la prueba, Owen et al. (1979) propusieron un valor de relación S_o/X_o de aproximadamente $1 \text{ gSV}_{\text{sustrato}}/\text{gSV}_{\text{inóculo}}$. Sin embargo, Lesteur et al. (2010), mencionan que cada sustrato tiene una relación S_o/X_o óptima en la cual existe un balance entre el potencial de producción de AGV y su capacidad amortiguadora debida a la hidrólisis de proteínas.

Algunos autores incluso han propuesto llevar a cabo la prueba tomando varios valores de relación S_o/X_o para determinar la que ofrezca mejores resultados para el sustrato en cuestión; sin embargo, valores entre 0.3 y $1 \text{ gSV}_{\text{sustrato}}/\text{gSV}_{\text{inóculo}}$ son recomendables con el fin de evitar posibles sobrecargas del sistema (Lesteur et al. 2010) siendo 0.5 un valor recomendado inclusive por la asociación alemana de ingenieros (Raposo et al. 2012).

2.3.7 Relación C/N

La relación C/N es un parámetro importante para el buen desempeño del proceso anaerobio y es una cualidad propia de cada tipo de sustrato. Se ha encontrado de manera generalizada que durante un proceso de digestión anaerobia los microorganismos utilizan carbono entre 25 y 30 veces más rápido que el nitrógeno para solventar sus necesidades metabólicas. Por lo tanto, la relación C/N en el sustrato empleado en un reactor anaerobio deberá mantenerse en el intervalo 20-30/1 (Yadvika et al. 2004).

Otros estudios mencionan que aún relaciones de alrededor de 16/1 pueden ofrecer buenos resultados durante los procesos anaerobios (Abbasi et al. 2012). La interrelación entre estos nutrientes es estrecha. Al trabajar con sustratos caracterizados con relaciones C/N altas es posible que el nitrógeno presente sea consumido rápidamente por los microorganismos para satisfacer sus necesidades proteicas, dejando de estar disponible para continuar la degradación del material restante. Por otro lado, cuando esta relación es baja (el contenido de nitrógeno es alto), puede darse una liberación excesiva de amonio en el medio, producto del catabolismo, provocando un fallo en el proceso (Abbasi et al. 2012).

En este sentido la codigestión ha tomado un papel fundamental para lograr un balance adecuado de nutrientes planteando que un residuo caracterizado por una relación C/N alta sea mezclado con un residuo que presente valores bajos de la misma, con la finalidad de complementar los requerimientos nutricionales necesarios para llevar a cabo el proceso eficientemente.

Abbasi et al. (2012) llevaron a cabo una revisión de los parámetros operacionales y el posible uso del proceso anaerobio como una alternativa para controlar la emisión de GEI y por ende disminuir el calentamiento global. En ella establecieron algunos valores promedio de la relación C/N de distintos tipos de residuo, los cuales en la práctica deben ser determinados dadas posibles variaciones específicas de acuerdo al origen; sin embargo, resulta útil tener una idea general de los valores de la relación C/N para los diversos tipos de sustratos empleados en digestión anaerobia. En la tabla 3 se muestran los valores C/N para catorce distintos residuos orgánicos.

En la tabla 3 se puede observar la diferencia existente en los valores promedio de la relación C/N para los diferentes residuos dependiendo su origen. Tal es el caso de las pajas o restos de diversos cultivos con valores de relación C/N mayores a 60. En contra parte, el lodo activado residual se encuentra en el otro extremo con un valor de relación C/N de 7. De esta manera y con base en lo reportado en literatura, es posible visualizar combinaciones de residuos que permitan obtener las cualidades óptimas en cuanto a la relación de nutrientes (carbono y nitrógeno) para llevar a cabo un proceso de codigestión anaerobia.

Tabla 3 Valores de la relación C/N para diversos residuos orgánicos.
Modificado de Abbasi *et al.* (2012).

Residuo	Relación C/N
Lodos activados residuales	7*
Estiércol de pato	8
Excremento humano	8
Estiércol de gallina	10
Estiércol de cabra	12
Estiércol de cerdo	18
Estiércol de oveja	19
Estiércol de vaca	24
Residuos sólidos municipales	40
Estiércol de elefante	43
Paja de maíz	60
Paja de arroz	70
Paja de trigo	90
Aserrín	>200

*Obtenido de Wan *et al.* (2011)

Es necesario mencionar que también se ha llegado a manejar la relación entre la demanda química de oxígeno (DQO) y el nitrógeno; es decir, la relación DQO/N como una medida del equilibrio de nutrientes dentro del reactor, estableciendo que los valores más adecuados se encuentran alrededor de 70 (Alvarez *et al.* 2010); sin embargo, esta medición no es tan ampliamente usada como la relación C/N.

2.3.8 Relación volumen líquido-volumen gas

Raposo *et al.* (2011) llevaron a cabo un estudio “interlaboratorio”, en el que el volumen líquido (o volumen de medio) en las pruebas de 19 laboratorios varió adquiriendo valores desde 250 hasta 750 mL. A pesar de la variabilidad en este parámetro, los autores encontraron que el volumen empleado no tiene un efecto significativo en los resultados.

CAPÍTULO 2

El volumen líquido es una variable importante al planificar un experimento de degradación anaerobia dado que el número de replicados a hacer será inversamente proporcional al volumen elegido (Raposo et al. 2011), esto para verificar la repetitividad de la misma. Las características del sustrato también influyen en la elección del volumen líquido, a medida que el sustrato sea más homogéneo, más reducido puede diseñarse el experimento.

Salazar (2006) llevó a cabo un estudio para evaluar un sistema de medición automático de biodegradabilidad anaerobia. Como parte de sus pruebas, Salazar (2006) evaluó el efecto del porcentaje de volumen ocupado por la fase líquida con respecto al volumen total en los reactores encontrando que al disminuir la fracción líquida de 80 a 40% del volumen total se logra aumentar el valor de la tasa de producción de biogás en 114% (de 0.14 a 0.3 mmol/h). Así mismo, al disminuir el espacio líquido logró aumentar la cantidad total de biogás, indicando que emplear porcentajes de volumen líquido por debajo de 50% del volumen total es adecuado para pruebas de producción de metano.

2.3.9 Inhibición del proceso anaerobio

A pesar de que la digestión anaerobia puede ser aplicada a una gran variedad de residuos para controlar su potencial contaminante y se puede obtener una fuente de energía renovable a partir de este proceso, existen problemáticas que deben ser contempladas para evitar bajas eficiencias de producción de metano o bajos niveles de estabilidad de los digestores.

Existen diversos factores además de los parámetros ambientales que pueden hacer fallar al proceso anaerobio, principalmente relacionados con la composición de los residuos y las sustancias asociadas. Entre los más importantes inhibidores del proceso anaerobio se pueden mencionar el amonio, los compuestos de azufre, iones metálicos, metales pesados y algunos compuestos orgánicos.

De manera general, una sustancia se considera inhibitoria si su presencia en el medio genera un cambio adverso en la comunidad microbiana o bien, cuando ésta impida o detenga el crecimiento y la actividad de los microorganismos. En el ámbito de la digestión anaerobia, la inhibición se traduce en una disminución de la tasa de producción de metano, así como la consecuente acumulación de AGV en el medio (Kroeker 1979).

Algunos de los inhibidores así como su mecanismo de acción en los procesos anaerobios se detallan a continuación.

- a) Amonio. Cuando los sustratos empleados en la digestión anaerobia contienen altos niveles de nitrógeno orgánico es posible que se produzca una inhibición debido al amonio formado de la descomposición de la materia orgánica. Existen diversos mecanismos propuestos con respecto a la manera en que la presencia de amonio afecta a los microorganismos, entre ellos se encuentra el cambio en el pH intracelular (debido a la difusión pasiva del amonio libre a través de la membrana) con el consecuente incremento de requerimiento energético para mantenimiento celular y la inhibición de enzimas específicas para el proceso (Wittmann et al. 1995). También, está reportado que de todo el grupo de organismos que participan en la digestión anaerobia, los metanógenos son los más propensos a sufrir una inhibición en su crecimiento debido a altas concentraciones de amonio (Chen et al. 2008). El intervalo de concentraciones de inhibición reportado se encuentra entre 1.7 y 14 g/L (Chen et al. 2008), dependiendo ciertos parámetros operacionales como la temperatura, pH o adaptación del inóculo.

- b) Compuestos azufrados. Debido a la presencia de compuestos azufrados en aguas residuales y otros residuos orgánicos como el estiércol de ganado, es posible tener presente sulfatos en el medio. Los sulfatos son utilizados por bacterias sulfato reductoras que compiten con otros microorganismos anaerobios en cuanto a los sustratos que pueden emplear para satisfacer sus necesidades metabólicas como es el caso del H_2 , y los AGV. Además, como producto de la acción de estos microorganismos, se pueden alcanzar niveles inhibitorios de sulfuro que no permitan el desarrollo de las bacterias metanogénicas. Las bacterias sulfato reductoras no compiten con las bacterias que llevan a cabo los primeros pasos del proceso anaerobio (hidrólisis y la fermentación) (Chen et al. 2008) pero su presencia puede afectar severamente a microorganismos metanogénicos. El principal efecto observado corresponde al de la competencia de las bacterias sulfato reductoras frente a los metanógenos hidrogenotróficos, ya que termodinámicamente se favorece el uso del H_2 del medio para reducir el sulfato disminuyendo el hidrógeno disponible para la producción de metano (Harada et al. 1994).

CAPÍTULO 2

- c) Iones metálicos. Otro factor de inhibición es la presencia excesiva de iones metálicos (no pesados). Desde hace décadas se ha estudiado el efecto de la concentración de sales disueltas en la actividad bacteriana, ya que estas pueden ejercer presión osmótica que llevaría a deshidratación a las células. Mientras que bajas concentraciones de iones metálicos estimulan el crecimiento de los microorganismos, altas cantidades pueden causar inhibición severa o bien una toxicidad. Se ha encontrado que la inhibición está relacionada con los cationes (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+) (Chen et al. 2008).
- d) Metales pesados. Se ha reportado que la presencia de metales pesados en aguas residuales industriales así como en lodo activado residual puede afectar el proceso anaerobio. Los principales metales pesados considerados significativos para el proceso son cromo, hierro, cobalto, cobre, zinc, cadmio y níquel (Jin et al. 1998). La característica de estos elementos es que no son biodegradables y se pueden bioacumular llegando a concentraciones altamente tóxicas. Está reportado que la presencia de metales pesados suele ser una de las mayores causas de fallo en digestores de lodos activados residuales. El mecanismo de acción inhibitorio de los metales pesados en la digestión anaerobia radica en la disrupción de enzimas a través de la unión del metal a los grupos proteínicos de la molécula (Chen et al. 2008). El efecto de los metales pesados en la digestión anaerobia está regulada por factores como la concentración, forma química, pH y potencial redox.
- e) Compuestos orgánicos. Diversos estudios han revelado que existe un buen número de compuestos orgánicos que inhiben el proceso anaerobio. La inhibición puede presentarse por absorción en la membrana, provocando desajustes y paulatinamente lisis celular o bien por ataque directo a las vías metabólicas. Se han reportado como inhibitorios compuestos como bencenos, alifáticos halogenados, fenoles, alcanos, alcoholes, cetonas, ácidos carboxílicos, aminas, nitrilos, amidas así como algunos surfactantes y detergentes (Chen et al. 2008). Los factores que determinan la toxicidad son la concentración del compuesto, la concentración de la biomasa, el tiempo de exposición, la edad del lodo, el régimen de alimentación, aclimatación y la temperatura del proceso.

2.4 Antecedentes de la codigestión anaerobia

2.4.1 Estado del arte de la codigestión anaerobia a nivel internacional

Tafdrup (1995) hizo un análisis de la situación en Noruega, Dinamarca, Suiza, Holanda y el Reino Unido, después de que la digestión anaerobia fue incluida en el “Acuerdo de Bioenergía” firmado por los miembros de la Agencia Internacional de Energía en 1992. Tafdrup (1995) menciona que para aumentar el atractivo y la rentabilidad de los procesos de digestión anaerobia es posible aplicar la codigestión de residuos, con ventajas como el aumento de la energía neta producida, la posibilidad de proveer a la planta de un flujo estable e independiente de las fluctuaciones estacionales de los diversos productos agrícolas, así como la posibilidad de formar un producto fácil de bombear.

Hedegaard and Jaensch (1999) reportaron la construcción de una denominada “nueva generación” de plantas de biogás para la codigestión de residuos en Dinamarca y Suecia. Los autores describen tres casos de plantas que emplean como sustratos residuos domésticos e industriales, lodo activado residual y residuos agrícolas generando la energía térmica equivalente a los requerimientos de entre 600 y 800 casas.

Callaghan et al. (2002) indicaron que lograron aumentar la PEMM en un 96% (es decir, de 0.23 L/gSV a 0.45 L/gSVad) durante el tratamiento de estiércol de vaca al aumentar la proporción del co-sustrato (residuos de frutas y verduras) de 20 a 50% en la mezcla empleada como sustrato en sus pruebas.

Murto et al. (2004) emplearon lodo activado residual y residuos de procesamiento industrial de papa como sustratos en un proceso anaerobio, obteniendo valores de rendimiento de producción de biogás de manera individual de 0.6 y 0.65 L/gSVad, respectivamente. En codigestión, obtuvieron un rendimiento de 1.2 L/gSVad, mejorando esta variable en más de 84%. Además, concluyen que la implementación de la codigestión ofrece la posibilidad de obtener un sustrato con buena capacidad amortiguadora, lo que se traduce en la estabilidad del proceso.

CAPÍTULO 2

Alvarez and Lidén (2008) evaluaron la codigestión de residuos de mataderos, estiércol de ganado (porcino y bovino) y residuos de frutas y verduras, que de manera individual mostraron valores de PEMM de 0.06, 0.21 y 0.002 mLCH₄/gSV_{ad}, respectivamente. Los autores obtuvieron el máximo valor de PEMM (0.35 LCH₄/gSV) al emplear los tres componentes simultáneamente, en proporción: 17% de residuos de mataderos, 17% estiércol de ganado y 66% de residuos de frutas y verduras. Dicha mezcla aumentó en 483, 67 y 17400% el rendimiento de producción de metano obtenido al emplear de manera individual residuos de matadero, estiércol y residuos de frutas y verduras, respectivamente, debido principalmente a que las pruebas se llevaron a cabo sin la adición de un inóculo externo productor de metano.

Alvarez et al. (2010) desarrollaron un sistema de predicción empleando programación lineal basado en las características fisicoquímicas de los sustratos. El software desarrollado permitía predecir la producción de metano a partir de una mezcla de estiércol de cerdo, desechos de la producción de atún y desechos de la producción de biodiesel. En su programa las variables a maximizar fueron: el rendimiento de producción de metano y la tasa de producción de metano. Al emplear estiércol de cerdo de manera individual obtuvieron un rendimiento de producción de metano de 7.3 mLCH₄/gresiduo. Siguiendo la predicción de mezcla obtenida con su programa, los autores lograron incrementar en 993% el rendimiento de producción de metano, llegando a un potencial de 79.8 mLCH₄/gresiduo. La mezcla de optimización debería estar compuesta por estiércol en 79%, desecho de pescado en 5% y desecho de producción de biodiesel en 16%. La mejora en el proceso la atribuyen a la adición de desechos de pescado en la mezcla, ya que en pruebas anteriores sin incluir este residuo, los porcentajes de incremento de la producción de metano no sobrepasaron el 400%.

Rao and Baral (2011) determinaron las mejores condiciones de mezcla durante la codigestión de lodo activado de purga con estiércol de vaca y desechos de jardín. De manera individual, el lodo activado, el estiércol y los desechos de jardín produjeron 620, 397 y 137 mLCH₄, respectivamente. A partir de un diseño de experimentos de mezcla y su respectivo análisis encontraron que la mezcla: 70% lodo activado, 20.3% estiércol de vaca y 9.7% de desechos de jardín maximizaría la producción de metano llegando a generar 865 mL, mejorando de esta

manera en 40, 118 y 531% la producción de metano en comparación con la digestión individual de cada uno de los residuos. Los autores señalan que emplear un diseño de mezcla es de gran importancia para llevar a cabo predicciones de maximización de variables de respuesta, aspecto a resaltar dado que en muchos estudios de co-digestión las mezclas se plantean de manera aleatoria.

2.4.2 Estado del arte de la codigestión anaerobia en México

En México existen pocos reportes publicados acerca de la aplicación de la codigestión anaerobia de residuos. Poggi-Varaldo et al. (1996) llevaron a cabo un estudio en el que se evaluó el arranque de digestores anaerobios empleando como sustrato una mezcla de residuos sólidos urbanos, lodo activado residual y desechos sólidos de la industria papelera. A pesar de que el mencionado estudio no estuvo enfocado a la determinación del efecto de codigestión sobre el proceso, los autores señalaron que es factible llevar a cabo el tratamiento de manera conjunta de estos residuos.

Por otro lado, Hernández-Martínez (2010) llevó a cabo un estudio de codigestión empleando levaduras de la industria cervecera y lodos residuales primarios y secundarios procedentes de la planta de tratamiento de la industria en cuestión. Hernández-Martínez (2010) estableció que el reactor alimentado únicamente con levadura presentó un menor porcentaje de remoción de sólidos (58%) en comparación al reactor de codigestión (69%), en el que se empleó una mezcla 50-50% con los lodos residuales. Además, la codigestión aumentó la estabilidad del reactor.

García-Peña et al. (2011) llevaron a cabo un estudio empleando residuos de frutas y verduras en codigestión con residuos de carne obtenidos en la central de abastos de la Ciudad de México. Los autores encontraron que el rendimiento de producción de biogás aumentó de 0.42 a 0.9 L/gSV, mostrando una mejora del 114% en este parámetro con respecto a la degradación de residuos de frutas y verduras de manera individual. Además, el pH se mantuvo estable con valores alrededor de 7.1, resultado atribuido a la alcalinidad provista por el NH_4 , resultante de la degradación de las proteínas propias de los residuos de carne. Este hecho es una ventaja ya que en reactores a gran escala el no requerir adición de químicos para controlar el pH podría traducirse en una reducción en cuanto a costos de operación.

CAPÍTULO 2

Jiménez et al. (2011) reportaron los resultados de su estudio de optimización de la actividad metanogénica a partir de la codigestión de estiércol porcino, paja de arroz y arcillas industriales en condiciones termofílicas (55°C). Los autores determinaron que las interacciones estiércol-paja y estiércol-arcilla mostraron efectos sinérgicos sobre la actividad metanogénica. El análisis estadístico de sus resultados determinó que la mezcla que optimizaría la producción de metano estaría compuesta por 61% de estiércol, 29% de paja de arroz y de 10% arcilla industrial.

En la tabla 4 se sintetizan algunos de los resultados reportados en literatura mostrando la capacidad de la codigestión como un proceso para aumentar la eficiencia de la digestión anaerobia al emplear diversos tipos de residuos orgánicos.

Como es posible observar en la tabla 4, a través de la codigestión de residuos se mejora considerablemente la producción de metano, este resultado surge de la comparación de los valores obtenidos a partir del tratamiento individual de un residuo con respecto a los obtenidos a través del tratamiento de manera conjunta con otro tipo de residuos.

Por otro lado, es interesante resaltar que la mayoría de los estudios presentados en la tabla 4 se llevaron a cabo bajo condiciones mesofílicas (de 30 a 37°C), independientemente del régimen de operación y los sustratos a evaluar, esto posiblemente debido a las ventajas de llevar a cabo el proceso de digestión anaerobia empleando este nivel de temperatura. De los dos trabajos en los que no se mencionó haber realizado las pruebas en régimen mesofílico (Gómez et al. 2006; Rao and Baral 2011) en uno no se reportó la temperatura empleada y en otro se llevaron a cabo las pruebas a temperatura ambiente.

Finalmente, es importante resaltar que como característica común dentro de los trabajos reportados en literatura se verifica la existencia de grandes ventajas del tratamiento anaerobio de dos o más residuos orgánicos simultáneamente mostrando que es una alternativa con grandes expectativas para situar a la digestión anaerobia como una herramienta para lograr el manejo adecuado de los residuos orgánicos de manera conjunta con la generación de una fuente de energía renovable.

Tabla 4 Efecto de la codigestión anaerobia de residuos en la producción de metano reportado en diversos estudios.

Sustrato	Co-Sustrato(s)	Régimen de operación	PEMM Individual, mLCH ₄ /gSVad	PEMM Codigestión, mLCH ₄ /gSVad	Mejora ^a , %	Referencia
Residuos de matadero	Estiércol de cerdo Estiércol de vaca Frutas y verduras	Semi-continuo	60	350	483%	Alvarez and Lidén (2008)
Estiércol de vaca	Estiércol de pollo Residuos de frutas y verduras	Continuo	230	450	96%	Callaghan <i>et al.</i> (2002)
Lodo activado de purga	Residuos de frutas y verduras	Continuo	400	500	25%	Gómez <i>et al.</i> (2006)
Lodo activado de purga	Residuos de frutas y verduras	Discontinuo	160	340	113%	Habiba <i>et al.</i> (2009)
Residuos de comida	Residuos de frutas y verduras	Continuo	420	490	17%	Lin <i>et al.</i> (2011)
Lodo activado de purga	Residuos agroindustriales	Discontinuo	420	800	90%	Murto <i>et al.</i> (2004)
Estiércol de cerdo	Lodo activado de purga	Discontinuo	53	364	587%	Wong (1990)
Estiércol de cerdo	Residuos de cosecha	Discontinuo	2.6 ^b	41.6 ^b	1500%	Wu <i>et al.</i> (2010)
Agua residual industrial	Estiércol de vaca, Estiércol de cerdo	Discontinuo	250	300	50%	Zarkadas and Pilidis (2011)
Estiércol de cerdo	Residuos agroindustriales Residuos de producción de diésel	Discontinuo	7.3 ^c	79.8 ^c	993%	Alvarez <i>et al.</i> (2010)
Lodo activado de purga	Estiércol de vaca Residuos de jardín	Discontinuo	0.137 ^b	0.865 ^b	531%	Rao and Baral (2011)
Residuos de frutas y verduras	Residuos de frutas y verduras Residuos de matadero	Discontinuo	420	900	114%	García-Peña <i>et al.</i> (2011)

^a Mejora = 100x[(PEMM_{co-digestion} - PEMM_{individual})/PEMM_{individual}]; ^b LCH₄; ^c LCH₄/kg_{residuo}.

CAPÍTULO 3 OBJETIVOS E HIPÓTESIS

3.1 OBJETIVO PRINCIPAL

Maximizar la producción de metano a través de la codigestión anaerobia de diferentes residuos orgánicos.

Objetivos específicos

- Caracterizar diferentes fracciones de residuos orgánicos de acuerdo a indicadores como la demanda química de oxígeno, relación DQO/N, alcalinidad, ácidos grasos volátiles y el potencial de generación de metano.
- Evaluar el efecto de diferentes proporciones de mezcla en la producción de metano durante la codigestión anaerobia de tres residuos orgánicos:
 - Lodos activados de purga
 - Residuos de frutas y verduras
 - Estiércol de cerdo
- Determinar las condiciones de mezcla bajo las cuales se obtiene la máxima producción de metano.

Metas

- Implementar pruebas de laboratorio que permitan evaluar el potencial bioquímico de producción de metano de diferentes residuos orgánicos.
- Diseñar un experimento de mezcla que permita evaluar el efecto de distintas condiciones de mezcla sobre la producción de metano y la remoción de materia orgánica, empleando lodo activado residual, residuos de frutas y verduras y estiércol de cerdo como sustratos en el proceso anaerobio.
- Establecer las condiciones de mezcla que maximizan de manera simultánea la producción de metano y la remoción de materia orgánica.

3.2 HIPÓTESIS

Para la codigestión anaerobia de residuos orgánicos existe una proporción de mezcla de sustratos que maximiza la producción de metano.

CAPÍTULO 4 METODOLOGÍA GENERAL

4.1 Introducción

En este capítulo se brinda en una primera instancia la descripción de la metodología global empleada durante el proyecto de investigación, posteriormente en cada una de las fases experimentales se describe la metodología particular empleada.

4.2 Esquema experimental

Para lograr el cumplimiento de las metas y objetivos propuestos en este trabajo de investigación, se planteó un esquema experimental fundamentado en tres fases globales, las cuales permitirían conocer las bases de la investigación y su desarrollo integral. En la figura 3 se muestra un esquema del diagrama de flujo del desarrollo experimental. Se pueden observar, enmarcadas en líneas punteadas, las tres etapas generales que constituyeron la base de la metodología. Además, se muestran la relación existente entre las fases constituyentes del proyecto mediante los recuadros.

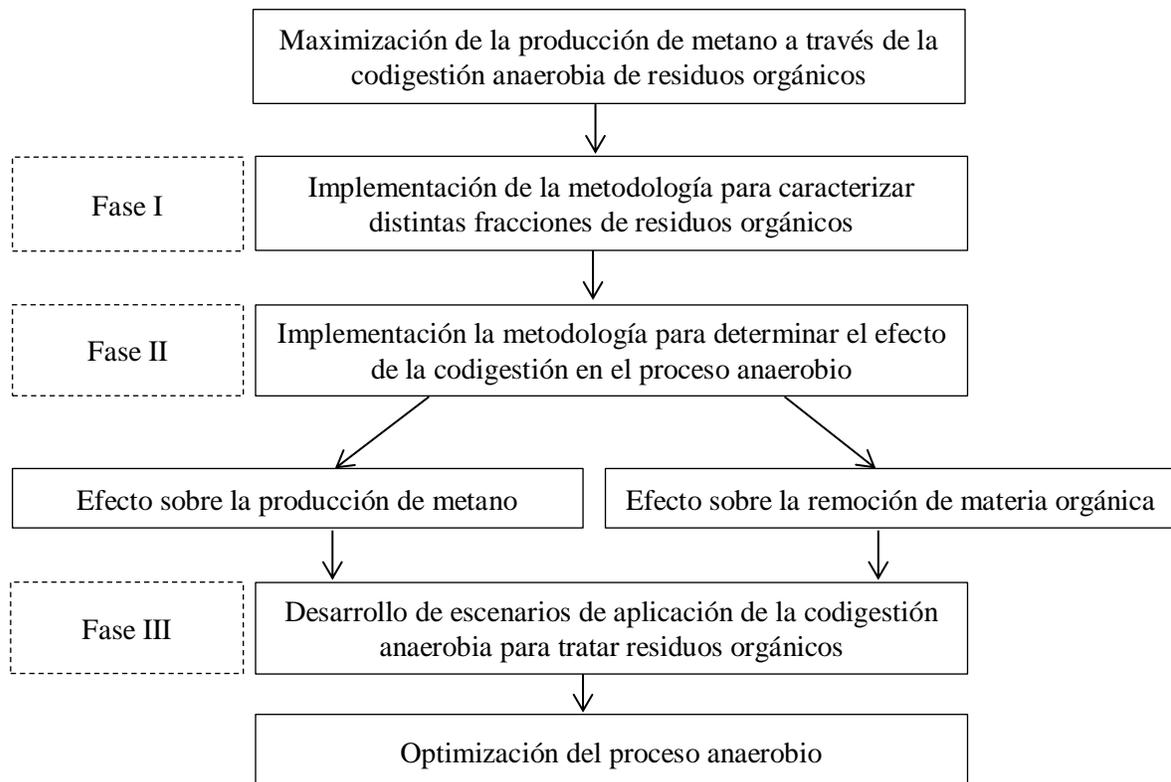


Fig. 3 Metodología general establecida para llevar a cabo la investigación

CAPÍTULO 4

La primera fase denominada “Implementación de la metodología para caracterizar diferentes fracciones de residuos orgánicos”, consistió en el establecimiento de las condiciones para las pruebas de caracterización de los residuos orgánicos. Durante esta etapa se tuvo una primera aproximación a la prueba experimental del potencial bioquímico de metano y ella fue útil para conocer las bases teóricas, así como los requerimientos operacionales asociados. Además, al finalizar esta primera se contó con la caracterización detallada de una de las fracciones de los residuos orgánicos que se emplearían en la fase posterior: los residuos de frutas y verduras. El diagrama de proceso de esta fase experimental así como la descripción detallada de la metodología y los resultados correspondientes se pueden encontrar en el capítulo cinco.

Es necesario mencionar que esta fase se desarrolló en las instalaciones del Instituto Nacional de Investigación Agronómica (INRA), en el Laboratorio de Biotecnología Ambiental ubicado en Narbonne, Francia, como parte de una colaboración entre el grupo de trabajo de dicho instituto de investigación y el Instituto de Ingeniería de la UNAM.

La segunda fase, consistió en la evaluación de la codigestión de tres residuos orgánicos: lodo activado residual, residuos de frutas y verduras y estiércol de cerdo. La razón por la que se optó por el uso de estos residuos en particular está basada en los grandes volúmenes que se generan en México y particularmente en Querétaro. Durante esta etapa se desarrollaron dos actividades principales. La primera actividad consistió en la implementación de la prueba de potencial bioquímico de metano para determinar el efecto de la digestión conjunta de los residuos mencionados sobre dos variables de respuesta: la tasa específica de producción de metano y la remoción de materia orgánica medida como sólidos volátiles. La segunda actividad fue llevar a cabo el análisis estadístico detallado del efecto de mezcla de sustratos de distinta naturaleza sobre el proceso anaerobio a partir de paquetes computacionales.

La segunda fase experimental se desarrolló en las instalaciones del Laboratorio de Investigación en Procesos Avanzados de Tratamiento de Aguas, Unidad Académica Juriquilla del Instituto de Ingeniería, UNAM. El diagrama de proceso correspondiente, así como la descripción detallada de la metodología y los resultados obtenidos en esta fase experimental se presentan en el capítulo seis del presente escrito.

Finalmente, la tercera etapa de este trabajo consistió en una evaluación teórica de tres escenarios de aplicación de la codigestión para maximizar simultáneamente la producción de metano y la remoción de materia orgánica. Los escenarios se basan en los modelos estadísticos provistos por la fase experimental anterior, planteando la existencia hipotética de reactores anaerobios en cada una de las instalaciones de donde se obtuvieron los residuos. La motivación de llevar a cabo esta fase experimental, presentada en el capítulo 6 de esta tesis, fue el poder determinar el potencial que tienen los residuos para proveer biogás con alto potencial para ser empleados como fuente de energía en cada sitio de generación de residuos ya sea de manera individual o bien a partir de la codigestión anaerobia.

De esta manera y mediante el desarrollo de cada una de las etapas mencionadas anteriormente, se efectuó un estudio completo del proceso de codigestión anaerobia de residuos orgánicos.

4.3 Técnicas analíticas

Durante el desarrollo del presente trabajo se determinaron los sólidos totales, sólidos volátiles, sólidos suspendidos totales (SST), sólidos suspendidos volátiles (SSV), el nitrógeno total Kjeldhal, la alcalinidad y el pH de acuerdo a los métodos estándares (APHA, 1998).

El contenido de nitrógeno amoniacal, fósforo y demanda química de oxígeno fueron determinados a partir de métodos espectrofotométricos (HACH DR2010). El contenido de azúcares totales fue determinado a partir del método colorimétrico descrito por Dubois et al. (1956).

La descripción detallada de las técnicas analíticas empleadas durante la elaboración del trabajo de investigación se presentan en el Anexo 1 de este escrito.

4.3.1 Cromatografía de gases. Capítulo cinco

Se empleó el método de cromatografía de gases para llevar a cabo la determinación cuantitativa de la composición del biogás así como de los AGV. Para el capítulo cinco, los métodos cromatográficos empleados fueron desarrollados en el grupo de investigación del INRA-Narbonne.

CAPÍTULO 4

La composición de biogás fue determinada usando un cromatógrafo de gases (PERKIN Claurus 480) equipado con dos columnas capilares. La primera columna fue del tipo RtUBond (30m*0.32mm*1.1 μ m) que permitió la separación de CO₂ y H₂S. Los otros gases (O₂, N₂, CH₄) fueron separados por medio de una columna RtMolsieve 5A (30m*0.32mm*30 μ m). El gas acarreador fue helio. Las temperaturas de la estufa y el inyector fueron 65°C y 200°C, respectivamente. La detección de los compuestos se realizó mediante un detector de conductividad térmica (DCT). El volumen de biogás inyectado fue 200 μ L. La calibración se llevó a cabo con una mezcla estándar de gases en las siguientes proporciones: 25% de CO₂, 0.1% de H₂S, 0.5% de O₂, 10% de N₂ y 64% de CH₄.

Los ácidos grasos volátiles fueron determinados a partir de cromatografía de gases con un cromatógrafo Varian 3900. El equipo contaba con un detector ionizador de flama (DIF) y una columna empacada Perkin Elmer ® Elite-FFAP (15m, 0.53mm, 1 μ m). El programa de temperatura llevado a cabo por el equipo consistió en el aumento de la temperatura a una tasa de 40°C/min hasta alcanzar 185°C y posteriormente un incremento de 15°C/min hasta 240°C. El gas acarreador empleado fue nitrógeno con una tasa de 90 mL/min. El cromatógrafo contaba con un sistema de muestreo automático tipo CP 8400.

4.3.2 Cromatografía de gases. Capítulo seis

Para el capítulo seis, los métodos cromatográficos empleados fueron desarrollados en el grupo de investigación de la Unidad Académica Juriquilla del Instituto de Ingeniería de la UNAM. Se tomaron 10mL de la muestra proveniente del espacio de cabeza de las botellas mediante una jeringa estéril de plástico. Para la toma de muestra de biogás se succionaron 10 mL y se regresaron al espacio de cabeza de la botella en tres ocasiones consecutivas con la finalidad de homogeneizar la muestra, que posteriormente se inyectó en un cromatógrafo Agilent Technologies modelo 689N, equipado con un detector de conductividad térmica (TCD) y dos columnas de seis pies de largo y 18 pulgadas de diámetro.

Una columna del tipo tamiz molecular 3X para separar CH₄ y H₂ y una de sílica gel para separar CO₂. La temperatura inicial de las columnas fue 40°C permaneciendo cuatro minutos para posteriormente aumentar a una tasa de 20°C/min hasta 110°C quedando con esa temperatura por tres minutos para repetir el ciclo.

La temperatura del inyector fue 90°C y el detector fue 156°C y se empleó nitrógeno como gas acarreador a una tasa de 20 mL/min. El equipo proporciona valores de área, los cuales deben ser comparados con factores de cálculo obtenidos a partir de curvas patrón previamente realizadas empleando una mezcla estándar de gases (H₂:50%, CH₄: 20%, CO₂: 30%), para de esta manera conocer la composición porcentual de cada gas en la muestra de biogás analizada. La determinación de AGV (es decir, ácidos acético, propiónico, butírico, isobutírico y valérico) y solventes (etanol y acetona) se llevó a cabo a partir de la técnica de cromatografía de gases. Para este análisis se tomaron diez mililitros de muestra centrifugada (2500 rpm, 5 min) y filtrada en dos etapas, la primera a partir de un filtro de fibra de vidrio Whatman ® GF/A seguido de un filtro de nitrocelulosa y se colocaron en un tubo de 1.5 mL acidificando con una gota de HCl 2N y se mantuvieron en refrigeración a 4°C para su conservación hasta el momento de su análisis. Se empleó un cromatógrafo de gases tipo Variant equipado con un detector de ionización de flama (FID) y una columna capilar de sílice Zebram ZB-FFPA de 0.53 mm de diámetro, 15m de largo y 1 µm de espesor empleando las siguientes condiciones de operación: temperatura inicial del horno 70°C, se aumenta hasta 130°C a una tasa de 10°C/min, manteniéndose durante 7.5 min. La temperatura del inyector fue 190°C y la del detector 210°C usando nitrógeno como gas acarreador a una tasa de 2.5 mL/min. El equipo cuenta con un muestreador automático que inyecta 0.2 µL de muestra para ser analizados por la técnica establecida. Los datos proporcionados por el equipo son valores de área que son comparados con curvas patrón obtenidas para cada ácido.

4.4 Análisis estadístico

Se utilizó Excel 2010® como herramienta de cálculo para llevar a cabo el análisis de las curvas de producción de biogás, así como para el desarrollo de diversos análisis matemáticos como regresiones lineales por el método de mínimos cuadrados y la implementación dinámica de modelos para predecir variables de respuesta.

El programa Minitab 16® se empleó para el diseño y el análisis del experimento de mezclas para evaluar la codigestión de los residuos orgánicos, así como para llevar a cabo el ajuste de los datos experimentales a modelos estadísticos.

CAPÍTULO 4

Para la estimación de los parámetros cinéticos de la producción de metano, se llevó a cabo un ajuste por regresión no lineal utilizando el modelo de Gompertz modificado (Zhu et al. 2009), mostrado en la ecuación 5.

$$PM = PEMM * \exp \left\{ - \exp \left[\frac{R_{max} e}{PEMM} * (\lambda - t) + 1 \right] \right\} \quad \text{Ec. (5)}$$

donde: $PM = PM(t)$ = Producción específica de metano, mLCH₄/gSVad
 $PEMM$ = Producción específica máxima de metano, mLCH₄/gSVad
 R_{max} = Tasa específica máxima de producción de metano, mLCH₄/gSVad·d
 e = 2.718
 λ = Fase de latencia, d
 t = Tiempo, d

CAPITULO 5

FASE 1 IMPLEMENTACIÓN DE LA METODOLOGÍA PARA CARACTERIZAR DIFERENTES FRACCIONES DE RESIDUOS ORGÁNICOS

5.1 Introducción

Este capítulo ofrece la descripción del trabajo y los resultados obtenidos durante la primera fase experimental del proyecto de investigación, la cual se enfocó en la evaluación de la producción de metano usando residuos de frutas y verduras como sustrato. Específicamente, se emplearon cuatro frutas (mango, piña, plátano y chayote) y cuatro verduras (tomate¹, papa, calabaza y coliflor).

El esquema de la figura 4 muestra el desarrollo de esta fase experimental. Como paso inicial se llevó a cabo la colecta de los sustratos, para aplicar posteriormente un pre-tratamiento mecánico reduciendo su tamaño de partícula. Posteriormente se realizaron las pruebas de producción de metano a través de dos enfoques. El primero consistió en evaluar el potencial bioquímico de metano en pruebas en botellas. La segunda consistió en la operación de reactores anaerobios alimentados por lotes secuenciales, con el objetivo de determinar los valores de PEMM y al mismo tiempo la cinética de degradación.

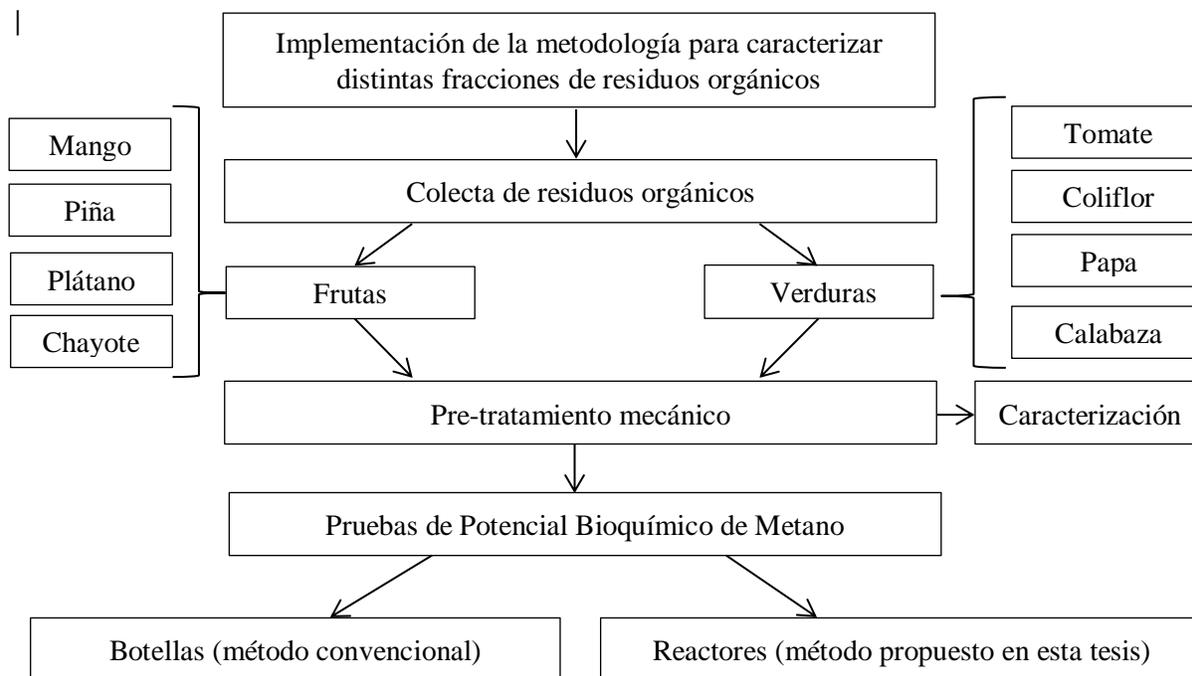


Fig. 4 Primera fase experimental: implementación de la metodología para caracterizar distintas fracciones de residuos orgánicos

¹ A pesar de tratarse de un fruto, en este estudio se considera al tomate (también llamado jitomate en algunas partes de México) una verdura, haciendo alusión a su uso tradicional en platillos de la cocina mexicana.

5.2 Sustratos

Para llevar a cabo las pruebas de potencial bioquímico de metano en esta fase experimental se eligieron las siguientes frutas y verduras: mango, piña, plátano, chayote, tomate, papa, coliflor y calabaza. Esta selección se basó en el hecho de que estos componentes se consumen habitualmente en México y a la disponibilidad en el lugar de adquisición (para los experimentos desarrollados en el INRA, Narbonne).

Los diferentes sustratos fueron colectados en un centro comercial local. Cada uno fue triturado con un molino eléctrico de uso doméstico (Moulinex® HVB 1600W). Durante este proceso de pre-tratamiento se incluyó la mayor parte de cada fruta y verdura; es decir, durante el molido se incluyó tanto la pulpa como la cáscara y las semillas según cada caso. Posteriormente, se distribuyeron los materiales triturados en recipientes de plástico de distintas capacidades con la finalidad de facilitar su manejo durante las pruebas y se guardaron en una cámara a -20°C hasta el momento de su uso. Además se tomaron muestras para llevar a cabo el análisis del contenido de humedad, así como de sólidos totales y volátiles de cada sustrato para establecer las condiciones operacionales de las pruebas consecuentes.

5.3 Pruebas de potencial bioquímico de metano en botellas

A pesar de que actualmente no se cuenta con un protocolo internacional estandarizado para llevar a cabo la prueba de potencial bioquímico de metano y al hecho de que los enfoques para llevarla a cabo presentan algunas variaciones (Raposo et al. 2011), es posible establecer distintos parámetros operacionales basados en lo reportado en literatura y en este caso, la característica común de la mayoría de las pruebas es que se llevan a cabo en botellas.

En este estudio, la prueba de potencial bioquímico de metano fue llevada a cabo con base en los lineamientos del protocolo desarrollado en el INRA. Los parámetros operacionales empleados se muestran en la tabla 5.

Como inóculo se empleó lodo anaerobio procedente de una planta de tratamiento de aguas de una industria azucarera. El lodo se mantuvo con temperatura controlada (37°C) y en agitación constante hasta antes de su uso y a una concentración de 4 gSV/L. Es importante mencionar que el lodo anaerobio estaba diluido mediante una solución de bicarbonato de sodio NaHCO_3 (2.6 g/L) con el objetivo de brindar alcalinidad al proceso.

Tabla 5 Condiciones operacionales de la prueba de potencial bioquímico de metano en botellas.

Parámetro, unidad	Valor
Temperatura, °C	37
Sistema de mezcla	Agitación orbital de mezcla completa
Sistema de medición de biogás	Desplazamiento de volumen
Volumen útil, mL	400
Volumen de espacio de cabeza, mL	200
Alcalinidad, NaHCO ₃ g/L	2.6
Concentración del inóculo, gVS/L	4
Concentración del sustrato, gSV/L	2
Relación So/Xo, gSV _{sustrato} /gSV _{inóculo}	0.5

Al momento de preparar las pruebas se añadieron las cantidades necesarias de los sustratos de acuerdo a la caracterización de sólidos volátiles de tal forma que la concentración final de cada sustrato fuera 2 gSV/L, respetando de esta manera la relación $S_o/X_o=0.5$. Además se hizo un registro de los pesos de la botella vacía, así como el peso al momento de agregar la muestra y al finalizar la preparación (después de agregar el inóculo y las soluciones minerales), con la finalidad de tener certeza de que las cantidades agregadas correspondían a lo esperado y poder, con base en estos datos, determinar los potenciales de producción de biogás con respecto a las cantidades realmente agregadas.

Las pruebas se realizaron por duplicado en botellas de vidrio de 600 mL empleando un volumen líquido de 400 mL y un volumen de gas de 200 mL.

Las soluciones minerales empleadas en esta fase experimental fueron provistas por el laboratorio y su composición se muestra en la tabla 6. Al momento de preparar la prueba se agregaron 3.4 mL de solución de macroelementos y 4 mL de solución de oligoelementos. Antes de cerrar las botellas con tapones de caucho y cinturones de aluminio se gaseó el espacio de cabeza durante 30 segundos con nitrógeno para remover el oxígeno atmosférico y proveer condiciones de anaerobiosis en las botellas.

Finalmente las botellas se trasladaron a una recámara con temperatura controlada (37°C) y un dispositivo de agitación orbital diseñado especialmente para las pruebas llevadas a cabo en el laboratorio.

Tabla 6 Composición de la soluciones madre (macroelementos y oligoelementos) empleadas en las pruebas en botella.

Solución de macroelementos			Funciona como fuente de:
Compuesto	Unidad	Valor	
NH ₄ Cl	g/L	26.6	N
KH ₂ PO ₄	g/L	10	K, P
MgCl ₂ , 6H ₂ O	g/L	6	Mg
CaCl ₂ , 2H ₂ O	g/L	3	Ca
Solución de oligoelementos			
FeCl ₂ , 4H ₂ O	g/L	2	Fe
CoCl ₂ , 6H ₂ O	g/L	0.5	Co
MnCl ₂ , 4H ₂ O	g/L	0.1	Mn
NiCl ₂ , 6H ₂ O	g/L	0.1	Ni
ZnCl ₂	g/L	0.05	Zn
H ₃ BO ₃	g/L	0.05	B
Na ₂ SeO ₃	g/L	0.05	Se
CuCl ₂ , 2H ₂ O	g/L	0.04	Cu
Na ₂ MoO ₄ , 2H ₂ O	g/L	0.01	Mo

La medición de la producción de biogás se llevó a cabo empleando el sistema de desplazamiento de agua por medio de una probeta invertida. Un esquema del dispositivo de medición de biogás se muestra en la figura 5. El re-llenado de la probeta se realizaba mediante una bomba peristáltica.

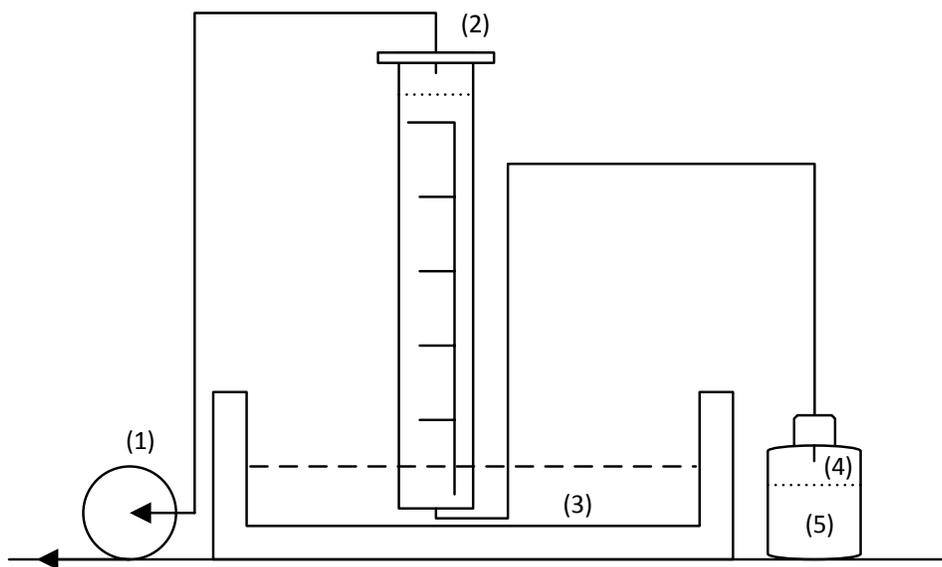


Fig. 5 Medición de producción de biogás en botellas.

(1) Bomba de llenado (2) Probeta invertida (3) Depósito de agua (4) Aguja (5) Botella serológica

La medición de biogás se llevó a cabo cada dos días y posteriormente cada tres días de acuerdo a las cantidades observadas de producción con el paso del tiempo.

Después de medir la producción de biogás se llevó a cabo la determinación de la composición del mismo a partir de cromatografía de gases, a través de método descrito en la sección 4.3.1 de esta tesis. Cada sustrato se evaluó por duplicado y adicionalmente se prepararon dos pruebas para tener un control de los resultados. Una botella se preparó adicionando etanol (1 g/L) para determinar la actividad metanogénica inicial (AMi) del inóculo y otra se preparó manteniendo los parámetros de la prueba pero sin adición de sustrato con el objetivo de medir la producción endógena de biogás.

El cálculo de la actividad metanogénica inicial se llevó a cabo a partir de la fórmula mostrada en la ecuación 5 (Le Hyaric et al. 2011) donde “m” es la tasa máxima de producción de metano (obtenida a partir del ajuste de los datos al modelo estadístico de Gompertz, en mL/d), “VCH₄” es la producción estequiométrica de metano por gramo de DQO removida (350 mLCH₄/gDQOrem) y “M” los gramos de sólidos volátiles correspondientes al inóculo adicionados en las botellas.

$$AM_i (gDQO - CH_4/gSV \cdot d) = \frac{m}{V_{CH_4} \cdot M} \quad \text{Ec. (5)}$$

5.4 Pruebas de potencial bioquímico de metano en reactores

Para llevar a cabo la segunda parte de esta fase experimental, se emplearon cuatro reactores de vidrio de pared doble. Esta configuración de reactor resulta útil para el control de temperatura ya que se hacía pasar agua a 37°C a través de la zona comprendida entre las paredes de vidrio mediante un sistema de bombas, manteniendo el experimento en condiciones mesofílicas. El volumen de trabajo de los reactores fue de seis litros.

Cada reactor fue llenado con lodo anaerobio procedente de la misma planta de tratamiento de aguas de la industria azucarera usado en las pruebas de un solo lote (o en botellas) descritas anteriormente. A cada reactor le fue provista una atmósfera anaerobia mediante el gaseo de N₂ tanto al iniciar la operación como al momento de cada alimentación. En la parte superior, cada reactor contaba con una tapadera de vidrio con instalación de muestreo de fase líquida y de fase gaseosa para determinar las características del licor mezclado y del biogás, respectivamente. Además, los reactores contaban con un sistema de mezcla completa por medio de agitación magnética.

Cada reactor contaba con un sistema automático para registrar la producción de biogás. El sistema estaba compuesto por un medidor de flujo y un dispositivo de transducción de señales analógicas a digitales. La capacidad de registro del sistema era de una medición cada dos minutos. Posteriormente esta señal era enviada a una computadora, en la que se recopilaba la información y se presentaba en forma de hoja de cálculo, para posteriormente ser usada con la finalidad de crear y analizar las curvas de producción de biogás. Se llevó a cabo la corrección del volumen a condiciones estándares ($T=0^{\circ}\text{C}$, 1013.25 hPa) empleando valores obtenidos de una estación meteorológica situada en el laboratorio y de la página de internet www.meteonarbonne.fr para la temperatura y la presión, respectivamente.

5.4.1 Operación de reactores

El esquema de operación de los reactores consistió de cuatro etapas, mostradas en la figura 6. Fue necesario seguir este protocolo para brindar seguridad al llevar a cabo el análisis de datos ya que con ello se garantizó una buena actividad del inóculo y se evitaron efectos de acumulación de sustrato.

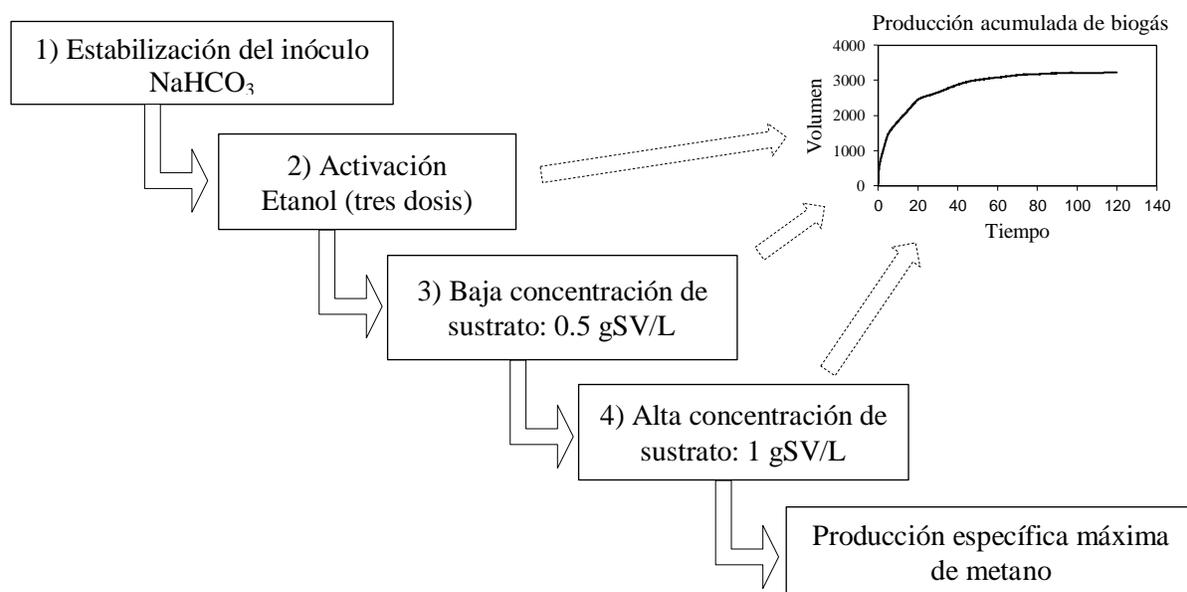


Fig. 6 Protocolo de operación para evaluar el potencial bioquímico de producción de metano de residuos orgánicos en reactores.

Las etapas del protocolo son las descritas a continuación:

1) Estabilización del inóculo

Una vez montado el reactor se añadieron 700 mL de lodo anaerobio a cada reactor, alcanzando una concentración media de 15gSSV/L. Todos los reactores fueron llenados con agua de la llave y una solución de bicarbonato de sodio (NaHCO_3 , 2.6 g/L) para brindar alcalinidad al sistema y evitar una posible inhibición. El contenido de cada reactor fue gaseado con N_2 durante cinco minutos para establecer una atmósfera anaerobia. Después se cerraron herméticamente los reactores y se comenzó la agitación manteniendo estas condiciones durante 24 h.

2) Activación del inóculo

Se empleó etanol ($\text{CH}_3\text{CH}_2\text{OH}$, 96%) como un sustrato fácilmente biodegradable en tres diferentes dosis: 0.13, 0.26 y 0.65 g/L, de acuerdo a trabajos previos realizados en el grupo de investigación. La dosis de 0.13 g/L se empleó al terminar la estabilización y tuvo una duración de 24h. Al término de este lapso se tomaron los datos del sistema de adquisición y se construyó la curva de producción de biogás para observar el comportamiento.

Posteriormente se empleó la dosis de 0.26 g/L. En este caso, el análisis de las curvas de producción de biogás se volvió necesario para determinar el momento en que resultaba más factible incrementar la dosis, es decir, con el paso de los ciclos era posible observar un consumo más rápido de etanol hasta llegar a un máximo. El momento en que dos curvas sucesivas mostraron el mismo comportamiento se tomó como indicador de que el sistema había llegado a su actividad máxima, con respecto a la tasa de producción de biogás así como al volumen acumulado.

En la figura 7 se muestra un ejemplo de la activación del inóculo en uno de los reactores empleando etanol como sustrato (0.26 g/L). Este análisis se realizó con cada reactor durante las dosis de 0.26 y 0.65 g/L y sirvió para decidir el momento adecuado para aumentar la dosis de alimentación.

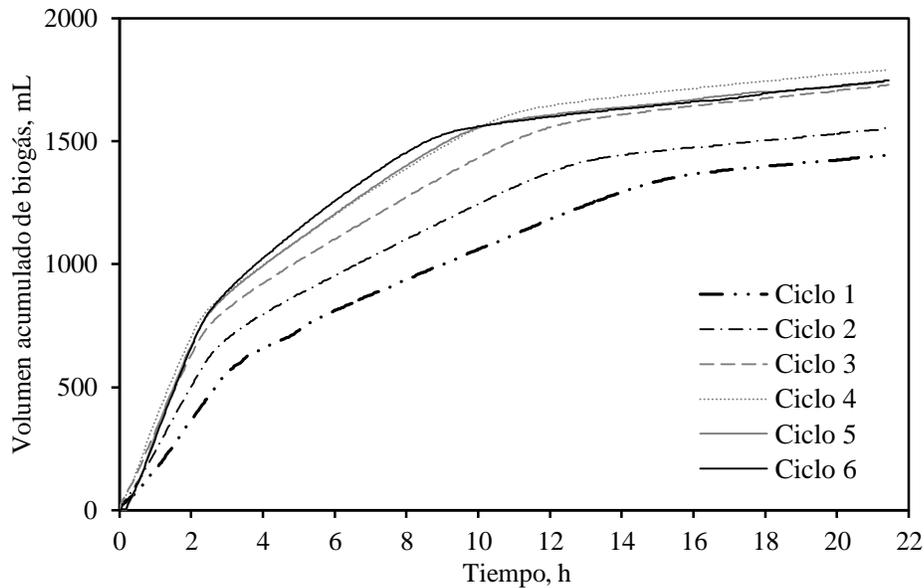


Fig. 7 Evolución de la producción de biogás en reactores empleando etanol para llevar a cabo la estrategia de activación del inóculo

En la figura 7 se puede apreciar cómo con el paso de los ciclos la producción de biogás se vio mejorada en el sentido de que la tasa máxima de producción de biogás y el volumen acumulado iban aumentando hasta llegar a un nivel prácticamente constante entre el ciclo 5 y 6, hecho que se observa claramente en la figura 8.

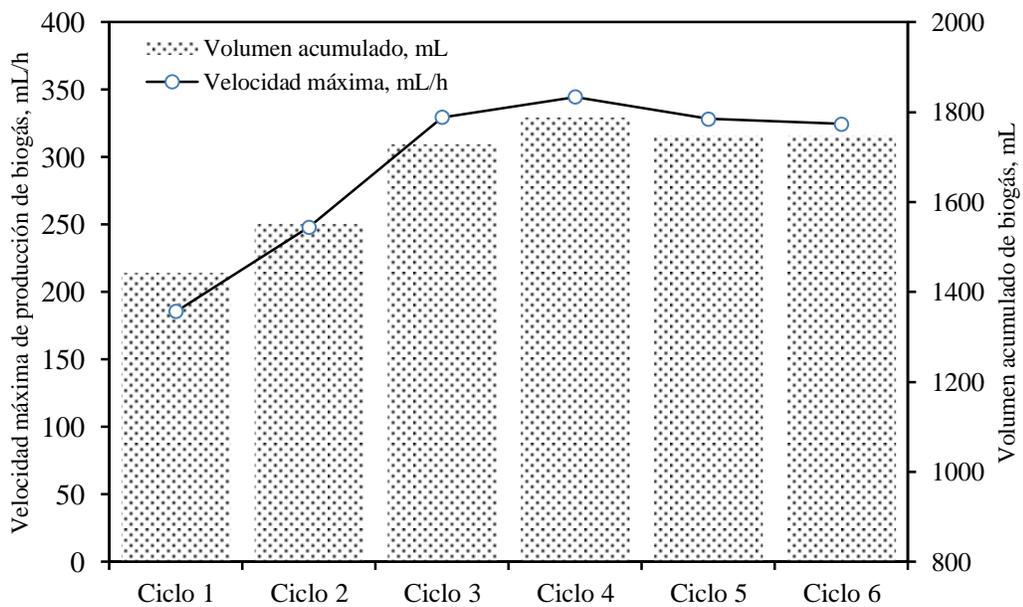


Fig. 8 Evolución de la tasa máxima de producción y del volumen acumulado de biogás durante la activación del inóculo en reactores

De esta manera, al encontrar la fase constante de producción de biogás entre ciclo y ciclo se decidió aumentar la dosis de etanol alimentada. Para la dosis de 0.65 g/L, además de las curvas de producción también se llevó un registro de la composición del biogás, de tal manera que cuando el volumen acumulado y la composición del biogás alcanzaron los valores teóricos, se llevó a cabo el análisis de la fase líquida del reactor, determinando los parámetros de DQO, AGV, SST y SSV.

3) Etapas de concentración baja de sustrato

Este paso consistió en agregar el sustrato de estudio a los reactores conservando un nivel bajo de alimentación. Todos los reactores llevaron a cabo tres ciclos empleando una concentración de sustrato de 0.5 gSV/L y se registraron y construyeron las curvas de producción de biogás para monitorear el comportamiento de los reactores. Los objetivos de colocar una etapa con bajo nivel de alimentación fueron por un lado evitar la inhibición del sistema debido a una sobrecarga orgánica y por otro el verificar las características de cada sustrato bajo degradación anaerobia para de esta manera conocer de manera anticipada la evolución de la producción de biogás en cada caso.

4) Etapa de concentración alta de sustrato y determinación de la producción específica máxima de metano

En esta etapa se alimentaron los respectivos sustratos a cada reactor procurando mantener una concentración de 1gSV/L. Durante esta etapa un análisis riguroso y detallado de las curvas de producción de biogás fue llevado a cabo con la finalidad de definir los valores de PEMM.

El análisis consistió en identificar y sustraer la producción endógena de biogás en cada curva con la finalidad de evitar sobrestimar los valores de PEMM, ya que se sabe que ante altas concentraciones de inóculo los resultados de producción de metano pueden verse alterados debido al biogás producido por actividad endógena (Angelidaki and Sanders 2004). En este estudio fue posible observar detalladamente la actividad endógena gracias a la capacidad de muestreo del sistema de medición.

En la figura 9 se ilustra el método empleado para determinar la tasa de producción endógena. El análisis se basa en la hipótesis de que existe un punto en el ciclo a partir del cual el sustrato adicionado puede considerarse totalmente consumido y a partir de este punto todo el biogás obtenido será aquel producido gracias al metabolismo endógeno.

CAPÍTULO 5

El punto considerado como inicio de la actividad endógena se define al observar que la tasa de producción de biogás es constante (línea punteada de la figura 9) y se establece que a partir de él, la producción de biogás no será representativa, por lo que no es necesario dejar que el ciclo tenga una duración mayor. Como ejemplo, en el caso de la curva presentada en la figura 9, este punto de inicio de la actividad endógena se estableció a las 86 h.

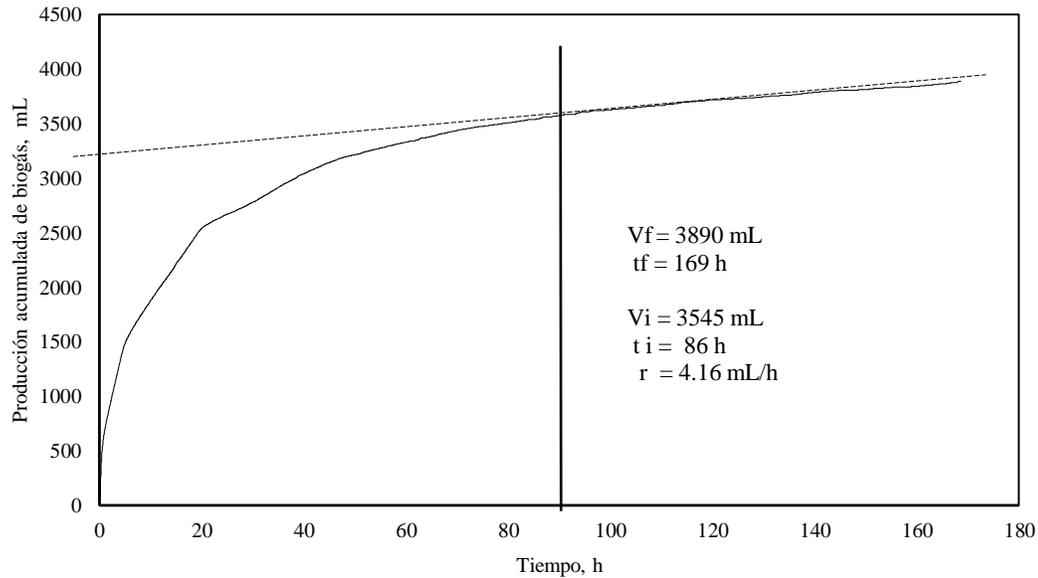


Fig. 9 Determinación de la producción endógena de biogás en un reactor operado por lotes.

El cálculo matemático de la tasa de producción endógena de biogás se llevó a cabo a partir de la ecuación de la pendiente de una recta ($m = y_2 - y_1 / x_2 - x_1$, mL/h), donde las ordenadas corresponden a los valores de volumen acumulado final y el volumen al momento de inicio de la fase endógena. Se tomaron los valores de tiempo final del ciclo y el tiempo de inicio de fase endógena. En la figura 9 la ecuación de la pendiente es: $m = (3890 \text{ mL} - 3545 \text{ mL}) / (169 \text{ h} - 86 \text{ h})$, teniendo como resultado 4.16 mL/h. Posteriormente, una vez conocida la tasa de producción endógena, se calcula la producción endógena correspondiente a todo el ciclo (multiplicando la tasa por el vector de tiempo de la prueba) y se restó de la producción total, obteniendo como resultado la curva de producción neta de biogás, la cual se muestra en la figura 10 en líneas punteadas. El análisis descrito para la sustracción de la producción endógena de biogás es comparable al reportado en investigaciones previas (Le Hyaric et al. 2011).

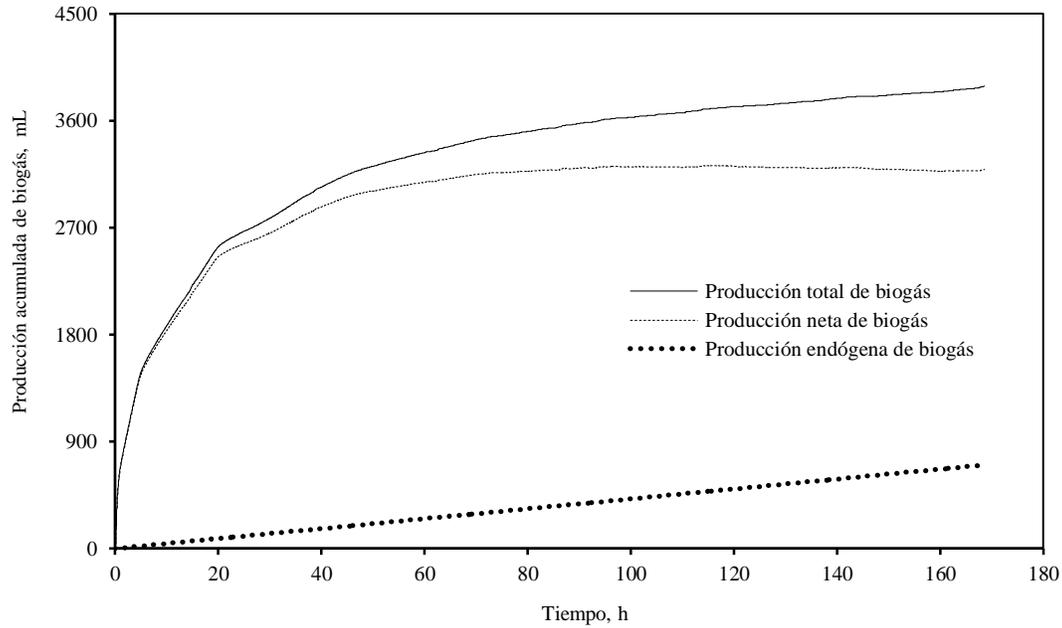


Fig. 10 Remoción de la producción endógena y determinación de la producción neta de biogás en reactores

Siguiendo la metodología descrita para la sustracción de la producción endógena de biogás se llevó a cabo el análisis de cada uno de los ciclos de alimentación de los reactores. Posteriormente se llevó a cabo el ajuste el modelo de Gompertz y a partir de los valores de la composición del biogás se determinó la producción de metano y con ello los valores de PEMM.

5.5 Resultados de la fase 1

5.5.1 Caracterización del sustrato

El contenido de sólidos totales (ST) y volátiles (SV) de cada sustrato se presenta en la tabla 7. El tomate y la calabaza mostraron los valores más bajos de ST con 47 y 49 gST/kg_{residuo}, respectivamente. El chayote mostró también un contenido de sólidos bajo con 70 gST/kg_{residuo}. Todos los demás sustratos mostraron altos contenidos de ST, todos por arriba de 120 gST/kg_{residuo}. El plátano fue el sustrato con el más alto contenido de sólidos con 180 gST/kg_{residuo}. En cuanto al contenido de sólidos volátiles, los valores se distribuyeron entre 41 y 171 gSV/kg_{residuo}, para la calabaza y el plátano respectivamente. De esta manera se puede observar que la fracción orgánica de los sólidos fue alta para todas las frutas y verduras dado que los valores de sólidos volátiles fueron tales que la relación SV/ST promedio fue de 92±5%, distribuyéndose en el intervalo de 83 a 97%, siendo el valor más bajo el encontrado para la calabaza y el más alto para el mango y la piña.

Tabla 7 Caracterización de las frutas y verduras empleadas como sustrato en la primera fase experimental

Componente	Humedad, %	ST, g/kg _{residuo}	SV, g/kg _{residuo}	SV/ST, %
Mango	86	137	133	97
Piña	87	128	124	97
Plátano	82	180	171	95
Cayote	93	70	65	93
Tomate	95	47	42	90
Papa	86	140	132	94
Calabaza	95	49	41	83
Coliflor	92	79	70	89

5.5.2 Potencial bioquímico de metano en pruebas en botella

Para presentar los resultados de las pruebas en botellas se presentan las figuras 11 y 12. La figura 11 incluye las curvas de producción específica de metano (expresada como volumen acumulado de metano por gramo de sólido volátil adicionado) al emplear frutas como sustrato. Es necesario mencionar que el método de cálculo de la producción de biogás y de metano incluyó dos correcciones. La primera se debió a la substracción de los valores de producción endógena de medidos en la prueba testigo y la segunda se llevó a cabo con respecto al volumen tomado por el equipo de cromatografía (tres mililitros cada vez que la composición de biogás fue determinada).

Como se puede observar en la figura 11, para esta serie experimental la actividad metanogénica comenzó inmediatamente una vez iniciada la prueba. A pesar de este hecho es posible observar una curvatura dentro de los primeros cuatro días de prueba que no se ajusta completamente a un crecimiento exponencial. Este comportamiento fue observado también por Buffiere et al. (2006) al emplear frutas y verduras como sustrato para la producción de metano. Una posible explicación consiste en la conversión del material orgánico disuelto (rápidamente accesible) durante los primeros días de la prueba mientras se lleva a cabo la hidrólisis de material particulado, del cual se obtiene el sustrato para la etapa posterior. Una segunda explicación se basa en la actividad escalonada de metanógenos, actuando los hidrogenotróficos durante los primeros días de prueba y los acetoclásticos durante la segunda etapa. Para comprobar estas teorías los autores sugieren analizar los subproductos metabólicos a lo largo de la cinética de producción de metano (Buffiere et al. 2006).

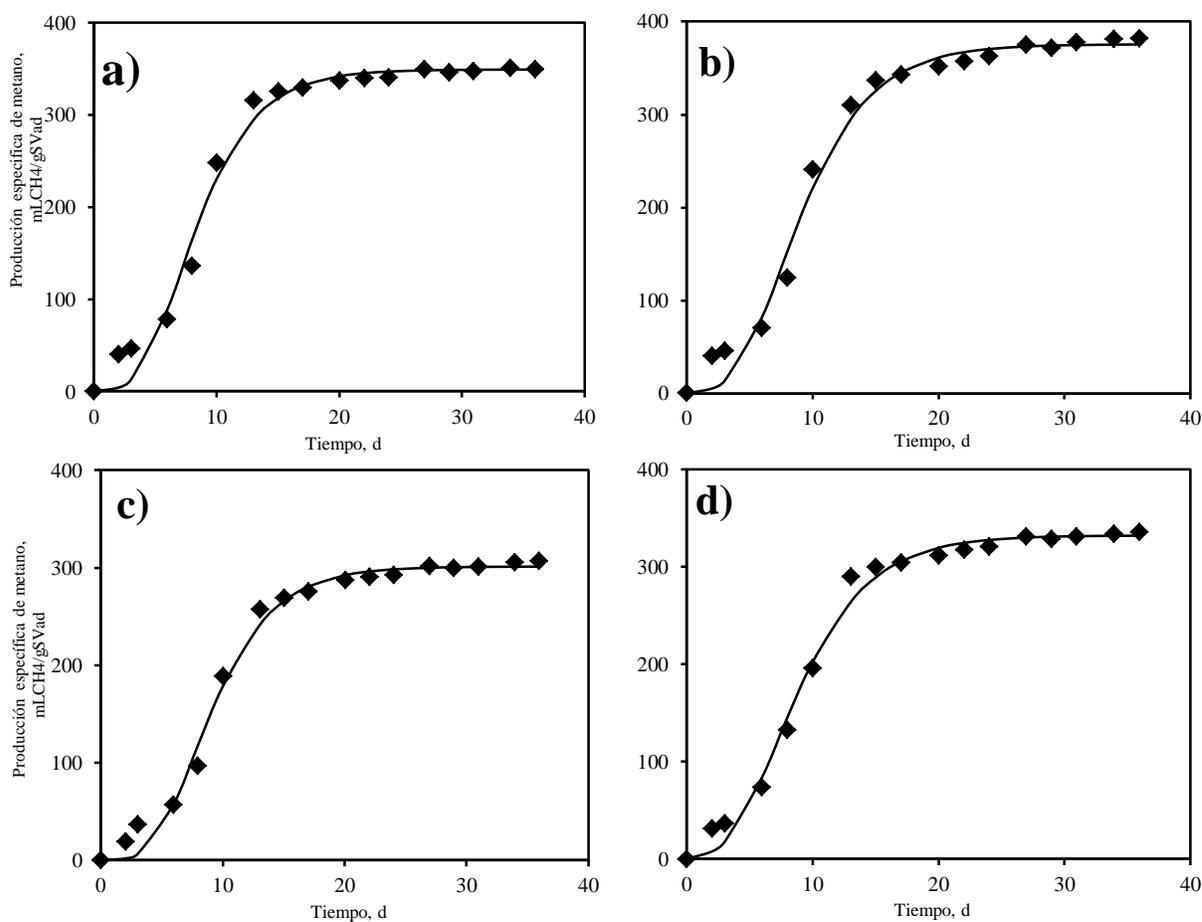


Fig. 11 Producción específica acumulada de metano en botellas, empleando frutas como sustrato
 a) Mango b) Piña c) Plátano y d) Chayote

◆ Datos experimentales — Ajuste a modelo de Gompertz

CAPÍTULO 5

En las pruebas en las que se emplearon frutas como sustrato aproximadamente el 90% del metano total producido se obtuvo a los 17 días con excepción del mango, para el cual se requirieron 13 días.

Los valores de PEMM encontrados en las pruebas de un solo lote usando frutas como sustratos están en el intervalo de 302-375 mLCH₄/gSVad, de los cuales el menor valor correspondió al plátano (302±8.4mLCH₄/gSVad) y el mayor a la piña (375±7.5 mLCH₄/gSVad). EL chayote y el mango, por su parte, presentaron valores de PEMM de 332±14 mLCH₄/gSVad y 349±16 mLCH₄/gSVad, respectivamente. En un trabajo previo, Gunaseelan (2004) empleó cáscaras de distintas especies de mango y plátano como sustrato en pruebas de potencial bioquímico de metano. Los valores encontrados por el citado autor se encuentran en el intervalo de 370 a 523 mLCH₄/gSVad usando las cáscaras de mango y en el intervalo de 243 a 322 mLCH₄/gSVad en el caso de las cáscaras de plátano. El valor de PEMM encontrado en este trabajo usando mango fue de 349 mLCH₄/gSVad, más pequeño que el reportado por el autor usando cascarras de esta fruta. Para el caso del plátano, el valor de PEMM encontrado (302 mLCH₄/gSVad) se encuentra en el intervalo encontrado por el autor.

Gunaseelan (2004) también determinó el PEMM de desechos de piña, es decir la cáscara y el bagazo, en ese caso los valores fueron 357 y 355 mLCH₄/gSVad para la cáscara y el bagazo, respectivamente. En el trabajo aquí reportado el PEMM para la piña fue de 375 mLCH₄/gSVad, encontrándose por encima de lo mencionado por el autor. Estas diferencias son prueba de la variabilidad de los resultados dependiendo la actividad y el origen del inóculo y la composición del sustrato.

Adicionalmente, Gunaseelan (2004) reportó un intervalo de entre 40 y 50 días para alcanzar el 90% en la producción de metano usando cáscaras de mango y banana, respectivamente, en pruebas de un solo lote a 35±1°C. Estos valores son grandes en comparación a los encontrados en el presente trabajo (13 a 17 días). Una posible explicación a este resultado radica en que en el presente estudio se empleó como sustrato, además de las cáscaras de las frutas, una fracción altamente biodegradable: la pulpa. En este sentido, Gunaseelan (2009) menciona que es importante tener en consideración las partes de los residuos que son incluidas en las pruebas ya que en su estudio obtuvo variaciones en los valores de PEMM desde 80 hasta 968 mLCH₄/gSVad al emplear distintas partes de la especie vegetal *Jatropha curcas* como sustrato para la producción de metano.

Los valores de ajuste al modelo de Gompertz para esta serie se encuentran en la tabla 8. Es posible apreciar que de manera general las frutas se encuentran en un mismo intervalo de valores de PEMM, teniendo un promedio de 339 ± 27 mLCH₄/gSVad. Este es un indicador de que las frutas al ser empleadas como sustrato para un proceso anaerobio cuentan con un potencial de producción de metano similar, lo cual podría sugerir que en una mezcla de residuos de frutas y verduras todos los componentes contribuirían homogéneamente a la producción de metano.

Tabla 8 Valores de ajuste al modelo de Gompertz empleando frutas como sustrato en pruebas en botellas

Sustrato	PEMM, mLCH ₄ /gSVad	Rmax, mLCH ₄ /gSVad.d	λ , d	R ²
Mango	349 ± 16	40 ± 2	3.9 ± 0.3	0.985
Piña	375 ± 8	37 ± 0.4	3.9 ± 0.1	0.987
Plátano	302 ± 8	31 ± 7	3.9 ± 1.1	0.989
Chayote	332 ± 14	33 ± 6	3.4 ± 0.8	0.991

En la tabla 8, además de presentar los valores de PEMM se presentan también los valores de la tasa específica máxima de producción de metano (Rmax), la fase de latencia (λ) y el coeficiente de correlación (R²) del modelo ante los datos experimentales. Es posible observar que los grados de ajuste fueron mayores al 0.985, alcanzados gracias a la asignación de valores a las constantes λ . Sin embargo, como se mencionó antes y como se puede observar en las curvas de la figura 9, no se presentó una fase de latencia donde la actividad metanogénica haya sido nula sino más bien, la fase de latencia en estos casos consistió de un lapso de tiempo en el que la actividad no había comenzado de manera exponencial. Además de la presencia de sustratos de lenta degradación, otra explicación de este comportamiento consiste en la falta de una pre-aclimatación del inóculo al sustrato. La aclimatación es una metodología que induce vías metabólicas para la degradación sustratos específicos, incrementa la afinidad de los microorganismos a los compuestos alimentados e incrementa el número de microorganismos capaces de degradar el sustrato adicionado (Raposo et al. 2012). En el caso de las pruebas de potencial bioquímico de metano resultaría necesario evaluar la factibilidad de aplicar la metodología de pre-aclimatación, ya que algunos autores aconsejan para una correcta estimación de la producción de metano el uso de inóculo en condiciones de ayuno previas a la prueba (Angelidaki et al. 2009).

CAPÍTULO 5

Por otro lado, los valores de PEMM encontrados en las pruebas en botella usando verduras como sustrato se distribuyeron en el intervalo de 417-464 mLCH₄/gSVad, siendo el valor más bajo el encontrado para tomate (417±15 mLCH₄/gSVad) y el más alto para la papa (464±4.5 mLCH₄/gSVad). Los otros dos valores correspondieron a la coliflor (439±17 mLCH₄/gSVad) y la calabaza con 444±15 mLCH₄/gSVad. En esta serie experimental el 90% del metano total producido se obtuvo en un tiempo promedio de 14 días y las curvas de producción específica acumulada de metano se muestran en la figura 12.

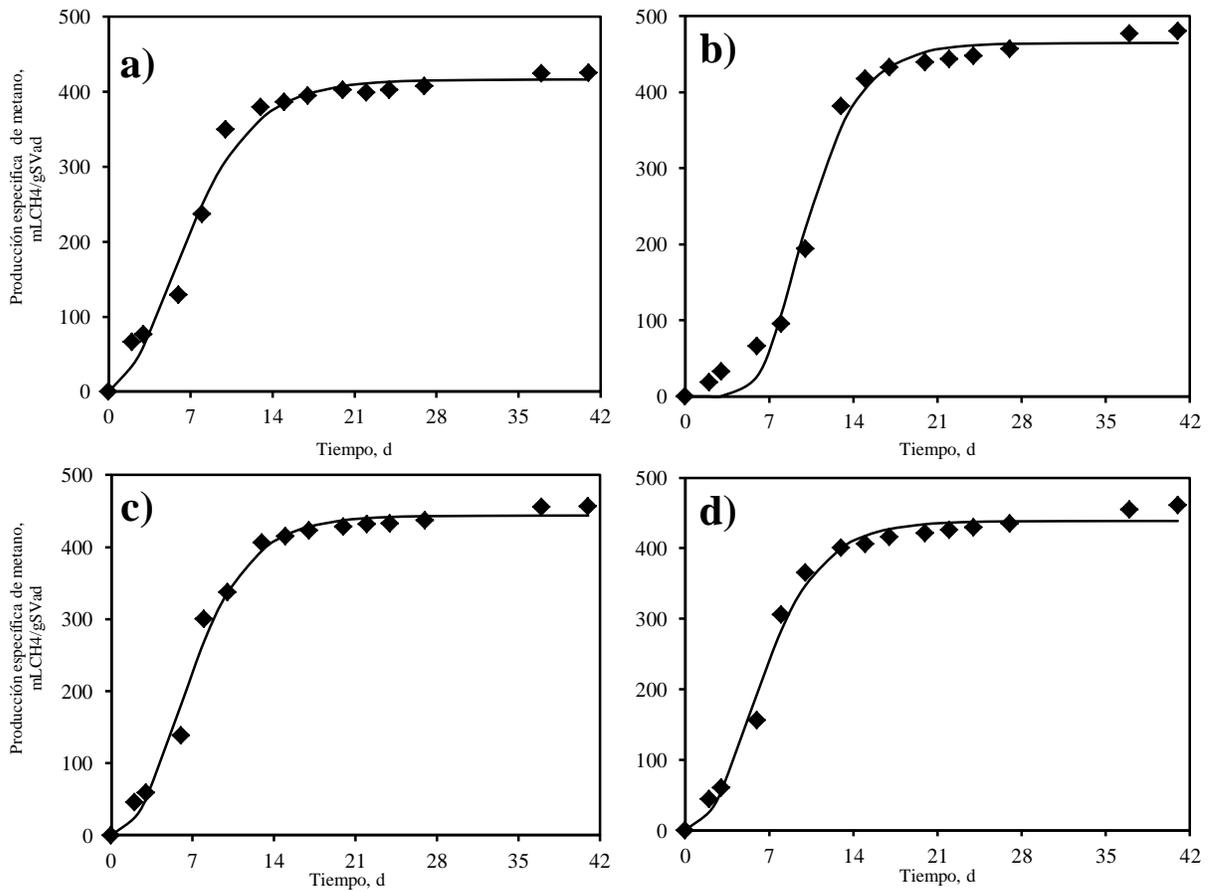


Fig. 12 Producción específica acumulada de metano en botellas, empleando verduras como sustrato:
a) Tomate b) Papa c) Calabaza y d) Coliflor
◆ Datos experimentales — Ajuste a modelo de Gompertz

Como puede observarse en la figura 12, en este caso también se presentó una etapa entre el día cero y el sexto de prueba en el cual hubo generación de metano sin alcanzar la máxima tasa de producción. A partir del ese punto se pudo observar la actividad metanogénica exponencial.

Para este bloque experimental la fase de baja tasa de producción de metano se puede observar menos pronunciada en comparación con las curvas obtenidas para las frutas.

Una posible explicación podría provenir de la estructura química de los sustratos tomando en cuenta tanto las cáscaras como las semillas (en el caso del mango) ya que los sustratos empleados en el primer bloque mostraban cáscaras más duras y complejas en general, en comparación a las cáscaras de las verduras.

Para sustentar este argumento es necesario recurrir a la literatura debido a que el contenido de fibras no fue determinado para los sustratos empleados en este trabajo. En este sentido, Gunaseelan (2007) determinó el contenido de lignina y celulosa de diferentes residuos de frutas y verduras. Además, el autor encontró que el contenido de material lignocelulósico total para la cáscara de papa y los residuos de col (tallos y hojas) era de 0.341 y 0.339 g/gSV, respectivamente, mientras que para cáscaras de mango, plátano y piña, estos valores se determinaron de 0.123, 0.284 y 0.247 g/gSV. De esta manera es posible observar que el contenido de lignina y celulosa resultó en general menor en los residuos de frutas que en los residuos de verduras, por lo que, si se hace la consideración de que los sustratos empleados en esta investigación guardan proporciones similares de estos componentes, la disminución en la fase de latencia debería ser explicada desde otro punto de vista, como es el caso de la actividad metanogénica inicial del inóculo.

Los valores de PEMM para en esta serie experimental fueron significativamente altos en comparación con los valores reportados en literatura. Gunaseelan (2004) en su análisis del potencial bioquímico de metano de diversos componentes de los residuos de frutas y verduras encontró valores de PEMM de 384, 267, 331 mLCH₄/gSVad para tomate podrido, cascara de papa y tallos de coliflor, respectivamente. La diferencia de valores encontrados en el presente estudio con respecto a lo reportado por el autor podría atribuirse a dos aspectos, el primero es que en este estudio se emplearon tanto las frutas como las verduras frescas incluyendo la pulpa, semillas y cáscara; es decir por la naturaleza del sustrato, o bien debido a una mayor actividad del inóculo usado en estas pruebas en comparación a las llevadas a cabo por el citado autor. Otra posible explicación es la diferencia del medio mineral empleado el cual afectaría finalmente la actividad de los microorganismos. De esta manera es posible comprender la problemática de comparación entre resultados de las pruebas de potencial bioquímico de metano que, como se había mencionado anteriormente, es algo que dificulta la estandarización (Raposo et al. 2011).

CAPÍTULO 5

En la tabla 9 es posible observar los valores de los coeficientes del ajuste al modelo de Gompertz empleando los resultados experimentales de las pruebas de potencial bioquímico de metano con verduras. Es posible observar que en casi todos los casos de esta serie la fase de latencia fue menor con respecto a las fases de latencia encontradas para las frutas, con excepción de la papa que mostró la mayor fase de latencia. También es de resaltar los altos grados de ajuste (0.981-0.99) que se consiguieron empleando el modelo modificado de Gompertz para las curvas.

Tabla 9 Valores de ajuste al modelo de Gompertz empleando verduras como sustrato en pruebas en botellas

Sustrato	PEMM, mLCH ₄ /gSVad	Rmax, mLCH ₄ /gSVad.d	λ, d	R ²
Tomate	417 ± 15	41 ± 0.4	1.7 ± 0.03	0.981
Papa	464 ± 5	58 ± 1	6.2 ± 0.2	0.989
Calabaza	444 ± 15	48 ± 1	2.3 ± 0.2	0.990
Coliflor	439 ± 17	50 ± 2	2.2 ± 0.1	0.989

Haciendo una comparación con los resultados obtenidos para las frutas, es posible observar que de manera general los valores de PEMM para las verduras fueron mayores. El valor promedio de PEMM para las frutas fue 339±27 mLCH₄/gSVad, mientras que el valor promedio para el grupo de verduras fue 441±17 LCH₄/gSVad, encontrándose por encima incluso de valores reportados en literatura para diversos vegetales, comprendidos entre 190 y 400 mLCH₄/gSVad (Gunaseelan 2004).

Con respecto a la tasa de producción de metano, también se encontraron valores mayores para las verduras con excepción del tomate, el cual mostró un valor de Rmax (41±0.4mLCH₄/gSVad.d) comparable al obtenido para el mango (40±2mLCH₄/gSVad.d). A pesar de este resultado, el promedio de Rmax obtenido para las frutas fue 35±3mLCH₄/gSVad.d, mientras que el promedio de Rmax para las verduras resultó de 49±6mLCH₄/gSVad.d.

La figura 13 muestra los valores promedio de PEMM y Rmax, es posible observar que los valores resultaron mayores al emplear verduras como sustrato. Una posible explicación a este resultado radica en que las pruebas de potencial bioquímico de metano fueron llevadas a cabo en dos diferentes series debido a cuestiones de disponibilidad de espacio en el laboratorio donde fueron realizadas. La primera serie incluyó a las frutas y la segunda a las verduras.

Además, ocurrió un cambio en la reserva de inóculo usado en el laboratorio antes de comenzar la segunda serie, teniendo como consecuencia la disponibilidad de un lote diferente de inóculo al momento de iniciar la segunda serie experimental.

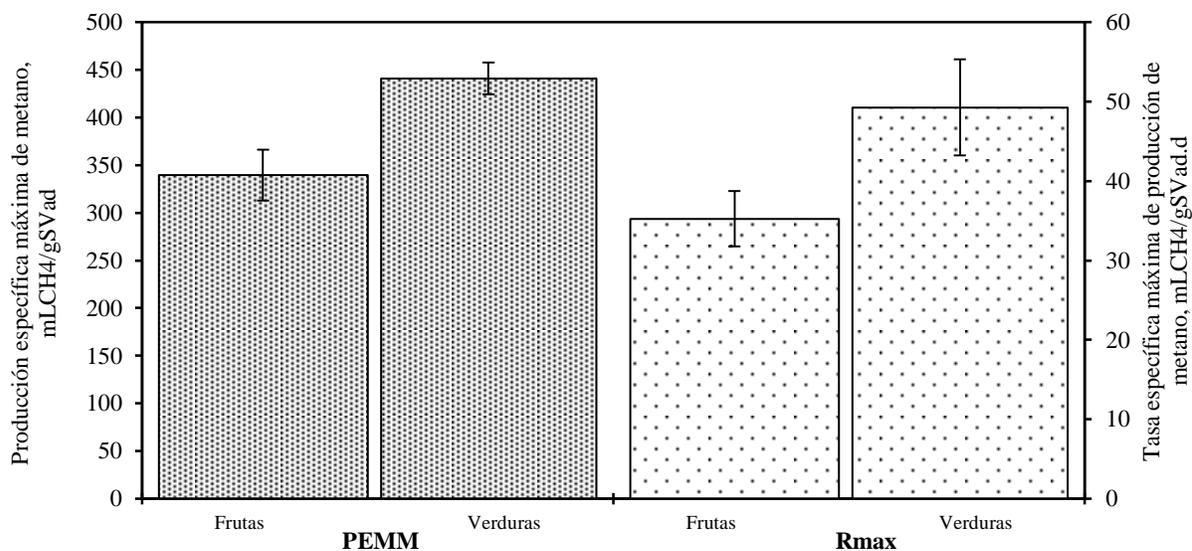


Fig. 13 Valores promedio de PEMM y Rmax obtenidos para las frutas y las verduras en botellas

A pesar de que el origen del inóculo fue el mismo para ambas series (planta de tratamiento anaerobia de la industria azucarera) y a que se llevó a cabo el mismo tratamiento previo del inóculo, los resultados sugieren que el inóculo empleado para la segunda serie de experimentos mostró una mayor actividad metanogénica.

Para comprobar esta hipótesis, la actividad metanogénica inicial de cada inóculo se determinó a partir de las pruebas en que se empleó etanol como sustrato. Las curvas de producción de metano se presentan en la figura 14. El inóculo empleado en la segunda serie presentó una producción acumulada total de metano (344 mLCH₄) mayor en comparación a la obtenida con el inóculo empleado en la primera serie (337 mLCH₄).

Además, como resultado de la determinación de la actividad metanogénica inicial se obtuvo que el inóculo de la primera serie presentó una actividad de 0.042 gDQO-CH₄/gSV·d, mientras que el inóculo empleado en la segunda serie presentó un valor de 0.079 gDQO-CH₄/gSV·d. Es posible observar que la actividad inicial del inóculo empleado en la segunda serie experimental fue mayor, lo cual podría brindar una explicación al hecho de que se hayan obtenido mayores valores promedio de PEMM y Rmax usando verduras como sustrato en comparación a la serie en que se emplearon las frutas.

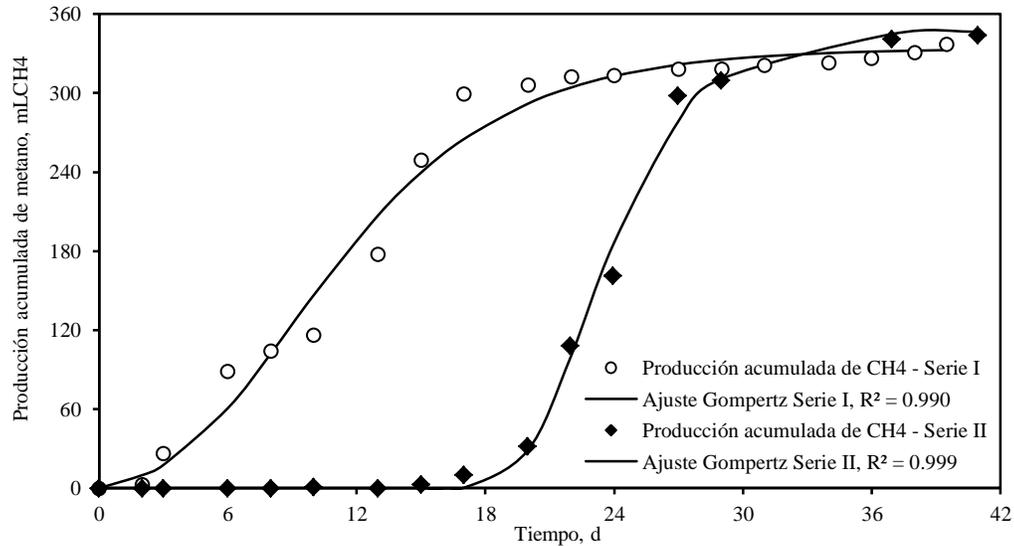


Fig. 14 Comparación de la actividad metanogénica inicial entre dos series experimentales.

Está bien documentado que las características del inóculo tales como el origen; es decir, la fuente de la que son extraídos, la actividad inicial, las características fisicoquímicas, así como el grado de adaptación al sustrato, son parámetros que proveen variaciones y dificultan la estandarización de las pruebas potencial bioquímico de metano, a pesar de la factibilidad de controlar el resto de los parámetros experimentales. Con respecto al origen del inóculo, Elbeshbishy et al. (2012) llevaron a cabo pruebas para tratar anaeróticamente residuos de comida, usando inóculos provenientes de dos fuentes: una planta anaerobia de tratamiento de aguas residuales y un digestor que trataba la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos. Los autores encontraron que emplear lodo proveniente de la planta de tratamiento permitió obtener una tasa específica máxima de producción de metano de 72 mLCH₄/gSSV.d, mayor casi 180% con respecto a la obtenida usando lodos provenientes del digestor de residuos sólidos orgánicos (26 mLCH₄/gSSV.d). Los autores concluyeron que la fuente del inóculo tiene un papel clave en la actividad metanogénica.

Por otro lado, Raposo et al. (2012) mencionan que existen fluctuaciones estacionales o inclusive diarias en los reactores de los que se extraen los lodos que pueden afectar la actividad inicial del inóculo en pruebas de potencial de producción de metano. Saint-Joly et al. (2000) demostraron a través de un estudio de larga duración en reactores de escala industrial que las variaciones estacionales de los residuos empleados como sustrato afectaron la productividad de metano en casi 200%, al obtener valores de productividad de metano máxima (320 mLCH₄/gSV) y mínima (170 mLCH₄/gSV), en invierno y verano, respectivamente.

En otro estudio, Guerra et al. (2000) evaluaron la variación de la actividad metanogénica del lodo granular anaerobio proveniente de un reactor de lecho de lodos de flujo ascendente (UASB, por sus siglas en inglés) con respecto a la altura de muestreo, esto para definir el punto más adecuado para la toma de inóculo para el posterior arranque de un segundo reactor anaerobio. Los autores encontraron que la actividad del lodo aumentaba proporcionalmente con la altura de muestro hasta llegar a un punto máximo de actividad a 40% de la altura total con 0.16 gDQO-CH₄/gSSV.d. A partir de este punto, la actividad metanogénica decrecía al muestrear lodo en zonas más altas del reactor. Este resultado muestra que es posible extraer lodo con diferente actividad metanogénica incluso de un mismo reactor en un mismo momento dependiendo la estrategia de muestreo.

Además, diversos estudios han comprobado el efecto de algunas fluctuaciones operacionales en los reactores anaerobios que inciden en la actividad metanogénica. Como un ejemplo, Sinbuathong et al. (2007), demostraron que el sulfato (SO₄²⁻) puede aumentar o disminuir la actividad de los microorganismos metanogénicos dependiendo la concentración a la que este compuesto se encuentra en el reactor. Los autores encontraron que a una dosis de 0.114 g SO₄²⁻/gSSV se obtenía la máxima actividad metanogénica (0.128 gDQO-CH₄/gSSV.d). Sin embargo, a medida que la concentración de sulfato en el reactor aumentaba, la actividad metanogénica disminuía llegando a un mínimo de 0.084 gDQO-CH₄/gSSV.d a una concentración de 0.270 g SO₄²⁻/gSSV.

Otro ejemplo es el reportado por van Langerak et al. (1998), quienes determinaron que el contenido de calcio (Ca²⁺) en el influente de un reactor UASB puede afectar la actividad microbiana e inclusive causar problemas operacionales debido a la precipitación si se encuentra a concentraciones mayores a 1200 mgCa²⁺/L.

Wang et al. (2009) determinaron el efecto de la concentración de subproductos de la fermentación (AGV y etanol) en la actividad metanogénica. En su estudio, los autores determinaron que la concentración de ácido propiónico afecta significativamente la producción de metano cuando alcanza valores mayores a 900 mg/L, mientras que para etanol, ácido acético y ácido butírico las concentraciones pudieron elevarse hasta 2400, 2400 y 1800 mg/L sin tener efecto significativo de inhibición, mostrando que variaciones operacionales relacionadas con los subproductos de la fermentación pueden afectar la actividad del inóculo productor de metano.

CAPÍTULO 5

Cabe resaltar que en el presente trabajo no se contó con la historia de operación del reactor de origen ni tampoco se realizó el muestreo de manera personal. De esta manera, si asumimos que entre los periodos de muestreos de inóculo pudo existir alguna fluctuación en las características del reactor de origen, o bien, que el muestreo se realizó empleando diferentes metodologías podríamos explicar la diferencia observada entre la actividad inicial de los inóculos usados las dos serie, dado que se trató de evitar toda fuente de variación externa al mantener bajo control las demás condiciones operacionales de la prueba.

Debido a que no se han encontrado reportes en literatura que se enfoquen en la resolución de esta problemática, resultaría interesante, como propuesta para un estudio posterior, analizar los datos de desempeño de un reactor del cual son tomados todos anaerobios durante diferentes periodos de muestreo, así como llevar a cabo pruebas de producción de metano con esos inóculos, con la finalidad de determinar el efecto de las fluctuaciones operacionales del reactor en la actividad metanogénica inicial. De esta manera sería posible establecer si efectivamente existe un efecto, así como poder cuantificarlo, para de esta manera eliminar el sesgo involucrado y hacer comparables los resultados.

Por otra parte y con fines de comparación, los valores de rendimiento de producción de metano expresados en diversas bases (sólidos volátiles, sólidos totales y gramos de sustrato añadido) se presentan en la tabla 10, abarcando las dos series experimentales.

Tabla 10 Rendimiento de producción de metano en botellas, expresado en diferentes bases (sustrato adicionado, ST y SV)

Sustrato	PEMM, mLCH ₄ /gSV _{ad}	Y _{ST} *, mLCH ₄ /gST _{ad}	Y _s **, mLCH ₄ /g _{ad}
Mango	349	339	46
Piña	375	363	47
Plátano	302	287	52
Chayote	332	308	22
Tomate	417	373	18
Papa	464	437	61
Calabaza	444	372	18
Coliflor	439	389	31

*Y_{ST} = Rendimiento de producción de metano con respecto al contenido de sólidos totales adicionados

**Y_s = Rendimiento de producción de metano con respecto a los gramos de residuo (peso húmedo) adicionados

Algo que debe resaltarse sobre la información presentada en la tabla 10 es que la distribución de valores de menor a mayor fue diferente con respecto a la base en que se expresa el rendimiento. Para ejemplificar este hecho se debe tomar en consideración el caso del plátano, el cual presentó los valores más bajos de PEMM y Y_{ST} ; sin embargo, con respecto a Y_s fue el segundo más alto con $52 \text{ mLCH}_4/\text{g}_{\text{ad}}$, estando solo por debajo de la papa con un valor de $61 \text{ mLCH}_4/\text{g}_{\text{ad}}$, la cual por su parte fue la que presentó el mayor valor para los tres tipos de rendimiento.

Este efecto se puede deber a dos causas. Primero, se debe tomar en cuenta que cada una de las frutas y verduras presentó un contenido diferente de sólidos totales y volátiles. Además, es importante no solo tener en cuenta la cantidad sino también el tipo de materia adicionada, ya que está comprobado que la producción de metano depende de la naturaleza de los sólidos; es decir, la cantidad de carbohidratos, proteínas y lípidos que contengan (Angelidaki et al. 2009), provocando variaciones observadas en la distribución de los rendimientos. En este sentido, Buffiere et al. (2006) caracterizaron diversas frutas y verduras y las emplearon como sustrato para la producción de metano. De los componentes evaluados, los autores determinaron que los valores mínimo y máximo de PEMM fueron obtenidos para las cáscaras de plátano y las cáscaras de papa, con valores de $289 \pm 16 \text{ mLCH}_4/\text{gSVad}$ y $390 \pm 25 \text{ mLCH}_4/\text{gSVad}$, respectivamente. Este resultado concuerda con lo encontrado en la presente investigación, en la que el plátano resultó el componente con el menor PEMM ($302 \pm 8 \text{ mLCH}_4/\text{gSVad}$) y la papa fue el componente que presentó el mayor PEMM ($464 \pm 5 \text{ mLCH}_4/\text{gSVad}$). Buffiere et al. (2006) determinaron que las cáscaras de plátano, además de diferir en el contenido de sólidos totales y volátiles, contienen nueve veces más lignina por gramo de sólido volátil en comparación a las cáscaras de papa, demostrando que no solo la cantidad sino el tipo de materia orgánica es un factor que define el potencial de producción de metano.

El hecho de que existan variaciones de acuerdo a la base en que se expresa el rendimiento es importante ya puede tener influencia al momento de llevar a cabo el diseño de un digestor a una mayor escala, es decir, podría resultar necesario evaluar cuál de los rendimientos serviría como base para el dimensionamiento del proceso. En el caso de los residuos de frutas y verduras es posible que la diferencia entre valores no sea lo suficientemente grande para traducirse en efectos significativos sobre la producción de metano; sin embargo, en caso de evaluar otro tipo de sustratos estas variaciones podrían afectar el proceso.

CAPÍTULO 5

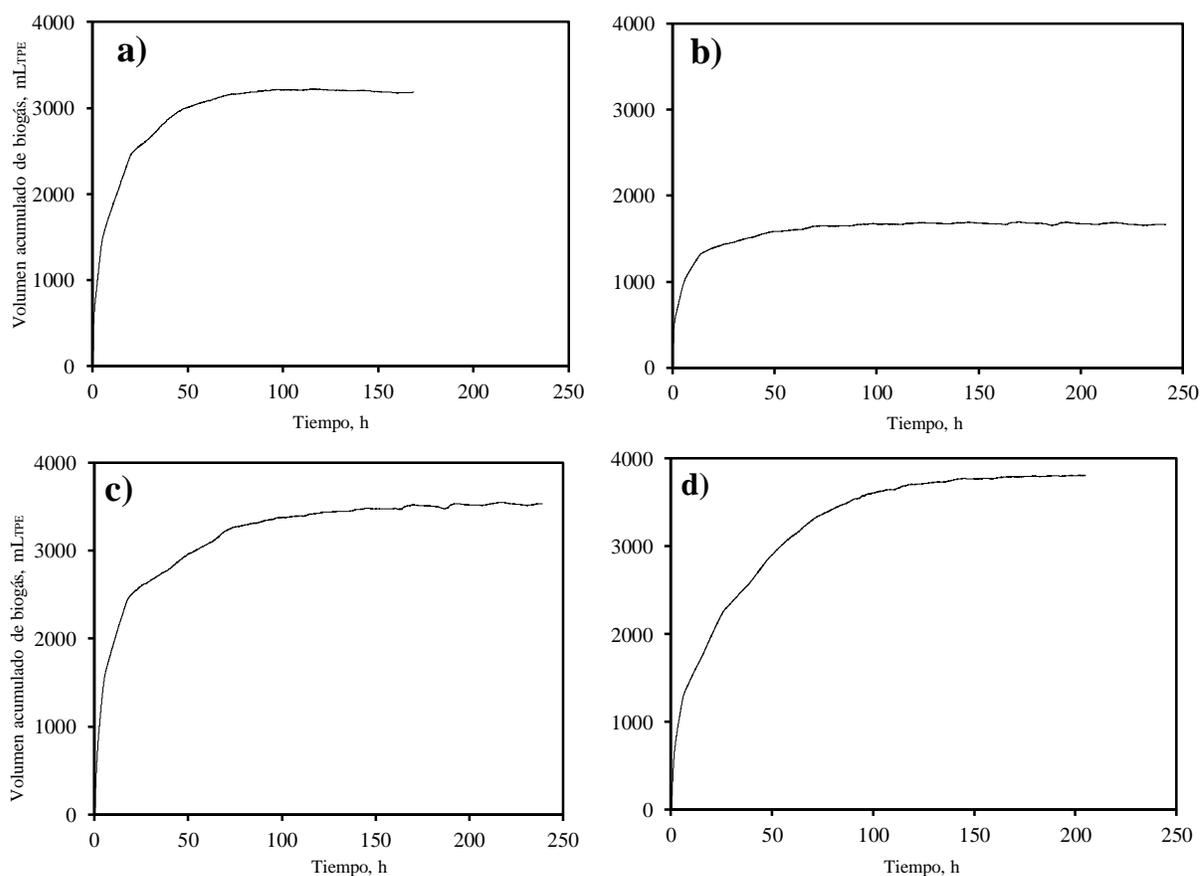
Finalmente, a manera de conclusión para esta sección, se puede mencionar que se observaron diferencias significativas entre series experimentales que emplearon diferente lote de inóculo procedente del mismo origen. Se sugiere que las diferencias observadas se deben a dos causas principales: la primera, la composición química de los sustratos y la segunda, la actividad del inóculo empleado en cada prueba. Como recomendación ante futuras investigaciones se propone buscar los medios necesarios que permitan llevar a cabo las pruebas con el mismo inóculo o bien, llevar a cabo una aleatorización de las corridas experimentales, con la finalidad de disminuir el efecto de este tipo de errores externos en la prueba; además de llevar a cabo la caracterización de los sustratos con respecto al contenido de material lignocelulósico para tratar de establecer una relación entre este factor y el potencial bioquímico de producción de metano.

5.5.3 Potencial bioquímico de metano en reactores

A través de la operación de reactores alimentados por lotes se determinó el PEMM de las cuatro frutas estudiadas en las pruebas en botella, con la finalidad de establecer si es factible el uso de reactores para desarrollar la prueba de potencial bioquímico de metano. Además, la operación de los reactores permitió determinar la cinética de degradación de los sustratos.

Para el mango y el chayote se desarrollaron seis lotes de alimentación empleando la concentración alta de sustrato (1gSV/L), mientras que para el plátano se implementaron un total de cinco lotes. En el caso de la piña, se determinó que el tiempo de reacción necesario para degradar el sustrato era muy alto y debido a esto la concentración no se incrementó más allá de 0.5 gSV/L, alcanzando un total de ocho ciclos bajo esta condición.

La figura 15 muestra un ejemplo de las curvas de producción neta de biogás obtenidas para cada sustrato evaluado.



*Fig. 15 Producción acumulada de biogás en reactores usando frutas como sustrato
 a) Mango b) Piña c) Plátano y d) Chayote.*

CAPÍTULO 5

Como resultado del análisis de ajuste estadístico de los datos al modelo de Gompertz se obtuvieron los valores mostrados en la tabla 11. Los valores de PEMM determinados para las frutas en reactores se distribuyeron en el intervalo de 320 a 367 mLCH₄/gSVad, siendo el valor menor el calculado para el mango 320±19 mLCH₄/gSVad y el mayor para chayote 367±33 mLCH₄/gSVad. EL valor de PEMM para la piña fue 351±56 mLCH₄/gSVad y para el plátano 325±35 mLCH₄/gSVad. En este caso, se encontraron los mejores valores de ajuste (R²) al emplear valores de fase de latencia nulos.

Tabla 11 Valores de ajuste al modelo de Gompertz empleando frutas como sustrato durante la operación de reactores anaerobios de lotes secuenciales

Sustrato	PEMM, mLCH ₄ /gSVad	Rmax, mLCH ₄ /gSVad.d	R ²
Mango	320	361	0.965
Piña	351	594	0.954
Plátano	325	332	0.949
Chayote	367	215	0.958

Un aspecto interesante obtenido de la operación de los reactores radica en la tasa específica máxima de producción de metano, la cual se encuentra un orden de magnitud por encima de aquellas determinadas en las pruebas en botella. Esto probablemente se debe a la mayor concentración del inóculo en los reactores en comparación a las botellas, las cuales están diseñadas para contener una concentración de 4 gSV/L mientras en los reactores se tuvieron concentraciones de alrededor de 15 gSSV/L. La relación entre el contenido de SV y SSV del inóculo no fue determinada; sin embargo, es notorio el hecho de que hubo un efecto que propició una actividad metanogénica mayor al emplear reactores que al hacer la prueba de potencial bioquímico de metano en botellas. Raposo et al. (2012) mencionan la concentración de microorganismos influye de manera directa en la tasa de producción de biogás.

Lopes et al. (2004) estudiaron el efecto del aumento de la proporción de inóculo en la degradación anaerobia de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos. Los autores determinaron que al emplear 15% de inóculo (85% de sustrato) en los reactores, la rapidez de transformación de sólidos volátiles aumentó de 1.028x10⁻³ d⁻¹ a 2.105x10⁻³ d⁻¹; es decir, 105% con respecto a la prueba en la que no fue agregado inóculo. Además, los autores estimaron que el aumentar de 5 a 50% la proporción de inóculo en las pruebas se podría reducir el tiempo de degradación de DQO en más de 60%, demostrando la relación intrínseca entre la cantidad de inóculo y la cinética del proceso anaerobio.

Los valores de rendimiento de producción de metano, expresados en diferentes bases; es decir, con respecto a los gramos de sustrato, sólidos totales o bien sólidos volátiles adicionados se muestran en la tabla 12. Es posible observar que durante la operación de los reactores el chayote fue el componente que mostró el mayor valor de PEMM con 367 mLCH₄/gSV_{ad}, mientras que el mango fue el que mostró el menor valor con 320 mLCH₄/gSV_{ad}.

Tabla 12 Rendimiento de producción de metano en reactores, expresado en diferentes bases (sustrato adicionado, ST y SV).

Sustrato	PEMM, LCH ₄ /gSV _{ad}	Y _{ST} *, LCH ₄ /gST _{ad}	Y _S **, LCH ₄ /g _{ad}
Mango	320	310	43
Piña	351	340	44
Plátano	325	309	56
Chayote	367	341	24

*Y_{ST}=Rendimiento de producción de metano con respecto al contenido de sólidos totales adicionados
**Y_S= Rendimiento de producción de metano con respecto a los gramos de residuo (peso húmedo) adicionados

También se encontraron diferencias en la distribución de valores dependiendo la base en que se exprese el rendimiento ya que para el caso del rendimiento con base en los gramos de sustrato adicionados (Y_s) el chayote fue el componente que presentó el menor valor con 24 mLCH₄/g_{ad}, mientras que el sustrato de mayor potencial fue el plátano con 56 mLCH₄/g_{ad}. Estas discrepancias se pueden atribuir, a las diferencias en el contenido de sólidos totales y volátiles de cada fruta. Por ejemplo, el plátano tuvo un contenido de sólidos totales de 180gST/kg_{residuo}, mientras que para el chayote este valor fue 70gST/kg_{residuo}. Entonces, si el rendimiento que se toma en cuenta es aquel expresado con respecto a los gramos de residuo es posible observar que el plátano tendrá un potencial mayor y esto se puede explicar dado que el contenido de sólidos por cada gramo de plátano es mayor que en el chayote. Sin embargo, cuando se hace un análisis con respecto a la cantidad de sólidos (totales y volátiles) se puede observar que el chayote cuenta con un rendimiento superior indicando posiblemente que la materia procedente de los sólidos del chayote tiene mayor potencial para la producción de metano que la correspondiente al plátano.

Gunaseelan (2007) llevó a cabo la caracterización fisicoquímica de diferentes frutas y verduras y estableció un vínculo a partir de modelos de regresión con el potencial de producción de metano. En su artículo el autor demostró que existen diferencias al comparar la composición (contenido de humedad, carbohidratos, lípidos, proteínas, fibras y cenizas) de diferentes tipos de frutas y verduras y que esta composición tiene un efecto en la producción de metano.

Además, el autor encontró diferencias entre las diversas variedades de una misma fruta dependiendo de sus características propias. Como un ejemplo, el autor determinó la PEMM de tres variedades de mango encontrando valores significativamente diferentes entre ellas de 373, 490 y 523 mLCH₄/gSV_{ad}. En este caso, el menor valor de PEMM se obtuvo para la variedad de mango con mayor contenido de fibras, mientras que el mayor valor lo obtuvo para aquella con el mayor contenido de carbohidratos totales. De esta manera se puede entender cómo es que la composición de los sustratos afecta la producción de metano y que el rendimiento de producción de metano tenga variaciones dependiendo la base en la que se exprese.

5.5.4 Comparación de resultados a través de dos enfoques experimentales: pruebas en botellas y en reactores

La tabla 13 presenta un panorama global de los resultados de PEMM obtenidos mediante los dos enfoques experimentales evaluados.

Tabla 13 Comparación de valores de producción de metano como resultado de dos estrategias experimentales

Sustrato	PEMM _b [*] , LCH ₄ /gSV _{ad}	PEMM _r ^{**} , LCH ₄ /gSV _{ad}	PEMM _b - PEMM _r LCH ₄ /gSV _{ad}	(PEMM _b - PEMM _r) /PEMM _b , %
Mango	349	320	29	8%
Piña	376	351	25	7%
Plátano	301	325	24	8%
Chayote	332	367	35	11%

*PEMM_b = PEMM obtenido en botellas, **PEMM_r = PEMM obtenido en reactores

Se encontraron diferencias entre los valores de PEMM dependiendo de la estrategia experimental empleada. Para mango y piña los valores de PEMM obtenidos en botellas fueron mayores a los determinados a partir de la operación de los reactores, mientras que para plátano y chayote el potencial en botellas es menor al encontrado en reactores. Los valores de PEMM encontrados para la piña son los que presentan mayor similitud entre enfoques, mostrando una diferencia de 7%.

Los valores de PEMM para mango y plátano difieren alrededor de 8% dependiendo el tipo de experimento empleado, mientras que el chayote presentó mayor diferencia entre ambos experimentos (11%). Esta diferencia puede deberse a factores como el uso de muestras no homogéneas del sustrato al momento de iniciar las pruebas, lo cual pudo llevar a una diferencia en la composición de la materia orgánica adicionada.

La diferencia de valores de PEMM resultó mayor para el chayote que para los otros tres componentes evaluados, lo cual podría tener una explicación gracias a una posible acumulación de sustrato en el reactor debido a su característica de lenta degradación, teniendo como consecuencia la sobre-estimación del PEMM debido a una producción mayor de biogás procedente de sustrato remanente de ciclos anteriores.

De esta manera, resulta necesario tomar en cuenta las diferencias inherentes a cada procedimiento experimental ya que mientras las pruebas en botellas consisten de solo un ciclo, el experimento en reactores es un procedimiento que incluye varios ciclos, por lo que de no haberse implementado el suficiente tiempo en el reactor para consumir todo el sustrato de un ciclo, podría quedar algún remanente que tendría un efecto en el siguiente ciclo. Como producto de este razonamiento surgió una teoría para explicar el efecto de la duración del ciclo en la producción de biogás, dado que fue una observación recurrente durante la operación de los reactores anaerobios.

5.5.5 Efecto de la duración del ciclo en la producción de biogás

Durante la operación de los reactores y a través del análisis de las curvas se descubrió un efecto interesante de la duración del ciclo sobre la acumulación de sustrato y por ende sobre la producción de biogás. Se determinó que existe un tiempo de reacción que permite metabolizar eficazmente la materia orgánica añadida y que la aplicación de tiempos de reacción menores propicia la acumulación de sustrato en el reactor.

A manera de ejemplo, la figura 16 muestra el desempeño del reactor en el que se empleó piña como sustrato (0.5 gSV/L) durante ocho ciclos de operación.

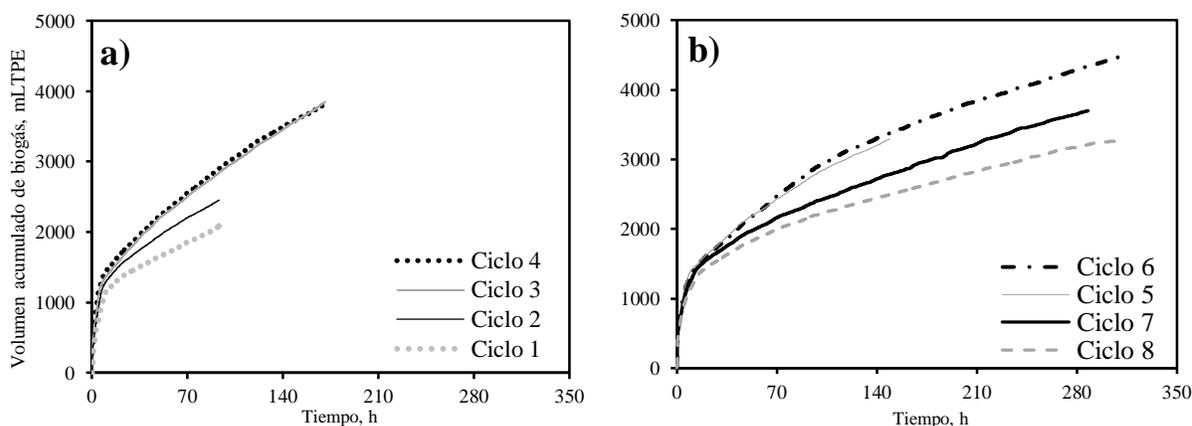


Fig. 16 Efecto de la duración del ciclo sobre la producción de biogás en un reactor que trata piña: a) Ciclos 1 al 4 y b) Ciclos 5 al 8.

CAPÍTULO 5

En el reactor que empleó piña como sustrato se decidió terminar los ciclos 1 y 2 a las 96 y 93 horas, alcanzando valores de volumen acumulado total de biogás de 2110 y 2454 mL respectivamente. La decisión se basó en los valores calculados de la tasa de producción de biogás a este tiempo de reacción (10 y 12 mL/h), considerados suficientemente bajos en comparación a la tasas máximas de producción registradas para cada ciclo; es decir, 294 y 288 mL/h para el ciclo 1 y ciclo 2, respectivamente.

Posteriormente, el ciclo 3 tuvo una duración de 171 horas alcanzando una producción total de biogás de 3852 mL, mostrándose por encima de la producción total de los ciclos uno y dos en 83 y 57%, respectivamente. El ciclo 4 tuvo una duración de 169 horas y presentó casi el mismo comportamiento que el ciclo 3, llegando a una producción total de biogás de 3797 mL. Para el ciclo 5 se observó una disminución en la producción total de biogás (3292 mL). Una posible explicación de este resultado radica en que la duración de los primeros dos ciclos (96 y 93 horas) no fue suficientemente larga para permitir la degradación de la materia adicionada, provocando la acumulación de sustrato de lenta degradación en el reactor. Ahora bien, parte del sustrato acumulado fue removido durante los ciclos 3 y 4 dada su mayor duración (171 y 169 horas) trayendo como consecuencia la disminución de la producción de biogás en el ciclo 5. El ciclo 6 mostró un comportamiento similar al ciclo 5.

En el ciclo 7 se observó una notable disminución en la producción de biogás en comparación a lo obtenido en los dos ciclos anteriores. Este fue un resultado interesante dado que el ciclo 6 tuvo una larga duración (311 horas), reafirmando la teoría de que a medida que se incrementa la duración del ciclo se reduce el efecto de acumulación de sustrato, incidiendo directamente en la producción de biogás. El ciclo 7 tuvo a su vez una larga duración (288 horas), permitiendo la degradación de sustrato remanente de etapas anteriores, por lo que en el ciclo 8 la cantidad de biogás producido disminuyó nuevamente. En la figura puede observarse que la producción de biogás del ciclo 8 asemeja en gran medida la correspondiente del ciclo 1, indicando que el reactor ha llegado nuevamente a sus condiciones iniciales; es decir, sin acumulación de sustrato. De esta manera, se llegó a la conclusión de que al emplear piña como sustrato la duración de los ciclos para evitar la acumulación podría encontrarse en un intervalo entre 288 horas (duración ciclo 7) y 311 horas (duración de ciclo 6), con un promedio de 308 ± 15 h.

La duración del ciclo debe satisfacer dos condiciones para asegurar una adecuada actividad en el reactor: debe permitir alcanzar la fase de producción endógena de biogás y al mismo tiempo debe evitar efectos de acumulación de un ciclo a otro. La primera condición es importante debido a que en este trabajo la fase de metabolismo endógeno fue un indicador del consumo total del sustrato. El segundo argumento surgió como resultado del análisis de la producción de biogás a lo largo de los ciclos en cada reactor. Siguiendo estos preceptos y el análisis antes mencionado se determinó la duración de ciclo óptima; es decir, aquella que evita la acumulación, para cada fruto evaluado y los resultados se muestran en la tabla 14.

El mango fue el sustrato que requirió menor duración de ciclo para evitar la acumulación (157 ± 12 h), lo cual indica que la materia procedente de este sustrato es fácilmente degradable. En cambio, la piña, con la mitad de concentración, requirió casi el doble de tiempo de ciclo.

Tabla 14 Duración de ciclo necesaria para prevenir la acumulación en reactores operados por lotes

Sustrato	Duración óptima de ciclo, h
Mango	157 ± 12
Piña	308 ± 15
Plátano	300 ± 12
Chayote	229 ± 12

Al emplear mango como sustrato el efecto de acumulación se observó desde el momento en que la concentración aumentó de 0.5gSV/L a 1gSV/L, ya que a partir del primer ciclo con 1 gSV/L (de larga duración; es decir, 190 horas), la producción de biogás disminuyó paulatinamente (Figura 17). Lo anterior indica que el biogás producido correspondía tanto al sustrato del propio ciclo como a una fracción de sustrato procedente de la etapa de baja concentración.

En la figura 17 se muestran los ciclos más representativos obtenidos con el reactor en el que se empleó mango como sustrato con la finalidad de ejemplificar el efecto de acumulación. Es posible observar que durante la fase de baja concentración de sustrato (0.5 gSV/L) la producción de biogás aumentó con el paso de los ciclos (de C-I a C-III 0.5 gSV/L). Posteriormente, el primer ciclo de alta concentración tuvo una producción de biogás mayor que los ciclos sucesivos. Así mismo, dada la larga duración del ciclo CI-1gSV/L (193 horas) en los ciclos posteriores (C-II y C-III 1gSV/L) se disminuyó el efecto de acumulación de sustrato y por ende el valor de biogás acumulado.

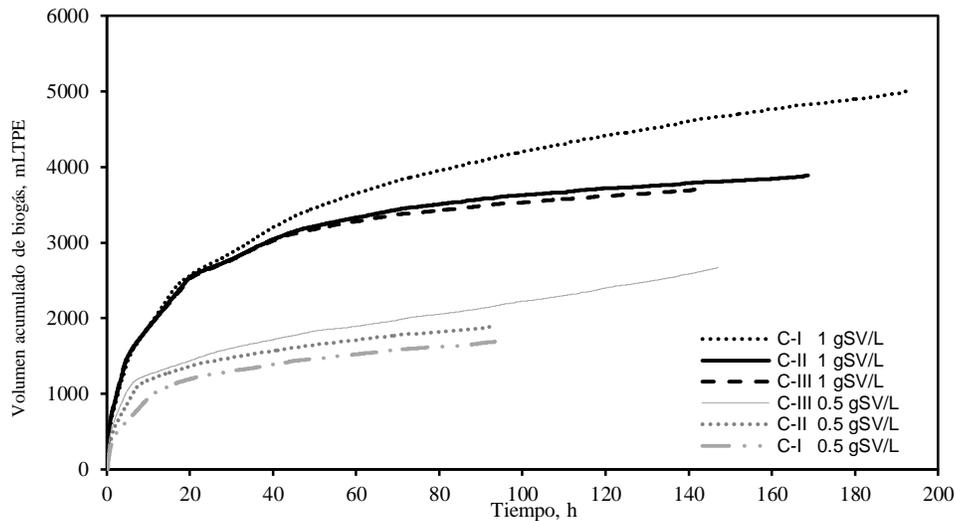


Fig. 17 Efecto de acumulación en un reactor empleando mango como sustrato

La importancia de determinar el efecto de la duración del ciclo en la producción de biogás radica en que los valores de PEMM y Rmax fueron obtenidos a partir del análisis de las curvas y en caso de existir un efecto de acumulación podría conllevar a estimaciones erróneas de estas variables. A manera de ejemplo, en la figura 18 se presenta el efecto de la duración del ciclo sobre la PEMM y Rmax para el reactor que trataba piña. Como puede observarse los valores de PEMM tienen una tendencia de crecimiento conforme la duración del ciclo aumenta, caso contrario a lo encontrado para Rmax para la cual se determinó una disminución conforme la duración del ciclo aumentaba. Las curvas correspondientes a los otros sustratos se presentan en el anexo 2 al final de este escrito

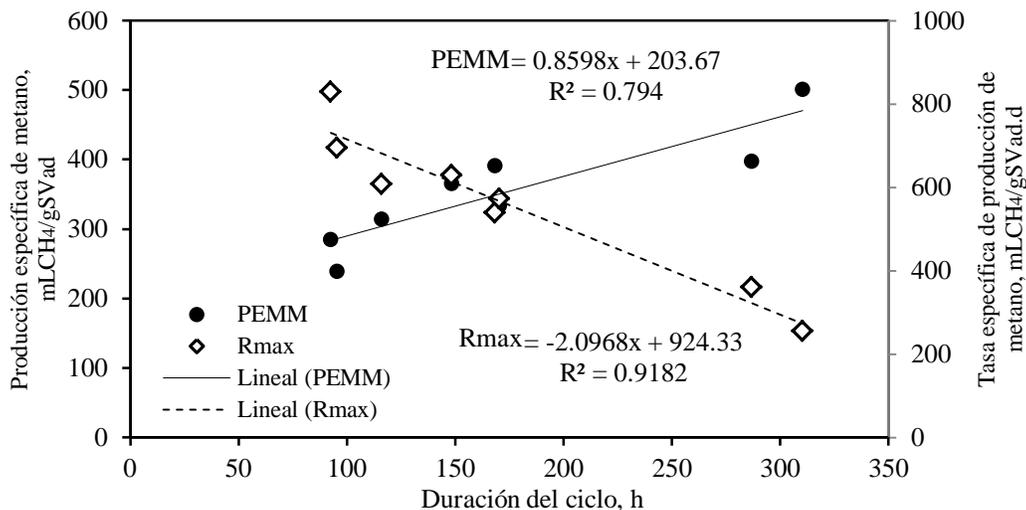


Fig. 18 Efecto de la duración del ciclo en la estimación de la PEMM y Rmax en un reactor que emplea piña como sustrato

A través del análisis de regresión lineal se encontró que, para el caso de la piña, el PEMM crece de manera proporcional al tiempo de ciclo dado el valor positivo de la pendiente de la recta (0.8598) y para el caso de Rmax se encontró una relación inversamente proporcional debido a la pendiente negativa encontrada (-2.0968). Gráficas similares y los respectivos ajustes para las otras tres frutas fueron desarrollados con la finalidad de establecer el efecto de la duración del ciclo sobre las variables y los resultados son mostrados en la tabla 15.

Tabla 15 Efecto de la duración del ciclo sobre las variables PEMM y R_{max} en reactores.

Sustrato	PEMM	R ²	Rmax	R ²
Mango	0.3976x + 266.3	0.776	-1.2436x + 565.92	0.702
Piña	0.8598x + 203.7	0.794	-2.0968x + 924.33	0.918
Plátano	0.3031x + 282.7	0.949	-0.5263x + 467.66	0.654
Chayote	1.3432x + 104.6	0.851	-1.0425x + 426.59	0.942

Como es posible verificar, en todos los casos se encontró una relación directamente proporcional entre la duración del ciclo y el valor de PEMM y una relación inversamente proporcional con respecto al valor de Rmax. Este resultado puede sugerir que si lo que se desea es incrementar la tasa de producción de biogás sería necesario optar por ciclos de corta duración, con la posibilidad de ejercer un efecto de acumulación de sustrato en los reactores, lo cual a largo plazo puede traducirse en problemas de operación. Por otro lado, si lo que se busca es disminuir la variación en cuanto a la producción de metano entre un ciclo y otro, resultaría más adecuado mantener ciclos de larga duración con la desventaja de obtener bajas tasas de producción de biogás.

Hasta ahora no se han encontrado reportes que hablen sobre del efecto de acumulación de sustrato durante las pruebas de producción de metano. Una posible explicación es que la mayoría de los estudios se realizan en pruebas de un solo lote o en botellas. Un estudio que se asemeja a lo desarrollado durante esta investigación es el reportado por Buffiere et al. (2006), quienes determinaron el PEMM de diversas frutas y verduras a través de la operación de reactores discontinuos durante tres ciclos consecutivos. Los autores no mencionan algún efecto similar a la acumulación de sustrato; sin embargo, es necesario tener en cuenta la concentración inicial de inóculo (~4gSV/L) y el tiempo de prueba (alrededor de veinte días) fueron diferentes a las condiciones de esta investigación.

5.5.6 Protocolo operacional óptimo de reactores

El protocolo de operación para evitar acumulación de sustrato empleando reactores consta de las fases descritas a continuación:

- 1) Iniciar la operación de los reactores siguiendo la estrategia de activación/aclimatación descrita en este estudio.
- 2) Dar seguimiento a la tasa de producción de biogás en cada ciclo. Este parámetro permite decidir cuando se entra a la fase de metabolismo endógeno.
- 3) Durante el primer ciclo de alimentación con una concentración de 1 gSV/L es necesario permitir un largo tiempo de reacción (> 300 horas) para evitar acumulación.
- 4) Acortar paulatinamente el tiempo de ciclo hasta obtener reproducibilidad con respecto a la producción de biogás.
- 5) Calcular el PEMM sustrayendo la respiración endógena y usando datos de cromatografía de gases.

El objetivo final del protocolo es encontrar la duración del ciclo que permita evitar la acumulación del sustrato y al mismo tiempo lograr reproducibilidad entre curvas.

5.5.7 Caracterización de la fase líquida en los reactores

Con la finalidad de determinar si la alimentación de los sustratos tuvo un efecto sobre las características fisicoquímicas del sistema, se empleó etanol como un sustrato fácilmente biodegradable una vez concluida la etapa de alta concentración de sustrato en el experimento en reactores. Después de varios ciclos de alimentación con etanol, se tomó una muestra del licor mezclado y se llevó a cabo su caracterización, midiendo los mismos parámetros que al inicio de la operación de los reactores (SSV, DQOs y pH) para verificar si existió alguna modificación en estos parámetros después de alimentar las frutas. La tabla 16 sintetiza los resultados analíticos para la fase líquida en los reactores antes y después del tratamiento anaerobio de las frutas.

Tabla 16 Caracterización de fase la líquida de los reactores antes y después de la alimentación de los sustratos

Sustrato	$X_{i^{**}}$, gSSV/L	DQO_{s_i} , mgO ₂ /L	pH _i	$X_{f^{**}}$, gSSV/L	DQO_{s_f} , mgO ₂ /L	pH _f
Mango	14.7	409	7.25	13.4	534	7.38
Piña	15.7	326	7.25	11.3	694	7.32
Plátano	14.6	203	7.28	10.5	444	7.35
Chayote	14.4	326	7.19	10.5	676	7.35

*i = inicial, **f = final

Los resultados mostrados en la tabla 16 provienen del análisis del licor mezclado de muestras tomadas en el último ciclo de la etapa de activación del sustrato, en la que se usó etanol (0.65 g/L) como sustrato antes de iniciar la alimentación con frutas, para los puntos iniciales (subíndice “i”) y del último ciclo empleando etanol como sustrato (0.65 g/L) después de terminada la operación de los reactores (subíndice “f”).

De los resultados mostrados, es posible observar una disminución en la concentración del inóculo; basados en la concentración de SSV, entre los puntos de inicio y fin de operación de reactores, mostrando valores promedio de los cuatro reactores de 14.9 ± 0.6 y 11.4 ± 1.4 gSSV/L, respectivamente. Al mismo tiempo, es posible notar un incremento en la fracción soluble de la DQO con el paso de la operación de los reactores. El promedio de DQOs para el inicio de operación fue 316 ± 85 gDQO/L mientras que para la fase final de operación fue de 587 ± 119 gDQO/L. Estos resultados podrían estar relacionados si se piensa que fueron aplicadas largas duraciones de los ciclos durante la alimentación de las frutas, teniendo consecuentemente periodos considerables sin un sustrato exógeno de tal manera que una fracción particulada del lodo debió ser solubilizada como resultado de la actividad endógena.

Es importante mencionar que en ninguno de los casos se registró presencia de AGV en la fase líquida. Además se encontró que los reactores contaban con un buen poder amortiguador debido probablemente a la adición de NaHCO_3 al iniciar la operación, este efecto se puede observar tomando en cuenta que los valores de pH al inicio y al final de la operación no disminuyeron. Esto es importante ya que está bien documentado que la producción de biogás puede verse disminuida o detenida por una caída en el pH o por acumulación de AGV en el sistema (Bouallagui et al. 2005).

5.5.8 Tasa de degradación específica

Una de las ventajas al emplear reactores para llevar a cabo pruebas de digestión anaerobia es que se puede obtener información de la cinética de degradación de los sustratos empleados. De acuerdo al análisis de las curvas de producción de biogás, la piña y el chayote requirieron mayor tiempo para ser degradados; es decir, tuvieron una degradación más lenta que el mango y el plátano. Esto se determinó a partir del cálculo de las tasas de producción de biogás en los reactores para un mismo tiempo de reacción.

CAPÍTULO 5

En este sentido, la piña y el chayote mostraban tasas de producción de biogás de alrededor de 13 y 11 mL/h, respectivamente, al momento en que el mango y el plátano mostraban tasas de producción de biogás de 5 y 8 mL/h, respectivamente. Una posible explicación a este hecho está relacionada con la composición química del sustrato ya que durante el pre-tratamiento mecánico la piña fue triturada incluyendo hojas, corazón y cáscara, lo cual pudo haber otorgado un alto contenido de fibras, es decir, material lentamente biodegradable.

En la figura 19 se muestran las curvas de producción acumulada de biogás para piña, mango y chayote, así como la determinación gráfica de la tasa de producción de biogás tomando el mismo punto de referencia para las tres curvas: el tiempo de cien horas. Gráficamente la tasa de producción es representada con las flechas y su magnitud se observa a partir de la pendiente de la recta punteada. A partir de los datos de las respectivas curvas, se determinó que para el mismo tiempo de reacción, la tasa de producción de biogás para la piña fue 13 mL/h, para el chayote 11 mL/h y finalmente, para el mango representó 5 mL/h. A partir de estos resultados se decidió aumentar en el tiempo de reacción para la piña y el chayote con la finalidad de obtener valores de tasa de producción de biogás tan bajas como la obtenida para el mango. En el caso de la piña la tasa de producción de biogás más baja alcanzada (5.8 mL/h) se logró manteniendo un tiempo de reacción de 287 horas. Para el chayote, la tasa más baja calculada (9.4 mL/h) se obtuvo al permitir un tiempo de reacción de 240 h. Estos resultados indican que tanto la piña como el chayote son degradados más lentamente que el plátano y el mango.

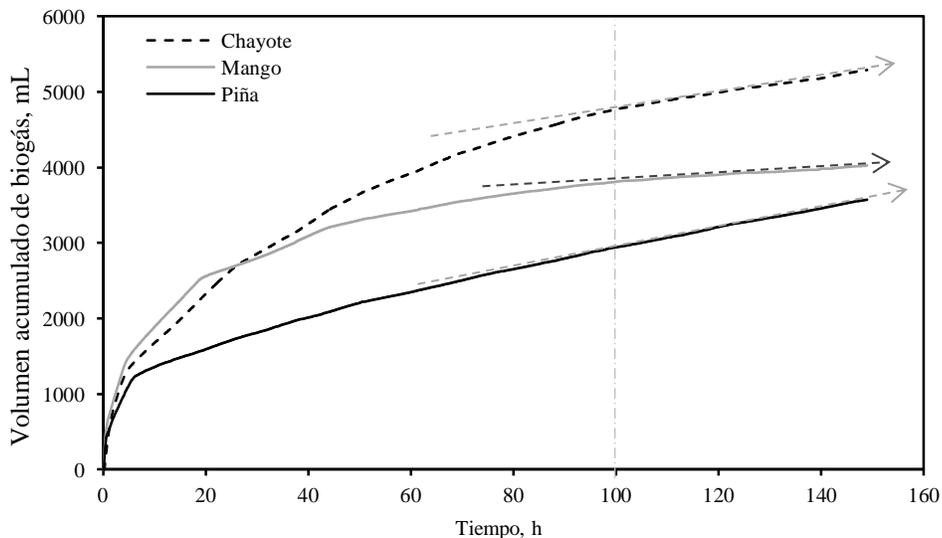


Fig. 19 Determinación de la tasa de producción de biogás al tiempo de cien horas de reacción para reactores tratando mango, chayote y piña

En este trabajo, la tasa de degradación específica, descrita como la velocidad de degradación del sustrato agregado por gramo de biomasa en el reactor ($\text{gSV/gSSV}\cdot\text{d}$), fue calculada después de obtener ciclos reproducibles de producción de biogás.

La figura 20 muestra la relación entre la tasa de degradación específica y los valores de PEMM obtenidos a partir de la operación de los reactores. La tasa de degradación específica de los cuatro reactores se mantuvo en un intervalo de $0.0083\text{-}0.0189 \text{ gSV/gSSV}\cdot\text{d}$. El valor más alto para la tasa de degradación específica correspondió al mango, el cual, efectivamente mostró las mejores características para ser degradado durante la operación de los reactores, es decir fue el que requirió los menores tiempos de ciclo para lograr la degradación del sustrato. Por otro lado, el valor más bajo de tasa de degradación fue el determinado para la piña, concordando con las observaciones realizadas anteriormente en las que la piña requirió mayor tiempo para lograr una degradación adecuada.

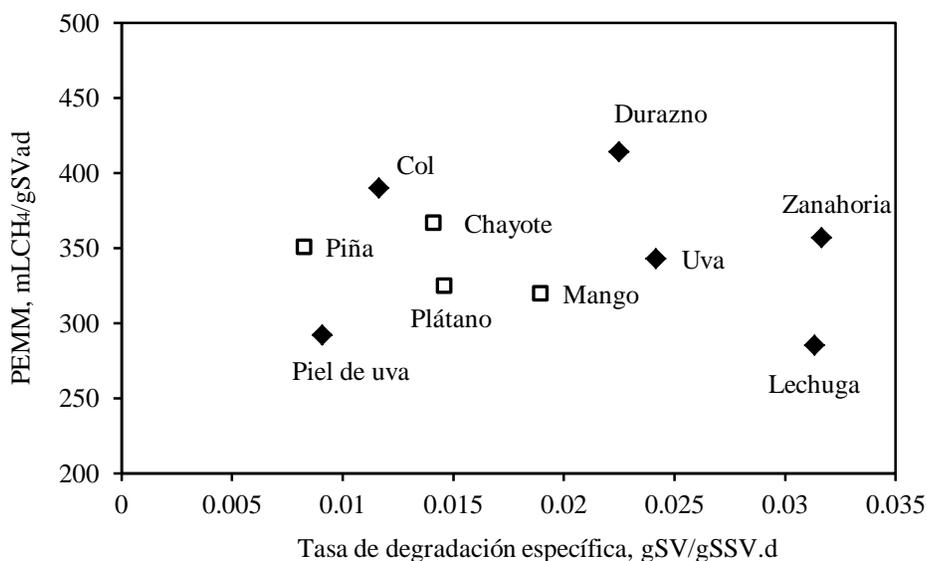


Fig. 20 Relación de la PEMM con la tasa de degradación específica de diversas frutas y verduras.

Con fines de comparación fueron proporcionados los resultados obtenidos en un trabajo previo no publicado llevado a cabo en el grupo de investigación del INRA, Narbonne, en los cuales se encontró el PEMM y la tasa de degradación específica de distintos componentes de los residuos de frutas y verduras como lo son residuos de uva (piel), col, durazno, uva, lechuga y zanahoria, de los cuales el componente que presentó la menor tasa específica de degradación fueron los residuos de uva ($0.009 \text{ gSV/gSSV}\cdot\text{d}$) mientras que el mayor valor fue el determinado para la zanahoria ($0.031 \text{ gSV/gSSV}\cdot\text{d}$).

CAPÍTULO 5

En este caso, los residuos de uva consistieron en la piel resultante de la obtención del jugo. Se puede observar que la tasa de degradación de estos residuos se encontró cercana a la obtenida en este estudio para la piña ($0.008 \text{ gSV/gSSV}\cdot\text{d}$), verificando que así como la piel de la uva, compuesta por carbohidratos de difícil degradación (fibras), la piña también tuvo una tasa de degradación lenta en comparación con los otros sustratos analizados.

A pesar de las posibles diferencias en la distribución de los valores, en la gráfica de la figura 20 es posible observar y comprobar que todos los componentes de frutas y verduras se encuentran distribuidos dentro de un intervalo bien definido con respecto al PEMM así como a la tasa de degradación específica.

5.6 Conclusiones de la fase 1

Se implementó la técnica para evaluar el potencial bioquímico de producción de metano en pruebas de un solo lote de ocho componentes de los residuos de frutas y verduras: mango, piña, plátano, chayote, tomate, papa, calabaza y coliflor, logrando comprender los alcances y las limitaciones intrínsecas de la prueba.

Los valores de producción específica máxima de metano para las frutas fueron: 349 ± 16 , 375 ± 7.5 , 302 ± 8.4 y 332 ± 14 mLCH₄/gSVad para mango, piña, plátano y chayote respectivamente, resultados comparables con lo reportado en literatura. Por otro lado, se encontraron valores de producción específica máxima de metano de 417 ± 15 , 464 ± 4.5 , 444 ± 15 y 439 ± 17 mLCH₄/gSVad para el tomate, papa, calabaza y coliflor, respectivamente, valores mayores a los encontrados en literatura.

Se observó que existen variaciones externas a la prueba de potencial bioquímico de metano que pueden tener un efecto significativo en los resultados. Tal es el caso de la actividad inicial del inóculo. El promedio general de producción específica máxima de metano para la primera serie, empleando frutas como sustrato (339 ± 27 mLCH₄/gSVad), fue menor que el correspondiente para la segunda serie experimental, empleando verduras como sustrato (441 ± 17 mLCH₄/gSVad). Se demostró que este efecto fue debido a una mayor actividad inicial del inóculo al determinar actividades metanogénicas de 0.042 y de 0.079 gDQO-CH₄/gSV·d para la primera y la segunda serie, respectivamente.

Se implementó una metodología para evaluar el potencial bioquímico de producción de metano empleando reactores anaerobios de lotes secuenciales. Los valores de producción específica máxima de metano para mango, piña, plátano y chayote al llevar a cabo la operación de reactores fueron 320 ± 19 , 351 ± 56 , 325 ± 35 , 367 ± 33 mLCH₄/gSVad, respectivamente, los cuales difieren en menos de 11% con respecto a los encontrados en las pruebas convencionales de un solo lote.

A través del análisis de las curvas de producción de biogás, se encontró que a medida que el ciclo tiene una mayor duración, el valor estimado de la producción específica máxima de metano tiende a crecer. En contraste, con la tasa específica máxima de producción de metano, la cual guardó una relación inversamente proporcional con la duración del ciclo.

CAPÍTULO 5

Esto es importante al momento de evaluar el potencial de producción de metano de diversos residuos a través de la operación de reactores de lotes ya que una elección errónea del tiempo del ciclo podría traducirse en una sub estimación o bien una sobre-estimación de los resultados.

Se propuso un protocolo para la operación de reactores anaerobios de lotes secuenciales basado en el análisis del comportamiento y la evolución de los reactores. Este protocolo fue desarrollado con el objetivo de evitar la acumulación de sustrato y obtener información útil relacionada con el desempeño del reactor. Con esta información es posible establecer si los tiempos de operación son óptimos o si requieren alguna modificación para obtener los mejores resultados de producción de metano.

Fue posible determinar la tasa de degradación de los sustratos a través de la operación de reactores de lotes secuenciales. La piña fue el sustrato más lentamente biodegradable. El mango fue el más rápidamente degradable bajo las condiciones de estudio. Esto puede estar relacionado con la composición de los sustratos; sin embargo, un análisis más detallado de la composición química; específicamente el contenido de fibras, es necesario para establecer el vínculo entre estos resultados.

CAPITULO 6

FASE 2 CODIGESTIÓN DE RESIDUOS ORGÁNICOS

6.1 Introducción

En este capítulo se presenta la metodología así como los resultados obtenidos al evaluar la codigestión anaerobia de tres residuos orgánicos: lodos activados de purga, residuos de frutas y verduras y estiércol de cerdo. El desarrollo experimental (figura 21) incluye la colecta de residuos y su pre-tratamiento para posteriormente proceder con la prueba para evaluar el efecto de distintas condiciones de mezcla en la producción de metano y la remoción de materia orgánica. Con los resultados experimentales se obtuvieron modelos estadísticos de predicción con los que se analizó rigurosamente la interacción de los sustratos en el proceso y con los cuales se desarrollaron escenarios de aplicación de la codigestión anaerobia como un método de alto valor para el tratamiento de residuos orgánicos.

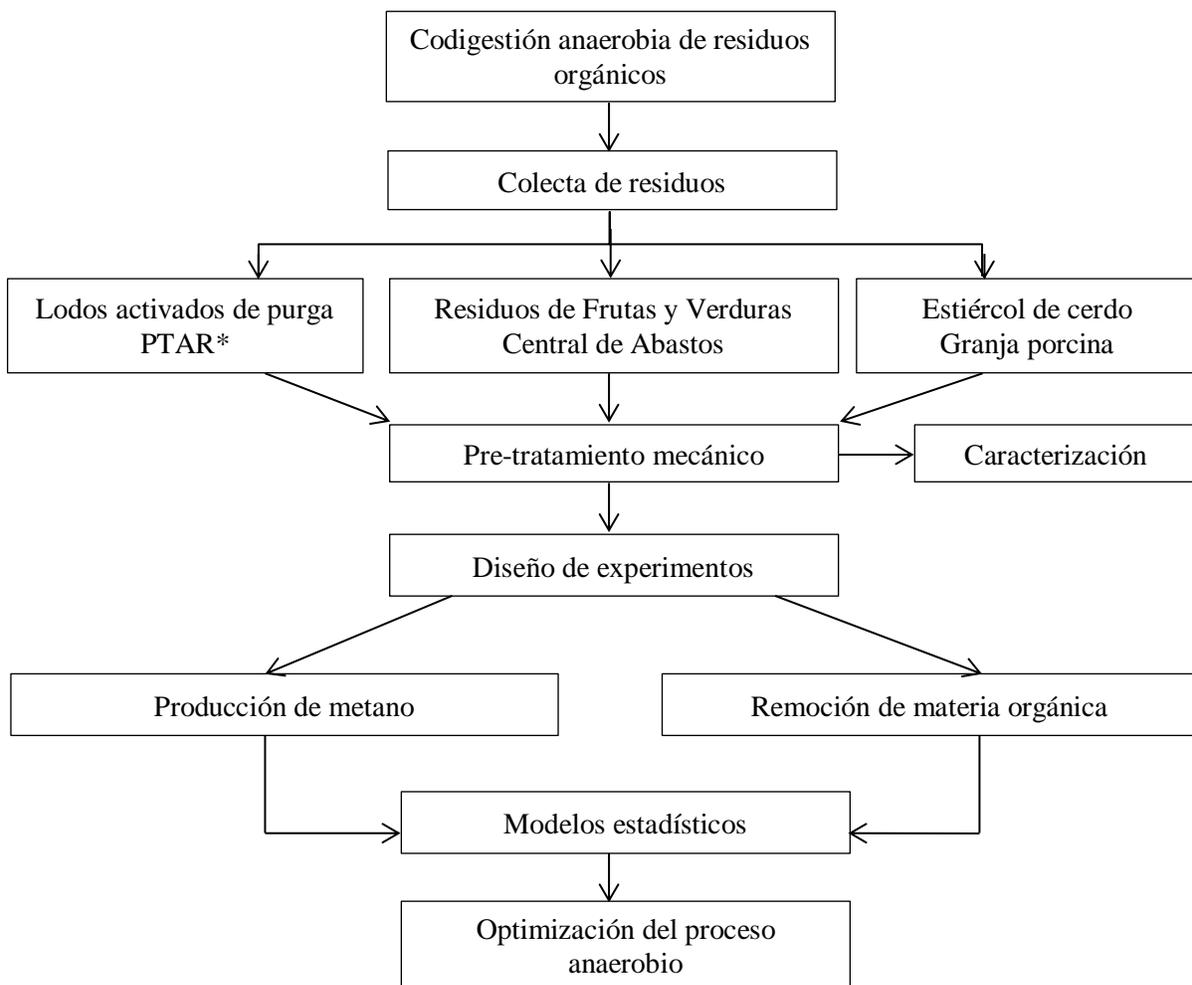


Fig. 21 Segunda fase experimental: Codigestión anaerobia de residuos orgánicos
*PTAR=Planta de tratamiento de aguas residuales

6.2 Sustratos

Los residuos fueron obtenidos de las siguientes fuentes:

A) Lodos activados de purga: fueron obtenidos en la salida del sedimentador secundario de la planta de tratamiento de aguas residuales municipales de la comunidad de Santa Rosa Jáuregui, Querétaro. Una vez obtenidos los lodos residuales, se llevaron al laboratorio, en donde se realizó la determinación del contenido de sólidos suspendidos totales (7.5 ± 0.2 gSST/L) y sólidos suspendidos volátiles (5.3 ± 0.1 gSSV/L). Posteriormente, los lodos se mantuvieron en condiciones estáticas de sedimentación. Después de 17 horas se decantó el sobrenadante y se emplearon los lodos como sustrato para las pruebas de codigestión. La decantación se llevó a cabo con la finalidad de concentrar los lodos y reducir el contenido de humedad en los mismos. Una vez hecho esto, se tomó una muestra bien mezclada para llevar a cabo la determinación de sus características fisicoquímicas y el restante se guardó en un equipo de refrigeración a -20°C hasta su uso.

B) Residuos de frutas y verduras: fueron colectados en la estación de transferencia ubicada dentro de las instalaciones de la central de abasto de Querétaro. Los residuos fueron obtenidos a la hora de finalización de actividades en la central de abasto de tal manera que los residuos generados a lo largo de un día de actividad estuvieran concentrados en el sitio. Una vez localizados en la estación de transferencia, se llevó a cabo una colecta de las frutas y verduras de manera aleatoria. En el laboratorio se dio un pre-tratamiento mecánico a los residuos a partir de un equipo de trituración casero, con la finalidad de reducir el tamaño de partícula y hacer homogénea la mezcla. Se tomó una muestra bien mezclada del material resultante para su caracterización y se guardó el restante en un equipo de refrigeración a -20°C .

C) Estiércol de cerdo: se obtuvo de una granja porcina localizada en el municipio de San Juan del Río, Querétaro. Este fue recogido de los corrales donde se localizaban las hembras nodrizas. La razón de esta decisión fue que en este corral el estiércol se encontraba sin mezcla de algún otro material, ya que por el contrario, en los corrales de engorda, el estiércol es mezclado con paja para formar la cama del rastro. Una vez en laboratorio, se apartó una muestra bien mezclada para posteriormente preservar el restante en el equipo de refrigeración a -20°C .

Como primer acercamiento a la actividad experimental en que se fundamentaría esta fase del proyecto, se llevó a cabo una prueba preliminar de potencial bioquímico de metano. En esta prueba se buscó caracterizar la degradación de cada uno de los componentes por separado y una mezcla de los tres componentes en la misma proporción (1/3, 1/3, 1/3) para tener una idea de la duración total de la prueba y comenzar la caracterización de los sustratos. Para ello, se buscó mantener las condiciones operacionales de la misma manera que se mantendrían en las pruebas de codigestión. En este caso las pruebas se llevaron a cabo por duplicado para tener una idea de la incertidumbre de los resultados y su posible desviación con respecto a la media determinada.

Al momento de la preparación de la prueba preliminar se observó que podrían existir problemas asociados a la homogeneidad de los residuos y a su dosificación en las botellas. En el caso de los residuos de frutas y verduras se notó que estos mostraban conglomerados de materia y trozos aún de gran tamaño a pesar de haber sido triturados. El estiércol de cerdo también mostraba semillas y pedazos de paja de tamaño considerable que podrían llegar a afectar la reproducibilidad de la prueba. A pesar de este hecho la prueba fue lanzada. Sin embargo, sus efectos pudieron constatarse principalmente en el caso de los residuos de frutas y verduras. En este caso los valores obtenidos de PEMM para las dos réplicas fueron: 430 y 620 mLCH₄/gSV, mostrando una desviación de 26% con respecto a la media entre ellos. Podemos observar gran variación entre los resultados.

Debido a este hecho se consideró necesario llevar a cabo otro método de pre-tratamiento: la homogeneización mediante el tamizado de las muestras. Para esto se emplearon coladores con tamaño de rejilla de máximo tres milímetros (Gómez *et al.* 2006). Está reportado que un tamaño de partícula menor a diez milímetros es recomendable (Raposo *et al.* 2012) ya que con ello aumenta el área superficial y por ende la disponibilidad y aprovechamiento de nutrientes por parte de los microorganismos.

Se procedió a llevar a cabo una mezcla con agua destilada en proporciones (residuo:agua) 1:3 para los residuos de frutas y verduras y 1:6 para el estiércol de cerdo para posteriormente hacer pasar estas mezclas por las rejillas para obtener sustratos homogéneos.

CAPÍTULO 6

Las relaciones de dilución se calcularon con base en la caracterización de los residuos (contenido de sólidos totales y volátiles) de tal forma que para las pruebas que conformarían el diseño de experimentos se pudieran manejar cantidades aceptables de cada uno de los sustratos a evaluar.

Una vez finalizado el procedimiento de homogeneización y obtenidos los sustratos para ser empleados en las pruebas de potencial bioquímico de metano se llevó a cabo la caracterización de los sustratos homogéneos.

6.3 Diseño experimental

El diseño de experimentos, desarrollado en Minitab 16, fue del tipo centroide simplex, en cual los puntos de diseño se organizan y se presentan visualmente sobre un espacio denominado “simplex”, que es la región creada por todas las posibles mezclas entre los componentes. En el caso de un experimento de tres componentes, el simplex toma la forma de un triángulo equilátero en el que la suma de los porcentajes de los componentes debe sumar siempre el 100%. Cada vértice se considera como una mezcla “pura” ya que contiene a un componente ocupando el 100% de la mezcla.

Para conocer el valor de las mezclas es necesario tener en cuenta que los vértices corresponden a valores donde la mezcla es pura, las líneas que unen los vértices representan mezclas que contienen únicamente dos componentes; ya que el tercer componente es excluido de la mezcla en cualquier punto sobre esa línea. El centroide es el punto en el que los tres componentes se encuentran en la misma proporción en la mezcla y finalmente, los puntos axiales, que se encuentran dentro de la región del simplex, incluyen también los tres componentes pero en cada caso uno de los componentes tiene mayor peso relativo dependiendo del vértice al que se encuentre más cercano. El diseño de experimentos estuvo compuesto por un total de diez mezclas y se basó en los siguientes componentes: lodos activados de purga (LA), residuos de frutas y verduras (FV) y estiércol de cerdo (EC). En la figura 22, los puntos negros representan cada una de las mezclas que integraron el diseño de experimentos y se puede observar su distribución en el sistema coordenado triangular.

En el diseño se incluyeron los puntos “axiales”; es decir, aquellos que se encuentran en zonas estratégicas del simplex y que incluyen a los tres residuos, con la finalidad de expandir el modelo y de esta manera lograr una descripción más detallada de la relación de las variables.

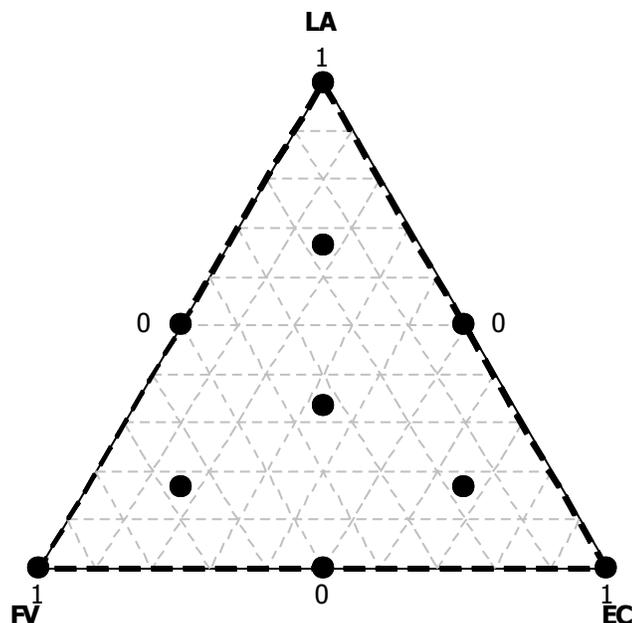


Fig. 22 Diseño de experimentos tipo "centroide simplex aumentado" de tres componentes
 LA: Lodo activado residual, FV: Residuos de frutas y verduras, EC: Estiércol de cerdo

La distribución de porcentajes de cada componente a lo largo del diseño se presenta en la tabla 17. Es necesario comentar que, como se puede observar en la tabla 17, se generó un diseño aleatorizado buscando suprimir parte del error experimental relativo al usuario al llevar a cabo la prueba.

Tabla 17 Diseño experimental para la evaluación del efecto de mezcla durante la codigestión anaerobia de residuos

Orden Estadístico	LA (%)	FV (%)	EC (%)
3	16	67	16
9	67	16	16
6	0	0	100
8	33	33	33
4	50	0	50
1	0	50	50
2	0	100	0
10	16	16	67
5	50	50	0
7	100	0	0

LA: Lodo activado residual, FV: Residuos de frutas y verduras, EC: Estiércol de cerdo

Como un parámetro de determinación de la precisión de las mediciones y de control de la certidumbre de los resultados, el diseño se elaboró por duplicado para cada punto. Minitab 16 asigna el orden estadístico de cada corrida con el objetivo de identificarlas e interrelacionarlas al momento de llevar a cabo el análisis estadístico.

6.3.1 Análisis estadístico del diseño experimental

Con la finalidad de encontrar la relación existente entre los diversos componentes y su efecto en las variables de respuesta se realizó el análisis estadístico de los datos en Minitab 16. Como variables de respuesta se eligieron la tasa específica máxima de producción de metano (R_{max} , mLCH₄/gSVad.d) la cual determina el potencial de cierto sustrato (o mezcla) para ser empleado como fuente de energía alternativa y el porcentaje de remoción de sólidos volátiles (%RemSV, %) para determinar el grado de tratamiento obtenidos dependiendo el componente y la mezcla estudiada. Para los fines del análisis estadístico, se eligió realizar un ajuste mediante un modelo de tercer grado, es decir aquel que incluye los coeficientes descritos en la ecuación 6:

$$Y = b_1LA + b_2FV + b_3EC + b_{12}LA * FV + b_{13}LA * EC + b_{23}FV * EC + b_{123}LA * FV * EC \quad \text{Ec. (6)}$$

Como se puede observar, la variable de interés (Y) depende de la interacción de los diversos componentes de la mezcla, descrita por los coeficientes LA, FV y EC, los cuales determinan el efecto de los residuos de manera individual, así como de la relaciones entre dos variables (LA-FV, LA-EC y FV-EC) y finalmente, la relación entre los tres componentes (LA-FV-EC). Este modelo se eligió ya que se llevaron a cabo los análisis correspondientes con modelos de segundo y cuarto grado incluyendo; sin embargo los resultados más satisfactorios, se obtuvieron con el modelo de tercer grado.

6.4 Pruebas de potencial bioquímico de metano

6.4.1 Pre-activación del inóculo

La pre-activación del inóculo se decidió como una metodología necesaria para conocer el potencial de producción de metano de los sustratos bajo estudio. Se empleó lodo granular anaerobio procedente de un reactor anaerobio que trata aguas de la industria cervecera; el cual había permanecido en condiciones de refrigeración (4°C) durante aproximadamente 48 meses

y era posible que emplearlo sin una activación previa contribuyera a la baja actividad microbiana y por ende a resultados subestimados del potencial de producción de metano a partir de las mezclas.

La activación se llevó a cabo a través de la operación en lotes de un reactor de dos litros de volumen total con 1.4 litros de volumen líquido siguiendo el protocolo de activación descrito en el capítulo cinco empleando etanol como sustrato de fácil degradación. Se colocaron 600 mL de lodo granular anaerobio en el reactor y se completó el volumen de trabajo con agua de la llave. Se empleó un sistema de agitación magnética con la finalidad de proveer mezcla completa dentro del reactor.

Para la medición de la producción de biogás se empleó el sistema de la probeta invertida, registrando la producción total de biogás cada 24 horas. Además, se construyeron curvas de producción de biogás para verificar que la velocidad de producción fuera también en aumento con el paso de los ciclos.

Se determinó como activado el inóculo cuando presentó una producción total de biogás próxima a los valores teóricos y se llevó a cabo la cromatografía de gases demostrando una composición como la mostrada a continuación: 70% CH₄, 30% CO₂. Para determinar el valor teórico de producción de metano a través de etanol, se creó una hoja de cálculo basada en la ecuación 7.



La ecuación 7, establece que estequiométricamente por cada dos moles de etanol se obtienen cuatro moles de biogás, de los cuales el 75% corresponde a metano y 25% a dióxido de carbono. De esta manera y a partir de datos como la densidad y pureza del etanol y las condiciones de temperatura y presión ambientales se llevó a cabo la estimación de los valores de volumen de biogás a obtener por cada mililitro de etanol introducido en el reactor, mismos que fueron usados para comparar con lo obtenido en el reactor de activación de inóculo.

6.4.2 Evaluación de la codigestión anaerobia de residuos orgánicos

Las pruebas de potencial bioquímico de metano se llevaron a cabo en botellas serológicas de 120 mL de volumen total. Se eligió un volumen líquido de 60 mL con base al estudio desarrollado por Salazar (2006), quien encontró al evaluar un sistema de medición automatizado de la biodegradabilidad anaerobia, que a mayor espacio de cabeza se obtiene mayor porcentaje de recuperación de metano. En este sentido, un volumen líquido del 50% del volumen total fue elegido para las pruebas.

Se llevaron a cabo los cálculos para determinar la cantidad de sustrato a agregar en cada punto del diseño, con base en el contenido de sólidos volátiles de cada sustrato homogeneizado. La prueba estuvo compuesta por las diez mezclas establecidas en el diseño experimental y además se incluyeron dos preparaciones extras: una para evaluar la actividad del inóculo, empleando etanol como un sustrato de fácil biodegradación y otra para determinar la actividad endógena del mismo, es decir sin ningún sustrato externo, con la finalidad de corregir la producción de biogás. Cada una de las preparaciones se llevó a cabo por triplicado de tal forma que dos botellas sirvieron para determinar la producción de biogás y la tercera para adquirir una muestra y determinar su composición en el cromatógrafo de gases. Una vez realizadas las preparaciones y antes de sellar las botellas con tapones de caucho y cinchos de metal se gasearon con nitrógeno (N₂) durante treinta segundos para remover el oxígeno presente y proveer una atmósfera anaerobia.

El medio mineral para las pruebas de potencial bioquímico de metano para evaluar la codigestión de residuos orgánicos fue preparado y adicionado así como lo marca Raposo et al. (2006) y como se muestra en la tabla 18.

La prueba para evaluar la codigestión de residuos se diseñó de tal forma que la relación inicial sustrato/microorganismo tuviera un valor de 0.5, esto con base en el protocolo experimental llevado a cabo en la fase experimental presentada en el capítulo 5. Es decir, se agregaron los sustratos de cada mezcla de tal forma que la concentración inicial total de sustrato fuera 2 gSV/L. Por su parte, como inóculo se empleó el lodo granular anaerobio pre-activado de tal manera que la concentración inicial en cada botella fuera de 4 gSV/L.

Tabla 18 Medio mineral empleado en las pruebas de codigestión de residuos orgánicos.
Tomado de Raposo *et al.* (2006)

Solución de nutrientes		Solución de microelementos	
Compuesto	mg/L	Compuesto	mg/L
NH ₄ Cl	1400	FeCl ₂ 4H ₂ O	2000
K ₂ HPO ₄	1250	H ₃ BO ₃	50
MgSO ₄ H ₂ O	500	ZnCl ₂	50
CaCl ₂ 2H ₂ O	50	CuCl ₂ 2H ₂ O	38
Extracto de levadura	500	MnCl ₂ 4H ₂ O	500
Solución de microelementos	5 mL/L	(NH ₄) ₆ Mo ₇ O ₂₄ 4H ₂ O	50
		AlCl ₃ 6H ₂ O	90
		CoCl ₂ 6H ₂ O	2000

La cuantificación del biogás producido se realizó con un transductor de presión. El transductor de presión (Kelab®, PS100-2BAR) fue adaptado con una aguja para determinar la presión dentro de las botellas. El valor de presión fue transformado a volumen a partir de la ley de los gases ideales y corregido a condiciones estándar de temperatura y presión (0°C, 1atm), para llevar a cabo la construcción de las curvas y analizar la producción de biogás (Le Hyaric *et al.* 2011). Una vez obtenidas las curvas de producción de metano, se llevó a cabo el ajuste de los datos al modelo de Gompertz modificado (ecuación 4, capítulo 4).

Un resumen de las condiciones operacionales de la prueba manejadas para esta fase experimental se presenta en la tabla 19.

Tabla 19 Condiciones operacionales empleadas en las pruebas de codigestión de residuos orgánicos

Parámetro	Valor
Temperatura, °C	37
Sistema de mezcla	Agitación orbital de mezcla completa
Sistema de medición de biogás	Transductor electrónico de presión
Volumen útil, mL	60
Gas para	N ₂ , 30 seg.
Alcalinidad	NaHCO ₃ , 9.1 g/L
Concentración del inóculo, gVS/L	4
Relación inicial Sustrato/Microorganismo	0.5

6.5 Resultados de la fase 2

6.5.1 Caracterización de los residuos orgánicos

En esta sección se hablará sobre la composición fisicoquímica de los residuos empleados en la investigación. Para comenzar con la descripción, se ofrece en la tabla 20 la composición porcentual (referente al peso) de cada uno de los componentes de los residuos de frutas y verduras muestreados en la central de abastos.

Tabla 20 Composición porcentual de cada componente de los residuos de frutas y verduras empleados en las pruebas de codigestión.

Componente	Porcentaje en la mezcla, %
Mango	38%
Papaya	21%
Piña	12%
Naranja	7%
Tomate	5%
Sandía	5%
Chile	4%
Cebolla	3%
Toronja	2%
Tomate verde	1%
Lima	1%
Papa	0.5%
Granada	0.5%

Se puede observar que un alto porcentaje (60%) de la mezcla de residuos de frutas y verduras consistió de elementos como la piña, la naranja, la toronja, la lima y el tomate, los cuales están consideradas frutos que contienen algunos ácidos orgánicos, como el cítrico, tartárico, málico y ascórbico, entre otros (Cunha et al. 2002), por lo que, como resultado de este primer análisis es posible tener una idea de la característica ácida que tendrá este sustrato, propiedad importante al influir este factor en el proceso de digestión anaerobia.

Posteriormente, se llevaron a cabo las técnicas analíticas para determinar las características fisicoquímicas de los tres residuos orgánicos evaluados. Como resultado de la caracterización, presentada en la tabla 21, se puede observar que estos contaban con características diversas y en ciertos casos complementarias, requisito necesario para que la codigestión se lleve a cabo de manera adecuada.

El pH de los tres residuos se encontró en un intervalo de 3.8 a 7.3, siendo el menor, el determinado para los residuos de frutas y verduras, los cuales como se había comentado, están compuestos por un alto porcentaje de frutas cítricas. Esta característica de pH bajo está reportada en diversos estudios, lo cual nos sugiere que su tratamiento e manera individual podría acarrear problemas de baja estabilidad por caídas en el pH o acumulación de ácidos orgánicos si no se cuenta con sistemas de amortiguamiento efectivos (Lin et al. 2011). Los otros dos residuos mostraron valores de pH cercanos a la neutralidad con valores de 6.6 para el lodo activado y de 7.3 para el estiércol de cerdo.

Tabla 21 Composición fisicoquímica de los residuos orgánicos empleados en pruebas de codigestión

Sustrato		LA	FV	EC
Parámetro				
pH		6.6	3.8	7.3
Humedad	%	98.6	88.8	76.0
Sólidos Totales	gST/kg	14.4	112.0	239.6
Sólidos Volátiles	gSV/kg	9.20	105.3	191.1
SV/ST	%	63.9	94.0	79.8
Alcalinidad	gCaCO ₃ /kg	0.68	-	36.9
Acidez	gCaCO ₃ /kg	-	5.89	-
DQOt	gDQOt/kg	16.4	185.1	256.8
DQOs	gDQOs/kg	2.90	117.4	73.8
NTK	gN/kg	2.18	2.94	9.80
NH ₃ -N	gNH ₃ -N/kg	0.13	0.14	3.74
PO ₄ ³⁻	gPO ₄ ³⁻ /kg	0.44	0.24	3.64
Carbohidratos totales	g Carbohidratos/kg	0.76	83.9	25.9

Con respecto al contenido de humedad, el residuo que presentó mayor nivel fue el lodo activado residual con 98.6%, debido probablemente a que se trata de biomasa proveniente de un proceso de tratamiento de agua. En segundo lugar se encontraron los residuos de la central de abastos con un contenido de humedad del 88.8%, característica otorgada por el alto contenido de agua de las frutas y las verduras. Finalmente, el estiércol de cerdo fue el residuo con menor contenido de humedad (76%), demostrando un alto contenido de sólidos, los cuales pueden estar compuestos por diferentes elementos tales como material lignocelulósico de difícil degradación (Ward et al. 2008), piedras y otros materiales inertes.

CAPÍTULO 6

Con respecto al contenido de sólidos volátiles, los cuales se pueden considerar como una medida indirecta del contenido de materia orgánica en una muestra sólida, se puede observar que el mayor valor fue encontrado para los residuos de frutas y verduras con 94.0% (%SV/ST), siguiendo el estiércol de cerdo con 79.8% y finalmente los lodos de la purga con 63.9%. De esta manera, dentro del grupo evaluado, los residuos de frutas y verduras pueden ser clasificados como los residuos con mayor contenido de material biodegradable.

Por otra parte, como una demostración de las cualidades de complementación entre residuos para llevar a cabo un proceso de codigestión se encuentra el parámetro de la alcalinidad ya que los lodos activados y el estiércol de cerdo presentaron valores de 0.68 y 36.9 gCaCO₃/kg, respectivamente, hecho importante al pensar en un proceso de codigestión con los residuos de frutas y verduras, ya que al llevar a cabo este complemento, los requerimientos de adición de compuestos externos para evitar descenso en el pH pueden verse disminuidos, lo cual se traduciría en menores costos operacionales.

Otro resultado interesante con respecto a las características de los sustratos homogéneos es el contenido de nitrógeno total Kjeldahl (NTK). Se puede observar que el estiércol de cerdo es el sustrato con mayor contenido de nitrógeno con 9.8 gNTK/kg, mientras que los residuos de frutas y verduras y el lodo activado mostraron un contenido de tan solo 2.94 y 2.18 gNTK/kg, respectivamente. El alto contenido de nitrógeno orgánico puede traducirse en problemas de inhibición al llevar a cabo la digestión de estiércol de cerdo de manera individual debido a una acumulación de amonio en el medio. Esta problemática se ha reportado desde hace tiempo (Hansen et al. 1998) y la búsqueda de soluciones rentables ante esta barrera tecnológica ha sido una importante área de investigación. Por ello, la idea de la codigestión vuelve a resultar llamativa, ya que al dar tratamiento a un sustrato con alto potencial de generación de amonio (EC), con otro de bajo contenido de nitrógeno orgánico (FV) podrá llevar a un balance evitando una inhibición debida a la acumulación de amonio libre.

Por su parte, los residuos de frutas y verduras fueron los que mostraron el menor contenido de fósforo (en forma de ortofosfatos) con un valor de 0.24 gPO₄³⁻/kg, mientras que los lodos activados y el estiércol de cerdo presentaron valores de 0.44 y 3.64 gPO₄³⁻/kg, respectivamente. Finalmente, otro resultado interesante es el contenido de azúcares totales.

Mientras los residuos de frutas y verduras tienen un contenido de 83.9 g/kg, los otros dos sustratos tienen un contenido de 25.9 g/kg y 0.76 g/kg para el estiércol de cerdo y los lodos activados. Esto es un resultado importante debido a que se tiene reportado que los carbohidratos tienen un potencial de producción de biogás mayor que el de las proteínas (0.886 L/gSV_{removido} y 0.587 L/gSV_{removido}, para carbohidratos y proteínas respectivamente) aunque menor que el reportado para lípidos (1.535 L/gSV_{removido}) (Chandra et al. 2012). Es importante resaltar que de manera general, de los residuos evaluados, los lodos activados de purga presentaron el menor contenido de nutrientes, lo cual es un primer indicador de la factibilidad de emplear un proceso de codigestión para su tratamiento.

6.5.2 Pruebas de potencial bioquímico de metano

La producción de metano, por un lado, se reporta con respecto al contenido de sólidos volátiles agregados, debido al amplio uso de estas unidades en la literatura y también al hecho de que es más factible la determinación experimental del contenido de sólidos frente a otros parámetros que miden indirectamente el contenido de materia orgánica de las muestras, debido al requerimiento nulo de reactivo y equipo especializado (Shanmugam and Horan 2009). En segundo lugar se encuentran los porcentajes de remoción de materia orgánica encontrados para cada condición evaluada, los cuales nos dan una idea del efecto de la mezcla en la eficiencia de tratamiento de los residuos.

Es importante mencionar, antes de entrar en detalle con respecto a los resultados, que el punto de diseño correspondiente a la mezcla: LA: 50%, FV: 0%, EC: 50%, presentó problemas al momento de su elaboración y a pesar de que se intentó replicar la condición experimental no se obtuvieron resultados reproducibles debido a cambios en las condiciones de inicio de la prueba y algunos problemas al momento de la activación del inóculo, por lo cual se decidió omitir los resultados procedentes de esta prueba. Sin embargo, con la finalidad de poder establecer el efecto de la mezcla mencionada sobre las variables de respuesta, se desarrolló el análisis estadístico profundo de los datos encontrando que, a pesar de este hecho, se pudieron desarrollar modelos de codigestión que describen y estiman satisfactoriamente las variables.

6.5.2.1 Producción de metano

En esta sección se detallarán los resultados encontrados a partir de las pruebas de potencial bioquímico de metano en cuanto a la producción específica de metano, es decir, aquella expresada con base en el contenido de sólidos volátiles adicionados a la prueba.

A partir de la medición de la presión obtenida de cada condición evaluada y de la composición del biogás, se generaron las curvas de producción de metano presentadas en el anexo 3 al final de este escrito, con las cuales se llevó a cabo el ajuste al modelo de Gompertz. A partir de este ajuste se obtuvieron los valores cinéticos presentados en la tabla 22.

Tabla 22 Constantes de ajuste al modelo de Gompertz de cada punto del diseño experimental de codigestión de residuos orgánicos

Mezcla	PEMM, mLCH ₄ /gSVad	Rmax, mLCH ₄ /gSVad·d	λ, d	R ²
LA: 100%, FV: 0%, EC: 0%	329.2 ± 2.3	24.1 ± 0.2	1.3 ± 0	0.989
LA: 50%, FV: 50%, EC: 0%	329.4 ± 7.0	57.8 ± 4.5	0.3 ± 0	0.976
LA: 16%, FV: 16%, EC: 67%	335.9 ± 16	31.6 ± 0.8	0.2 ± 0.1	0.996
LA: 0%, FV: 100%, EC: 0%	522.5 ± 15	134.6 ± 11	0 ± 0	0.972
LA: 0%, FV: 50%, EC: 50%	430.4 ± 8.3	58.4 ± 0.7	0 ± 0	0.981
LA: 33%, FV: 33%, EC: 33%	327.6 ± 8.0	42 ± 0.5	0 ± 0	0.984
LA: 0%, FV: 0%, EC: 100%	299.8 ± 14	18.6 ± 0.6	5.1 ± 0.6	0.994
LA: 67%, FV: 16%, EC: 16%	288.6 ± 19	30.9 ± 0.7	0 ± 0	0.995
LA: 16%, FV: 67%, EC: 16%	397.2 ± 14	74.3 ± 0.1	0 ± 0	0.973

Podemos observar que los valores de PEMM se distribuyen en el intervalo de 288.6 a 522.5 mLCH₄/gSVad. El valor más pequeño se obtuvo para la mezcla que estaba compuesta por LA: 67%, FV: 16%, EC: 16% mientras que el valor más alto se obtuvo cuando se emplearon residuos de frutas y verduras de manera individual.

Los valores de Rmax se mantuvieron en un intervalo comprendido entre 18.6 y 134.6 mLCH₄/gSVad.d. En este caso, el límite inferior de la distribución correspondió a la preparación que contuvo únicamente estiércol de cerdo (EC: 100%), mientras que el valor máximo se presentó cuando se digirieron los residuos de frutas y verduras de manera individual (FV: 100%). Este último resultado concordó con lo encontrado para los valores de PEMM, en los cuales el máximo correspondió a la digestión individual de residuos de frutas y verduras.

Se debe resaltar que los valores mínimos para las variables PEMM y Rmax fueron obtenidos con condición de mezcla distintas: LA: 67%, FV: 16%, EC: 16% y EC: 100% para PEMM y Rmax, respectivamente. Del mismo modo se encontraron otras diferencias en cuanto a la distribución de valores que vale la pena resaltar.

Para poder observar e interpretar claramente los resultados se presenta la figura 23, en la cual se puede observar la distribución de los valores de PEMM y Rmax, ordenados de menor a mayor con respecto a Rmax (de izquierda a derecha). El objetivo de presentar la gráfica de esta manera es demostrar el efecto que tienen las diferentes proporciones de mezcla sobre la velocidad a la que el metano es producido y observar si existe una relación con el valor máximo de producción específica de metano.

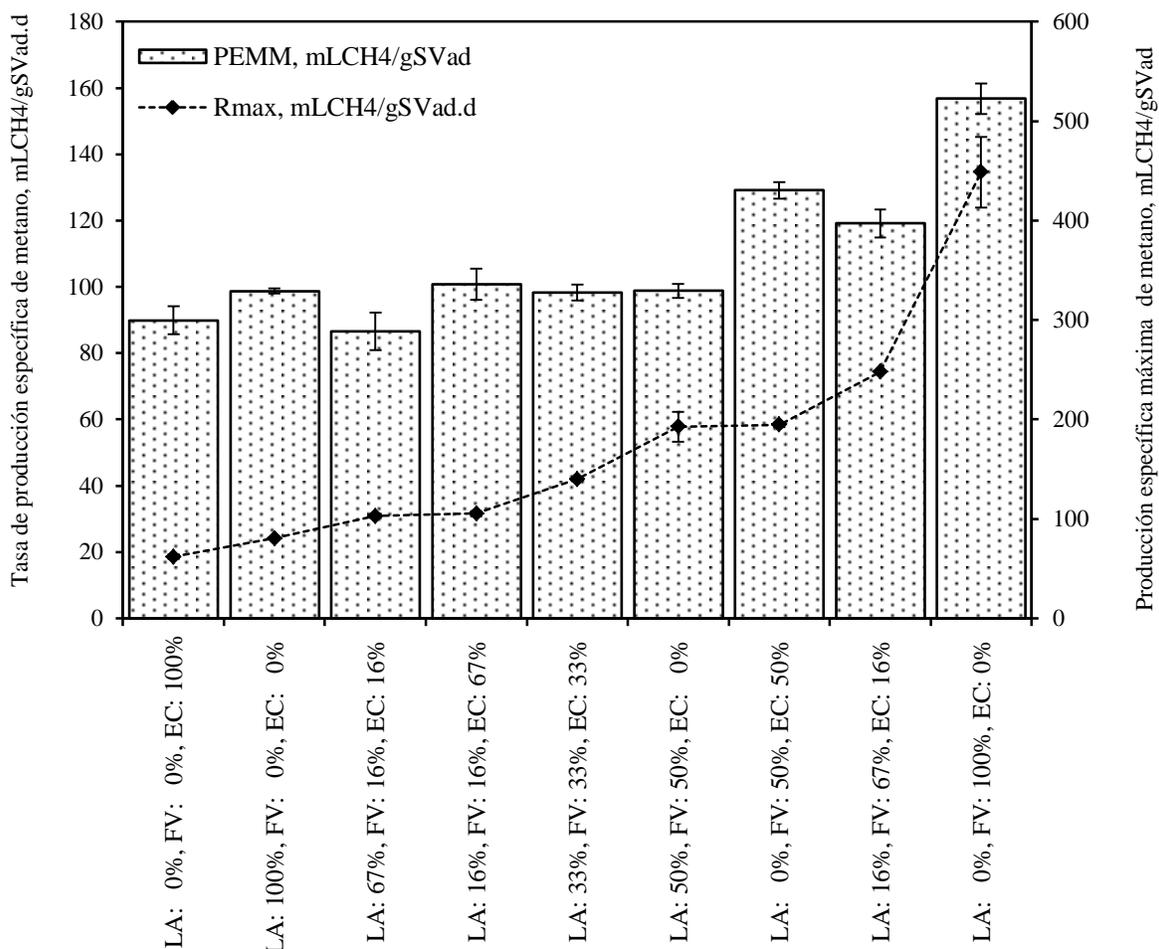


Fig. 23 Producción específica máxima y tasa específica máxima de producción de metano en cada mezcla de codigestión evaluada

CAPÍTULO 6

Al analizar la gráfica de la figura 19 se puede observar que de manera general al aumentar la proporción de residuos de frutas y verduras en la mezcla se logró aumentar la tasa de producción de metano. Este resultado es interesante y es importante resaltarlo ya que nos indica que los residuos de frutas y verduras son un sustrato que mejora de manera general la producción de metano al incorporarlo en las mezclas o bien que ofrece buenos resultados al emplearlo de manera individual.

Los resultados concuerdan con lo reportado en literatura. Molinuevo-Salces et al. (2010) estudiaron la codigestión anaerobia de estiércol de cerdo y residuos del procesamiento de vegetales en pruebas de un solo lote. Los autores concluyen que la adición de residuos de procesamiento de vegetales aumenta de manera general la producción de metano al incorporarlos en el sustrato. Los autores encontraron que al agregar 50% de residuos vegetales en la mezcla incrementó la producción de biogás de 138 a 286 mLCH₄/gSVad; es decir en un 107%, con respecto a la digestión individual de estiércol de cerdo. Además, los autores mencionan que obtuvieron el valor más alto de producción de metano al emplear los residuos vegetales de manera individual como sustrato (303 mLCH₄/gSVad) a una concentración de 36.3 gSV/L, sin reportar un efecto de inhibición a pesar de la concentración de sustrato empleada. La inhibición parcial comenzó a hacerse notar a partir de concentraciones superiores a 60 gSV/L y se debió a acumulación de AGV en el sistema.

En otro estudio, Alvarez and Lidén (2008) encontraron que manteniendo una mezcla compuesta por 59% residuos de frutas y verduras y 41% estiércol de ganado (bovino y porcino) la producción de metano mejoró 52%, obteniendo un valor de 320 mLCH₄/gSVad, con respecto a lo obtenido durante la digestión individual de estiércol de cerdo (210 mLCH₄/gSVad).

Con respecto a los resultados mostrados en la figura 23, es importante resaltar que hubo mezclas que ofrecieron entre sí resultados similares del valor de PEMM pero que mostraron resultados diferentes si se observa R_{max}. Por ejemplo, la prueba que contuvo lodos activados de manera individual mostró un valor de PEMM de 329±2.3 mLCH₄/gSVad muy cercano al valor obtenido en otros casos, como el de la mezcla que contenía 50% lodo activado y 50% de residuos de frutas y verduras, con 329±7 mLCH₄/gSVad. Sin embargo, al comparar los valores

de R_{max} se puede observar que los valores fueron 24.1 ± 0.2 y 57.8 ± 4.5 mLCH₄/gSVad.d, para la digestión individual de lodo activado y la mezcla que contenía lodo y residuos de frutas y verduras (50-50%), respectivamente. Esto quiere decir que el hecho de incluir residuos de frutas y verduras en la mezcla de alimentación tiene la capacidad de mejorar la tasa de producción de metano en 34 mLCH₄/gSVad.d, es decir un 140% con respecto a lo obtenido con lodo activado de manera individual. Este resultado es importante ya que indica que el efecto de la codigestión depende de la variable que se esté usando con fines de comparación.

Otro ejemplo es el obtenido al emplear las mezclas descritas por el punto centroide del diseño (LA: 33%, FV: 33%, EC: 33%) y aquella que contenía: LA: 16%, FV: 16%, EC: 67%, las cuales tuvieron resultados de PEMM de 327.6 ± 8 y 335.9 ± 15.5 mLCH₄/gSVad, respectivamente, resultando valores cercanos; sin embargo, al momento de verificar la tasa de producción específica se puede ver que la mezcla con mejores resultados fue la que correspondió al centroide del diseño (42 ± 0.5 mLCH₄/gSVad.d) mientras que para la otra mezcla el valor de R_{max} fue menor (31.6 ± 0.8 mLCH₄/gSVad.d). Si comparamos estos valores con aquel obtenido a partir de la alimentación individual de lodo activado (24.1 ± 0.2 mLCH₄/gSVad.d), se puede ver que se alcanzaron mejorías de 74 y 31% para la mezcla centroide y la que contenía 67% de estiércol de cerdo, respectivamente.

De esta manera se observa que cuatro condiciones de mezcla se encontraron dentro del mismo intervalo en cuanto a los valores de PEMM; sin embargo, para verificar el efecto real de la codigestión se debe tomar en cuenta el parámetro cinético del proceso; es decir, la tasa específica máxima de producción de metano, la cual, en un proceso a mayor escala define los tiempos en que se lleva a cabo la reacción y por lo tanto tiene repercusión en la economía del sistema.

Como un apunte adicional sobre la cinética del proceso, el agregar residuos de frutas y verduras a las mezclas ofreció una disminución en la fase de latencia, dando comienzo a la producción de metano casi instantáneamente después de iniciada la prueba. Esto se puede observar en la tabla 22 al ver que la fase de latencia para la digestión de lodos activados y estiércol de cerdo de manera individual, presentó valores de 1.3 y 5.1 días, respectivamente.

6.5.2.2 Remoción de materia orgánica

Se determinaron los parámetros de DQO y SV de las pruebas para determinar al grado de efectividad de remoción de materia orgánica que cada mezcla ofrecía a manera de encontrar aquella con mejor grado de tratamiento de residuos orgánicos. Los porcentajes de degradación fueron calculados a partir de los resultados obtenidos en las mediciones de DQO y SV en la fase líquida de las botellas al inicio y al final de la prueba y son presentados en la tabla 23.

Tabla 23 Remoción de materia orgánica en las pruebas de codigestión de residuos orgánicos

Mezcla	Remoción de DQO, %	Remoción de SV, %
LA:16%, FV: 67%, EC: 16%	36.5%	17.0%
LA:67%, FV: 16%, EC: 16%	32.4%	14.7%
LA: 0%, FV: 0%, EC: 100%	27.5%	9.7%
LA: 33%, FV: 33%, EC: 33%	35.3%	21.5%
LA: 0%, FV: 50%, EC: 50%	30.1%	10.9%
LA:0%, FV: 100%, EC: 0%	33.0%	14.4%
LA: 16%, FV: 16%, EC: 67%	27.1%	10.9%
LA: 50%, FV: 50%, EC. 0%	36.0%	19.2%
LA: 100%, FV: 0%, EC: 0%	25.3%	6.6%

La remoción de DQO se encontró en el intervalo de 25.3 a 36.5%, siendo los valores límites aquellos determinados para: LA: 100%, FV: 0%, EC: 0% y LA: 16%, FV: 67%, EC: 16%, para el mínimo y el máximo, respectivamente. En el caso de la remoción de sólidos volátiles, el intervalo de remoción se encontró entre 6.6 y 21.5%, para las mezclas que contenían LA: 100%, FV: 0%, EC: 0% y LA: 33%, FV: 33%, EC: 33%, respectivamente. Se puede observar que para ambas variables, el valor más bajo de remoción de materia orgánica se encontró para la mezcla que contenía 100% de lodos activados, esto debido probablemente a una falta de nutrientes apropiados para la sostener una adecuada actividad microbiana. Además, para ambas variables, la mezcla que ofreció el máximo valor de remoción estaba compuesta por los tres residuos, indicando que el correcto balance de los sustratos promovió la degradación de la materia orgánica.

El hecho de que se haya obtenido una mejor degradación de materia orgánica empleando la mezcla de residuos que al emplear los residuos de frutas y verduras de manera individual se puede explicar gracias a que está reportado que estos últimos carecen de los nutrientes necesarios para llevar a cabo de manera efectiva la actividad microbiana, es decir, carecen de

proteínas y otros componentes que se ven implicados en el crecimiento celular (Alvarez and Lidén 2008) y que propiciarían la degradación de materia orgánica, a pesar de su contenido en azúcares fácilmente accesibles a los microorganismos, los cuales otorgan a este sustrato un alto potencial de producción de metano. El hecho de implementar un proceso de codigestión promueve la integración de nutrientes necesarios para la actividad microbiana así como la posible interacción de microorganismos procedentes de los distintos componentes de la mezcla, haciendo más eficiente el proceso.

Alvarez & Lidén (2008) encontraron que al emplear residuos de frutas y verduras de manera individual en sus pruebas, sin el uso de un inóculo externo productor de metano, se obtenían pobres resultados de producción (2 mLCH₄/gSVad). Sin embargo, al implementar una prueba adicionando 50% de estiércol de ganado (bovino y porcino), obtuvieron una producción específica máxima de metano de 320 mL mLCH₄/gSVad, debido al aumento en el contenido de microorganismos y a un correcto equilibrio de la comunidad microbiana, la cual fue capaz de aprovechar la materia orgánica procedente de los sustratos.

Con la finalidad de ofrecer una visión más clara sobre la distribución de los resultados de remoción de sólidos volátiles y DQO de cada mezcla estudiada, se presenta la gráfica de la figura 24, en la cual se muestran los datos distribuidos de menor a mayor con respecto a la remoción de sólidos volátiles.

En la gráfica de la figura 24 vale la pena resaltar dos aspectos. El primer punto a resaltar es que tanto la remoción de DQO como la remoción de SV tienen un comportamiento similar a lo largo de la distribución de valores; es decir, a medida que la remoción de SV incrementa, la remoción de DQO también lo hace. Se puede observar que, a pesar de que la distribución de ambas variables no es completamente idéntica, de manera general se obtuvieron agrupamientos de valores bajos, medios y altos en las dos variables. Como resultado de llevar a cabo una correlación lineal entre los valores de remoción de DQO y SV, se obtuvo un coeficiente $R^2 = 0.87$, mostrando que estas variables tienen una relación directa.

CAPÍTULO 6

El segundo punto a resaltar es el referente a la relación de la remoción de materia orgánica y la producción de metano, ya que como se puede observar, la distribución al comparar ambas variables presentó cierto grado de independencia entre sí. Esto puede observarse en la figura 24 mediante las columnas, que representan la tasa específica máxima de producción de metano. El valor máximo de tasa de producción se encuentra en la zona donde la remoción de materia orgánica presenta sus valores medios. Este resultado nos indica que no se encontraron los valores máximos de remoción de materia orgánica al mismo tiempo que se obtuvieron los mayores resultados de tasa de producción de metano.

Como ejemplo de este hecho es necesario observar el caso de la mezcla compuesta por LA: 16%, FV: 67%, EC: 16%, la cual presentó el valor más alto de remoción de DQO (36.5%), mientras que la prueba cuya alimentación estuvo compuesta por 100% FV produjo el valor máximo encontrado de R_{max} (134.6 mLCH₄/gSVad.d).

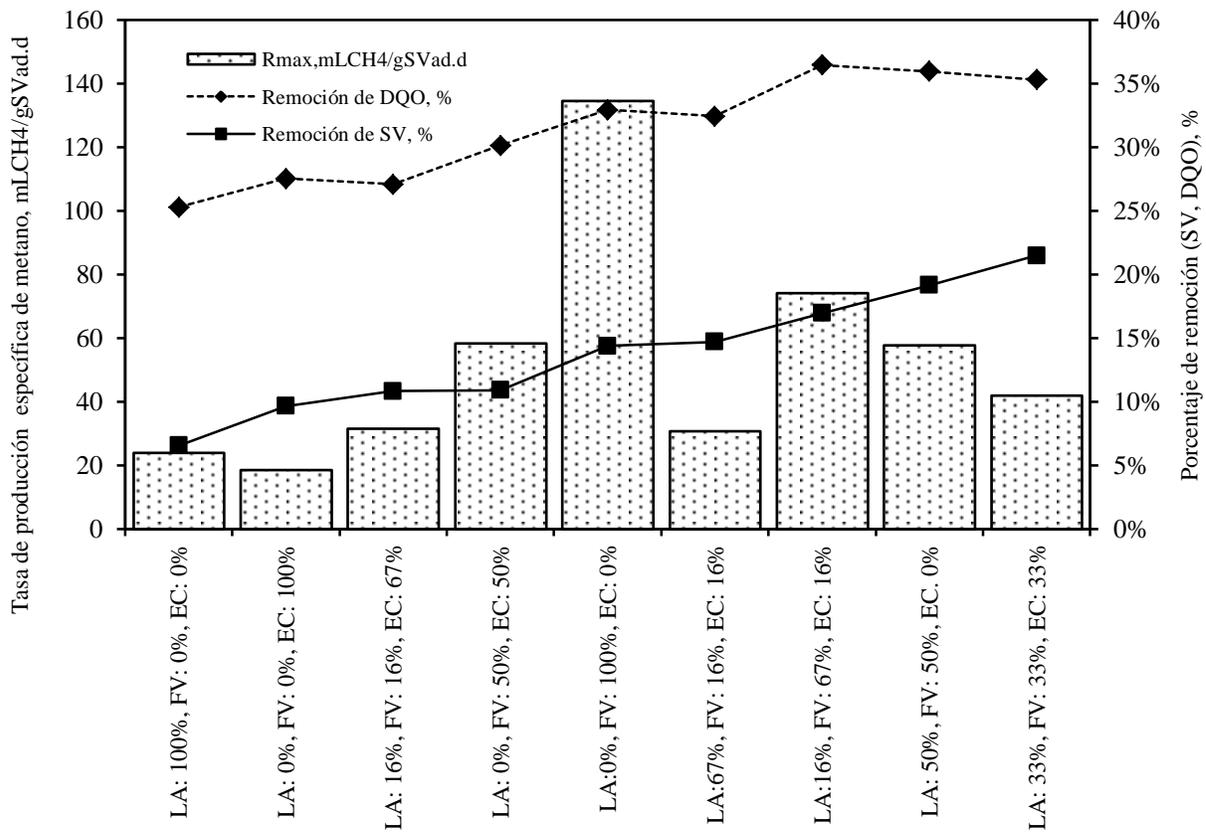


Fig. 24 Remoción de materia orgánica medida como sólidos volátiles y DQO en cada mezcla evaluada

Un resultado similar fue reportado por Lin et al. (2011) quienes implementaron la codigestión de residuos de frutas y verduras y residuos de comida en un reactor operado en régimen continuo. Los autores encontraron que el máximo de degradación de DQO soluble (97.4%) se encontró durante la etapa en la que el reactor se alimentó con una mezcla de 67% residuos de frutas y verduras y 33% residuos de comida, mientras que la producción máxima de metano (490 mLCH₄/gSVad) se alcanzó empleando una mezcla de proporciones 50%-50%, mostrando que estas dos variables de respuesta no se encuentran estrictamente ligadas y pueden presentar ligeras variaciones de acuerdo a las características de los sustratos.

Marañón et al. (2012) desarrollaron un estudio de codigestión anaerobia empleando estiércol de vaca, residuos de comida y lodos activados de purga en reactores de operación continua. Los autores evaluaron tres valores de carga orgánica en condiciones mesofílicas y encontraron que con una mezcla compuesta por 70% estiércol, 20% residuos de comida y 10% lodos activados de purga, al emplear el valor mínimo de carga orgánica (1.2 gSV/L.d) obtuvieron el mayor valor de PEMM (603 mLCH₄/gSVad) con una eficacia de eliminación de SV de 57%. Sin embargo, la mayor degradación de SV (58.9%) fue obtenida al aplicar el valor intermedio de carga orgánica (1.35 gSV/L.d) con un valor de PEMM de 546 mLCH₄/gSVad, observando que estas variables de respuesta también dependen del método de alimentación de los reactores.

De acuerdo a los resultados obtenidos en este trabajo de tesis, si se deseara optimizar el proceso con respecto a ambas variables de respuesta sería necesario encontrar un punto de mezcla capaz de proveer un valor alto de remoción de materia orgánica y un valor alto de actividad metanogénica simultáneamente, aunque estos valores no necesariamente representen los máximos posibles para ambas variables. Para ejemplificar este hecho se debe observar el caso de las mezclas compuestas por LA: 16%, FV: 67%, EC: 16% y LA: 0%, FV: 100%, EC: 0%. La primera mezcla presentó una remoción de DQO 3.5% mayor que la segunda (36.5% frente a 33%) pero una tasa de producción de metano 81% menor (74.3 frente a 134.6 mLCH₄/gSVad.d); es decir, el efecto de mezcla se vio reflejado en mayor parte con respecto a R_{max} en comparación a la remoción de materia orgánica.

CAPÍTULO 6

Molinuevo-Salces et al. (2010) en pruebas de codigestión anaerobia, encontraron que el contenido de residuos del procesamiento de vegetales en la mezcla no tuvo influencia en la remoción de sólidos volátiles, pero si mostró un efecto sobre la producción de metano, al emplearlos como cosustrato durante el tratamiento de gallinaza. En la prueba evaluaron dos proporciones de residuos vegetales: 14.6 y 85.4%, para los cuales, obtuvieron valores de remoción de sólidos volátiles y PEMM de 61% y 182 mLCH₄/gSVad para la prueba con 14.6% de co-sustrato y 64% y 231 mLCH₄/gSVad para la prueba con 85.4% de residuos vegetales. Al aumentar de 14.6 a 85.4% la proporción de residuos vegetales el cambio provocado en la PEMM fue de 27% y únicamente de 5% con respecto a la remoción de sólidos volátiles, mostrando es posible que la adición de un co-sustrato tenga efecto solamente sobre una de las variables de respuesta.

Resulta interesante resaltar que en ese mismo trabajo (Molinuevo-Salces et al. 2010), encontraron que la adición de residuos de procesamiento de vegetales aumentó significativamente la remoción de sólidos volátiles al emplear estiércol de cerdo en lugar de gallinaza como sustrato base. Esto quiere decir que el efecto del cosustrato depende no únicamente de sus características intrínsecas sino también de las interacciones que tenga con el sustrato base. Así mismo, esta observación puede traducirse en que es posible basarse en literatura para predecir de manera general los efectos de la codigestión en un proceso anaerobio; sin embargo, resultaría importante comprobarlos experimentalmente debido a las características de cada residuo particular, tales como su origen, el tiempo y condiciones de almacenamiento e inclusive la estación del año en la que son obtenidos, entre otras.

En este trabajo de tesis las mezclas que mostraron la capacidad de maximizar ambas variables de respuesta están compuestas principalmente por residuos de frutas y verduras, actuando los otros dos residuos como complementos de mejora de la remoción de materia orgánica.

Ahora bien, debido a que el valor de mezcla que produjo la máxima producción de metano no coincidió con la mezcla que maximizó la remoción de materia orgánica, surgió el planteamiento de que, en caso de buscar una aplicación real de los resultados de este estudio de codigestión, resultaría necesaria una evaluación de manera personalizada para cada instalación productora de residuos.

Estos escenarios de aplicación de la codigestión de residuos serán tratados en la sección 6.5.4, con la finalidad de proveer un panorama claro sobre las implicaciones presentes en cada caso particular.

6.5.3 Análisis estadístico

6.5.3.1 Potencial de producción de metano

El modelo estadístico desarrollado por Minitab 16 para la variable de la tasa específica máxima de producción de metano es presentado en la ecuación 8.

$$R_{max} = 23.8 LA + 134.0 FV + 18.9 EC - 88.0 LA FV + 58.3 LA EC - 73.3 FV EC - 193.9 LA FV EC \quad \text{Ec.(8)}$$

Esta ecuación representa el resultado del análisis del diseño de experimentos empleando los valores presentados anteriormente (Tabla 22) de la variable R_{max} , en el cual se analiza las relaciones entre los diversos componentes involucrados en la mezcla y la variable de respuesta. En este caso se puede apreciar que el coeficiente de mayor contribución es el denominado “FV”, correspondiente a los residuos de frutas y verduras de manera individual con valor de 134.0 mLCH₄/gSVad.d, muy cercano al encontrado experimentalmente (134.6 mLCH₄/gSVad.d). Por su parte, LA y EC presentaron de manera individual coeficientes de 23.8 y 18.9 mLCH₄/gSVad.d, que comparados con los valores de R_{max} reportados experimentalmente también resultaron muy cercanos (24.1 y 18.6 mLCH₄/gSVad.d, para LA y EC, respectivamente).

Las relaciones de dos componentes LA-FV y FV-EC mostraron propiedades de antagonismo debido a que los coeficientes estadísticos resultaron negativos (-88.0 y -73.3 para LA-FV y FV-EC, respectivamente), mientras que la relación LA-EC presentó un coeficiente positivo (+58.3), por lo que se puede considerar que la mezcla entre lodo activado y estiércol de cerdo tiene propiedades sinérgicas.

Es importante aclarar que el hecho de que la relación LA-EC haya presentado propiedades de sinergia, significa que el valor promedio de R_{max} obtenido con la mezcla LA-EC (50-50%) es mayor que el promedio calculado a partir de los valores obtenidos con LA y EC de manera individual y no necesariamente que su mezcla sea la que ofrezca los mejores resultados de producción de metano.

CAPÍTULO 6

Para comprobar esto, debido a que no se cuenta con los resultados experimentales de la mezcla LA-EC se debió hacer una estimación a partir del modelo encontrado usando cada uno de los coeficientes estadísticos. Para realizar la estimación se implementó la ecuación 8 en una hoja de cálculo de tal forma que al cambiar las proporciones de cada uno de los residuos, se obtenía el valor esperado de la variable de interés, en este caso R_{max} , lo cual también ayudó a determinar el grado de ajuste del modelo con respecto a los resultados experimentales. De esta manera se variaron los valores de las proporciones de cada residuo a manera de completar las diez mezclas provenientes del diseño de experimentos. En la tabla 24 se pueden apreciar los resultados obtenidos a partir de la implementación de la ecuación y al mismo tiempo los resultados experimentales obtenidos para R_{max} , con la finalidad de establecer las diferencias entre cada uno de los casos.

Posteriormente, se desarrolló una regresión lineal por el método de mínimos cuadrados para determinar el grado de ajuste del modelo a los valores experimentales encontrando un coeficiente R^2 de 99.88%.

Tabla 24 Comparación de valores de R_{max} obtenidos experimentalmente y los estimados a partir del modelo estadístico

Mezcla	Rmax, LCH ₄ /gSVad.d		
	Experimental	Modelo ($R^2=0.9988$)	(E-M)/E*, %
LA: 100%, FV: 0%, EC: 0%	24.1	23.8	1.2%
LA: 50%, FV: 50%, EC: 0%	57.8	56.9	1.6%
LA: 16%, FV: 16%, EC: 67%	31.6	31.2	1.3%
LA: 0%, FV: 100%, EC: 0%	134.6	134.0	0.4%
LA: 0%, FV: 50%, EC: 50%	58.4	58.1	0.5%
LA: 33%, FV: 33%, EC: 33%	42	40.3	4.0%
LA: 0%, FV: 0%, EC: 100%	18.6	18.9	-1.6%
LA:67%, FV: 16%, EC: 16%	30.9	32.4	-4.9%
LA:16%, FV: 67%, EC: 16%	74.3	76.6	-3.1%

*E=Valor de R_{max} obtenido experimentalmente, M=Valor de R_{max} obtenido mediante el modelo estadístico

De esta manera, se determinó a partir del modelo el valor de R_{max} cuando se emplea la mezcla LA-EC encontrando un valor de 35.9 mLCH₄/gSVad.d, el cual es mayor que aquel encontrado para el promedio de los valores determinados de manera separada para LA (23.8) y EC (18.9), teniendo como resultado un promedio de 21.4 mLCH₄/gSVad.d, concordando con la interpretación desarrollada por el software estadístico durante el análisis del diseño de experimentos, la cual señalaba la sinergia entre ambos componentes.

Este resultado quiere decir que el hecho de mezclar el lodo activado con el estiércol de cerdo ofrece mejores resultados de producción de metano que hacer este proceso de manera individual, lo cual concuerda con lo reportado por Wong (1990), quien llevó a cabo un estudio para determinar el efecto de mezcla entre estiércol de cerdo y lodo proveniente de la purga en una planta de tratamiento de aguas residuales. El autor reporta que de manera individual el potencial de producción de metano a partir de EC fue de 233 mLCH₄/gSVad mientras que para LA fue 54 mLCH₄/gSVad. Sin embargo, al emplearlos en mezclas de proporciones EC:LA 1:1 y 2:1 obtuvieron 275 y 364 mLCH₄/gSVad, respectivamente, demostrando la sinergia entre ambos residuos con respecto a la variable de rendimiento de producción de metano.

En la figura 25 se presenta la gráfica de superficie de contornos para R_{max}. Esta gráfica es una representación en dos dimensiones de las diferentes zonas del simplex y muestra con la escala de grises los diferentes valores del efecto de mezcla en la respuesta de interés. Mediante el modelo desarrollado, Minitab 16 es capaz de determinar los valores de toda la superficie de respuesta a pesar de que no se haya hecho un experimento para cada punto del simplex. De esta manera es posible estimar los valores de las variables de respuesta para cualquier combinación de componentes deseada.

En la superficie de contornos para R_{max}, se presentan las diferentes zonas del simplex de diseño sobre las cuales la variable de respuesta tiene los valores más bajos, que en este caso son las zonas cercanas a los vértices de LA y EC. Al mismo tiempo, mediante esta gráfica resulta posible visualizar las zonas donde se pueden obtener los mejores resultados de tasa de producción de metano (la zona más cercana a FV: 100%). Esta representación nos ayuda a tener una idea de la distribución de los valores en toda el área de diseño y resulta útil para definir rápida y fácilmente (aunque de manera aproximada también) las mezclas que producirían buenos resultados de acuerdo a los diferentes grados de iluminación en la gráfica.

Adicionalmente, se creó la gráfica en tres dimensiones de la superficie de respuesta para R_{max}, como se aprecia en la figura 26.

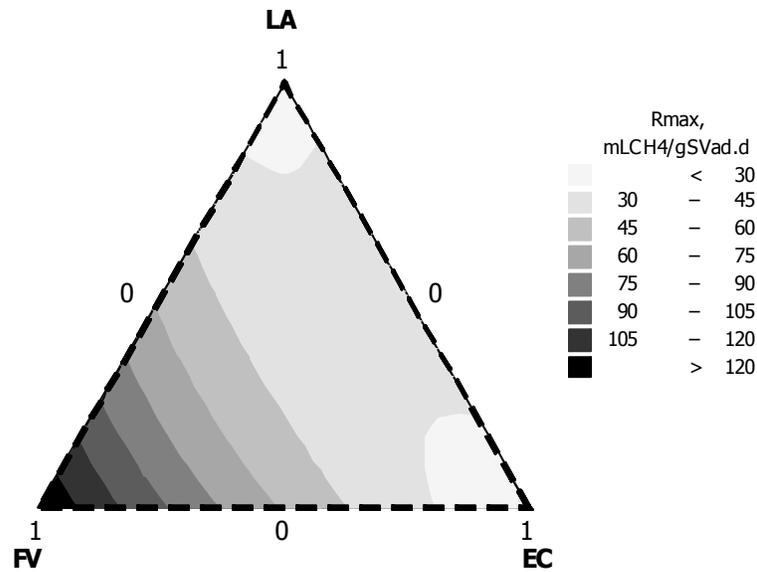


Fig. 25 Superficie de contornos para Rmax

En la figura 26 es posible observar como al aumentar el porcentaje de FV en la mezcla de alimentación se aumenta Rmax. Así mismo, se verifica la curvatura existente entre los vértices comprendidos por LA y el EC, señalando la sinergia entre estos componentes. Adicionalmente, se verifica gráficamente que a pesar de que existe este efecto de sinergia no significa que la mezcla entre LA y EC ofrece las mejores características para el proceso ya que en este caso los mejores resultados de Rmax se obtienen al aumentar el contenido de residuos de frutas y verduras en la mezcla.

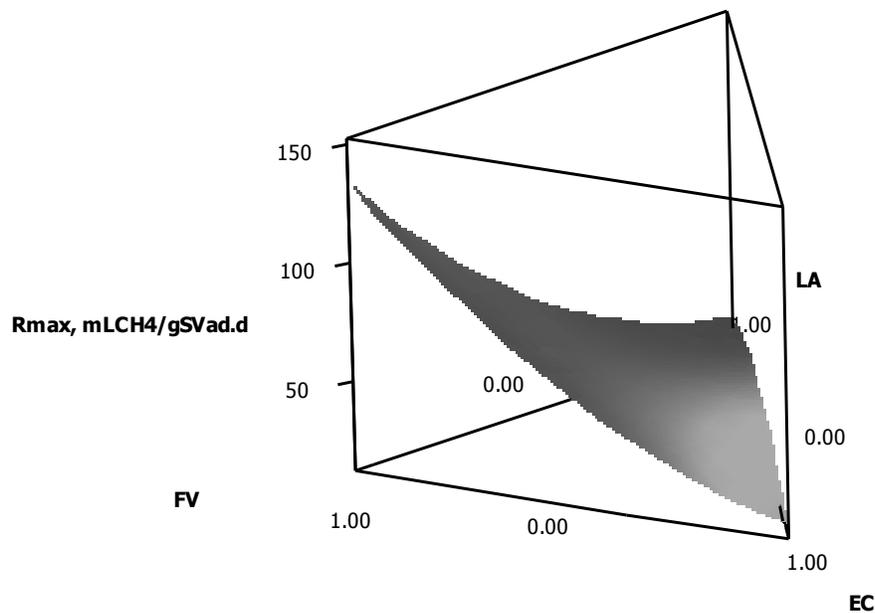


Fig. 26 Superficie de respuesta para Rmax

6.5.3.2 Degradación de materia orgánica

Para el caso de la remoción de sólidos volátiles, el modelo estadístico que explica la variación de los datos es el mostrado en la ecuación 9:

$$\%Rem_{SV} = 6.87 LA + 13.88 FV + 9.39 EC + 34.28 LA FV - 20.20 LA EC - 6.12 FV EC + 243.29 LA FV EC \quad Ec.(9)$$

En este caso, se puede observar la contribución de cada residuo a la remoción de sólidos volátiles a través de los coeficientes de la ecuación 9. De manera individual, los residuos de frutas y verduras presentaron un coeficiente positivo (13.88), el cual resultó mayor que aquellos obtenidos para los lodos activados (6.87) y el estiércol de cerdo (9.39). Esto quiere decir que al compararlos individualmente, los residuos de frutas y verduras ofrecerían una mayor remoción de sólidos volátiles que al emplear de manera separada e independiente los otros dos residuos.

En cuanto a los coeficientes que involucran la interacción de dos residuos podemos observar que la combinación LA-FV resultó tener características sinérgicas al ser positivo el coeficiente (+34.28), mientras que las combinaciones LA-EC y FV-EC tuvieron características antagónicas para la remoción de SV al presentar valores negativos de -20.2 y -6.12, respectivamente. El término que involucra los tres residuos resultó positivo (+243.29), sugiriendo que esta combinación podría tener características sinérgicas para la variable de remoción de sólidos volátiles.

Los resultados del ajuste al modelo estadístico son presentados en la tabla 25.

Tabla 25 Comparación de valores de remoción de SV obtenidos experimentalmente y los estimados a partir del modelo estadístico

Mezcla	Remoción de SV, %		
	Experimental	Modelo	(E-M)/E*,%
LA: 100%, FV: 0%, EC: 0%	6.6	6.9	-4.5%
LA: 50%, FV: 50%, EC: 0%	19.2	18.9	1.6%
LA: 16%, FV: 16%, EC: 67%	10.9	12.3	-12.8%
LA: 0%, FV: 100%, EC: 0%	14.4	13.9	3.5%
LA: 0%, FV: 50%, EC: 50%	10.9	10.1	7.3%
LA: 33%, FV: 33%, EC: 33%	21.5	19.9	7.4%
LA: 0%, FV: 0%, EC: 100%	9.7	9.4	3.1%
LA:67%, FV: 16%, EC: 16%	14.7	14.4	2.0%
LA:16%, FV: 67%, EC: 16%	17.0	19.0	-11.8%

*E=Valor de %RemSV obtenido experimentalmente, M=Valor de %RemSV estimado con el modelo estadístico

CAPÍTULO 6

A partir del análisis de regresión se determinó un coeficiente R^2 de 94.68% entre los resultados obtenidos con el modelo y los determinados experimentalmente, observando que es posible estimar valores adecuadamente a partir del modelo estadístico.

Se determinó el valor de la remoción de sólidos volátiles cuando se emplea una mezcla entre LA-EC (50-50%) encontrando un valor de remoción de 3.08%. Este valor resulta menor que aquel determinado efectuando el promedio de las remociones alcanzadas por los sustratos de manera individual, es decir, 6.9% para LA y 9.4% para EC (dando un promedio de 8.2%), comprobando el efecto antagónico de mezclar LA y EC tratando de remover sólidos volátiles.

Si el mismo análisis se hace para la mezcla FV-EC se podrá observar que el promedio de remoción empleando los sustratos individualmente; es decir el promedio entre 13.9% y 9.4% es 11.7%, mientras que para la mezcla FV-EC se obtuvo un promedio de 10.1% de remoción de sólidos volátiles, resultando antagónica para la remoción de materia orgánica.

Por otro lado, para la mezcla entre LA y FV, se comprueba la sinergia al calcular el promedio para los coeficientes de manera individual (6.9% para LA y 13.9% para FV) tomando un valor de 10.4% de remoción de SV, mientras que al evaluar el resultado para la codigestión de la mezcla LA-FV se determinó un valor de cerca de 19%, mostrando el efecto de sinergia al emplear estos dos residuos en codigestión.

En la figura 27 es posible observar la distribución de los valores de remoción de sólidos volátiles en las diferentes zonas en el simplex mediante la superficie de respuesta. Podemos apreciar que existe una zona en la que la variable de respuesta llega a un máximo mientras que va disminuyendo conforme se aproxima a los vértices, encontrando un nivel aún menor en la zona comprendida entre los lodos activados y el estiércol de cerdo.

A diferencia de lo encontrado para R_{max} , en este caso es posible encontrar un punto “máximo”, que se encuentra en una región que incluye a los tres componentes teniendo en mayor medida lodos activados y residuos de frutas y verduras. El valor de la mezcla que maximiza la remoción resultó ser LA: 35.2%, FV: 47.4% EC: 17.4% presentando un valor de remoción de sólidos volátiles de 21.7% y fue posible encontrarlo a partir la herramienta de optimización de respuestas de Minitab 16

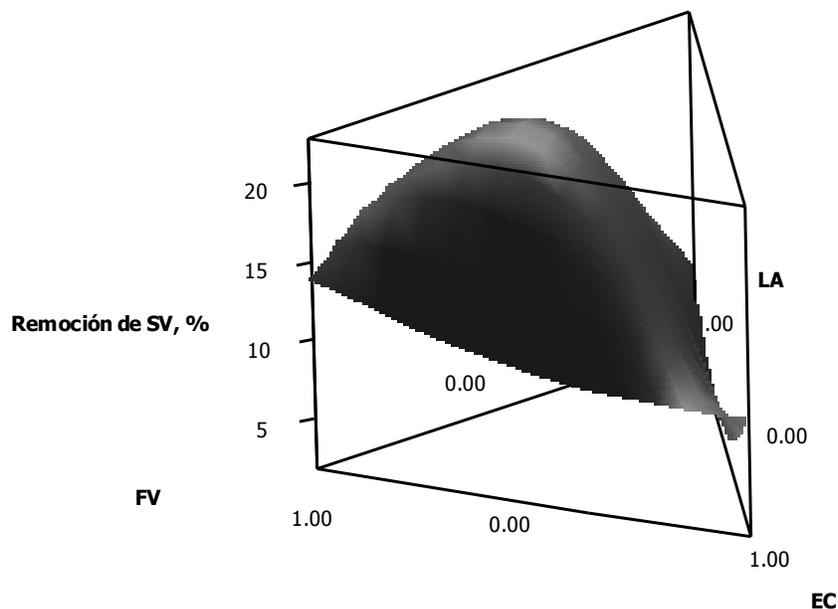


Fig. 27 Superficie de respuesta para la eficacia de remoción de SV

En la figura 27 es posible visualizar que existe un área en la que los valores son más bajos que 5% y corresponde a la zona cercana a la línea que une los componentes LA y EC, estableciendo que dentro del diseño experimental esta es la mezcla menos favorable para el tratamiento de residuos orgánicos.

Este resultado es contrario al encontrado por Wong (1990), en el cual se encontró un efecto de sinergia al mezclar estos residuos. Cuando emplearon estiércol de cerdo de manera individual, obtuvieron 3% de remoción de sólidos mientras que al usar lodos activados de purga se obtuvo 11% de remoción. Sin embargo, al llevar a cabo la mezcla 50%-50% la eficacia de remoción fue del 21% observándose un aumento considerable con respecto a lo obtenido individualmente con los residuos.

La diferencia encontrada en el presente estudio con respecto a lo reportado por Wong (1990), puede atribuirse al método de preparación de la prueba ya que el citado autor no utilizó un inóculo anaerobio activo externo al iniciar su experimento sino que emplearon las mezclas y los residuos puros sin una comunidad microbiana que de antemano produjera biogás, entonces, al colocar los dos residuos en una prueba se pudieron haber aumentado y mejorado las comunidades microbianas procedentes de las dos fuentes, mejorando los resultados del proceso.

CAPÍTULO 6

En el caso del presente estudio son dos aspectos que pueden explicar esta discrepancia, el primero relacionado con la presencia de un inóculo inicial con alta actividad metanogénica (lodo granular anaerobio) disminuyendo un poco el aspecto del balance y mejora de la comunidad microbiana a partir de los residuos. El segundo aspecto está relacionado con el hecho de que el valor de las variables de respuesta (R_{max} y $\%RemSV$) para esta mezcla en particular fue determinado mediante los modelos estadísticos, lo cual pudo haber propiciado una incorrecta estimación de los valores a pesar del alto grado de ajuste que se obtuvo para ambas variables.

Con respecto a los datos de remoción de DQO, se obtuvo un comportamiento similar a la remoción de SV, mostrando que cualquiera de estas dos variables podría ser útil para determinar la degradación de materia orgánica. En la figura 28 se presenta la gráfica de superficie de respuesta para la remoción de DQO, en la cual se puede apreciar una distribución bastante similar a la determinada para la remoción de SV.

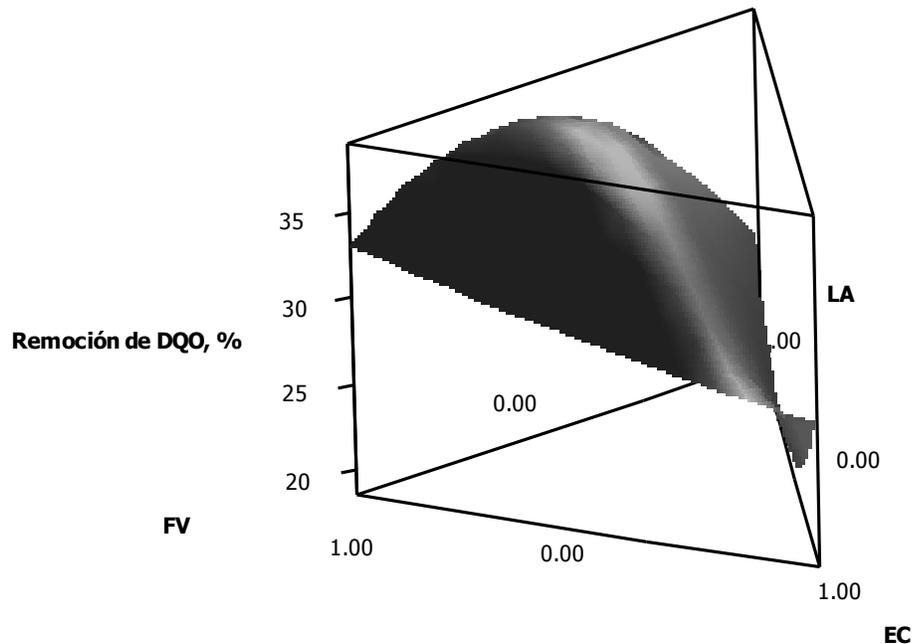


Fig. 28 Superficie de respuesta para la eficacia de remoción de DQO

Como se puede apreciar en la figura 28, (y al igual que en la gráfica de superficie de respuesta para la remoción de SV), se obtuvo un área comprendida (principalmente) entre la mezcla de FV y LA que ofrece los valores más altos de remoción de materia orgánica.

Conforme la composición de la mezcla se aleja de esta zona se podrán esperar resultados de menor remoción hasta llegar a un punto mínimo encontrado en la zona de mezcla donde LA y EC se encuentren en mayor proporción, mostrándose en la gráfica como una depresión en la superficie.

En el caso de la remoción de DQO, la ecuación de estimación estadística (ecuación 10) muestra que los residuos de frutas y verduras ofrecen de manera individual el mejor porcentaje de remoción de DQO (+32.97). Además, de manera análoga a lo determinado para la remoción de SV se encontró un efecto antagónico al emplear las mezclas LA-EC (-27.13) y FV-EC (-1.53), mientras que se observa un efecto sinérgico entre LA y FV (+28.54), exactamente como se había determinado para la remoción de SV. En este caso, el grado de ajuste R^2 de los datos presentó un valor de 94.89, mostrando que el modelo ofrece una descripción confiable de lo obtenido experimentalmente.

$$\%Rem_{DQO} = 25.85 LA + 32.97 FV + 26.98 EC + 28.54 LA FV - 27.13 LA EC - 1.53 FV EC + 182.88 LA FV EC \quad Ec.(10)$$

En la gráfica de la figura 28, a pesar de la existencia de ligeras diferencias, podemos apreciar de manera general un comportamiento similar al encontrado para la variable de remoción de SV. De estos resultados se puede concluir que la remoción de materia orgánica puede ser determinada en un proceso de codigestión de residuos a partir de la medición de los parámetros de SV o DQO total, encontrando valores de R^2 mayores al 90% para ambas variables empleando la metodología descrita en esta tesis.

Es necesario tener en cuenta que para llevar a cabo la determinación de la DQO se requiere un mayor grado de atención e incluso personal con experiencia para obtener resultados confiables al momento de la elaboración de la técnica al tratarse de material particulado, hecho que acarrea grandes problemáticas en el área de la digestión anaerobia de residuos sólidos (Raposo et al. 2008). En cambio la medición de sólidos volátiles puede resultar de menor complejidad al requerir únicamente una muestra homogénea sin tener en cuenta otros aspectos relacionados con el material particulado y al suprimirse la necesidad de llevar a cabo diluciones para su determinación. A pesar de estas dificultades, los resultados encontrados en la presente investigación sugieren que es posible determinar el efecto de la codigestión anaerobia sobre la remoción de materia orgánica independientemente de las unidades en que esta se exprese.

6.5.3.3 Relación: producción de metano – degradación de materia orgánica

A partir del análisis en Minitab 16 de la producción de metano (R_{max}) y la degradación de materia orgánica expresada de manera conjunta como sólidos volátiles y DQO, se determinó que la mezcla que maximiza las tres variables de manera simultánea es aquella compuesta únicamente por lodos activados de purga y residuos de frutas y verduras en proporciones: LA: 15.15%, FV: 84.85%, (con una proporción de estiércol de cerdo de 0%). La mezcla tiene la capacidad de producir valores de R_{max} , %RemSV y %RemDQO de 106 mLCH₄/gSVad.d, 17.2% y 35.5%, respectivamente.

Por otro lado, se encontró que al aumentar el porcentaje de estiércol de cerdo en la mezcla es posible aumentar la degradación de materia orgánica hasta llegar a un límite máximo de contenido de estiércol de 17.1%, a partir del cual la remoción de DQO disminuye. Además, el aumento del contenido de estiércol en la mezcla está ligado directamente con la disminución de la producción de metano. A manera de ejemplo, la mezcla: LA: 13.6%, FV: 76.4%, EC: 10% aumenta la remoción de sólidos volátiles y DQO adquiriendo valores de 17.8 y 35.8%, respectivamente; sin embargo, disminuye el valor de R_{max} al llegar a 91.5 mLCH₄/gSVad.d, valor 14% menor al obtenido con la mezcla que maximiza las tres variables simultáneamente.

Este resultado indica que el estiércol de cerdo tiene potencial para aumentar ligeramente la remoción de materia orgánica, probablemente debido a su alta carga microbiológica, con un límite bien establecido. Sin embargo, al mismo tiempo, se observa un efecto adverso frente a la producción de metano, el cual podría deberse a factores como la presencia de compuestos inhibitorios como es el caso de antibióticos de tipo veterinario, los cuales afectan la producción de metano con la posibilidad de no tener un efecto sobre la degradación de materia orgánica (Shi et al. 2011).

6.5.4 Escenarios de aplicación de la codigestión anaerobia

En esta sección se presenta un análisis de los datos utilizando los resultados obtenidos de los modelos estadísticos de codigestión. En este análisis se plantean tres escenarios de aplicación enfocados a la optimización del proceso; es decir, la maximización simultánea de dos variables: la tasa de producción específica de metano y la remoción de materia orgánica.

Cada escenario está enfocado a una instalación productora de residuos (la planta de tratamiento de aguas residuales, la central de abastos y la granja porcina) a manera de definir el efecto que tendría la adición de un co-sustrato en el proceso. El hecho de elegir las variables mencionadas anteriormente para hacer el análisis de optimización radica en la necesidad de determinar las mejores características tanto para la producción de metano como del grado de tratamiento que reciben los residuos empleando el proceso de codigestión. En este caso se decidió basar los resultados en la medición de sólidos volátiles debido a que es un parámetro empleado ampliamente y a que su medición experimental es de fácil implementación.

El análisis se llevó a cabo bajo la suposición de que cada instalación productora de desechos cuenta con una planta (biodigestor) para llevar a cabo el tratamiento de sus residuos orgánicos. Aunado a esto, se trabajó haciendo la suposición de que cada biodigestor estaría diseñado para tratar la producción diaria (reportada por cada instalación) de tal manera que los volúmenes de los digestores estén adaptados para tratar el 100% de esos residuos de manera individual. Esta última suposición se traduce en establecer que los digestores tendrían capacidades de 14 ton/d para tratar lodos activados, 13 ton/d para tratar residuos de central de abasto y 0.4 ton/d para tratar el estiércol en una granja porcina.

Tomando estas suposiciones como ciertas, se procedió a hacer un “barrido” de la composición de alimentación del biodigestor comenzando con 0% de co-sustrato (equivalente a 100% sustrato base) y haciendo aumentos paulatinos de 10% para verificar cómo afectaría al proceso el ingreso de residuos provenientes de alguna de las otras instalaciones.

Para ello, se empleó la herramienta de optimización de Minitab 16, la cual permite obtener la composición de mezcla que optimiza el proceso al fijar el porcentaje de uno de los componentes, de tal forma que a cada cambio de 10% en el co-sustrato, el programa establece automáticamente la combinación de los otros dos componentes que maximiza las variables de respuesta simultáneamente.

6.5.4.1 Planta de tratamiento de aguas residuales

En este caso, el digestor que trata lodos activados residuales tendría una capacidad de 14 ton/d y por ende, las restricciones para ingresar los dos co-sustratos al digestor de acuerdo con su generación reportada fueron: 1) los residuos de frutas y verduras podrán llegar hasta un 93% del volumen total del reactor ($13 \text{ ton}_{\text{FV}}/\text{d} \div 14 \text{ ton}_{\text{LA}}/\text{d}$) y 2) el estiércol tan solo podría ocupar 3% del volumen total del biodigestor ($0.4 \text{ ton}_{\text{EC}}/\text{d} \div 14 \text{ ton}_{\text{LA}}/\text{d}$) empleando todo el estiércol proveniente del corral de nodrizas.

Utilizando estas restricciones, se obtuvieron los valores presentados en la tabla 26 para las combinaciones óptimas al ir variando el porcentaje de co-sustrato en la mezcla. Para el caso de la planta de tratamiento de aguas residuales, se determinó que para obtener los resultados que optimicen las dos variables de respuesta elegidas se requiere emplear como co-sustrato únicamente residuos de frutas y verduras ya que el estiércol de cerdo no ofrecería cambios favorables o significativos en el proceso.

Además de presentarse los valores obtenidos a partir de la metodología de optimización, en la tabla 26 se pueden apreciar los porcentajes de mejora, los cuales definen qué tanto se incrementa (o disminuye) una variable de respuesta al emplear una mezcla de codigestión con respecto a lo que se obtendría al tratar de manera individual el sustrato base, en este caso los lodos activados de purga.

En la tabla 26 es posible apreciar que la práctica de agregar residuos de frutas y verduras como co-sustrato en un digestor que trata lodos activados de purga mejoraría en todos los casos ambas variables de respuesta, debido a que todos los porcentajes de mejora resultaron con signo positivo.

Existe un caso de mezcla que mejora en más de 400% la tasa específica de producción de metano con respecto al proceso individual, aquella compuesta por LA: 7%, FV: 93%, EC: 0%. Por otro lado, se determinó que existe una mezcla que tiene la capacidad de aumentar en 180% los resultados de remoción de sólidos volátiles: LA: 40%, FV: 60%, EC: 0%.

Tabla 26 Efecto de la adición de co-sustrato a un digestor que trata lodos activados residuales sobre la producción de metano y la remoción de sólidos volátiles.

Mezcla	Rmax, mLCH ₄ /gSVad.d	Porcentaje de mejora	Remoción SV, %	Porcentaje de mejora
LA: 7%, FV: 93%, EC: 0%	120.6	407%	15.6	127%
LA: 10%, FV: 90%, EC: 0%	115.1	383%	16.3	137%
LA: 20%, FV: 80%, EC: 0%	97.9	311%	18.0	161%
LA: 30%, FV: 70%, EC: 0%	82.5	246%	19.0	176%
LA: 40%, FV: 60%, EC: 0%	68.8	189%	19.3	181%
LA: 50%, FV: 50%, EC: 0%	56.9	139%	18.9	176%
LA: 60%, FV: 40%, EC: 0%	46.8	96%	17.9	161%
LA: 70%, FV: 30%, EC: 0%	38.4	61%	16.2	135%
LA: 80%, FV: 20%, EC: 0%	31.8	33%	13.8	100%
LA: 90%, FV: 10%, EC: 0%	26.9	13%	10.7	55%
LA: 100%, FV: 0%, EC: 0%	23.8	0%	6.9	0%

En la figura 29 es posible apreciar el efecto de adicionar paulatinamente un co-sustrato en un reactor que trata lodos activados de purga. Se presentan los valores encontrados por medio de la optimización para cada incremento de 10% del co-sustrato en la mezcla de alimentación. A medida que el contenido de co-sustrato aumenta en la mezcla, el potencial de producción de metano (medido como Rmax) aumenta del mismo modo, siendo el valor máximo aquel encontrado cuando se alimenta la máxima cantidad de residuos de frutas y verduras, es decir para la mezcla LA: 7%, FV: 93%, EC: 0%, con un valor de 120.6 mLCH₄/gSVad.d. En cuanto a la degradación de sólidos volátiles, existe un punto máximo encontrado cuando la mezcla está compuesta por LA: 40%, FV: 60% y EC: 0% tomando un valor de 19.3 % de remoción.

El valor máximo para la remoción de SV no coincide con el valor reportado en la sección anterior cuando se describió que el punto máximo general de remoción de SV, el cual se determinó para la mezcla LA: 35.2%, FV: 47.4% EC: 17.4% con un valor de 21.7%. Existen dos planteamientos que podrían explicar este resultado: 1) el valor máximo general de remoción está reportado sin tomar en cuenta restricciones de generación de las instalaciones productoras de residuos (el 17.4% que se requeriría de estiércol de cerdo para alcanzar esta condición de mezcla supera por mucho el máximo de 3% de EC que es posible agregar en la realidad) y 2) en esta sección se está haciendo un análisis de optimización, esto quiere decir que se busca que cada caso la mezcla produzca los mayores valores para ambas variables a la vez, restringiendo de esta manera los valores máximos alcanzables.

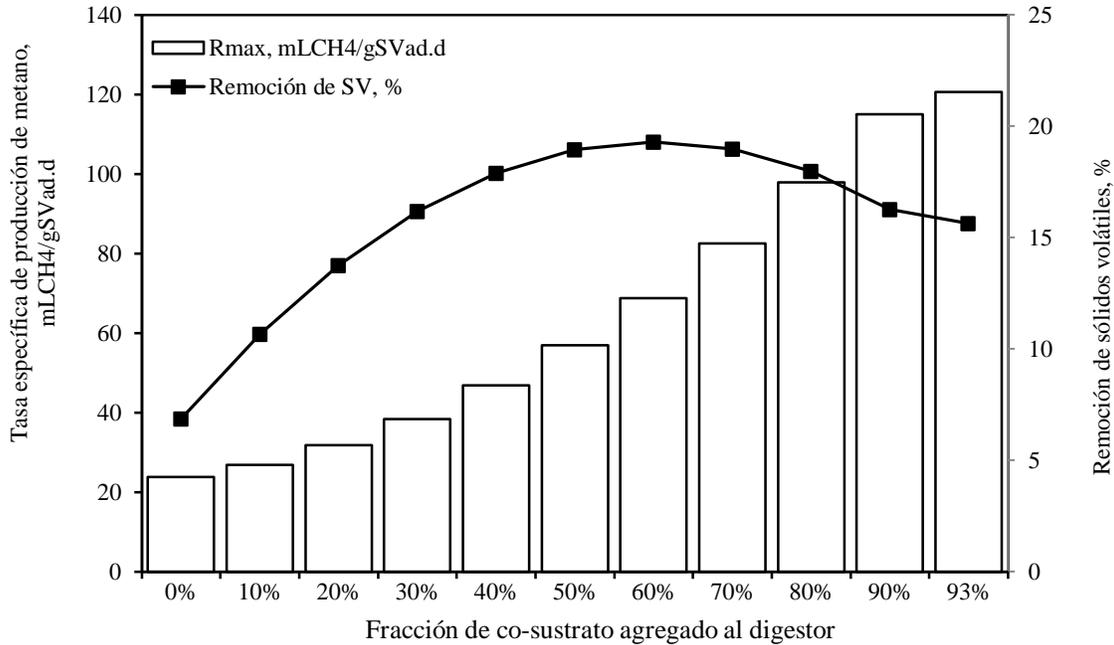


Fig. 29 Efecto de la adición paulatina de co-sustrato en un digestor anaerobio que trata lodos activados residuales.

Es necesario hacer mención de que el hecho de incluir un residuo extra en el sistema de tratamiento implicaría la necesidad de implementar un sistema de almacenamiento ya que en lugar de estar suministrando al biodigestor el 100% de los residuos que se producen en el sitio de manera directa, habría que emplear una menor cantidad para incluir los co-sustratos.

De este modo, vale la pena resaltar que aunque con la mezcla LA: 7%, FV: 93%, EC: 0% se aumentan de manera considerable ambas variables de respuesta con respecto a lo obtenido con la digestión individual de los lodos activados de purga (407 y del 127% para el potencial de producción de metano y la degradación de sólidos volátiles), esta podría considerarse como una solución no factible para la implementación práctica dado que requeriría el almacenamiento del 93% de los lodos generados en la planta de tratamiento. En cambio, si nos enfocamos a otra mezcla que no requiera un alto grado de almacenamiento podríamos obtener un resultado con mayor significado práctico.

En este sentido se puede proponer la mezcla que contiene LA: 40%, FV: 60%, EC: 0%, la cual implica una mejora en las variables de respuesta de 189 y 181% para la tasa de producción de metano y la remoción de sólidos, respectivamente, siendo una opción más factible en la práctica debido a que requeriría un almacenamiento del 60% de los lodos.

En una aplicación práctica sería necesario determinar para cada caso cual mezcla sería la más conveniente de acuerdo a las restricciones reales a manera de obtener mejoras en el proceso anaerobio sin la necesidad de un almacenamiento elevado. Otra posible solución a esta problemática, pero que requeriría una inversión extra de capital, es la construcción de un segundo biodigestor en la planta de tal forma que se pudiera suprimir la necesidad del almacenamiento consiguiendo las mejoras del proceso en dos reactores de manera simultánea; aunque esta propuesta requeriría del mismo modo un análisis de factibilidad previo.

6.5.4.2 Central de Abastos

En el caso de la central de abastos, las restricciones fueron las siguientes: 1) para el caso de los lodos activados no existió restricción ya que su producción es mayor a la producción diaria de residuos de frutas y verduras (14 ton_{LA}/d vs 13 ton_{FV}/d) y 2) para el caso del estiércol la restricción resultó de 3% del volumen del digestor que trata residuos de frutas y verduras (0.4 ton_{EC}/d ÷ 13 ton_{FV}/d). Los resultados obtenidos con cada incremento de co-sustrato en la mezcla y los respectivos efectos se presentan en la tabla 27.

Tabla 27 Efecto de la adición de co-sustrato a un digestor que trata residuos de frutas y verduras sobre la producción de metano y la remoción de sólidos volátiles

Mezcla	Rmax, mLCH ₄ /gSVad.d	Porcentaje de mejora	Remoción SV, %	Porcentaje de mejora
FV: 0%, LA: 100%, EC: 0%	23.8	-82%	6.9	-51%
FV: 10%, LA: 90%, EC: 0%	26.9	-80%	10.7	-23%
FV: 20%, LA: 80%, EC: 0%	31.8	-76%	13.8	-1%
FV: 30%, LA: 70%, EC: 0%	38.4	-71%	16.2	17%
FV: 40%, LA: 60%, EC: 0%	46.8	-65%	17.9	29%
FV: 50%, LA: 50%, EC: 0%	56.9	-58%	18.9	36%
FV: 60%, LA: 40%, EC: 0%	68.8	-49%	19.3	39%
FV: 70%, LA: 30%, EC: 0%	82.5	-38%	19.0	37%
FV: 80%, LA: 20%, EC: 0%	97.9	-27%	18.0	29%
FV: 90%, LA: 10%, EC: 0%	115.1	-14%	16.3	17%
FV: 100%, LA: 0%, EC: 0%	134.0	0%	13.9	0%

Como puede observarse en el caso de los residuos de central de abastos el hecho de implementar un proceso de codigestión, independientemente la mezcla que se proponga, tiene como consecuencia la disminución del potencial de producción de metano, ya que todos los porcentajes de mejora de esta variable resultaron negativos.

CAPÍTULO 6

Para el caso de la remoción de sólidos volátiles, existe un punto a partir del cual el proceso se vuelve favorable llegando a producir mejoras de hasta el 39% con la mezcla que contiene 60% de FV y 40% de LA, con respecto a la digestión individual de residuos de frutas y verduras.

En la figura 30 se puede apreciar el efecto de la codigestión en las dos variables de respuesta elegidas al emplear como sustrato principal los residuos de frutas y verduras. La gráfica es el “inverso” de la gráfica presentada en la figura 29, descrita en el análisis anterior. Esto se debe a que, al llevar a cabo la optimización, el porcentaje de estiércol de cerdo es llevado a cero ya que el hecho de agregarlo genera una ligera disminución en ambas variables de respuesta. De esta manera, las interacciones que mostraron las condiciones más adecuadas para la maximización fueron aquellas definidas únicamente por los residuos de frutas y verduras y el lodo activado de purga, de manera análoga al caso de aplicación anterior.

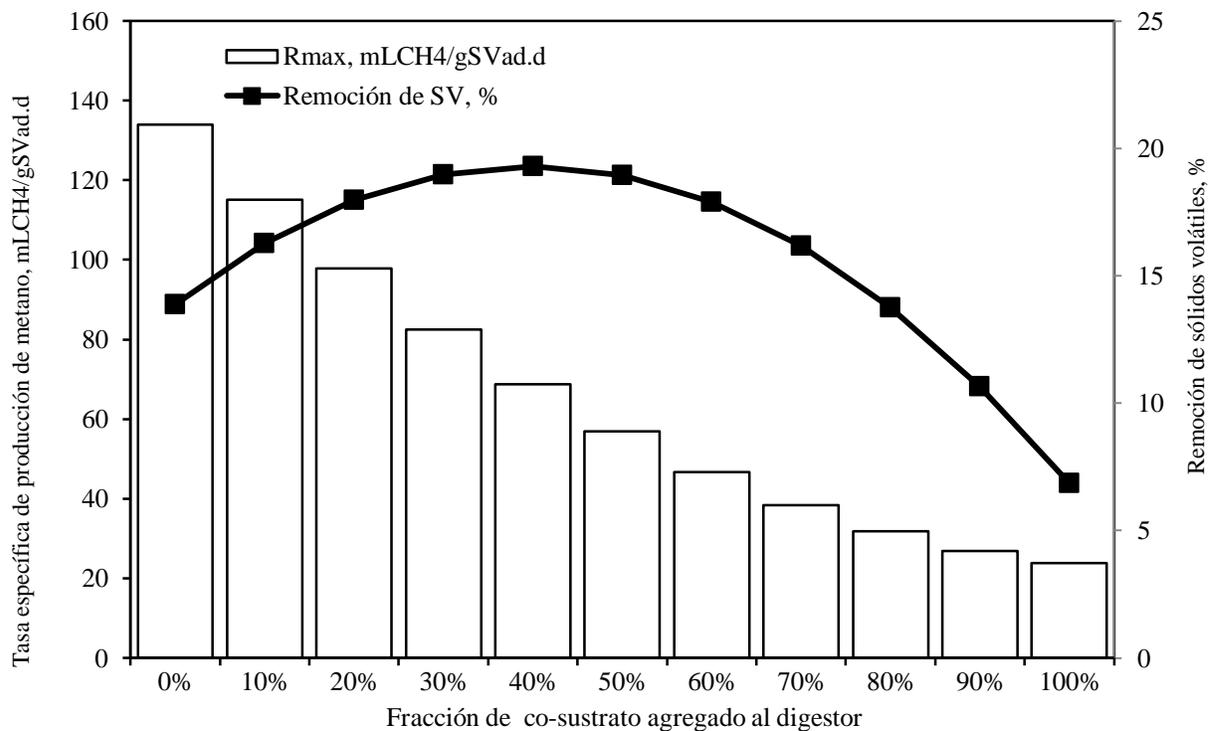


Fig. 30 Efecto de la adición paulatina de co-sustrato en un digestor anaerobio que trata residuos de central de abastos

En la figura 30, se puede apreciar que cuando la mezcla es pura (agregando únicamente residuos de frutas y verduras al biodigestor) se obtiene el máximo valor para Rmax (134mLCH₄/gSVad.d). Al aumentar el contenido de cosustrato se disminuye de manera continua la tasa de producción de metano.

Con respecto a la remoción de sólidos volátiles, se presentó un comportamiento parabólico en el que el máximo se alcanza cuando la mezcla contiene LA: 40% y FV: 60% con 19.3%. En este caso, el análisis debe estar más enfocado hacia qué tanto podría mejorarse la remoción de sólidos volátiles en comparación al proceso de digestión individual de FV sin afectar el potencial de producción de metano. Esto se puede entender cuando nos enfocamos en la mezcla LA: 40%, FV: 60%, EC: 0%, la cual presenta un valor de R_{max} de 68.8 mLCH₄/gSVad.d y de remoción de sólidos de 19.3%. Estos valores implican una disminución de casi el 50% en la producción de metano y una mejora de casi 40% en remoción de sólidos.

De esta manera, resultaría necesario definir con anticipación la prioridad del proceso, es decir, si este estará enfocado al tratamiento y por ende a la disminución de los sólidos volátiles o bien si se buscará más bien la producción de biogás con miras a su aprovechamiento como fuente de energía.

6.5.4.3 Granja porcina

Este caso de aplicación no tuvo restricciones debido a que la producción tanto de lodos activados como de residuos de central de abastos (14 ton/d y 13 ton/d, respectivamente) supera ampliamente la generación de estiércol (0.4 ton/d). De esta manera se llevaron a cabo los cambios en la composición de sustrato de alimentación del biodigestor, encontrando los resultados mostrados en la tabla 28.

Tabla 28 Efecto de la adición de co-sustrato a un digestor que trata estiércol de cerdo sobre la producción de metano y la remoción de sólidos volátiles

Mezcla	R_{max} , mLCH ₄ /gSVad.d	Porcentaje de mejora	Remoción SV, %	Porcentaje de mejora
EC: 0%, FV: 60%, LA: 40%	68.8	264%	19.3	106%
EC: 10%, FV: 54%, LA: 36%	60.1	218%	21.2	126%
EC: 20%, FV: 48%, LA: 32%	52.9	180%	21.6	130%
EC: 30%, FV: 42%, LA: 28%	47.1	149%	20.7	121%
EC: 40%, FV: 36%, LA: 24%	42.2	124%	19.0	102%
EC: 50%, FV: 30%, LA: 20%	38.1	102%	16.7	77%
EC: 60%, FV: 24%, LA: 16%	34.5	83%	14.2	51%
EC: 70%, FV: 18%, LA: 12%	31.0	64%	11.8	26%
EC: 80%, FV: 12%, LA: 8%	27.5	45%	10.0	7%
EC: 90%, FV: 6%, LA: 4%	23.5	24%	9.1	-3%
EC: 100%, FV: 0%, LA: 0%	18.9	0%	9.4	0%

CAPÍTULO 6

Como primer apunte para este escenario de aplicación, es necesario resaltar que el co-sustrato estuvo compuesto tanto por residuos de frutas y verduras como por lodos activados de purga. La codigestión tiene la capacidad de incrementar la tasa de producción de metano ya que la totalidad de los porcentajes de mejora resultaron positivos. Por otro lado, exceptuando el caso de la mezcla compuesta por EC: 90%, FV: 6%, LA: 4%, todas las mezclas mostraron efectos positivos con respecto a la remoción de sólidos volátiles cuando se compara con lo obtenido al tratar estiércol individualmente.

Cuando se emplea la mezcla LA: 36%, FV: 54%, EC: 10%, es posible aumentar en más de 200% la producción de metano en comparación de lo obtenido al emplear únicamente estiércol de cerdo como sustrato. En cuanto a la remoción de SV, el porcentaje máximo de mejora (130%) con respecto a la digestión individual de EC, se encontró al aplicar la mezcla LA: 32%, FV: 48%, EC: 20%. Podemos observar que la composición de esta mezcla es parecida a aquella establecida en el modelo como la que maximiza la degradación de sólidos (LA: 35.2%, FV: 47.4% EC: 17.4%), pero no coincide dado que no se aplicó la maximización simultánea de R_{max} . La mezcla que maximiza la remoción de sólidos volátiles sin restricciones (LA: 35.2%, FV: 47.4% EC: 17.4%) ofrece un valor de R_{max} de 52.4 mLCH₄/gSVad.d, menor al encontrado con la herramienta de optimización: 52.9 mLCH₄/gSVad.d (resultado de la mezcla LA: 32%, FV: 48%, EC: 20%).

En la figura 31 se establece cómo al aumentar la proporción de co-sustrato, la tasa específica de producción de metano aumenta de manera continua. Con respecto a la degradación de sólidos volátiles, se puede observar que existe un punto máximo cuando la mezcla contiene alrededor de 80% de co-sustratos (FV: 48%, LA: 32%) y 20% de EC.

El determinar la factibilidad de emplear una mezcla particular depende del porcentaje de almacenamiento que se desee establecer para el sustrato base, en este caso estiércol de cerdo. A manera de ejemplo, suponiendo que se elige la mezcla que contiene 50% de EC, 20% de LA y 30% de FV, se alcanzarían valores de R_{max} de 38 mLCH₄/gSVad.d, mientras que para la remoción de sólidos volátiles se lograría un porcentaje de 16.7%, los cuales mejoran el proceso en un 102 y 77% para R_{max} y la degradación de sólidos volátiles, respectivamente, en comparación a lo obtenido con el estiércol de cerdo de manera individual.

La aplicación real de esta condición de mezcla quedaría sujeta a la determinación de la factibilidad de almacenaje del 50% del estiércol generado o bien a la búsqueda de alguna otra solución que permita obtener los mejores resultados del proceso de digestión anaerobia de los residuos.

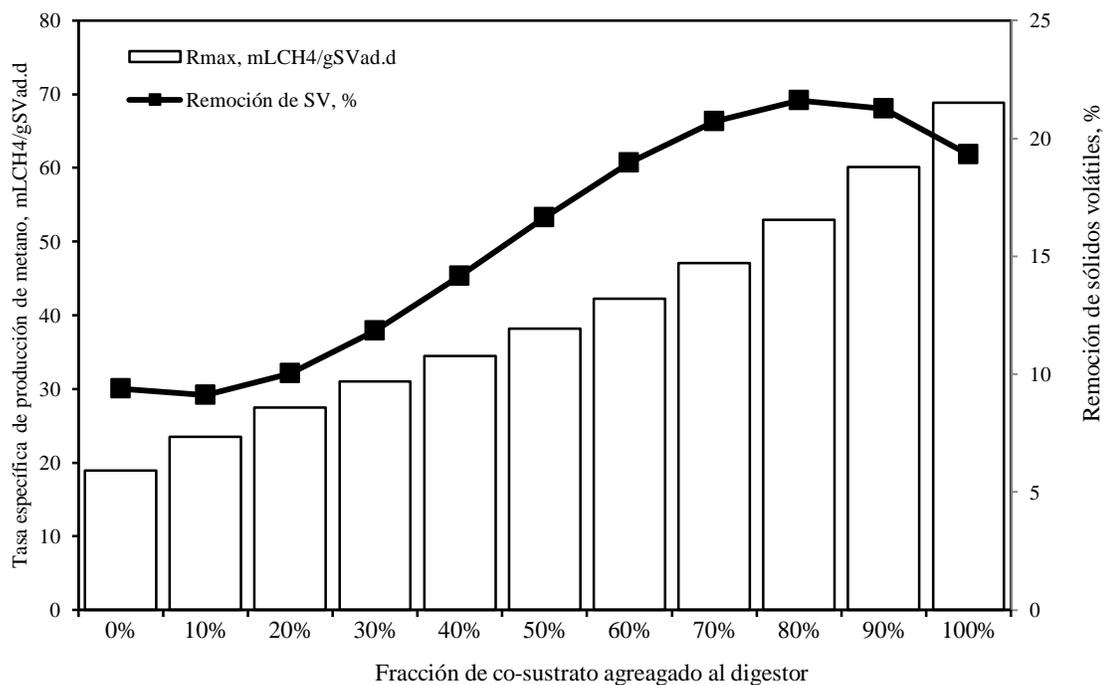


Fig. 31 Efecto de la adición paulatina de co-sustrato en un digestor anaerobio que trata estiércol de ganado porcino

De esta manera y mediante el análisis desarrollado se pudieron determinar las mejores condiciones de alimentación para digestores anaerobios tratando residuos procedentes de tres instalaciones diferentes: planta de tratamiento de aguas residuales municipales, central de abastos y granja porcina, encontrando que cada una tiene distintas posibilidades y opciones de tratamiento, que están restringidas por las cantidades de generación real de residuo en cada sitio así como de la rentabilidad económica de la solución en términos de almacenamiento de residuos o bien en cuanto a la construcción de más de un digestor.

Como una recomendación para un trabajo posterior se puede plantear hacer un análisis económico para determinar la rentabilidad de los digestores ideados en esta investigación para de esta manera conocer si resultaría posible ofrecer una propuesta de interés a los encargados de cada instalación estudiada.

6.6 Conclusiones de la fase 2

Se llevó a cabo la caracterización fisicoquímica de tres residuos orgánicos: lodos activados residuales, residuos de frutas y verduras y estiércol de cerdo. Se encontró que entre ellos existen características que otorgan equilibrio al proceso de digestión anaerobia cuando son tratados simultáneamente.

Se encontró que existen diferencias importantes al evaluar el potencial de producción de metano basándose en la producción específica máxima de metano o en la tasa específica de producción de metano, resultado interesante que hace necesario definir cuál de estas dos variables sería tomada como parámetro de diseño en un proceso a mayor escala.

Se encontró que, bajo las condiciones del presente estudio, los residuos de frutas y verduras mostraron los más altos valores de producción específica máxima de metano (522.5 ± 15 mLCH₄/gSVad) y tasa específica de producción de metano (134.6 ± 11 mLCH₄/gSVad·d) al ser tratados de manera individual, resultado atribuible al alto contenido de azúcares totales (84 g/kg) con alto potencial de producción de metano. Los valores más bajos de potencial de producción de metano, expresados como la tasa específica de producción, se obtuvieron al emplear de manera individual estiércol de cerdo y lodos activados residuales, mostrando valores de 18.6 ± 0.6 y 24.1 ± 0.2 mLCH₄/gSVad·d, respectivamente.

Se determinó que a medida que el contenido de residuos de frutas y verduras aumentaba en la mezcla de alimentación la producción de metano mantuvo una tendencia de crecimiento, mostrando las cualidades de aplicar un proceso de codigestión anaerobia para llevar a cabo el tratamiento de lodos activados residuales y/o estiércol de cerdo.

Se determinó que cada uno de los residuos orgánicos contribuye en cierta medida a la mejora de la remoción de materia orgánica. La mezcla que maximiza esta variable de respuesta sería aquella compuesta por 35.2% de lodos activados residuales, 47.4% residuos de frutas y verduras y 17.4% de estiércol de cerdo, alcanzando una remoción de sólidos volátiles de 21.7%.

La codigestión de residuos eliminó la fase de latencia en las pruebas desarrolladas.

Para el caso de la planta de tratamiento de aguas el co-sustrato ideal serían los residuos de frutas y verduras (50% de la mezcla) mejorando hasta 139% la tasa de producción de metano y 176% la remoción de sólidos volátiles, en comparación a los valores obtenidos durante la digestión individual de lodo activado residual.

Para el caso de la central de abasto el tratamiento de residuos de frutas y verduras de manera individual presentaron los mejores resultados de producción de metano.

Finalmente, para el caso de la granja porcina es factible el uso de dos co-sustratos: lodo activado residual (20% de la mezcla) y residuos de frutas y verduras (30% de la mezcla) incrementando hasta en un 102% la tasa de producción de metano en 77% la remoción de sólidos volátiles, con respecto a la digestión individual de estiércol de cerdo.

CAPITULO 7 CONCLUSIONES

Es factible estimar el potencial de producción de metano de diferentes residuos orgánicos a través de dos enfoques experimentales diferentes; es decir, en botellas y en reactores, encontrando resultados con diferencias menores al 11% entre ellos.

Sin embargo, durante la operación de reactores anaerobios de lotes secuenciales, la duración del ciclo tiene un efecto directamente proporcional en la producción de metano, es decir a mayor duración de ciclo, mayor valor de producción específica de metano. Es necesario tener en consideración este efecto para evitar estimaciones erróneas de las variables de respuesta.

Es factible la combinación de co-sustratos para incrementar la producción biológica de metano ya que cuentan con características complementarias tales como el contenido de alcalinidad (37 gCaCO₃/kg) y nitrógeno orgánico (9.8 gNTK/kg) por parte del estiércol de cerdo, los cuales ofrecen una solución a la deficiencia de nitrógeno (2.1 gNTK/kg) y al potencial de generación de acidez de los residuos de frutas y verduras, conferido por su alto contenido de azúcares totales (83.9 g/kg).

Los efectos de la codigestión anaerobia de residuos orgánicos fueron:

1. Incrementos en la tasa de producción de metano de más de 100% con respecto a lo obtenido durante la digestión individual de lodos activados y estiércol de cerdo.
2. Disminución en la producción de metano con la adición de co-sustrato durante el tratamiento de residuos de frutas y verduras.
3. Incrementos en la remoción de materia orgánica siempre que el contenido de estiércol de cerdo en la mezcla no sobrepase el 17%.
4. Eliminación de la fase de latencia observada durante el tratamiento individual de lodos activados de purga y estiércol de cerdo (1 y 5 días, respectivamente).

La condición de mezcla que maximiza simultáneamente la tasa de producción de metano y la remoción de materia orgánica (expresada con respecto al contenido de sólidos volátiles y a la demanda química de oxígeno total) resultó ser conformada únicamente por lodos activados de purga y residuos de frutas y verduras en proporciones: LA: 15.15%, FV: 84.85%, EC: 0%.

CAPÍTULO 7

Con esta mezcla los valores de tasa específica de producción de metano y de remoción de sólidos volátiles y DQO son $106 \text{ mLCH}_4/\text{gSVad.d}$, 17.2% y 35.5%, respectivamente.

Finalmente, los escenarios de aplicación basados en las cantidades de generación reales permitieron estimar que, para el caso de un digestor instalado en la central de abastos, no existió una mezcla con la capacidad de maximizar la producción de metano debido a que el uso de residuos de frutas y verduras como sustrato de manera individual ofrecería los resultados más altos de producción de metano. Por otra parte, para los digestores instalados en la planta de tratamiento de aguas y la granja porcina, existen mezclas capaces de maximizar la producción de metano, obteniendo incrementos de 139% y 102% al emplear como sustrato las mezclas compuestas por LA: 50%, FV: 50% EC: 0% y LA: 20%, FV: 30%, EC: 50%, en el digestor que trata lodos activados de purga y aquel que trata estiércol de cerdo, respectivamente.

7.1 Recomendaciones

A manera de recomendaciones para futuras investigaciones se propone por un lado implementar el análisis químico detallado de los residuos empleados, con respecto al contenido de material lignocelulósico, con la finalidad de poder establecer el vínculo entre este parámetro de caracterización y el potencial de los sustratos para la producción de metano ya que de esta manera se podría aportar al acervo existente del conocimiento del proceso anaerobio de residuos orgánicos.

Por otro lado, resultaría interesante desarrollar un estudio de codigestión anaerobia empleando otro tipo de residuos con características diferentes a los residuos empleados en la presente investigación, como es el caso de residuos grasos o bien residuos orgánicos industriales para determinar cómo afectaría al proceso el ingreso de otro tipo de residuos.

Resultaría interesante implementar el diseño de experimentos creado en esta investigación con la diferencia de que no se suministre alcalinidad ni micro-nutrientes, de tal manera que puedan observarse las cualidades intrínsecas de los residuos en el proceso de codigestión.

Se obtendrían resultados interesantes al continuar con la operación de un reactor anaerobio a nivel laboratorio implementando las mezclas descritas en el diseño de experimentos con la finalidad de determinar si en un reactor es posible obtener los valores descritos en pruebas de un solo lote y establecer las diferencias entre enfoques experimentales, evaluando el efecto de factores como el tiempo de reacción y la carga orgánica en la producción de metano y la remoción de materia orgánica durante la codigestión de residuos orgánicos.

Como comentario final, esta investigación aporta un amplio panorama acerca de la digestión anaerobia como una alternativa práctica y de alto valor para llevar a cabo el tratamiento de residuos orgánicos. Se considera una opción práctica porque la digestión anaerobia es un proceso bien estudiado y que se aplica en diversos países con gran éxito y de alto valor porque ofrece no únicamente la posibilidad de llevar a cabo un manejo adecuado de los residuos, con lo cual las afectaciones al ambiente y a la salud pueden ser aminoradas o suprimidas; sino porque además, la implementación de la digestión anaerobia provee un recurso útil como fuente de energía: el biogás.

CAPÍTULO 8 BIBLIOGRAFÍA

- Abbasi T, Tauseef SM, Abbasi S a. (2012) Anaerobic digestion for global warming control and energy generation—An overview. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* **16**(5), 3228–3242. doi:10.1016/j.rser.2012.02.046.
- Albuquerque J a., de la Fuente C, Campoy M, Carrasco L, Nájera I, Baixauli C, Caravaca F, Roldán a., Cegarra J, Bernal MP (2012) Agricultural use of digestate for horticultural crop production and improvement of soil properties. *European Journal of Agronomy* **43**, 119–128. doi:10.1016/j.eja.2012.06.001.
- Alvarez R, Lidén G (2008) Semi-continuous co-digestion of solid slaughterhouse waste, manure, and fruit and vegetable waste. *Renewable Energy* **33**(4), 726–734. doi:10.1016/j.renene.2007.05.001.
- Alvarez J a, Otero L, Lema JM (2010) A methodology for optimising feed composition for anaerobic co-digestion of agro-industrial wastes. *Bioresource technology* **101**(4), 1153–8. doi:10.1016/j.biortech.2009.09.061.
- American Public Health Association (APHA) (1998) Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water. 20th Edition, APHA, Washington, DC.
- Angelidaki I, Alves M, Bolzonella D, Borzacconi L, Campos JL, Guwy a J, Kalyuzhnyi S, Jenicek P, van Lier JB (2009) Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays. *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research* **59**(5), 927–34. doi:10.2166/wst.2009.040.
- Angelidaki I, Sanders W (2004) Assessment of the anaerobic biodegradability of macropollutants. *Re/Views in Environmental Science & Bio/Technology* **3**(2), 117–129. doi:10.1007/s11157-004-2502-3.
- Appels L, Baeyens J, Degrève 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. doi:10.1016/j.pecs.2008.06.002.
- Banco Mundial (2013) <http://datos.bancomundial.org/indicador/SP.POP.TOTL?page=1>
- Bouallagui H, Rachdi B, Gannoun H, Hamdi M (2009) Mesophilic and thermophilic anaerobic co-digestion of abattoir wastewater and fruit and vegetable waste in anaerobic sequencing batch reactors. *Biodegradation* **20**(3), 401–9. doi:10.1007/s10532-008-9231-1.
- Bouallagui H, Touhami Y, Ben Cheikh R, Hamdi M (2005) Bioreactor performance in anaerobic digestion of fruit and vegetable wastes. *Process Biochemistry* **40**(3-4), 989–995. doi:10.1016/j.procbio.2004.03.007.
- Buffiere P, Loisel D, Bernet N, Delgenes J-P (2006) Towards new indicators for the prediction of solid waste anaerobic digestion properties. *Water Science & Technology* **53**(8), 233–241. doi:10.2166/wst.2006.254.
- Callaghan FJ, Wase DAJ, Thayanithy K, Forster CF (2002) Continuous co-digestion of cattle slurry with fruit and vegetable wastes and chicken manure. *Biomass and Bioenergy* **27**, 71–77.
- Chandra R, Takeuchi H, Hasegawa T (2012) Methane production from lignocellulosic agricultural crop wastes: A review in context to second generation of biofuel production. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* **16**(3), 1462–1476. doi:10.1016/j.rser.2011.11.035.

- Chen Y, Cheng JJ, Creamer KS (2008) Inhibition of anaerobic digestion process: a review. *Bioresource technology* **99**(10), 4044–64. doi:10.1016/j.biortech.2007.01.057.
- Chen Y, Jiang S, Yuan H, Zhou Q, Gu G (2007) Hydrolysis and acidification of waste activated sludge at different pHs. *Water research* **41**(3), 683–9. doi:10.1016/j.watres.2006.07.030.
- Cunha S, Fernandes J, Ferreira I (2002) HPLC/UV determination of organic acids in fruit juices and nectars. *European Food Research and Technology* **214**(1), 67–71. doi:10.1007/s002170100412.
- Deublein D, Steinhauser A (2008) “Biogas from Waste and Renewable Resources. An Introduction.” (Wiley-VCH)
- Dubois M, Gilles KA, Hamilton JK, Rebers PA, Smith F (1956) Colorimetric Method for Determination of Sugars and Related Substances. *Analytical Chemistry* **28**(3), 350–356.
- Elbeshbishy E, Nakhla G, Hafez H (2012) Biochemical methane potential (BMP) of food waste and primary sludge: influence of inoculum pre-incubation and inoculum source. *Bioresource technology* **110**, 18–25. doi:10.1016/j.biortech.2012.01.025.
- EUROSTAT Statistical Office of the European Communities (2011)
<http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/agriculture/data/database>
- FAO Food and Agriculture Organization of the United Nations (2011) Animal Feed Resources Information System (AFRIS)
<http://www.fao.org/ag/AGA/AGAP/FRG/afris/es/Data/476.HTM>
- García-Peña EI, Parameswaran P, Kang DW, Canul-Chan M, Krajmalnik-Brown R (2011) Anaerobic digestion and co-digestion processes of vegetable and fruit residues: process and microbial ecology. *Bioresource technology* **102**(20), 9447–55. doi:10.1016/j.biortech.2011.07.068.
- Gómez X, Cuetos MJ, Cara J, Morán a., García a. I (2006) Anaerobic co-digestion of primary sludge and the fruit and vegetable fraction of the municipal solid wastes. *Renewable Energy* **31**(12), 2017–2024. doi:10.1016/j.renene.2005.09.029.
- Guerra RG, González SM, Trupiano AP, Figueroa ME, Seghezzi L, Cuevas CM (2000) Perfiles de actividad metanogénica específica en un reactor UASB (reactor anaeróbico de flujo ascendente y manto de lodos) utilizado para el tratamiento de líquidos cloacales pre-sedimentados. *Avances en Energías Renovables y Medio Ambiente* **4**, 25–30.
- Gunaseelan VN (2004) Biochemical methane potential of fruits and vegetable solid waste feedstocks. *Biomass and Bioenergy* **26**(4), 389–399. doi:10.1016/j.biombioe.2003.08.006.
- Gunaseelan VN (2007) Regression models of ultimate methane yields of fruits and vegetable solid wastes, sorghum and napiergrass on chemical composition. *Bioresource technology* **98**(6), 1270–7. doi:10.1016/j.biortech.2006.05.014.
- Gunaseelan VN (2013) Predicting ultimate methane yields of *Jatropha curcus* and *Morus indica* from their chemical composition. *Bioresource Technology* **100**, 3426–9.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2009.02.005>
- Habiba L, Hassib B, Moktar H (2009) Improvement of activated sludge stabilisation and filterability during anaerobic digestion by fruit and vegetable waste addition. *Bioresource technology* **100**(4), 1555–60. doi:10.1016/j.biortech.2008.09.019.
- Hansen KH, Angelidaki I, Ahring BK (1998) Anaerobic digestion of swine manure: inhibition by ammonia. *Water Research* **32**(1), 5–12.
- Harada H, Uemura S, Momonoi K (1994) Interaction between sulfate-reducing bacteria and methane-producing bacteria in UASB reactors fed with low strength wastes containing

- different levels of sulfate. *Water Research* **28**(2), 355–367. doi:10.1016/0043-1354(94)90273-9.
- Hashimoto AG (1989) Effect of Inoculum/Substrate Ratio on Methane Yield and Production Rate from Straw. *Biological Wastes* **28**, 247–255.
- Hedegaard M, Jaensch V (1999) Anaerobic Co-digestion of Urban and Rural Wastes. *Renewable Energy* **16**, 1064–1069.
- Hernández-Martínez B (2010) Aprovechamiento de levaduras para la producción de metano: sustrato único y en co-digestión con lodos activados. Tesis de Maestría. Instituto de Ingeniería UNAM, México.
- Hong J, Li X (2011) Environmental assessment of sewage sludge as secondary raw material in cement production--a case study in China. *Waste management (New York, NY)* **31**(6), 1364–71. doi:10.1016/j.wasman.2010.12.020.
- Le Hyaric R, Chardin C, Benbelkacem H, Bollon J, Bayard R, Escudié R, Buffière P (2011) Influence of substrate concentration and moisture content on the specific methanogenic activity of dry mesophilic municipal solid waste digestate spiked with propionate. *Bioresource technology* **102**(2), 822–7. doi:10.1016/j.biortech.2010.08.124.
- INEGI (2007) Censo Agrícola, Ganadero y Forestal 2007. Tabulado VIII Apartado 48. “Existencias de porcinos según calidad de Ganado por entidad federativa.” México.
- Jiménez J, Romero O, Guardia Y, Dewulf J, Cisneros M, Morgan J, Noyola A (2011) Optimización de la actividad metanogénica en la co-digestión anaerobia de residuos agropecuarios e industriales bajo condiciones termofílicas. En: Memorias del XIV Congreso Nacional de Biotecnología y Bioingeniería. Juriquilla, Querétaro. México
- Jin P, Bhattacharya SK, Williams CJ, Zhang H (1998) Effects of sulfide addition on copper inhibition in methanogenic systems original. *Water Research* **32**, 977-988.
- Johari A, Ahmed SI, Hashim H, Alkali H, Ramli M (2012) Economic and environmental benefits of landfill gas from municipal solid waste in Malaysia. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* **16**(5), 2907–2912. doi:10.1016/j.rser.2012.02.005.
- Kashyap DR, Dadhich KS, Sharma SK (2003) Biomethanation under psychrophilic conditions: a review. *Bioresource technology* **87**(2), 147–53. <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/12765353>.
- Kelessidis A, Stasinakis AS (2012) Comparative study of the methods used for treatment and final disposal of sewage sludge in European countries. *Waste management (New York, NY)* **32**(6), 1186–95. doi:10.1016/j.wasman.2012.01.012.
- Kim H-W, Nam J-Y, Shin H-S (2011) A comparison study on the high-rate co-digestion of sewage sludge and food waste using a temperature-phased anaerobic sequencing batch reactor system. *Bioresource technology* **102**(15), 7272–9. doi:10.1016/j.biortech.2011.04.088.
- Kroeker E (1979) Anaerobic treatment process stability. *Water Pollution Control Federation* **51**(4), 718–727.
- Labatut R a, Angenent LT, Scott NR (2011) Biochemical methane potential and biodegradability of complex organic substrates. *Bioresource technology* **102**(3), 2255–64. doi:10.1016/j.biortech.2010.10.035.
- Van Langerak EP a., Gonzalez-Gil G, van Aelst a., van Lier JB, Hamelers HVM, Lettinga G (1998) Effects of high calcium concentrations on the development of methanogenic sludge in upflow anaerobic sludge bed (UASB) reactors. *Water Research* **32**(4), 1255–1263. doi:10.1016/S0043-1354(97)00335-7.

- Lesteur M, Bellon-Maurel V, Gonzalez C, Latrille E, Roger JM, Junqua G, Steyer JP (2010) Alternative methods for determining anaerobic biodegradability: A review. *Process Biochemistry* **45**(4), 431–440. doi:10.1016/j.procbio.2009.11.018.
- Liao PH, Lo KV, Chieng ST (1984) Effect of liquid - solids separation on biogas production from dairy manure. *Energy in Agriculture* **3**, 61–69.
- Lin J, Zuo J, Gan L, Li P, Liu F, Wang K, Chen L, Gan H (2011) Effects of mixture ratio on anaerobic co-digestion with fruit and vegetable waste and food waste of China. *Journal of Environmental Sciences* **23**(8), 1403–1408. doi:10.1016/S1001-0742(10)60572-4.
- Lopes WS, Leite VD, Prasad S (2004) Influence of inoculum on performance of anaerobic reactors for treating municipal solid waste. *Bioresource technology* **94**(3), 261–6. doi:10.1016/j.biortech.2004.01.006.
- Macias-Corral M, Samani Z, Hanson A, Smith G, Funk P, Yu H, Longworth J (2008) Anaerobic digestion of municipal solid waste and agricultural waste and the effect of co-digestion with dairy cow manure. *Bioresource technology* **99**(17), 8288–93. doi:10.1016/j.biortech.2008.03.057.
- Madigan MT, Martinko JM, Parker J (2003) *Biología de los microorganismos*: Brock. Pearson Prentice Hall. Décima Edición. Madrid, 2004
- Madsen M, Holm-Nielsen JB, Esbensen KH (2011) Monitoring of anaerobic digestion processes: A review perspective. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* **15**(6), 3141–3155. doi:10.1016/j.rser.2011.04.026.
- Marañón E, Castrillón L, Quiroga G, Fernández-Nava Y, Gómez L, García MM (2012) Co-digestion of cattle manure with food waste and sludge to increase biogas production. *Waste management (New York, NY)* **32**(10), 1821–5. doi:10.1016/j.wasman.2012.05.033.
- MARM (2010) El sector del biogás agroindustrial en España. Madrid, 16 de septiembre de 2010. http://www.magrama.gob.es/es/ganaderia/temas/requisitos-y-condicionantes-de-la-produccion-ganadera/docbiogasversion21-09-2010_tcm7-5925.pdf.
- Mckay G (2002) Dioxin characterisation , formation and minimisation during municipal solid waste (MSW) incineration : review. *Chemical Engineering Journal* **86**, 343–368.
- Misi SN, Forster CF (2002) Semi-Continuous Anaerobic Co-Digestion of Agro-Wastes. *Environmental Technology* **23**, 445–451.
- Molinuevo-Salces B, García-González MC, González-Fernández C, Cuetos MJ, Morán A, Gómez X (2010) Anaerobic co-digestion of livestock wastes with vegetable processing wastes: a statistical analysis. *Bioresource technology* **101**(24), 9479–85. doi:10.1016/j.biortech.2010.07.093.
- Moreno-Andrade I, Buitrón G (2003) Influence of the initial substrate to microorganisms concentration ratio on the methanogenic inhibition test. *Water science and technology: a journal of the International Association on Water Pollution Research* **48**(6), 17–22. <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/14640195>.
- Murakami T, Suzuki Y, Nagasawa H, Yamamoto T, Koseki T, Hirose H, Okamoto S (2009) Combustion characteristics of sewage sludge in an incineration plant for energy recovery. *Fuel Processing Technology* **90**(6), 778–783. doi:10.1016/j.fuproc.2009.03.003.
- Murto M, Björnsson L, Mattiasson B (2004) Impact of food industrial waste on anaerobic co-digestion of sewage sludge and pig manure. *Journal of Environmental Management* **70**(2), 101–107. doi:10.1016/j.jenvman.2003.11.001.

- Neves L, Oliveira R, Alves MM (2004) Influence of inoculum activity on the bio-methanization of a kitchen waste under different waste/inoculum ratios. *Process Biochemistry* **39**(12), 2019–2024. doi:10.1016/j.procbio.2003.10.002.
- Nielsen AM, Feilberg A (2012) Anaerobic digestion of energy crops in batch. *Biosystems Engineering* **112**(3), 248–251. doi:10.1016/j.biosystemseng.2012.03.008.
- Owen WF, Stuckev DC, Healv JB, Young LY, Mccagr PL (1979) Bioassay for monitoring biochemical methane potential and anaerobic toxicity. *Water research* **13**(5), .
- Pagés Díaz J, Pereda Reyes I, Lundin M, Sárvári Horváth I (2011) Co-digestion of different waste mixtures from agro-industrial activities: kinetic evaluation and synergetic effects. *Bioresource technology* **102**(23), 10834–40. doi:10.1016/j.biortech.2011.09.031.
- Poggi-Varaldo H, Valdés L, Esparza-García F (1996) Solid substrate anaerobic co-digestion of paper mill sludge, biosolids and municipal solid waste. *Water science and technology* : **35**, 197–204.
- Rao PV, Baral SS (2011) Experimental design of mixture for the anaerobic co-digestion of sewage sludge. *Chemical Engineering Journal* **172**(2-3), 977–986. doi:10.1016/j.cej.2011.07.010.
- Raposo F, Banks CJ, Siegert I, Heaven S, Borja R (2006) Influence of inoculum to substrate ratio on the biochemical methane potential of maize in batch tests. *Process Biochemistry* **41**(6), 1444–1450. doi:10.1016/j.procbio.2006.01.012.
- Raposo F, Fernández-Cegrí V, De la Rubia M a., Borja R, Béline F, Cavinato C, Demirer G, Fernández B, Fernández-Polanco M, Frigon JC, Ganesh R, Kaparaju P, Koubova J, Méndez R, Menin G, Peene a., Scherer P, Torrijos M, Uellendahl H, Wierinck I, de Wilde V (2011) Biochemical methane potential (BMP) of solid organic substrates: evaluation of anaerobic biodegradability using data from an international interlaboratory study. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology* **86**(8), 1088–1098. doi:10.1002/jctb.2622.
- Raposo F, de la Rubia M a, Borja R, Alaiz M (2008) Assessment of a modified and optimised method for determining chemical oxygen demand of solid substrates and solutions with high suspended solid content. *Talanta* **76**(2), 448–53. doi:10.1016/j.talanta.2008.03.030.
- 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. doi:10.1016/j.rser.2011.09.008.
- Ros M, Franke-Whittle IH, Morales a B, Insam H, Ayuso M, Pascual J a (2013) Archaeal community dynamics and abiotic characteristics in a mesophilic anaerobic co-digestion process treating fruit and vegetable processing waste sludge with chopped fresh artichoke waste. *Bioresource technology* **136**, 1–7. doi:10.1016/j.biortech.2013.02.058.
- Rosas DA, Peña LA, Ramos RG, Izumikawa C, Aguilar G, Velasco TJ, Flores MS, Díaz RA, Magdaleno GA, García RL, Salgado FP (2003) Evaluación de la incineración de residuos peligrosos. *Gaceta ecológica INE-SEMARNAT* **66**, México, 27–40.
- Ruiz-Suárez LG, González-Avalos E (1997) Modeling methane emissions from cattle in Mexico. *The Science of the total environment* **206**(2-3), 177–86. <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/9394481>.
- SAGARPA (1998) Utilización de estiércoles. Sistema de Agronegocios Agrícolas. México 1998 www.sagarpa.gob.mx/.../fichasaapt/Utilización%20de%20estiércoles.pdf
- SAGARPA (2012) Sistema de Información Agroalimentaria y Pesquera (SIAP). Resumen nacional: producción, precio, valor, animales sacrificados y precio. México. http://www.siap.gob.mx/index.php?option=com_wrapper&view=wrapper&Itemid=369.

CAPÍTULO 8

- Saint-Joly C, Desbois S, Lotti JP (2000) Determinant impact of waste collection and composition on anaerobic digestion performance: industrial results. *Water science and technology: a journal of the International Association on Water Pollution Research* **41**(3), 291–7. <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/11382004>.
- Salazar PS (2006) Implementación de un sistema automatizado para la determinación de la biodegradabilidad aerobia y anaerobia. Tesis de Maestría. Instituto de Ingeniería UNAM, México.
- SEMARNAT (2003a) Ley general para la prevención y gestión integral de los residuos. *Diario Oficial de la Federación México*, 8 de octubre de 2003.
- SEMARNAT (2003b) Norma Oficial Mexicana NOM-004-SEMARNAT-2002. Lodos y biosólidos. Especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final. *Diario Oficial de la Federación México*, 15 de agosto de 2003.
- SEMARNAT (2003c) Norma Oficial Mexicana NOM-098-SEMARNAT-2002. Protección Ambiental- Incineración de Residuos, especificaciones de operación y límites de emisión de contaminantes. *Diario Oficial de la Federación México*, 23 de abril de 2003.
- SEMARNAT (2004) Norma Oficial Mexicana NOM-083-SEMARNAT-2003 Especificaciones de protección ambiental para la selección del sitio, diseño, construcción, operación, monitoreo, clausura y obras complementarias de un sitio de disposición final de residuos sólidos urbanos y . *Diario Oficial de la Federación México*, 9 de junio de 2004.
- SEMARNAT (2004b) Informe de la situación del Medio Ambiente en México. Compendio de Estadísticas Ambientales. Edición 2004. ISBN 978-968-817-910-9. México 2004
- SEMARNAT (2006) Reglamento de la Ley General para la Prevención y la Gestión Integral de Residuos. *Diario Oficial de la Federación México*, 30 de noviembre de 2006.
- SEMARNAT-INE-GTZ (2006) Manual de compostaje municipal. Tratamiento de residuos sólidos urbanos. México, Septiembre de 2006.
http://www2.ine.gob.mx/publicaciones/consultaPublicacion.html?id_pub=499
- SEMARNAT (2007) Programa Sectorial de Medio Ambiente y Recursos Naturales 2007-2012. México.
<http://www.transparenciapresupuestaria.gob.mx/ptp/ServletImagen?tipo=pdf&idDoc=145>.
- SEMARNAT (2007b) Estrategia Nacional para el Cambio Climático. Comisión intersecretarial de Cambio Climático. ISBN 968-817-837-3. México, Mayo de 2007.
<http://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/211920.pdf>
- SEMARNAT (2009) Programa Especial de Cambio Climático 2009-2012. México, 28 de Agosto de 2009. http://www.semarnat.gob.mx/programas/Documents/PECC_DOE.pdf
- SEMARNAT (2013) Norma Oficial Mexicana NOM-161-SEMARNAT-2011 Que establece los criterios para clasificar a los Residuos de Manejo Especial y determinar cuáles están sujetos a Plan de Manejo; el listado de los mismos, el procedimiento para la inclusión o exclusión a dicho. *Diario Oficial de la Federación México*, 7 de enero de 2013.
- SEMARNAT-INE (2006) Diagnóstico básico para la gestión integral de residuos. México, octubre de 2006.
<http://www.semarnat.gob.mx/informacionambiental/singir/Documents/DiagnosticoBasico2006.pdf>.

- Shanmugam P, Horan NJ (2009) Simple and rapid methods to evaluate methane potential and biomass yield for a range of mixed solid wastes. *Bioresource technology* **100**(1), 471–4. doi:10.1016/j.biortech.2008.06.027.
- Sharholly M, Ahmad K, Mahmood G, Trivedi R (2008) Municipal solid waste management in Indian cities – A review. *Waste management* **28**, 459–467. doi:10.1016/j.wasman.2007.02.008.
- Shelton DR, Tiedje JM (1984) General method for determining anaerobic biodegradation potential. *Applied and environmental microbiology* **47**(4), 850–7. <http://www.pubmedcentral.nih.gov/articlerender.fcgi?artid=239775&tool=pmcentrez&render type=abstract>.
- Shi JC, Liao XD, Wu YB, Liang JB (2011) Effect of antibiotics on methane arising from anaerobic digestion of pig manure. *Animal Feed Science and Technology* **166-167**, 457–463. doi:10.1016/j.anifeedsci.2011.04.033.
- Sinbuathong N, Khaodhiar S, Liengcharernsit W, Sirirote P, Watts D (2007) Effect of sulfate on the methanogenic activity of a bacterial culture from a brewery wastewater during glucose degradation. *Journal of Environmental Sciences* **19**, 1025–1027.
- SMA (2008) Marco Legal y Normativo Aplicable en Materia de Residuos Sólidos del Distrito Federal. http://www.sma.df.gob.mx/sma/links/download/archivos/capa_inspectores/dia4/Marco_normativo_RS_01.pdf.
- Tafdrup S (1995) Viable energy production and waste recycling from anaerobic digestion of manure and other biomass materials. *Biomass and Bioenergy* **9**, 303–314.
- Valdez-Vazquez I, Acevedo-beni JA, Hernández-Santiago C (2010) Distribution and potential of bioenergy resources from agricultural activities in Mexico. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* **14**, 2147–2153. doi:10.1016/j.rser.2010.03.034.
- Wan C, Zhou Q, Fu G, Li Y (2011) Semi-continuous anaerobic co-digestion of thickened waste activated sludge and fat, oil and grease. *Waste management (New York, NY)* **31**(8), 1752–8. doi:10.1016/j.wasman.2011.03.025.
- Wang Y, Zhang Y, Wang J, Meng L (2009) Effects of volatile fatty acid concentrations on methane yield and methanogenic bacteria. *Biomass and Bioenergy* **33**(5), 848–853. doi:10.1016/j.biombioe.2009.01.007.
- Ward AJ, Hobbs PJ, Holliman PJ, Jones DL (2008) Optimisation of the anaerobic digestion of agricultural resources. *Bioresource technology* **99**(17), 7928–40. doi:10.1016/j.biortech.2008.02.044.
- Werther J, Ogada T (1999) Sewage sludge combustion. *Progress in Energy and Combustion Science* **25**, 55–116.
- Wittmann C, Zeng a P, Deckwer WD (1995) Growth inhibition by ammonia and use of a pH-controlled feeding strategy for the effective cultivation of *Mycobacterium chlorophenicum*. *Applied microbiology and biotechnology* **44**(3-4), 519–25. <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/8597555>.
- Wong M (1990) Anaerobic digestion of pig manure mixed with sewage sludge. *Biological Wastes* **31**, 223–230.
- Wu X, Yao W, Zhu J, Miller C (2010) Biogas and CH₄ productivity by co-digesting swine manure with three crop residues as an external carbon source. *Bioresource Technology* **101**(11), 4042–4047. doi:10.1016/j.biortech.2010.01.052.

CAPÍTULO 8

- Yadvika, Santosh, Sreekrishnan TR, Kohli S, Rana V (2004) Enhancement of biogas production from solid substrates using different techniques--a review. *Bioresource technology* **95**(1), 1–10. doi:10.1016/j.biortech.2004.02.010.
- Yuan C, Lin H, Wu C, Liu M (2005) Partition and size distribution of heavy metals in the flue gas from municipal solid waste incinerators in Taiwan. *Chemosphere* **59**, 135–145. doi:10.1016/j.chemosphere.2004.09.095.
- Zarkadas IS, Pilidis G a (2011) Anaerobic co-digestion of table olive debittering & washing effluent, cattle manure and pig manure in batch and high volume laboratory anaerobic digesters: effect of temperature. *Bioresource technology* **102**(8), 4995–5003. doi:10.1016/j.biortech.2011.01.065.
- Zhang Z, Zhu J, King J, Li W (2006) A two-step fed SBR for treating swine manure. *Process Biochemistry* **41**(4), 892–900. doi:10.1016/j.procbio.2005.11.005.
- Zhou Y, Zhang Z, Nakamoto T, Li Y, Yang Y, Utsumi M, Sugiura N (2011) Influence of substrate-to-inoculum ratio on the batch anaerobic digestion of bean curd refuse-okara under mesophilic conditions. *Biomass and Bioenergy* **35**(7), 3251–3256. doi:10.1016/j.biombioe.2011.04.002.
- Zhu N, Deng C, Xiong Y, Qian H (2004) Performance characteristics of three aeration systems in the swine manure composting. *Bioresource technology* **95**(3), 319–26. doi:10.1016/j.biortech.2004.02.021.
- Zhu B, Gikas P, Zhang R, Lord J, Jenkins B, Li X (2009) Characteristics and biogas production potential of municipal solid wastes pretreated with a rotary drum reactor. *Bioresource technology* **100**(3), 1122–9. doi:10.1016/j.biortech.2008.08.024.

Anexo 1 “Técnicas analíticas”

En el presente anexo se detallan las técnicas analíticas empleadas durante la realización de este trabajo de tesis.

a) Sólidos suspendidos totales, volátiles y fijos

Para llevar a cabo la medición de los sólidos suspendidos se siguió el procedimiento descrito en los métodos estándares (APHA, 1998), número 2540D. Para ello, se emplearon filtros de fibra de vidrio (Whatman ® GF/A) de 1.6 µm de tamaño de poro. Cada filtro fue lavado tres veces simultáneas con 20mL de agua destilada empleando un equipo de filtración al vacío. Posteriormente, los filtros se colocaron en una estufa a 103-105°C y se dejaron secar por una hora. Al término se colocaron en la estufa a 550°C durante quince minutos. Posteriormente, se lleva a cabo la operación de enfriado – desecado que consistió en colocarlos en la estufa a 103-105°C durante 15 minutos y posteriormente en un desecador durante 15 minutos para posteriormente pesar y registrar el valor hasta obtener un peso constante o cuando el cambio en el peso del filtro fuera menor a 4% o bien 0.5mg y se registró el peso como peso constante (P0). Una vez realizado esto, se llevó a cabo un cálculo estimado del contenido de sólidos totales en la muestra, de tal forma que fuera posible estimar un volumen de muestra tal que al momento de ser filtrado y colocado en la estufa a 103-105°C produjera un máximo de 200mg de residuo seco. Una vez realizado este cálculo se procedió a tomar el volumen determinado (V) de la muestra bien mezclada. Antes de la operación de filtrado se impregnó el filtro con agua una vez colocado en el equipo de filtración y se procedió a la aplicación de la muestra bien mezclada. Es recomendable colocar la muestra en la zona que se encuentra entre el centro y las orillas del filtro. Posteriormente se lavó la muestra con diez mililitros de agua destilada tres veces sucesivas, esto con la finalidad de remover los sólidos disueltos presentes en la muestra que pudieran interferir con la medición.

Posteriormente se colocaron los filtros en la estufa a 103-105°C durante un tiempo mínimo de una hora. Al término de este tiempo se llevó a cabo la operación enfriado-desecado registrando el peso, hasta que el cambio de peso fuera menor al 4% o a 0.5mg entre una medición y otra.

ANEXOS

La determinación en mediciones por duplicados debe coincidir con el 5% de diferencia entre los pesos finales registrados (P1). Finalmente, para la determinación de sólidos suspendidos fijos y volátiles se colocaron los filtros en una mufla a 550°C en un tiempo de 20 minutos por cada 200mg de muestra (peso seco). Este tiempo puede incrementarse dependiendo el tipo de muestra. Se llevó a cabo la operación de calcinado-enfriado-desecado hasta que el cambio en el peso fue menor al 4% o a 0.5mg para registrar el peso (P2). Las fórmulas para calcular la concentración de sólidos suspendidos totales (SST), sólidos suspendidos fijos (SSF) y sólidos suspendidos volátiles (SSV) son las presentadas a continuación:

$$[SST, mg/L] = \frac{P1 - P0}{V} \times 1000$$

$$[SSF, mg/L] = \frac{P2 - P0}{V} \times 1000$$

$$[SSV, mg/L] = [SST] - [SSF]$$

b) Sólidos totales, volátiles y fijos

La medición de sólidos totales se basa en la evaporación del agua contenida en una muestra con su subsecuente secado. Los sólidos totales incluyen los sólidos fijos y los sólidos volátiles. Los sólidos fijos se refieren a aquella porción de la muestra remanente después de haber sido sometida a un proceso de ignición. Lo que se pierde una vez elevada la temperatura se denominan sólidos volátiles.

En este caso, para llevar a cabo la medición de sólidos se empleó el método 2540B, descrito en los métodos estándares (APHA, 1998). Este método consiste en secar una muestra bien mezclada en un recipiente resistente a la temperatura. Para ello se emplearon crisoles de 50 mL. La preparación de los crisoles consistió en colocarlos en una mufla a 550°C durante una hora, posteriormente quince minutos en una estufa a 103-105°C y finalmente en desecador por dos horas para proseguir a su pesado. El peso registrado se denominó peso constante (P0). Una vez conocido este valor, se tomó un volumen definido (V) de la muestra bien mezclada y se transfirió al crisol.

Se registró el peso total del crisol más la muestra (P1) y se colocó en la estufa a 103-105°C durante al menos una noche, esto debido a las características del residuo empleado. Posteriormente se dejó enfriar en un desecador durante dos horas y se registró el peso. Este procedimiento de secado-enfriado se repite hasta que el peso mostró una diferencia menor a 4% respecto a la medición previa (o 0.5m) y se registró el peso (P2). Finalmente, para determinar el contenido de sólidos volátiles se colocó el crisol en una mufla a 550°C durante un periodo de dos horas, con una tapadera de porcelana para evitar pérdida de material. Al término de esta etapa se colocó en la estufa a 103-105°C por veinte minutos y finalmente en desecador durante dos horas para registrar el peso. Se repitió este procedimiento hasta que el cambio en el peso fue menor a 4% o bien a 0.5mg y se tomó ese valor como peso final (P3). Las fórmulas empleadas en este trabajo para la determinación de sólidos totales, volátiles y fijos son las presentadas en la tabla 29.

Tabla 29 Fórmulas empleadas para el cálculo del contenido de sólidos totales y volátiles durante la experimentación

<u>Unidades</u>	<u>g/L</u>	<u>g/g_{residuo}</u>
<u>Parámetro</u>		
Sólidos totales	$[ST] = \frac{P2 - P0}{V} \times 1000$	$[ST] = \frac{P2 - P0}{P1 - P0}$
Sólidos fijos	$[SF] = \frac{P3 - P0}{V} \times 1000$	$[ST] = \frac{P3 - P0}{P1 - P0}$
Sólidos volátiles	$[SV] = [ST] - [SF]$	

c) Demanda Química de Oxígeno

Para la determinación de la demanda química de oxígeno (DQO) se empleó la técnica de reflujo cerrado, establecida en el manual del espectrofotómetro HACH ® DR2010. Se utilizaron viales con dicromato de potasio y ácido sulfúrico. A cada vial se agregaron dos mililitros de la muestra a analizar cuidando que la concentración de DQO se encontrara en el intervalo que permite la prueba. En este caso se emplearon viales de 0-1500 mgDQO/L, por lo que se llevaron a cabo diluciones para mantener la concentración de DQO de la muestra en dicho intervalo.

ANEXOS

Al momento de agregar la muestra fue necesario tener precauciones dada la peligrosidad de la prueba que involucra el uso de ácido concentrado. Se inclinó el vial en una dirección que protegiera al experimentador y a cualquier persona cercana, de tal forma que se pudiera agregar resbalando por las paredes del vial para evitar el contacto directo con el contenido. Posteriormente se cerró y agitó el vial para colocarlo en el digestor precalentado a 105°C durante dos horas. Una vez hecho esto, se dejaron enfriar a temperatura ambiente para ser leídos en el espectrofotómetro HACH empleando una longitud de onda de 620nm y el programa 435. Se corrió simultáneamente un blanco agregando dos mililitros de agua destilada y siguiendo el procedimiento descrito anteriormente. El resultado obtenido se expresa en las unidades de mgO₂/L.

Para llevar a cabo la medición de la DQO soluble se tomaron diez mililitros de la muestra y se centrifugaron a 2500 rpm durante cinco minutos. El resultante se filtró con un filtro de fibra de vidrio Whatman GF/A de 1.6 µm de tamaño de poro y se empleó el líquido filtrado como muestra para determinar el contenido de DQO soluble, realizando las diluciones y siguiendo el procedimiento descrito anteriormente.

d) Nitrógeno amoniacal

Se determinó el contenido de nitrógeno en su forma amoniacal (N-NH₃) a partir del método 10031 descrito en el manual HACH DR2010. Se tomaron 0.1 mililitros de la muestra (la cual debió encontrarse en el intervalo de 0-50 mg N-NH₃/L) y se agregaron al vial HACH para determinación de nitrógeno amoniacal agitando posteriormente el contenido. A continuación se empleó el contenido de un sobre de salicilato de amonio provisto en el kit para determinación HACH, colocándolo en el tubo con su posterior agitación. Finalmente, se agregó el contenido de un sobre de cianuro de amonio, se colocó la tapa del vial, se agitó y se dejó reaccionar durante 20 minutos. Posteriormente se leyó en el espectrofotómetro HACH DR2010 empleando el método 343 y una longitud de onda de 655nm. Adicionalmente se preparó un blanco adicionando 0.1 mililitros de agua desionizada a un vial y siguiendo el procedimiento empleado para las otras muestras.

e) Nitrógeno total Kjeldhal

Se determinó el contenido de nitrógeno orgánico total a partir del método Semi-Kjeldhal modificado, descrito en los métodos estándares número 4500-Norg C (APHA 1998). El método se basa en una digestión de la muestra empleando ácido sulfúrico concentrado (H_2SO_4), un catalizador de selenio (propio de la determinación Kjeldhal) y sulfato de cobre ($\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$). La digestión se lleva a cabo en un dispositivo que permite elevar la temperatura de la muestra en matraces tipo Kjeldhal a un intervalo entre 375 y 385°C, convirtiendo el nitrógeno orgánico de la muestra y el nitrógeno amoniacal en amonio, en la forma de sulfato de amonio ($(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$). La digestión se lleva a cabo hasta que la muestra cambia de color a verde esmeralda. Posteriormente se agrega una solución alcalina para mantener un exceso de base (solución de hidróxido de sodio y tiosulfato de sodio, NaOH y $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$) y se lleva a cabo la destilación para separar amoniaco. El amoniaco es condensado y recogido en una solución indicadora de ácido bórico (H_3BO_3), la cual al entrar en contacto con el nitrógeno vira de color violeta a verde brillante. Finalmente, se lleva a cabo una titulación con solución de ácido sulfúrico 0.02N hasta virar nuevamente a violeta pálido y se registra el volumen de ácido gastado. Se debe correr un blanco empleando agua destilada.

La fórmula para llevar a cabo el cálculo del nitrógeno total Kjeldhal se muestra a continuación:

$$N - \text{Kjeldhal} (mg/kg) = \frac{(A - B) \cdot N \cdot 14}{M}$$

Donde: A = Volumen de solución de H_2SO_4 gastado en la titular la muestra, L
 B = Volumen de solución de H_2SO_4 gastado en titular el blanco, L
 N = Normalidad del ácido empleado en la titulación, mol/L
 14 = Peso equivalente del nitrógeno, 14 g/mol
 M= Masa de muestra adicionada, kg

f) Fósforo

La medición cuantitativa del contenido de fósforo, en forma de orto-fosfatos (PO_4^{3-}), se realizó a partir del método descrito en el manual HACH DR2010. Se tomaron cinco mililitros de muestra, diluida de tal forma que la concentración de PO_4^{3-} se encontrara entre 0 y 100 mg/L.

ANEXOS

Posteriormente, se agitó y se agregó el contenido de un sobre con persulfato de sodio. Se agitó el contenido del vial y se llevó a un digestor pre-calentado a 150°C, dejándolo durante 30 minutos. Una vez terminado este intervalo de tiempo, se dejó enfriar a temperatura ambiente. Una vez frío, se colocaron dos mililitros de NaOH 1.54N y se agitó el vial. Finalmente se agregaron 0.5 mL de reactivo de molibdovanadato, provisto en el Kit HACH para fósforo en forma de orto-fosfatos. Se dejó reaccionar durante 7 minutos para leer en espectrofotómetro HACH DR2010 utilizando una longitud de onda de 430nm y el programa 480.

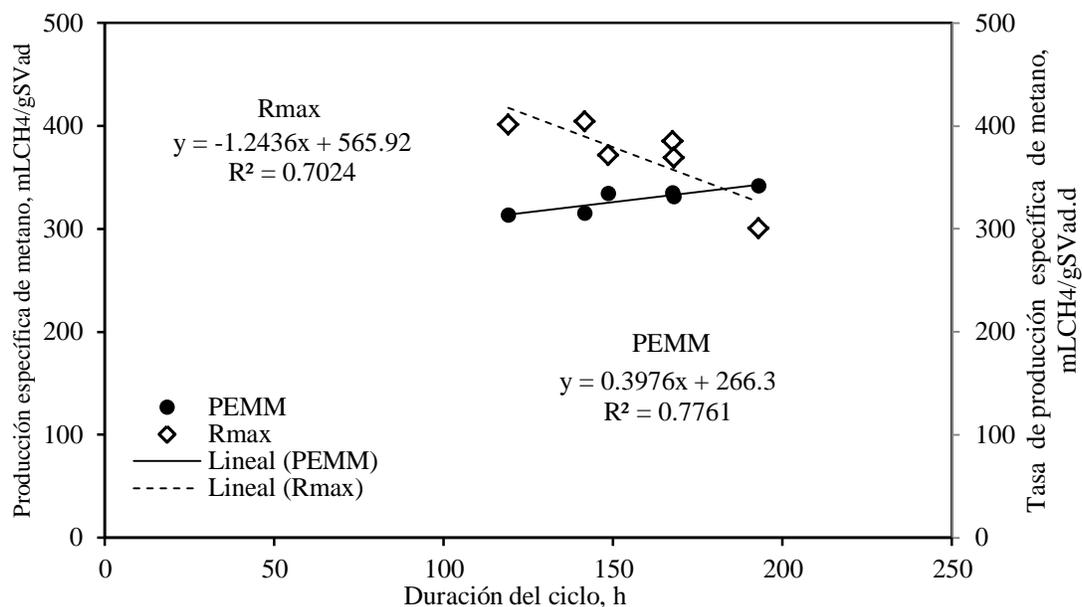
g) Azúcares totales.

El contenido de azúcares se determinó a partir del método colorimétrico modificado de fenol-ácido sulfúrico desarrollado por Dubois et al. (1956). El método se basa en la coloración amarilla o anaranjada que toman las azúcares simples, oligosacáridos, polisacáridos y sus derivados, al reaccionar con fenol y ácido sulfúrico. Se colocaron 0.5 mL de muestra centrifugada y filtrada en un tubo de ensayo de 10 mL y se completaron con 1.5 mL de agua destilada. Posteriormente se añadieron 50 µl de solución de fenol al 80% (p/v) agitando vigorosamente. A continuación, se añadieron cuidadosamente dos mililitros de ácido sulfúrico concentrado de manera continua. La reacción con ácido concentrado provoca un aumento de temperatura por lo cual fue necesario incubar por diez minutos a temperatura ambiente las preparaciones. Finalmente, se realizó la lectura de absorbancia en un espectrofotómetro HACH DR2010 con una longitud de onda de 490 nm. Para conocer la concentración de azúcares es necesario preparar una curva patrón, empleando muestras de solución de glucosa a concentraciones de 0, 10, 20, 40, 60, 80 y 100 mg/L, a las cuales se les aplica el procedimiento descrito anteriormente para crear la ecuación de concentración en función de la absorbancia

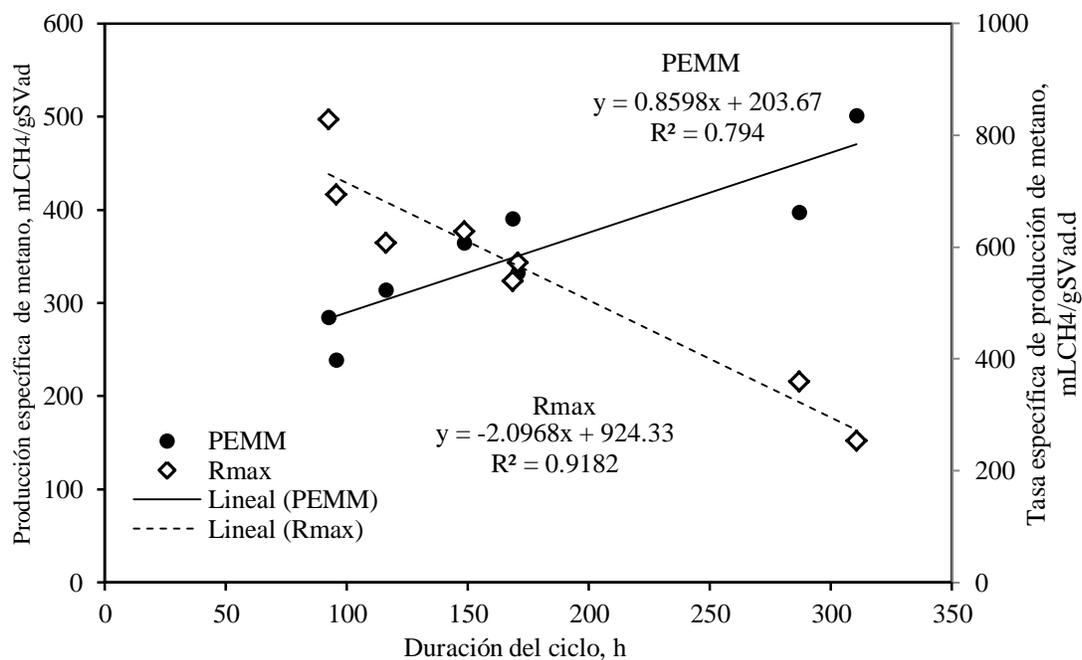
Anexo 2 “Efecto de la duración del ciclo sobre la producción de metano”

En este apartado se presentan las gráficas que demuestran el efecto de la duración del ciclo sobre las variables de respuesta obtenidas del ajuste al modelo de Gompertz durante la operación de reactores anaerobios de lotes secuenciales empleando como sustrato: mango, piña, plátano y chayote.

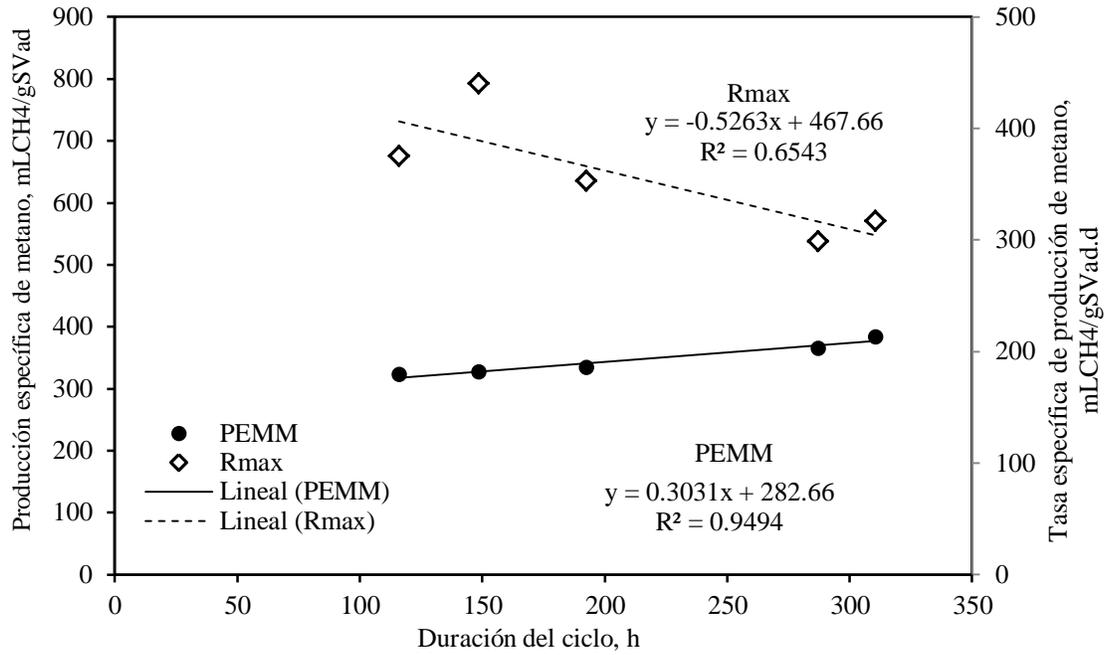
A) Mango



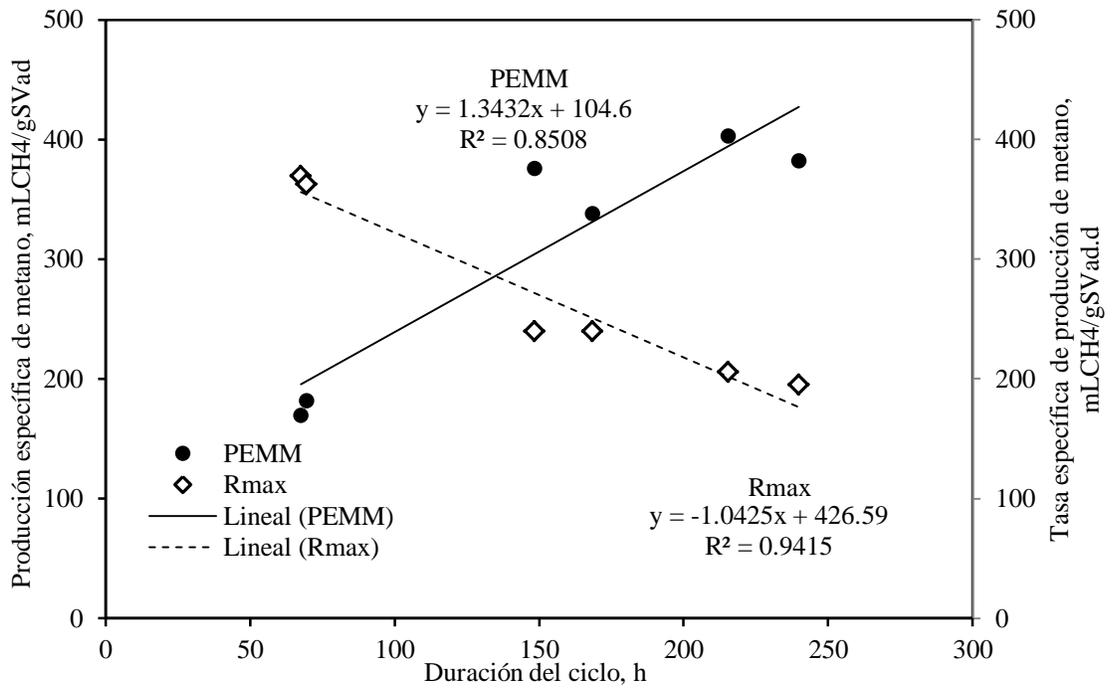
B) Piña



C) Plátano



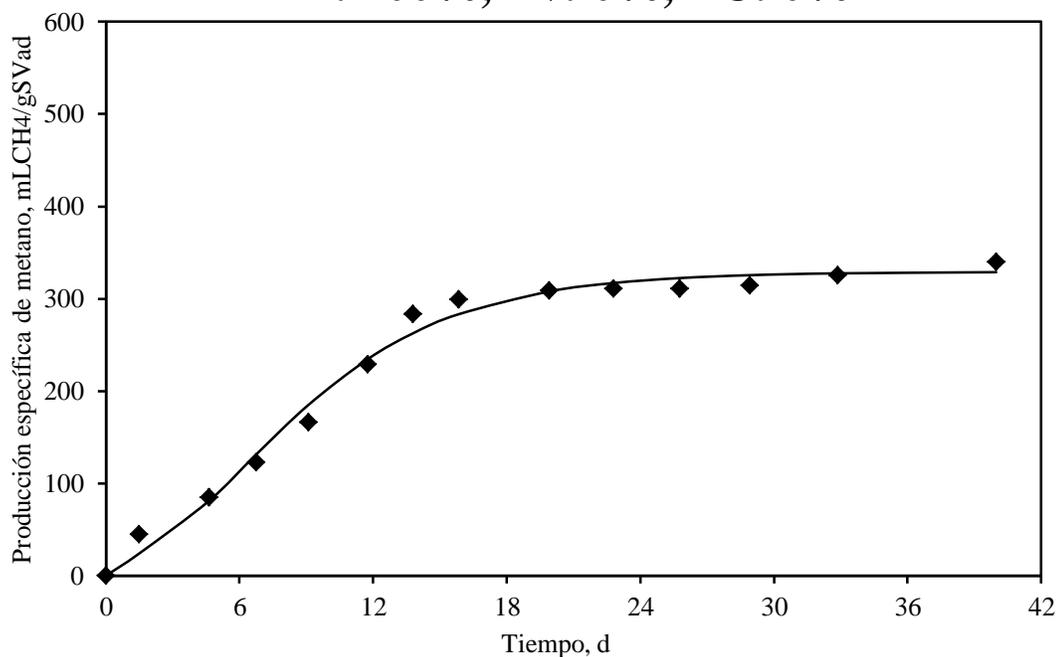
D) Chayote



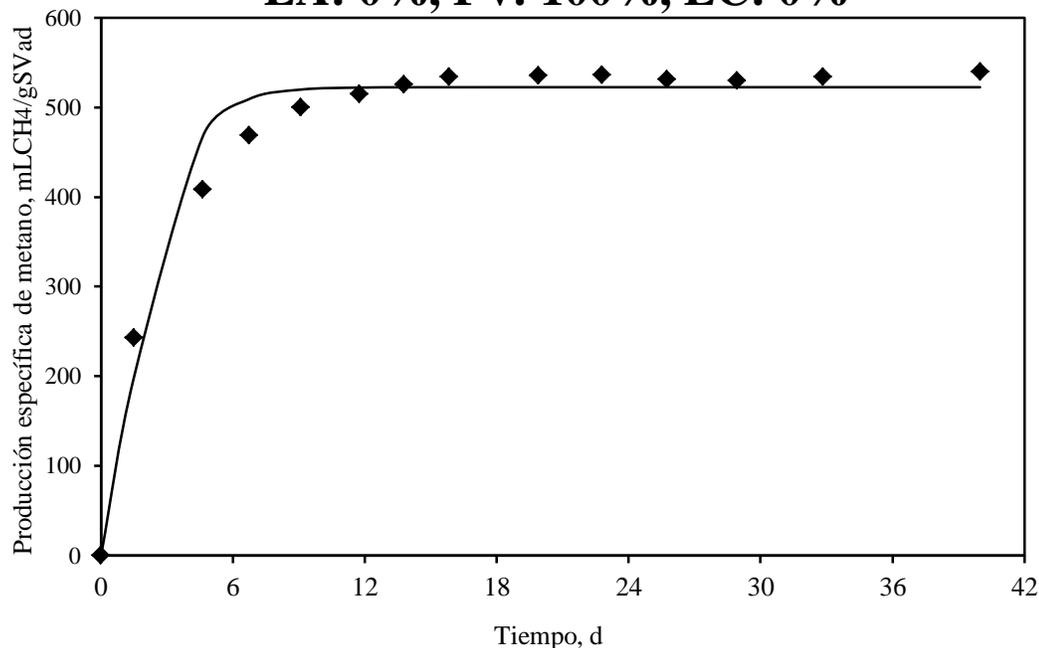
Anexo 3. “Curvas de producción de metano y su ajuste al modelo de Gompertz”

En esta sección se presentan las curvas de producción específica de metano obtenidas durante las pruebas de evaluación del efecto de mezcla de residuos orgánicos en la producción de metano. Como encabezado se presenta la mezcla a partir de la cual fue obtenida la curva en cada caso (♦ Datos experimentales, —Ajuste al modelo de Gompertz).

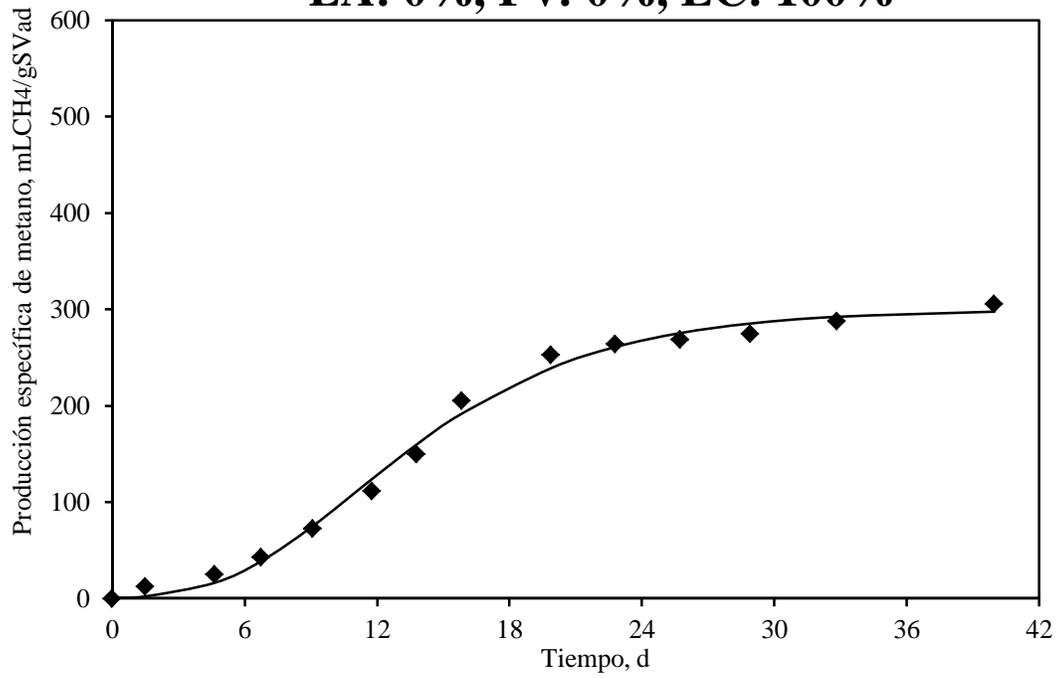
LA: 100%, FV: 0%, EC: 0%



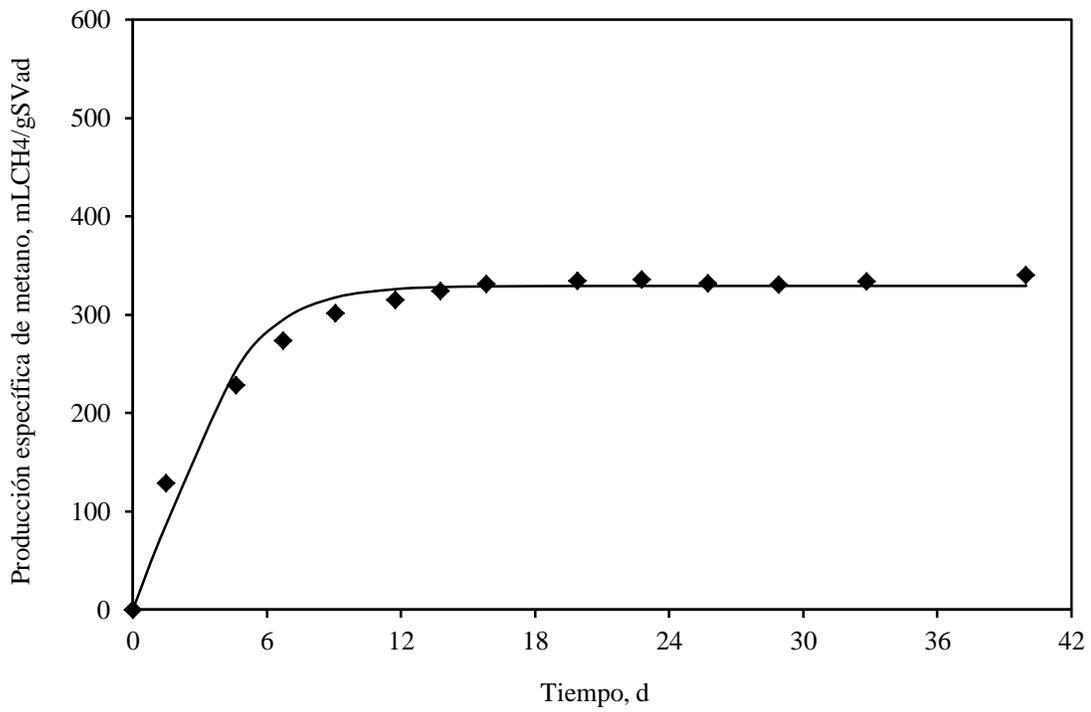
LA: 0%, FV: 100%, EC: 0%



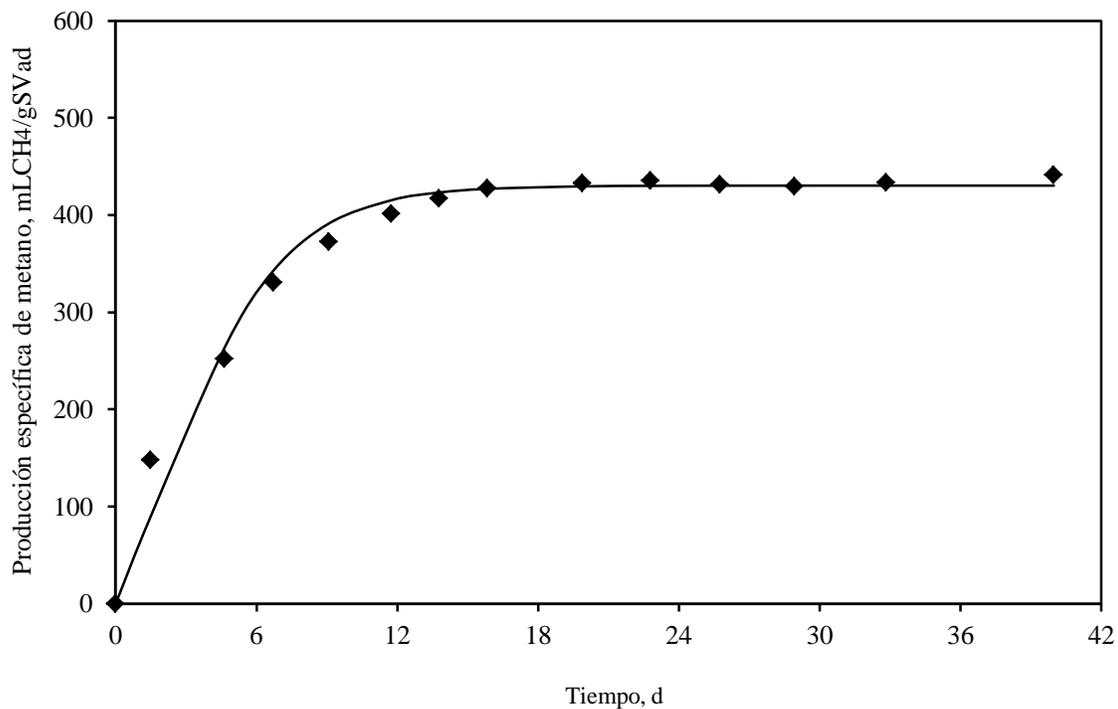
LA: 0%, FV: 0%, EC: 100%



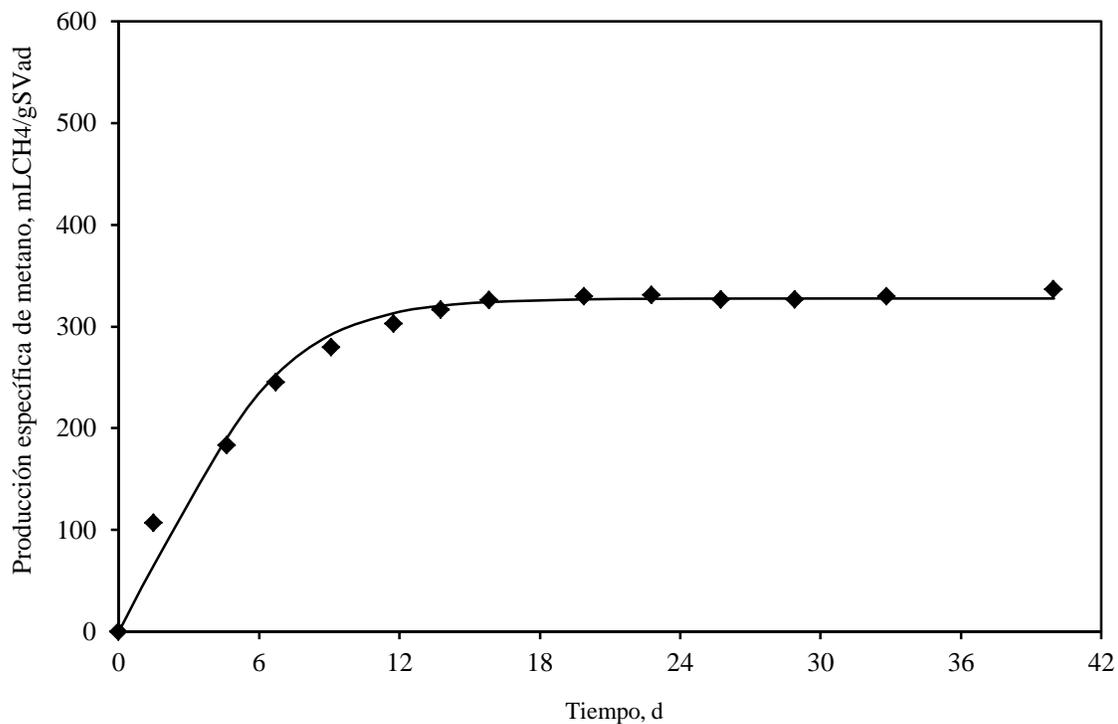
LA: 50% , FV: 50%, EC: 0%



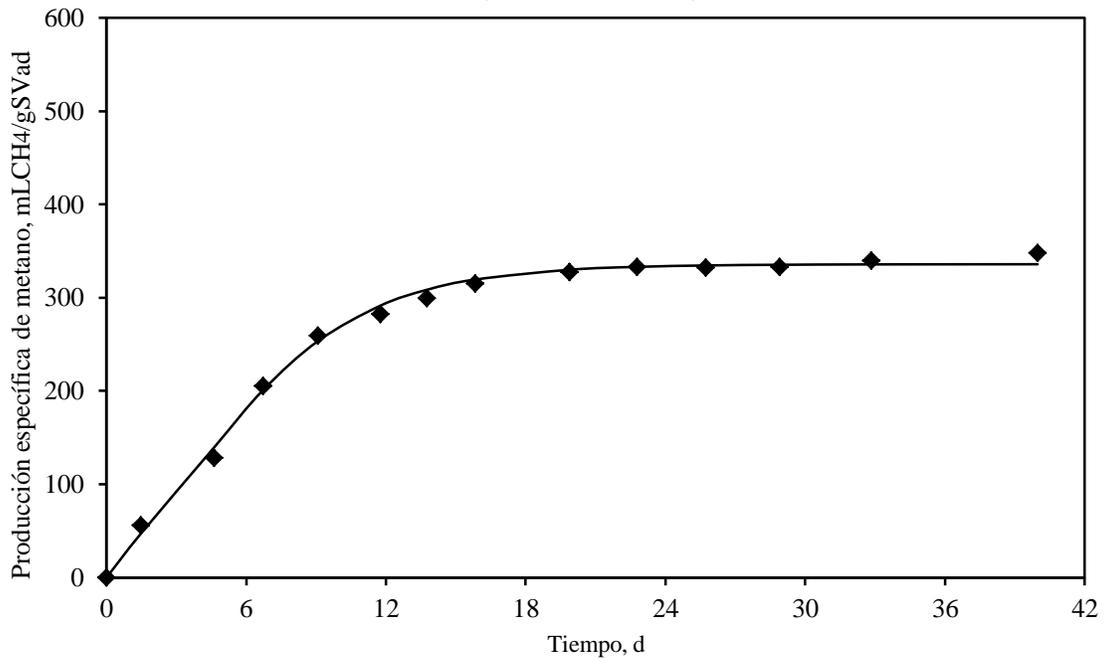
LA: 0%, FV: 50%, EC: 50%



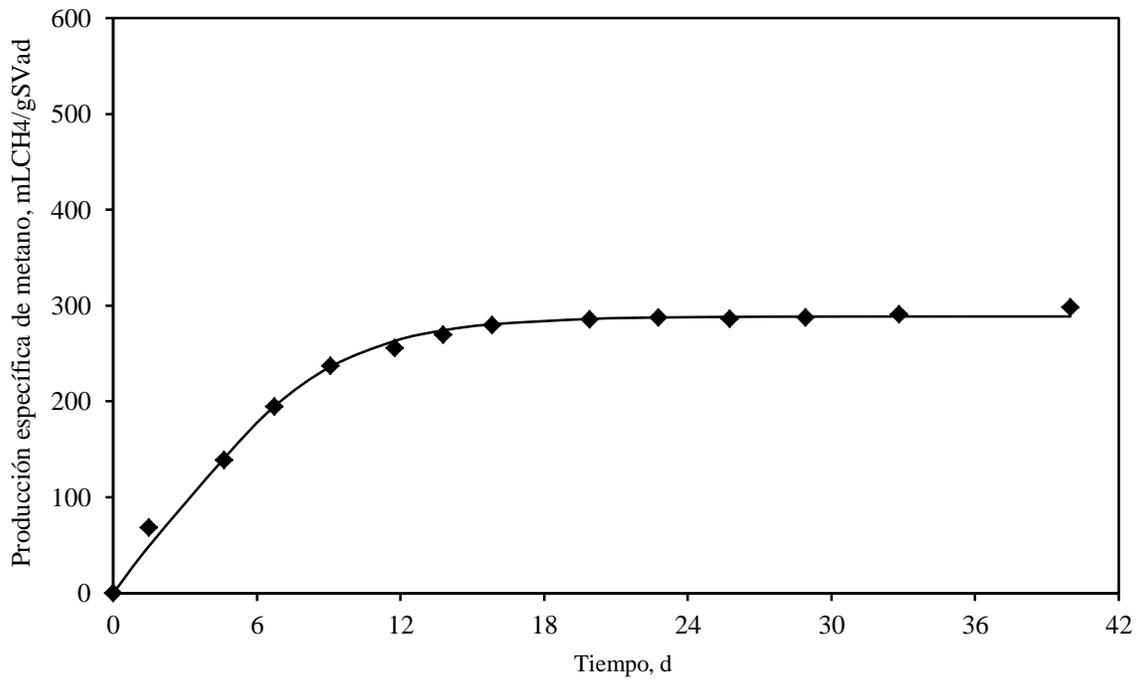
LA: 33%, FV: 33%, EC: 33%



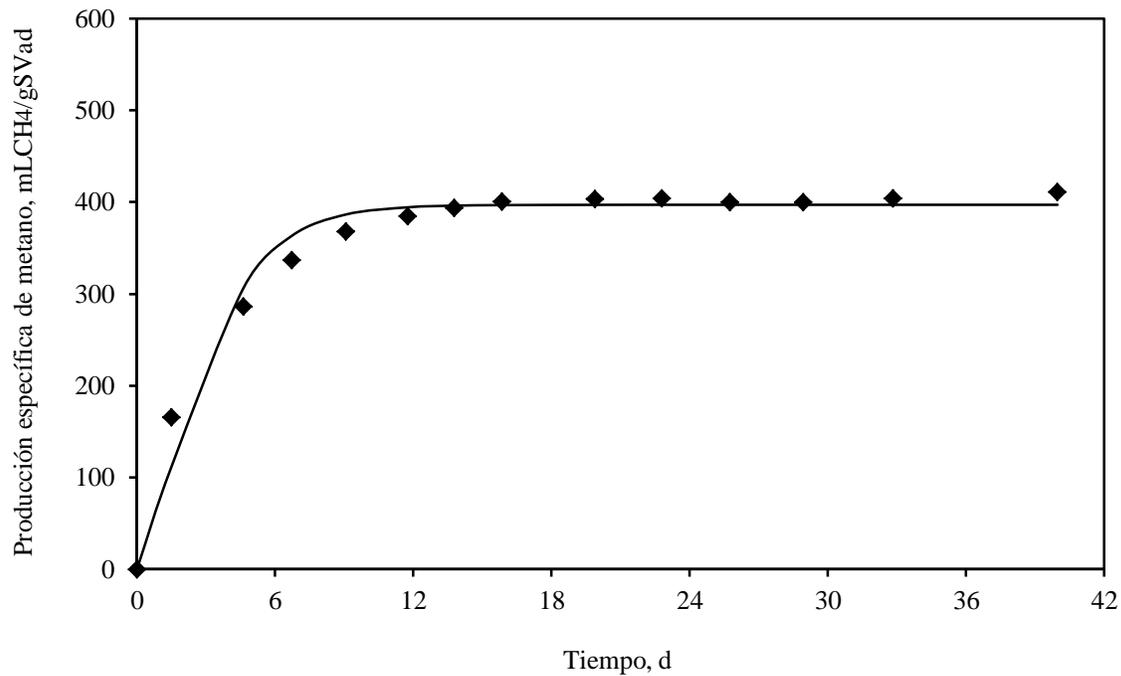
LA: 16%, FV: 16%, EC: 67%



LA: 67%, FV: 16%, EC: 16%



LA: 16%, FV: 67%, EC: 16%



Anexo 4 “Productos académicos surgidos del trabajo de tesis”

Estancia de investigación

Laboratorio de Biotecnología Ambiental

Instituto Nacional de Investigación Agronómica (INRA).

Área de investigación: Digestión anaerobia de residuos sólidos.

Tema: “Caractérisation de la biodégradabilité anaérobie des différent fractions des déchets solides”.

Narbonne, Francia.

Enero – Junio 2012.

Artículos en congreso

A. Martínez, G. Buitrón (2013) Anaerobic co-digestion of organic wastes: different optimization scenarios. In Memories of IWA-Young Water Professionals Conference. Oral presentation. San Luis Potosí. April 24th to 26th, 2013.