

## 6. Implementación del modelo ADM1 en Matlab/Simulink

Uno de los objetivos principales de este estudio es realizar la comparación de los resultados experimentales obtenidos mediante el desarrollo de los ensayos de biodegradabilidad anaeróbica sobre la mezcla de residuos cítricos y estiércol bovino, respecto a los resultados obtenidos mediante la implementación del modelo ADM-1 para la simulación del proceso de digestión anaeróbica realizado bajo condiciones similares. La importancia de la implementación de un modelo específico del proceso de digestión anaeróbica radica en que los modelos matemáticos pueden simular las condiciones reales de operación de las instalaciones a escala de laboratorio o escala de planta piloto con una reducción notable del tiempo y la energía requerida para la obtención de estos resultados [44]. De esta manera mediante la aplicación del modelo ADM-1 es posible realizar la simulación del desempeño del proceso de digestión anaeróbica de residuos orgánicos biodegradables, a través de la generación de las curvas que describen la evolución temporal de la concentración de los metabolitos presentes en el sustrato durante el desarrollo del proceso. De igual forma mediante la implementación del modelo es posible establecer la producción acumulada de biogás generado, y la composición de esta mezcla de gases en términos de las fracciones de metano y dióxido de carbono; lo cual es importante desde el punto de vista de la valorización energética del biogás generado en el proceso. Por otra parte la rentabilidad de una aplicación a gran escala se basa en la selección apropiada del tamaño del equipo y de los parámetros de operación, estas características pueden ser establecidas mediante el desarrollo de un modelo matemático generalizado sobre el proceso global de digestión anaeróbica. No obstante algunos estudios estáticos desarrollados en reactores a escala de laboratorio no presentan las mismas características que pueden presentarse en un sistema de flujo continuo como en las instalaciones a escala piloto o escala industrial [69]. El modelamiento del proceso de digestión anaeróbica permite evaluar el potencial de biometanización o biodegradabilidad anaeróbica de los sustratos orgánicos biodegradables, bajo las consideraciones de inhibición del proceso debido a las interacciones biológicas y fisicoquímicas de los constituyentes primarios del sustrato [98].

### 6.1. Condiciones generales

El modelo ADM-1 emplea una gran cantidad de parámetros, constantes y coeficientes en las ecuaciones que describen los procesos bioquímicos y fisicoquímicos. Además requiere que se establezcan las concentraciones iniciales de las especies solubles e insolubles, las cuales representan en conjunto tanto las concentraciones de los compuestos presentes en el sustrato así como las concentraciones de las poblaciones microbianas globalizadas. Por lo tanto se

procedió de acuerdo a la metodología descrita en algunas investigaciones [17, 20, 39], en las cuales se desarrolló la implementación del modelo mediante la utilización del conjunto de valores establecidos para estas variables y parámetros, denominado caso base de ADM-1, conforme a como se presentan en el reporte técnico original emitido por por la IWA-ADM1 [14]. Algunas investigaciones [20, 131, 44, 113, 97], señalan la factibilidad de la utilización de los valores reportados como el caso base del modelo ADM-1 para este conjunto de constantes y parámetros, a pesar de que estos valores son el resultado de la mediciones exhaustivas durante el tratamiento anaeróbico sobre fangos cloacales mediante un sistema UASB (Manto de lodo anaeróbico con flujo ascendente, por sus siglas en inglés). Adicionalmente existen estudios en los cuales se argumenta la limitada variabilidad de los valores de estos parámetros respecto a la composición del sustrato específico sobre el cual se realiza el proceso de digestión anaeróbica [115, 28, 111, 13].

La implementación desarrollada en este trabajo fue realizada mediante la plataforma computacional Matlab/Simulink® la cual fue escogida para realizar la simulación con base en estudios previos en los cuales se ha evaluado el modelo ADM-1 bajo diferentes plataformas entre las cuales se incluyen WEST® y Aquasim® [17, 147]; de las cuales se concluyó que Matlab/Simulink es la plataforma más flexible para la simulación de condiciones dinámicas durante el proceso de digestión anaeróbica tales como aumento de la razón de carga orgánica e inclusive el cambio de la composición del sustrato que esta siendo digerido. Otras investigaciones como la conducida por Parker [105], consideró la implementación del modelo ADM-1 sobre una variedad de sistemas para la digestión anaeróbica en las cuales los resultados mostraron que en la mayoría de casos el modelo es capaz de reproducir las tendencias de los resultados experimentales. Así mismo en la investigación desarrollada por Feng et al. [39], se encontró que el modelo ADM-1 no es sensible a la distribución de las razones de carbohidratos, proteínas y lípidos, sin embargo se apreció que la fracción de ácidos grasos de cadena larga presentes en el influente genera alta sensibilidad en los resultados.

En algunas aplicaciones previas de ADM-1 los parámetros del modelo fueron estimados a partir del ajuste de los datos experimentales [148, 144, 39], sin embargo tal estimación no es factible en el proceso de co-digestión anaeróbica, debido a la dificultad para encontrar un conjunto único de parámetros aplicable a todas las posibles combinaciones de las fracciones de carbohidratos, proteínas y lípidos presentes en el sustrato influente, así como de las diferentes razones de residuo orgánico biodegradable respecto a la biomasa anaeróbica presente en el reactor [105]. En la revisión bibliográfica se encontraron aplicaciones en las cuales se realizaron variaciones al modelo ADM-1 original, o no se consideraron algunos factores como los procesos fisicoquímicos o las funciones de inhibición, no obstante en estas investigaciones obtienen resultados relativamente cercanos a las aplicaciones del modelo en su extensión original [97, 131, 113].

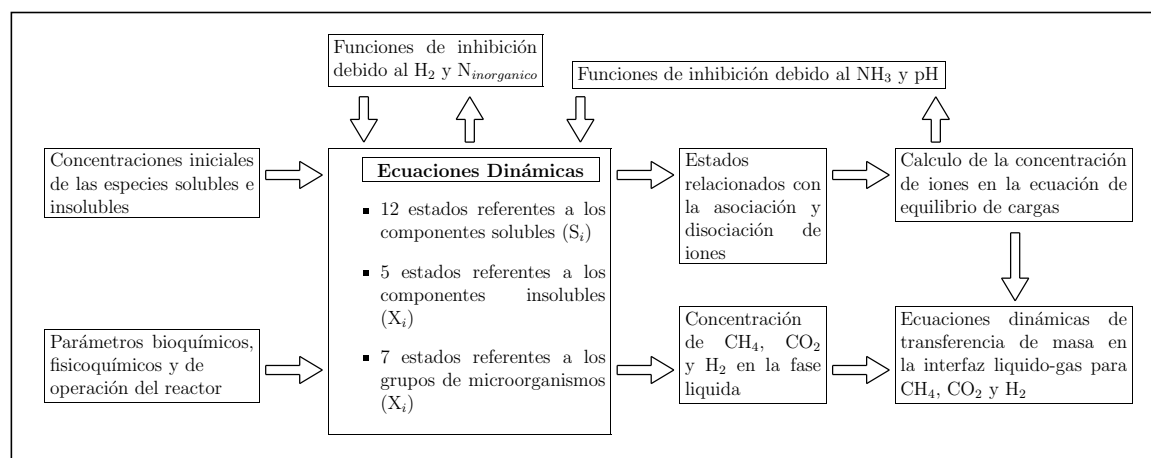
## 6.2. Desarrollo de la simulación del modelo ADM-1

La gráfica **6-1** muestra la metodología establecida para el desarrollo de la implementación del modelo bajo los lineamientos de la estructura general del modelo original [14]. En la figura se observan las entradas del modelo como son las concentraciones iniciales de las variables que representan las especies solubles e insolubles (químicas o biológicas), además del conjunto de coeficientes de consumo, parámetros fisicoquímicos, constantes cinéticas, entre otros, los cuales están presentes en las ecuaciones que conforman el modelo. Como se muestra en la gráfica, estas entradas del modelo permiten el cálculo de las mismas variables en un tiempo posterior a través de las ecuaciones dinámicas que representan los procesos de conversión bioquímica, además generan los valores de las concentraciones de las especies químicas que afectan el equilibrio iónico (ácidos grasos volátiles) y los gases disueltos que están presentes en la fase líquida. A partir de estas concentraciones, el modelo realiza la iteración correspondiente para el cálculo de las concentraciones de los gases en la fase gaseosa (ecuaciones de transferencia líquido-gas) y de la concentración de los aniones y cationes presentes en la fase líquida (ecuación de balance de carga para el cálculo del pH). Finalmente el modelo realiza el control del proceso mediante las funciones de inhibición las cuales calculan el factor de inhibición que afecta algunas ecuaciones específicas, mediante las concentraciones de los metabolitos que generan el efecto inhibitorio.

Para el desarrollo de la implementación del modelo ADM-1 en la plataforma mencionada, se utilizó la metodología presentada en la gráfica **6-1** para representar las ecuaciones que describen los procesos de conversión bioquímica así como para los procesos fisicoquímicos de equilibrio ácido-base y transferencia de masa entre las fases líquida y gaseosa mediante ecuaciones diferenciales ordinarias y ecuaciones diferenciales algebraicas, desarrolladas en forma de diagramas de bloques, utilizando la versatilidad de la plataforma Matlab/Simulink. Los valores de los parámetros de entrada del modelo fueron tomados de los valores presentados en el reporte técnico del modelo ADM-1 (anexo E).

## 6.3. Validación del modelo respecto al caso base ADM-1

Para realizar la validación del modelo se utilizó otra implementación generada en la misma plataforma mediante la cual pueda establecerse la precisión numérica de la implementación desarrollada mediante diagramas de bloques. Esta segunda implementación desarrollada por Rosen et al. [116], utiliza funciones MEX y código C para la resolución del modelo ADM-1 incorporando un algoritmo específico para calcular la concentración del hidrógeno en fase líquida (Sh2Solver) y el valor del pH (pHSolver). Los datos de la caracterización del sustrato, la estequiometría y los parámetros cinéticos son escritos en Excel<sup>®</sup> de Microsoft<sup>®</sup> y son leídos desde Matlab. Este último utiliza vectores para almacenar los valores leídos para el conjunto total de parámetros. Simulink actúa como un diagrama de flujo en el cual las

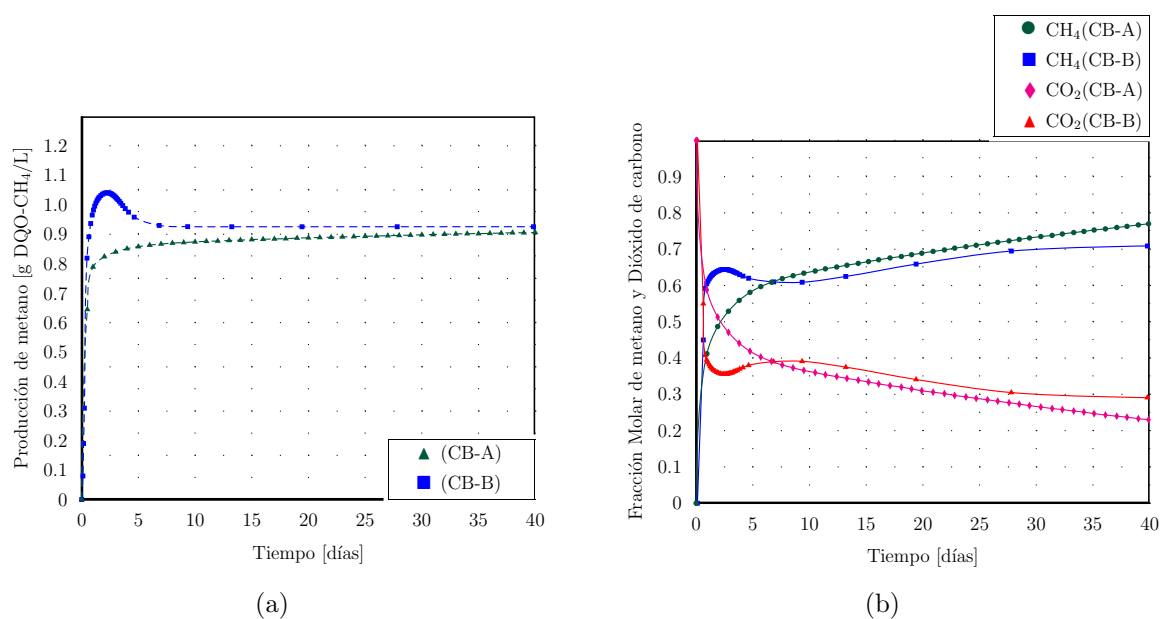


**Figura 6-1.:** Esquema general para el desarrollo de la implementación y simulación de los procesos bioquímicos y fisicoquímicos que ocurren durante la digestión anaeróbica con base en el modelo ADM-1.

diferentes partes del modelo son conectadas mediante las razones de flujo. No obstante, el modelo implementado mediante la generación de las funciones MEX C-S en Matlab/Simulink presenta diferencias respecto al modelo original ADM-1 sugerido por Batstone et al. [14]; el cual fue implementado en esta investigación mediante diagramas de bloques, estas diferencias son descritas a continuación [116].

- Se realizó la extensión de las ecuaciones estequiométricas para garantizar la consistencia de los balances de masa para nitrógeno y carbono durante el proceso de digestión anaeróbica.
- Se hizo la modificación de los valores dados por defecto para los parámetros ( $f_{xi,xc}$ ,  $f_{li,xc}$ ,  $N_I$ ,  $N_{bac}$  y  $N_{xc}$ ) con el fin de corregir el desbalance inherente de nitrógeno presente en la configuración original del modelo ADM-1.
- Se modificó el valor por defecto para el parámetro ( $C_{xc}$  - contenido de carbono presente en el material compuesto) para corregir el desbalance inherente de carbono en el modelo ADM-1 original.
- Se modificaron las ecuaciones ácido-base para mejorar las propiedades numéricas durante la implementación generada mediante los sistemas de ecuaciones diferenciales ordinarias que conforman el modelo ADM-1.
- Se utilizaron diferentes funciones de inhibición (funciones Hill, [57]) para evitar discontinuidades y los problemas numéricos asociados a estas.

Mediante esta implementación se realizó la simulación para la obtención de las curvas de comportamiento de la concentración de algunas de las especies químicas. Estas fueron comparadas respecto a la implementación desarrollada mediante diagramas de bloques para las ecuaciones diferenciales ordinarias y algebraicas que conforman el modelo. De esta forma se realizó la evaluación del comportamiento del modelo bajo las dos implementaciones mencionadas, utilizando los valores reportados para el caso base de ADM-1 [14]. De acuerdo los resultados de esta comparación, (presentados en la figura 6-2), se puede observar la precisión y la convergencia relativa de los valores obtenidos mediante las dos implementaciones; esto permite asegurar la conveniencia de utilizar la implementación del modelo ADM-1 basada en diagramas de bloques, con el fin de simular el proceso de biodegradabilidad anaeróbica desarrollado en la etapa experimental de esta investigación.



**Figura 6-2.:** Curvas generadas para la DQO-CH<sub>4</sub> (a) y la composición aproximada del biogás generado (b), mediante la simulación numérica en Matlab/Simulink del caso base del modelo ADM-1 utilizando la implementación con diagramas de bloques [A] y la implementación a través de funciones C-S MEX [B].

## 6.4. Verificación del modelo respecto al caso experimental

Con el fin de realizar la implementación del modelo ADM-1 para simular las condiciones en las cuales se desarrolló el proceso de digestión anaeróbica durante la fase experimental de este estudio, se hizo necesario establecer la composición de la mezcla de residuos

orgánicos biodegradables (estiércol bovino y residuos cítricos). Debido a la alta complejidad de los residuos orgánicos utilizados, resultó fuera del alcance de este estudio la realización de los análisis de composición de estos residuos. Por lo tanto como primera aproximación se consultó la literatura para establecer los parámetros de entrada del modelo (contenidos de carbohidratos, proteínas, lípidos, azúcares, aminoácidos, ácidos grasos de cadena larga, entre otros). Algunos estudios presentan resultados obtenidos para las composiciones estimadas de algunos residuos orgánicos biodegradables con base en el desarrollo de mediciones específicas realizadas sobre el sustrato. Dentro de estos estudios se puede señalar el realizado por Zaher et al. [148], quienes desarrollaron un modelo integrado para la simulación del proceso de digestión anaeróbica de diversos residuos orgánicos mediante la implementación del modelo ADM-1. En ese estudio previamente se caracterizaron los residuos utilizando mediciones estandarizadas dentro de las que se incluyen demanda química de oxígeno, pH, alcalinidad total y parcial, contenidos totales de carbono y nitrógeno total Kjeldahl. Con base en estas mediciones Zaher et al. evaluaron los resultados obtenidos mediante la implementación del algoritmo que transforma los valores de estas mediciones realizadas sobre el sustrato y los valores obtenidos mediante un estudio de caracterización de los residuos en el cual se establecieron los contenidos de carbohidratos, proteínas y lípidos entre otros. Para la obtención de la composición de los residuos orgánicos como el estiércol bovino estos autores realizaron el montaje de varias técnicas de medición dentro de las cuales se incluyen la extracción secuencial usando detergente acidificado y neutral, seguido de una extracción utilizando un ácido fuerte para la estimación del contenido de carbohidratos; el contenido protéico fue estimado mediante el montaje de la técnica colorimétrica de Lowry, calibrada a través una curva patrón de albúmina extraída del suero bovino. De igual forma el contenido de lípidos presentes en el estiércol bovino fue medido por medio de la técnica de extracción Soxhlet con éter como solvente. La tabla (6-1) resume los resultados de la composición del estiércol bovino obtenidos por Zaher et al. [148].

Adicionalmente se hizo necesario establecer la composición aproximada de los desechos cítricos utilizados como co-sustrato durante las pruebas de biodegradabilidad anaeróbica. En la revisión bibliográfica se encontró un estudio en el cual se utilizó específicamente el residuo cítrico procedente de la extracción del jugo de la naranja variedad valencia, para la elaboración de un suplemento dietario para la alimentación de especies menores en una explotación agroindustrial [119]. De acuerdo a la metodología empleada en dicho estudio, se realizó un pretratamiento sobre los residuos cítricos; los cuales fueron escaldados por un tiempo de 5 minutos a 105°C, posteriormente se enfriaron empleando agua a 20°C durante 3 minutos y finalmente se realizó la operación de secado en un túnel de aire forzado con una temperatura promedio de 60°C y una velocidad del aire de 2 m/s lo cual permitió que el residuo alcanzara un contenido de humedad máximo de 25%. Finalmente el residuo cítrico fue molido hasta obtener un tamaño de grano entre 500µm y 600µm. La tabla 6-2 resume la composición química del residuo cítrico de acuerdo a los resultados reportados en el estudio en mención.

**Tabla 6-1.:** Características fisicoquímicas estiércol bovino [148].

Parámetro	Unidades	Valor medido
Demanda Química de Oxígeno Total (DQO <sub>T</sub> )	mg/L	27217
Demanda Química de Oxígeno Particulada (DQO <sub>P</sub> )	mg/L	23550
Demanda Química de Oxígeno Soluble (DQO <sub>S</sub> )	mg/L	3667
DQO <sub>S</sub> sin DQO-AGV (DQO <sub>S</sub> -AGV)	mg/L	2521
Ácidos Grasos Volátiles (AGV)	mg/L	1146
Carbono Total (CT)	mg C/L	10064
Carbono Orgánico Total (COT)	mg C/L	9340
Carbono Inorgánico Total (CIT)	mmol HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /L	60
Nitrógeno Total Kjeldahl (NTK)	mg N/L	882
Nitrógeno Orgánico Total (NOT)	mg N/L	598
Nitrógeno Amoniacal Total (NAT)	mg N/L	284
Fósforo Total (FT)	mg P/L	219
Fósforo Orgánico Total (FT-OrtoP)	mg P/L	187
Orto-Fosfato (OrtoP)	mg P/L	32
Alcalinidad Total	milieq./L	60
Sólidos Totales (ST)	mg/L	20697
Sólidos Fijos (SF)	mg/L	5397
Sólidos Totales Volátiles (STV)	mg/L	15300
Carbohidratos	mg/L	10924±428
Proteínas	mg/L	4069±367
Lípidos	mg/L	306±61.2

Con base en estas composiciones obtenidas de la literatura se intentó establecer una relación directa entre el contenido de sólidos y las fracciones de cada especie química contenidas en el sustrato que se utilizó para el desarrollo de las pruebas de biodegradabilidad anaeróbica. Para este fin se utilizó la aproximación presentada en un estudio que desarrolla la implementación del modelo ADM-1 para la simulación del proceso de digestión anaeróbica de los residuos orgánicos provenientes de una destilería de vinos, tomando como componente principal el etanol [113].

**Tabla 6-2.:** Características fisicoquímicas residuos cítricos [119].

Componente	Porcentaje	Componente	Porcentaje
Carbohidratos	26.2 %±0.1	Cenizas	2.8 %±0.1
Proteínas	6.7 %±0.2	Fibra Dietaria Insoluble (FDI)	53.4 %±1.1
Lípidos	0.9 %±0.1	Fibra Dietaria Soluble (FDS)	10 %±0.4
Relación( $\frac{FDI}{FDS}$ )		5.34:1	

En ese estudio el autor transforma las ecuaciones del modelo ADM-1 con el fin de incorporar la conversión bioquímica del etanol contenido en este residuo específico. De esta forma este modelo presenta el desarrollo de las ecuaciones en base molar a diferencia del modelo original ADM-1 el cual está desarrollado con base en unidades de DQO [g DQO/L]. La tabla **6-3** fue obtenida de la investigación mencionada y muestra la composición elemental de cada una de las especies químicas del modelo ADM-1 con base molar. A partir del valor relacionado en la tabla para la demanda química de oxígeno de cada especie biológica o química, se estableció la concentración de cada variable de estado de acuerdo a los valores medidos para los contenidos de sólidos presentes en la mezcla de residuos. Con base en los resultados obtenidos para los valores iniciales de cada una de las especies (variables de estado) y utilizando los valores reportados para cada uno de los parámetros y constantes que están presentes en el modelo de acuerdo al caso base de ADM-1, se desarrolló la simulación del proceso de digestión anaeróbica.

Los resultados obtenidos mediante esta simulación difieren bastante de las mediciones desarrolladas en el laboratorio para todos los parámetros de control del proceso. De acuerdo a esta comparación de resultados se infiere que los valores de las concentraciones iniciales de las especies químicas, deben determinarse mediante otra metodología. No se obtienen resultados congruentes al relacionar los contenidos de sólidos (ST, STV, SST, SSV) con el contenido de carbohidratos, proteínas, lípidos, azúcares, aminoácidos o ácidos grasos volátiles de cadena larga presentes en el residuo. Esto se debe a la presencia de materiales complejos tales como la celulosa, hemicelulosa y lignina en el estiércol bovino y como las fibras dietarias solubles e insolubles en el desecho cítrico, las cuales afectan el valor de la medición del contenido de sólidos y no permiten la determinación directa de los contenidos de los compuestos considerados en la implementación del modelo ADM-1.

Por lo tanto se hizo necesario establecer otra metodología para la determinación de las concentraciones iniciales de los metabolitos mencionados, con el fin de realizar la simulación del proceso de digestión anaeróbica desarrollado en la etapa de experimentación. La metodología que permite establecer estos contenidos se halló en un estudio desarrollado sobre el comportamiento del proceso de digestión anaeróbica cuando se realiza la codigestión de aguas de desecho de origen doméstico y desechos orgánicos de cocina [144]. En ese estudio se presenta una consideración importante sobre la cual se desarrolla el modelamiento; de acuerdo a este autor, es posible fraccionar la medición de la demanda química de oxígeno total ( $DQO_{Total}$ ) en componentes menores como la demanda química de oxígeno particulada ( $DQO_P$ ) y la demanda química de oxígeno soluble ( $DQO_S$ ). A su vez cada una de estas fracciones presenta algunos componentes principales. La demanda química de oxígeno particulada es diferenciada en fracciones biodegradable y no biodegradable. Similarmente la demanda química de oxígeno soluble es diferenciada en sus componentes acidificada y no acidificada. En ese estudio se establecen los porcentajes que representan cada uno de estos componentes respecto a

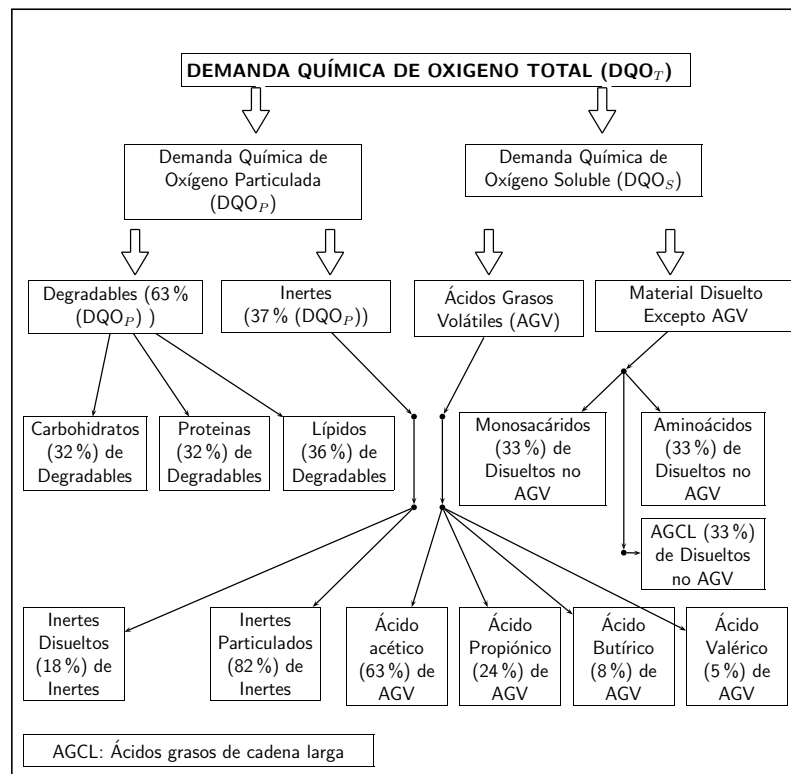
la fracción principal. Aunque estos porcentajes han sido establecidos con base en mediciones sobre un sustrato en particular, fueron utilizados como una aproximación para determinar las concentraciones iniciales de los compuestos que están presentes en la mezcla de residuos bajo estudio.

**Tabla 6-3.:** Composición elemental de las especies modelo ADM-1 base molar [113].

Especie	Símbolo	C	H	O	N	(gDQO/mol)
Glucosa	Ssu	6	12	6	0	192
Aminoácidos (Globalizados)	Saa	1	1.9	0.6	0.225	32.19
AGCL	Sfa	1	1.9	0.1	0	45.6
Ácido Valérico	Sva	5	10	2	0	208
Ácido Butírico	Sbu	4	8	2	0	160
Ácido Propiónico	Spro	3	6	2	0	112
Ácido Acético	Sac	2	4	2	0	64
Hidrógeno	Sh2	0	2	0	0	16
Metano	Sch4	1	4	0	0	64
Dióxido de Carbono	Sic	1	0	2	0	0
Amoníaco	Sin	0	3	0	1	0
Inertes Solubles	Si	1	1.946	0.6754	0.1429	33.3
Sustrato Particulado	Xc	1	1.5	0.5324	0.0895	33.3
Carbohidratos Sólidos	Xch	1	2	1	0	32
Proteínas Solidas	Xpr	1	1.9	0.6	0.2253	32.2
Lípidos Sólidos	Xli	1	1.9	0.1	0	45.6
Consumidoras de Glucosa	Xsu	1	1.4	0.4	0.2	32
Consumidoras de Aminoácidos	Xaa	1	1.4	0.4	0.2	32
Consumidoras de AGCL	Xfa	1	1.4	0.4	0.2	32
Consumidoras de Butirato	Xbu	1	1.4	0.4	0.2	32
Consumidoras de Propionato	Xpro	1	1.4	0.4	0.2	32
Consumidoras de Acetato	Xac	1	1.4	0.4	0.2	32
Consumidoras de Hidrógeno	Xh2	1	1.4	0.4	0.2	32
Sólidos Inertes	Xi	1	1.4	0.4024	0.1429	33.3

La gráfica **6-3** presenta la relación existente entre la demanda química de oxígeno total y sus componentes particulada y soluble. Además muestra la distribución porcentual de los metabolitos que conforman cada uno de estos componentes. A partir de las mediciones desarrolladas en la fase experimental de este estudio como la demanda química de oxígeno (total y soluble) y contenido de ácidos grasos volátiles, se estimaron las concentraciones de cada uno de los compuestos considerados en el modelo ADM-1 (especies químicas) utilizando los porcentajes establecidos en la gráfica **6-3**, para cada razón de carga respectivamente. Los valores de cada variable de entrada del modelo, que representan un metabolito contenido en el sustrato fueron calculados para cada una de las razones de carga ensayadas, mientras que las variables de estado que representan las especies biológicas fueron tomadas del reporte original de ADM-1. Con base en estos nuevos valores calculados se realizaron las simulaciones

para cada una de las razones de carga evaluadas mediante el desarrollo experimental. De esta forma fue posible obtener un conjunto de gráficas que muestran las variaciones de la concentración de estos productos intermedios durante el desarrollo del proceso de digestión anaeróbica. Los resultados obtenidos con esta nueva simulación se encuentran más cercanos a los resultados medidos experimentalmente para los parámetros de control del proceso como pH, alcalinidad, ácidos grasos volátiles, demanda química de oxígeno total y soluble así como para la producción total de biogás y producción de metano. Estas gráficas obtenidas mediante la simulación se compararon con las gráficas obtenidas a partir del conjunto de datos medidos durante el desarrollo de los ensayos de biodegradabilidad anaeróbica y se muestran en el capítulo concerniente a los resultados y análisis.



**Figura 6-3.:** Fraccionamiento de la demanda química de oxígeno total -DQO<sub>T</sub>, a partir de la cual se obtuvieron los valores de las condiciones iniciales para la implementación del modelo ADM-1 [144].

# 7. Resultados y Análisis

## 7.1. Resultados Experimentales

### pH, alcalinidad y ácidos grasos volátiles (AGV)

La tabla 7-1, presenta los valores obtenidos mediante las mediciones realizadas de los parámetros de control del proceso de acuerdo a la descripción dada en el capítulo correspondiente al desarrollo experimental. Dentro de este conjunto de parámetros medidos se encuentran el pH, concentración de ácidos grasos volátiles y alcalinidad. Como se estableció anteriormente, se tomaron cinco (5) mediciones en conjunto para cada uno de los parámetros mencionados para las cargas orgánicas correspondientes a los valores (1:1) y (3:1); para la carga evaluada (2:1) se realizaron tres (3) mediciones de cada parámetro debido a que mediante la planeación experimental se definió la realización exclusiva de las mediciones inicial, intermedia y final. La figura 7-1-(a) presenta los perfiles obtenidos del conjunto de datos experimentales para el pH del sustrato contenido en los reactores correspondientes a cada una de las razones de carga orgánica utilizadas en este estudio. A partir de las curvas establecidas por este conjunto de mediciones se observa que los valores del pH se mantuvieron en el rango entre pH 6.25 y pH 7.5, el cual se encuentra dentro del rango óptimo reportado para el desarrollo eficiente del proceso de digestión anaeróbica (pH entre 6.5 y 7.5) [69, 82].

A pesar de la limitada variabilidad que presenta el pH, en la gráfica 7-1-(a) se observa un ligero decremento en el valor del pH para todas las razones de carga durante los primeros días de desarrollo de los ensayos de biodegradabilidad anaeróbica. Como puede observarse en la figura 7-1-(b) este descenso inicial del valor de pH es consecuente con el aumento gradual de los ácidos grasos volátiles durante este mismo periodo. Estas tendencias observadas para el pH y los ácidos grasos volátiles son índices de la presencia de constituyentes fácilmente biodegradables en el sustrato, los cuales son rápidamente utilizados por los microorganismos fermentativos presentes en el medio anaeróbico [30]. Hacia el periodo final del ensayo se observa un aumento del pH para todas las razones de carga ensayadas. El comportamiento observado para el pH es coherente con los resultados reportados por Geogarcakis et al. [47], quienes determinaron tendencias similares para el pH al desarrollar la digestión anaeróbica de estiércol bovino. De acuerdo a ese estudio el valor del pH depende de la resistencia que presentan los sistemas buffer ( $\text{HCO}_3^-/\text{CO}_3^{2-}$  y  $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ ) así como el contenido de ácidos grasos volátiles. Cuando el contenido de estos ácidos disminuye producto de la formación del metano, se observa un leve incremento del pH como consecuencia de la acción de los sistemas amortiguadores.

**Tabla 7-1.:** Valores medidos para el pH, alcalinidad y ácidos grasos volátiles durante el ensayo de biodegradabilidad anaeróbica.

Razón de carga 1:1				
Tiempo (días)	pH [Unidades de pH]	AGV [mg CH <sub>3</sub> COOH/L]	Alcalinidad [mg CaCO <sub>3</sub> /L]	AGV/Alcalinidad [mg CH <sub>3</sub> COOH /mg CaCO <sub>3</sub> ]
0	7.5	2110.1	3135	0.67
10	7.2	2340.7	2873	0.8
20	6.56	1796.1	2351	0.76
30	6.7	1246.2	2612	0.47
40	6.9	1034.2	2873	0.36
Razón de carga 2:1				
0	7.4	2508.1	2873	0.87
20	6.46	1834.3	2351	0.78
40	6.6	867.1	2612	0.33
Razón de carga 3:1				
0	7.1	3624.2	3918	0.92
10	6.54	4321.3	4441	0.97
20	6.52	1303.3	3657	0.35
30	6.53	873.8	3135	0.28
40	6.6	628.1	3396	0.18

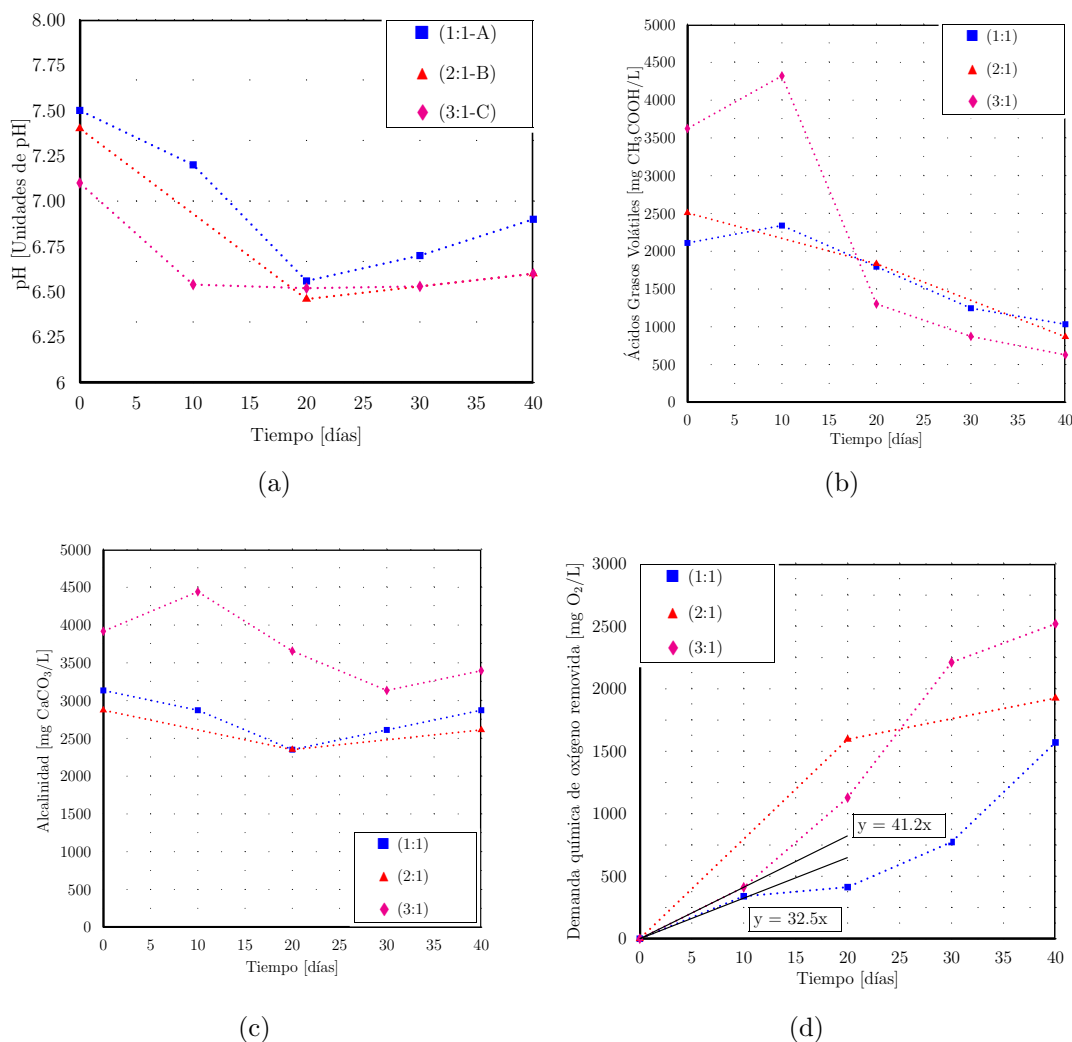
La gráfica 7-1-(b) muestra la evolución en función del tiempo de la concentración de ácidos grasos volátiles totalizados como la concentración de ácido acético. De acuerdo con las concentraciones iniciales de los ácidos grasos volátiles, estos ácidos están presentes normalmente en el sustrato al inicio de los ensayos de biodegradabilidad anaeróbica, y son gradualmente descompuestos durante el desarrollo del proceso. En la gráfica se pueden identificar los patrones de aumento de la concentración de estos ácidos orgánicos en las razones de carga (1:1) y (3:1) durante los primeros diez días después de iniciado el ensayo, lo cual es evidencia del desarrollo eficiente de las etapas iniciales de hidrólisis y fermentación. La razones de carga (3:1 y 1:1) presentan la máxima y la mínima concentración de ácido grasos respectivamente; mientras que para la razón de carga (2:1) no es posible determinar una tendencia de aumento en ninguna de las fases del proceso debido a que únicamente se tomaron las mediciones de AGV en tres oportunidades como se explicó en la descripción de la etapa experimental. La razón de carga (3:1) muestra un rápido decremento de la concentración de los ácidos una vez alcanza el máximo, esto podría ser consecuencia de la alta disponibilidad de estos ácidos para las bacterias acetogénicas y metanogénicas que los utilizan directamente como sustrato.

La razón de carga (1:1) presenta una menor razón de disminución de la concentración de los ácidos orgánicos después de alcanzado el máximo, lo cual es atribuible a la falta de algún nutriente requerido para el desarrollo óptimo de la biomasa microbiana responsable del consumo de estos ácidos. La disminución del contenido de ácidos grasos volátiles hacia el periodo final de los ensayos esta en concordancia con la disminución progresiva de la generación de metano y biogás como se muestra posteriormente. Esta tendencia en el comportamiento de las curvas de concentración de los ácidos grasos volátiles es muy similar a la mostrada en la figura 5-2-(d) [112], la cual muestra la variación de este parámetro durante ensayos de biodegradabilidad anaeróbica sobre residuos agroindustriales similares al utilizado en esta investigación. Con base en la tendencia general de la curva se observa que el proceso de degradación de la materia orgánica se desarrollo de forma adecuada hasta el proceso de la metanogénesis, alcanzando valores similares para la concentración final de estos ácidos en las tres razones de carga orgánica ensayadas.

El comportamiento de la alcalinidad en cada una de las cargas utilizadas en el ensayo de biodegradabilidad anaeróbica es mostrado en la figura 7-1-(c). En esta gráfica se observa la diferencia en los valores iniciales de la alcalinidad para cada una de las razones de carga evaluadas. Este parámetro presenta fluctuaciones importantes debido a la generación de metabolitos como los ácidos grasos volátiles durante el desarrollo de la digestión anaeróbica; los aniones procedentes de los ácidos débiles generados interactúan con los iones hidrógeno  $[H^+]$ , lo cual da lugar a reacciones de neutralización en el medio anaeróbico. De acuerdo con la figura 7-1-(c) la razón de carga (3:1) presenta una capacidad amortiguadora considerable la cual se refleja en el valor inicial de la alcalinidad y el aumento progresivo de esta durante los primeros días de desarrollo del proceso de digestión anaeróbica. Sin embargo esta razón de carga presenta la mayor acumulación de ácidos grasos volátiles. Esta tendencia puede ser explicada debido al complejo equilibrio existente entre algunos componentes de la fase líquida como los aniones procedentes de los ácidos grasos volátiles, además de los aniones  $HCO_3^-$ ,  $CO_3^{2+}$  y la presión parcial de  $CO_2$  en la fase gaseosa, los cuales afectan directamente la alcalinidad [63]. La razón de carga (1:1) presenta un ligero descenso de la alcalinidad hacia el inicio del ensayo hasta aproximadamente la mitad del tiempo del ensayo y un aumento gradual hacia el periodo final de la prueba, lo cual es consistente con el aumento del pH y la disminución del contenido de ácidos grasos volátiles en este mismo periodo.

### **Demanda química de oxígeno soluble**

La tabla 7-2 muestra los valores obtenidos en la medición de la demanda química de oxígeno soluble (DQO<sub>S</sub>) sobre cada uno de los reactores que se descartaron con una periodicidad de 10 días para cada una de las razones de carga orgánicas utilizadas en este estudio. Con base en los valores medidos para este parámetro se estableció el porcentaje máximo de remoción de la demanda química de oxígeno soluble, como un indicador de la efectividad del tratamien-



**Figura 7-1.:** Variación de la concentración de los parámetros de control del proceso durante el desarrollo de las pruebas de biodegradabilidad anaeróbica. (a). pH, (b). Ácidos grasos volátiles, (c.) Alcalinidad, (d). Variación de la DQO<sub>S</sub>-Removida en los reactores de tratamiento.

to anaeróbico sobre la estabilización del residuo orgánico biodegradable. De acuerdo con los valores calculados para este índice, se obtuvieron porcentajes máximos de remoción de la DQO<sub>S</sub> de 56.3 %, 51.3 % y 48.0 % para las cargas orgánicas analizadas (1:1), (2:1) y (3:1) respectivamente. A partir de las diferencias en los valores medidos para la demanda química de oxígeno soluble se pueden establecer los valores para la demanda química de oxígeno removida DQO<sub>S</sub>-REM; la gráfica 7-1-(d) presenta estos valores así como las ecuaciones de las rectas que pasan por los puntos en los cuales se encuentran los valores de las pendientes máximas de estas curvas.

**Tabla 7-2.:** Variación de la demanda química de oxígeno total y soluble ( $DQO_T$  y  $DQO_S$ ) durante los ensayos de biodegradabilidad anaeróbica. N.D.: No determinado, % Rem.= Porcentaje de remoción.

Tiempo (días)	Razón de carga 1:1			Razón de carga 2:1			Razón de carga 3:1		
	$DQO_T$	$DQO_S$	% Rem.	$DQO_T$	$DQO_S$	% Rem.	$DQO_T$	$DQO_S$	% Rem.
	[mg O <sub>2</sub> /L]		[%]	[mg O <sub>2</sub> /L]		[%]	[mg O <sub>2</sub> /L]		[%]
0	3075	2786	0	4422	3751	0	5427	5244	0
10	2749	2446	12.2	N.D.	N.D.	N.D.	4929	4832	7.85
20	2539	2373	14.8	2217	2155	42.5	4245	4115	21.5
30	2209	2012	27.7	N.D.	N.D.	N.D.	3235	3032	42.1
40	1227	1215	56.3	1933	1826	51.3	2892	2724	48.0

La tasa máxima de remoción de la  $DQO_S$  es un parámetro que permite establecer la velocidad con la cual los microorganismos descomponen el sustrato orgánico. Este parámetro se estableció como la pendiente máxima de la parte inicial de la curva de remoción de la  $DQO_S$ , dividido en la concentración inicial de sólidos suspendidos volátiles (SSV) de cada una de las cargas orgánicas utilizadas en el ensayo. La tabla 7-3 presenta los valores calculados para la tasa máxima de remoción de la  $DQO_S$  para las razones de carga orgánica (1:1 y 3:1), obtenidos a partir de las pendientes dadas en la gráfica 7-1-(d) y los valores del contenido de SSV dados en la misma tabla. De acuerdo a estos resultados se observa que la carga ensayada (3:1) presenta el menor porcentaje de remoción de la  $DQO_S$ , sin embargo revela la mayor tasa de remoción de la  $DQO_S$ . Por su parte la razón carga (1:1) presenta la menor velocidad de remoción y la mayor tasa de remoción. Es decir el tratamiento realizado con la razón de carga (1:1) es más efectivo para la reducción de la demanda química de oxígeno soluble, no obstante el tratamiento realizado con la razón de carga (3:1) realiza la reducción de este parámetro a una mayor velocidad. Pese a que los resultados obtenidos para esta razón de remoción se encuentran dentro del rango recomendado en la literatura (0.1 - 1.0 [g  $DQO_{REM}$ /(g SSV día)]); estos se encuentran lejos del promedio ideal de (0.5 [g  $DQO_{REM}$ /(g SSV día)]) [110].

## 7.2. Producción de metano y biogás

La figura 7-2-(a) muestra el comportamiento en función del tiempo de la producción acumulada neta de metano y biogás durante el ensayo de biodegradabilidad anaeróbica para cada una de las cargas evaluadas, los valores presentados corresponden al promedio de las mediciones realizadas en los reactores disponibles durante el tiempo de desarrollo del ensayo. De

**Tabla 7-3.:** Tasa máxima de remoción de la DQO<sub>S</sub> en los ensayos de biodegradabilidad anaeróbica.

Razón de carga (g DQO/g SSV)	DQO <sub>S-REMOVIDA</sub> [mg O <sub>2</sub> /L·día]	SSV [mg/L]	Tasa máxima de remoción [g DQO <sub>REMOVIDA</sub> /(g SSV· día)]
1:1	32.5	1943.2	0.016
3:1	41.2	2230	0.018

acuerdo a la figura se puede observar el retraso que se presenta en los reactores de tratamiento para todas las cargas, debido a que la biomasa microbiana presente en el lodo anaeróbico requiere de un periodo de adaptación para iniciar los procesos subsecuentes de la degradación anaeróbica del residuo orgánico. Después de este periodo inicial de adaptación, se observa un rápido incremento en la producción de biogás y gas metano para todas las cargas, previo a la fase final en la cual la razón de producción tiende a disminuir considerablemente. De acuerdo con las tendencias presentadas por cada una de las curvas, se observa que la razón de carga evaluada (1:1) presenta la tasa más baja de generación de metano y biogás, no obstante mantiene esta misma razón de generación por casi más de 20 días; al final de este periodo se presenta una disminución de la producción de biogás y metano respectivamente, lo que indica el final del proceso de digestión anaeróbica para esta razón de carga. En la gráfica también puede observarse que esta razón de carga es la que presenta el tiempo de adaptación más largo. Esta característica puede atribuirse a que esta razón carga presento la menor concentración de ácidos grasos volátiles, lo cual implica que la producción de metano se retrasa debido al requerimiento de la producción de estos ácidos orgánicos en una etapa anterior a la etapa de metanogénesis. En los reactores de tratamiento correspondientes a la razón de carga (2:1) se observan las mayores tendencias de generación de metano y biogás, las cuales inician aproximadamente a partir del séptimo día del ensayo, y continúan hasta aproximadamente el día quince; posteriormente estas razones de producción decrecen hasta el periodo de culminación de la prueba. De igual forma razón de carga (3:1) presenta una velocidad intermedia para la generación de metano y biogás la cual inicia a partir del día quince, y se mantiene hasta un tiempo cercano al día 22 de ensayo, tiempo en el cual comienza a decrecer la producción tanto de biogás como de metano. Es notable la similitud que presentan en conjunto estas gráficas con las gráficas mostradas anteriormente en la figura 5-1-(a) [35], las cuales representan el comportamiento de la producción de biogás a partir de la digestión anaeróbica de un residuo similar.

### Tasa máxima y Porcentaje de biodegradabilidad anaeróbica

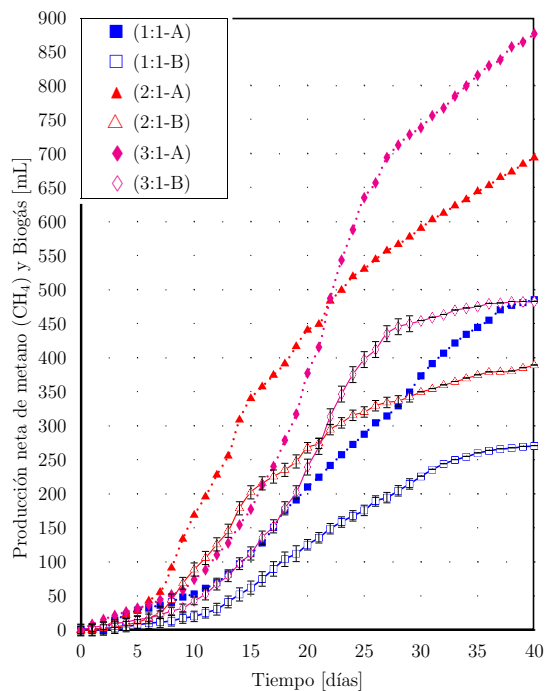
La figura 7-2-(b) muestra las curvas obtenidas para la producción neta de metano en los reactores de tratamiento anaeróbico, para cada una de las razones de carga en términos

de demanda química de oxígeno biometanizada ( $DQO_{CH_4}$ ) [g  $DQO_{CH_4}$ /L]. Esta gráfica se obtuvo a partir de los datos consignados en la gráfica **7-2-(a)**, mediante la aplicación del factor de conversión establecido para el cálculo de la demanda química de oxígeno de un volumen de metano bajo las condiciones de presión y temperatura a las cuales se realizó el ensayo. Adicionalmente la gráfica muestra las ecuaciones de las rectas establecidas sobre los puntos de la curva en los cuales se presenta la mayor razón de generación de metano. A partir de las pendientes de estas rectas se establecieron los valores del parámetro de tasa máxima de biodegradabilidad anaeróbica o tasa máxima de producción de metano (MMPR, por sus siglas en inglés), la cual corresponde a la pendiente máxima de la parte lineal al inicio de la curva de producción de metano expresada en términos de DQO [mg  $DQO-CH_4$ /Ldía] dividido en el contenido de los sólidos suspendidos volátiles (SSV) de cada razón de carga [98]. Este parámetro es un índice de la velocidad máxima de generación de metano respecto al contenido de biomasa celular en el sustrato. La tabla **7-4** muestra los valores calculados de este parámetro para cada una de las razones de carga; como se observa en esta tabla, las razones de carga orgánica (3:1 y 1:1) presentan la mayor y la menor tasa de biodegradabilidad anaeróbica respectivamente. Este resultado es consecuente con los valores obtenidos para el parámetro tasa máxima de remoción de la  $DQO_S$ , según el cual la razón de carga (3:1) y (1:1) presentaron la mayor y la menor tasa de remoción de la  $DQO_S$  respectivamente.

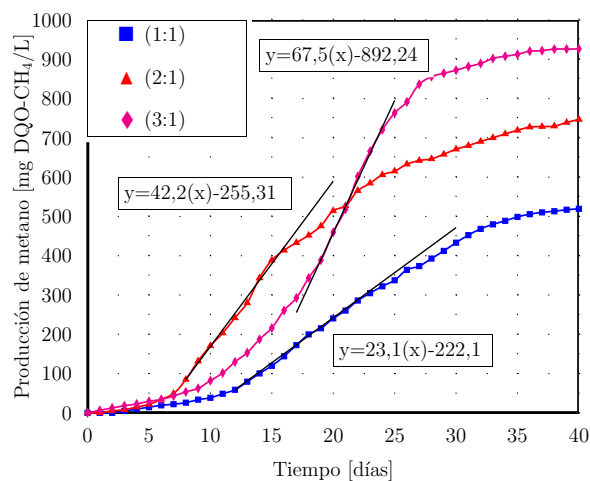
El porcentaje de biodegradabilidad anaeróbica mostrado en la tabla **7-6**, se calculó mediante la utilización del valor reportado para la máxima producción de metano a partir de la digestión anaeróbica del estiércol bovino [148 mL  $CH_4$ /g STV] [91], y los valores máximos establecidos en la figura **7-2-(c)** para la producción de metano de cada una de las tres razones de carga evaluadas. De acuerdo a este parámetro se obtuvo el mayor porcentaje de biodegradabilidad anaeróbica a partir de la razón de carga (2:1), sin embargo las demás razones de carga presentan valores similares para este índice.

**Tabla 7-4.**: Tasa máxima de biodegradabilidad anaeróbica para cada una de las cargas orgánicas ensayadas.

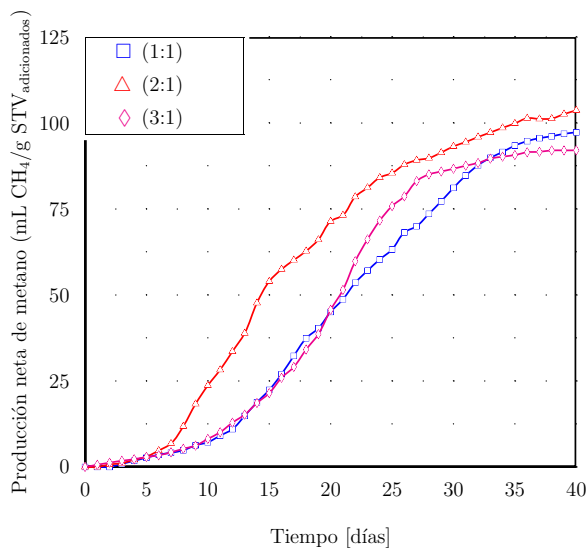
Razón de carga (g $DQO$ /g SSV)	$DQO-CH_4$ [g $DQO$ /L·día]	SSV [mg SSV/L]	MMPR [g $DQO-CH_4$ /(g SSV· día)]
1:1	23.1	1943.2	0.011
2:1	42.2	2120.1	0.019
3:1	67.5	2230.4	0.03



(a)



(b)



(c)

**Figura 7-2.:** Generación de productos finales en los reactores de tratamiento durante los ensayos de biodegradabilidad anaeróbica. (a). Producción volumétrica de metano y biogás [A]= biogás, [B]= metano (b). Producción de metano en términos de [DQO- $\text{CH}_4$ ]. (c.) Producción neta de metano en términos de [ $\text{mL CH}_4/\text{g STV}$ ].

### Factor de conversión de sustrato a metano

Este parámetro permite establecer la producción de metano generada por cada gramo de demanda química soluble de oxígeno removida. La tabla 7-5 presenta los valores calculados para este parámetro en función de los valores obtenidos previamente para la producción de metano en términos de  $DQO_{CH_4}$  y la  $DQO_{S-REM}$ . De acuerdo a los valores consignados en la tabla, el mayor valor y el menor valor para este parámetro lo presentan la razón de carga orgánica (2:1) y la razón de carga orgánica (1:1) respectivamente. Por consiguiente de acuerdo a estos datos la razón de carga (2:1) presentaría un mejor desempeño en el proceso de digestión anaeróbica al obtener un índice más alto de producción de metano por cada gramo de demanda química de oxígeno soluble removida. Sin embargo para la razón de carga (3:1) el valor para este parámetro es muy cercano al valor de la razón de carga (2:1), por lo tanto esta carga presentaría un desempeño similar en cuanto a la producción de metano.

**Tabla 7-5.:** Factor de conversión del sustrato a metano en los ensayos de biodegradabilidad anaeróbica.

Razón de carga (g DQO/g SSV)	$DQO_{CH_4}$ (Máxima) [mg O <sub>2</sub> /L]	$DQO_S$ (Inicial) [mg O <sub>2</sub> /L]	$DQO_S$ (Final) [mg O <sub>2</sub> /L]	$DQO_S$ (Removida) [mg O <sub>2</sub> /L]	Factor [g DQO-CH <sub>4</sub> / g DQO-(Removida)]
1:1	519.36	2786	1215	1571	0.33
2:1	746.88	3751	1826	1925	0.38
3:1	926.4	5244	2724	2520	0.36

### Balance de la demanda química de oxígeno

La tabla 7-6 presenta la evaluación de los parámetros de eficiencia del proceso de digestión anaeróbica; los cuales son desarrollados a partir de los resultados obtenidos de  $DQO_S$ ,  $DQO_{AGV}$  y  $DQO_{CH_4}$  discutidos anteriormente. De forma similar las gráficas mostradas en la figura 7-3-(a, b, c) presentan estos mismos resultados en forma de líneas de tendencia, mediante las cuales se observa la relación existente entre la demanda química de oxígeno soluble y sus componentes: la demanda química de metano generado y la demanda química de ácidos grasos volátiles presentes en el medio anaeróbico. En estas gráficas se observa como la demanda química de oxígeno soluble ( $DQO_S$ ) disminuye, mientras que la demanda química de oxígeno correspondiente al metano generado aumenta a medida que avanza el proceso de digestión anaeróbica. Este comportamiento permite establecer la capacidad que presenta la digestión anaeróbica para disminuir la carga contaminante del sustrato al mismo tiempo genera un recurso energético renovable.

**Tabla 7-6.:** Balance de la DQO<sub>S</sub> y porcentaje de biodegradabilidad anaeróbica.

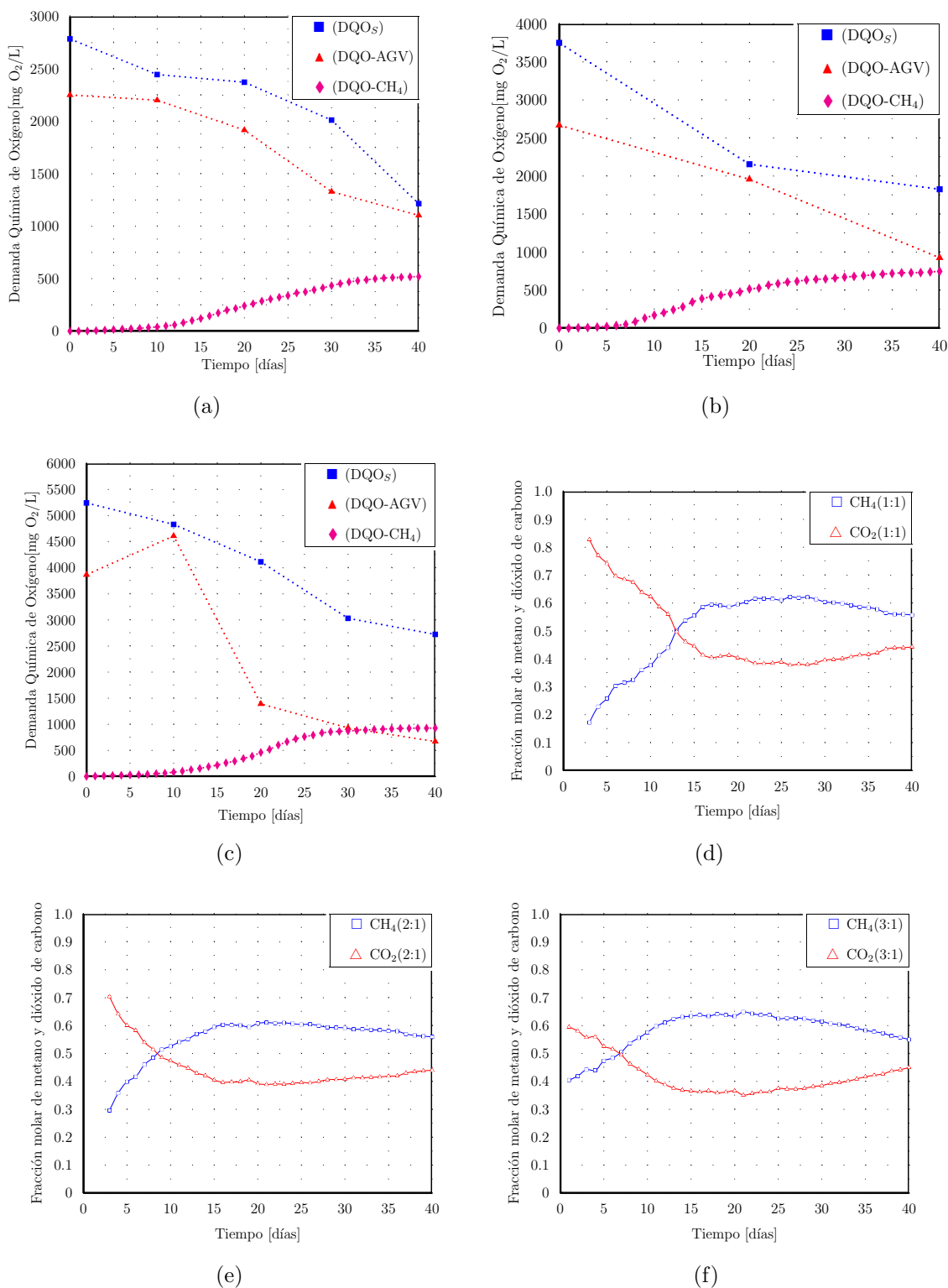
Razón de carga orgánica 1:1									
Balance final de DQO neta					DQO del residuo				
Tiempo (días)	DQO-CH <sub>4</sub> [mg O <sub>2</sub> /L]	DQO-AGV [mg O <sub>2</sub> /L]	DQO <sub>S</sub> [mg O <sub>2</sub> /L]	%M.	%AGV	%A.	%Remoción DQO <sub>S</sub>	[mL CH <sub>4</sub> /gDQO <sub>adicionada</sub> ]	%Biodegradabilidad anaeróbica
0	0	2251.3	2786	0	80.8	80.8	0	0	0
10	38.4	2201.6	2446	1.37	79.02	80.4	12.2	7.1	4.79
20	240.5	1916.3	2373	8.63	68.78	77.41	14.82	45	30.4
30	433.15	1329.4	2012	15.54	47.71	63.26	27.78	81.1	54.8
40	519.36	1103.2	1215	18.64	39.59	58.23	56.38	97.3	65.7
Razón de carga orgánica 2:1									
Tiempo (días)	DQO-CH <sub>4</sub> [mg O <sub>2</sub> /L]	DQO-AGV [mg O <sub>2</sub> /L]	DQO <sub>S</sub> [mg O <sub>2</sub> /L]	%M.	%AGV	%A.	%Remoción DQO <sub>S</sub>	[mL CH <sub>4</sub> /gDQO <sub>adicionada</sub> ]	%Biodegradabilidad anaeróbica
0	0	2667.5	3751	0	71.11	71.11	0	0	0
20	514.36	1956.8	2155	13.71	52.16	65.88	42.54	71.44	48.2
40	746.88	925.1	1826	19.91	24.66	44.57	51.31	103.7	70.0
Razón de carga orgánica 3:1									
Tiempo (días)	DQO-CH <sub>4</sub> [mg O <sub>2</sub> /L]	DQO-AGV [mg O <sub>2</sub> /L]	DQO <sub>S</sub> [mg O <sub>2</sub> /L]	%M.	%AGV	%A.	%Remoción DQO <sub>S</sub>	[mL CH <sub>4</sub> /gDQO <sub>adicionada</sub> ]	%Biodegradabilidad anaeróbica
0	0	3866.8	5244	0	73.73	73.73	0	0	0
10	82.17	4610.5	4832	1.56	87.91	89.48	7.85	8.16	5.5
20	459.84	1390.3	4115	8.76	26.51	35.28	21.52	45.7	30.8
30	872.25	931.5	3032	16.63	17.76	34.39	42.18	86.7	58.5
40	926.4	670	2724	17.66	12.77	30.44	48.05	92.08	62.2

## Composición aproximada del biogás generado

Las gráficas mostradas en la figura 7-3-(d, e, f), presentan la composición aproximada del biogás generado durante el desarrollo de las pruebas de biodegradabilidad anaeróbica de la mezcla de residuos orgánicos bajo estudio. Las gráficas muestran la existencia de una etapa inicial de aproximadamente tres días para las cargas (1:1) y (2:1) en la cual la producción de biogás es muy baja, de forma que la fracción molar de los componentes del biogás no puede estimarse. Las gráficas fueron desarrolladas mediante la suposición de que el biogás generado durante los ensayos de biodegradabilidad anaeróbica corresponde a una mezcla gaseosa con solo dos componentes: metano y dióxido de carbono. Aunque las gráficas para la composición del biogás generado por cada razón de carga orgánica exhiben tendencias similares, existen diferencias apenas apreciables en los porcentajes máximos medidos para el metano generado, de forma que la razones de carga (1:1 y 3:1) presentan el mayor contenido de metano (65 % aproximadamente) en un tiempo próximo a la mitad del ensayo, mientras que el contenido máximo que alcanzó la razón de carga (2:1) fue de (60 %) para un tiempo de 25 días después del inicio del ensayo.

### 7.3. Comparación de la simulación numérica y los resultados experimentales

Con base en las tres simulaciones desarrolladas, una para cada razón de carga orgánica, se generaron las gráficas presentadas en la figura 7-4 para los parámetros de pH y contenido de ácidos grasos volátiles, en las cuales se realiza la comparación de las curvas establecidas mediante el conjunto de mediciones experimentales y las curvas obtenidas a través de la simulación numérica del modelo ADM-1. De acuerdo a la tendencia de las curvas simuladas en la gráfica de la parte (a), el pH se mantiene en un rango entre (pH 7.1 y 7.9). Sin embargo esta tendencia es diferente a la que presentan las curvas obtenidas mediante la medición del pH durante el desarrollo experimental. La razón de estas diferencias podría atribuirse al efecto que ejercen sobre el pH las concentraciones de solutos contenidos en la solución del medio Balch y la solución reductora que se adiciona durante la instalación de los ensayos, las cuales no son consideradas durante el desarrollo de la simulación. Por su parte el modelo realiza una estimación del valor del pH a partir de una ecuación algebraica para el balance de cargas la cual es una aproximación al complejo proceso de equilibrio químico que se suscita durante el desarrollo del proceso de digestión anaeróbica. No obstante la diferencia máxima entre los valores de pH para las curvas experimentales y simuladas es de aproximadamente una unidad de pH. En la figura 7-4-(b,c,d) se presentan las gráficas que comparan las curvas experimentales y simuladas para el contenido de ácidos grasos volátiles totalizados como contenidos de ácido acético para cada una de las razones de carga.



**Figura 7-3.:** (a, b, c). Balance de la  $DQO_5$  para cada una de las razones de carga orgánica evaluadas. (d, e, f). Variación de la concentración de metano y dióxido de carbono presente en el biogás obtenido en los reactores de tratamiento durante los ensayos de biodegradabilidad anaeróbica.

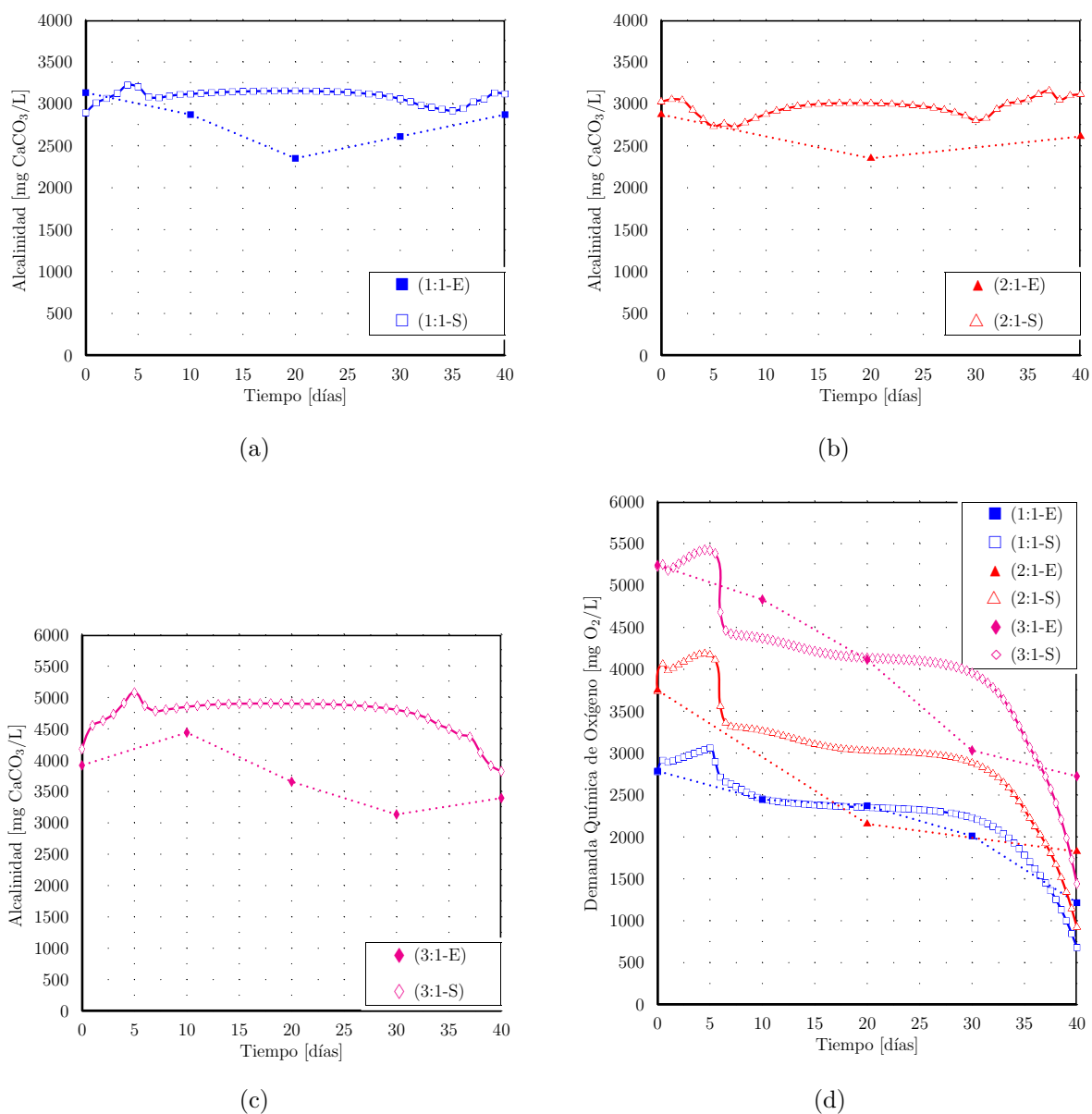
En cada una de las gráficas mencionadas se puede observar la escasa similitud entre las tendencias de las curvas experimentales y simuladas. Este resultado puede atribuirse al conjunto de valores de los parámetros cinéticos utilizados en el desarrollo de la simulación. No obstante en algunos intervalos de la simulación los valores de estas concentraciones se encuentran en un rango relativamente cercano.

En la figura 7-5 se presentan las gráficas de comparación entre las curvas experimentales y simuladas para la alcalinidad (a,b,c) y la demanda química de oxígeno soluble (d). En las gráficas para la alcalinidad puede observarse alguna similitud entre estos dos tipos de curvas para cada una de las razones de carga. Aunque en cada gráfica las curvas se encuentran en un rango cercano, existe una ligera discrepancia adjudicada a que en el desarrollo del modelamiento de la alcalinidad se requiere relacionar los contenidos de cada uno de los ácidos y bases en términos de DQO/L con una concentración total en términos de mg CaCO<sub>3</sub>/L, de forma que deben utilizarse las relaciones expresadas en la tabla 6-3, las cuales están basadas en estimaciones teóricas y no tienen en cuenta los equilibrios complejos que se desarrollan en la interfaz líquido-gas del medio anaeróbico. En esta misma figura en la gráfica (d) puede observarse como la curva obtenida de cada una de las implementaciones del modelo tiende a representar el comportamiento observado mediante las curvas experimentales para el parámetro demanda química de oxígeno soluble. No obstante que se presenta cierta similitud en alguna de las curvas como la que representa la razón de carga (1:1), existen diferencias apreciables entre los dos tipos de curvas durante el periodo considerado para la simulación. Esta divergencia en los resultados es consecuencia del efecto que ejercen algunos compuestos orgánicos presentes en el residuo los cuales afectan la medición de la DQO, y no son tomados en consideración durante el desarrollo del modelamiento.

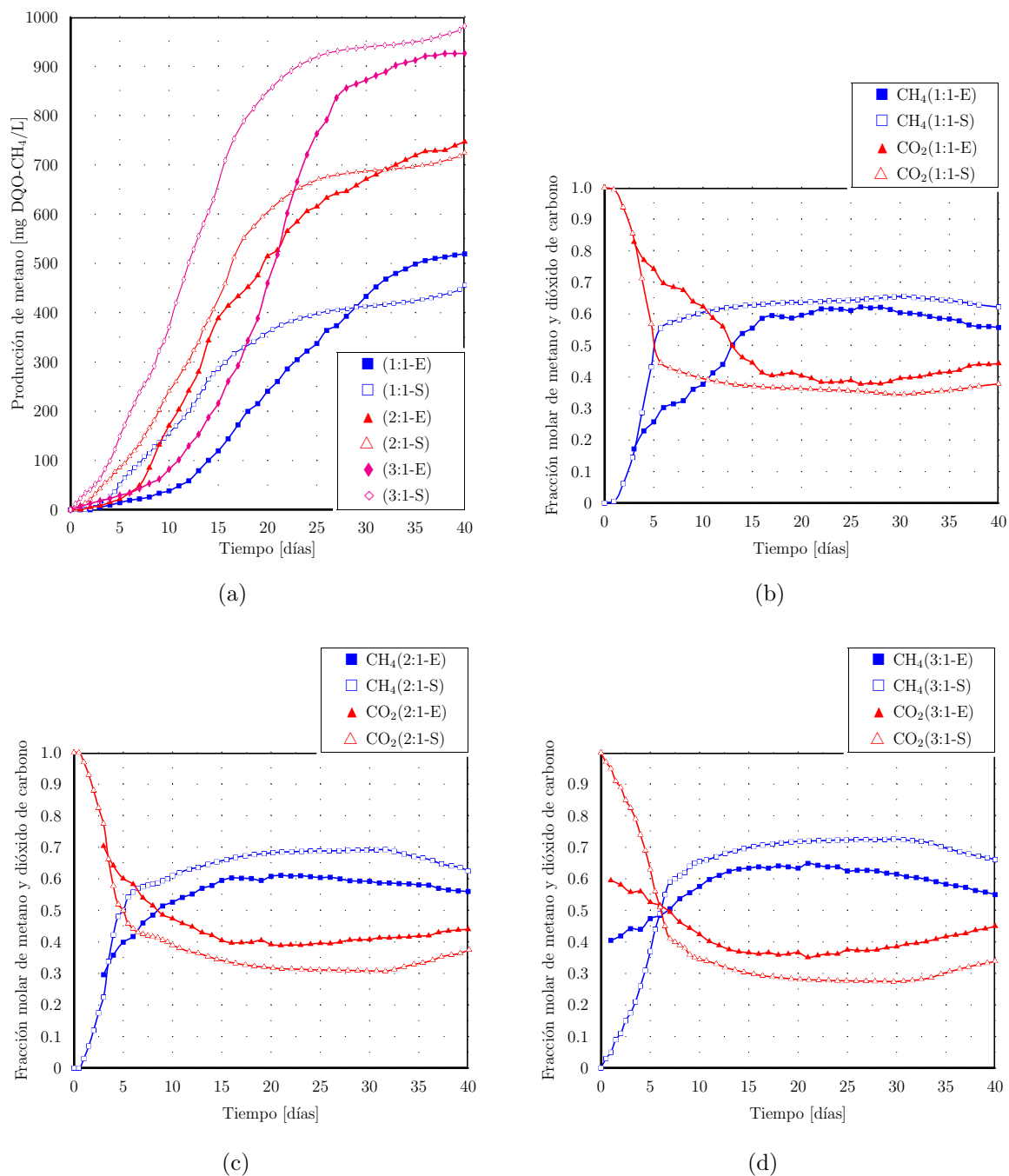
En la figura 7-6-(a) se muestra la gráfica en la cual se comparan las curvas simuladas y las curvas establecidas mediante la medición de gas metano generado durante el desarrollo experimental. En la gráfica se observan diferencias entre ambos tipos de curvas; especialmente en la velocidad de generación del metano para cada razón de carga y la duración de la fase inicial de adaptación. Sin embargo en esta gráfica también se distingue la relativa convergencia que presentan ambos tipos de curvas específicamente en el valor del volumen máximo generado de metano. En la misma figura también se observan las gráficas (b,c,d) en las cuales se presentan en contraste las curvas obtenidas para la composición aproximada del biogás generado, tal como fueron medidas durante el desarrollo de los ensayos de biodegradabilidad anaeróbica y las curvas generadas mediante la simulación. Con base en estas gráficas se puede establecer la relativamente alta precisión que presenta el modelo al predecir muy cercanamente la composición porcentual del biogás generado, específicamente para la razón de carga (1:1). No obstante para las otras razones de carga se observa que la diferencia máxima para las fracciones molares de cada componente entre los dos tipos de curvas es de alrededor del 10 %.



**Figura 7-4.:** Comparación de las curvas generadas mediante la simulación numérica y las curvas obtenidas mediante la medición de la concentración del pH (a) y del contenido de ácidos grasos volátiles (b,c,d) para cada una de las razones de carga orgánica durante los ensayos de biodegradabilidad anaeróbica. [E=Experimental; S=Simulación].



**Figura 7-5.:** Comparación de las curvas generadas mediante la simulación numérica y las curvas obtenidas mediante la medición de la alcalinidad (a,b,c) y la DQO<sub>5</sub> para cada una de las razones de carga orgánica durante los ensayos de biodegradabilidad anaeróbica. [E=Experimental; S=Simulación].



**Figura 7-6.:** Comparación de las curvas generadas mediante la simulación numérica y las curvas obtenidas mediante la medición de la producción de metano (a) y la composición aproximada del biogás generado (b,c,d) para cada una de las razones de carga orgánica durante los ensayos de biodegradabilidad anaeróbica. [E=Experimental; S=Simulación].

## 8. Estimación del potencial de generación energético

En la gran mayoría de las plantas de tratamiento de residuos orgánicos provenientes del desarrollo de las actividades agropecuarias se utiliza el estiércol líquido como material base para la generación de biogás, este residuo es mezclado con otros tipos diferentes de residuos orgánicos biodegradables hasta formar una pasta homogénea la cual es introducida al interior de los reactores de tratamiento mediante la utilización de bombas hidráulicas y equipo auxiliar. Para lograr un desarrollo eficiente del proceso de digestión anaeróbica se requiere realizar operaciones tales como calentamiento y mezclado del sustrato contenido en el reactor. De esta forma una parte de la energía obtenida mediante la valorización energética del biogás generado debe utilizarse durante el desarrollo continuo del proceso de digestión anaeróbica.

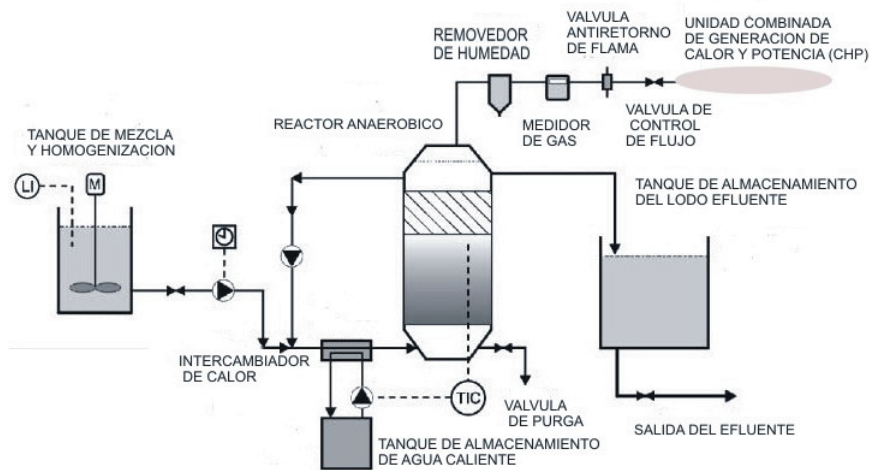
Con el fin de realizar el planteamiento de un modelo que permita establecer el balance energético de una instalación a escala piloto para la generación de biogás a partir de la codigestión anaeróbica de residuos cítricos y estiércol bovino, se utilizan los valores reportados en la literatura para los consumos energéticos de los equipos auxiliares utilizados en instalaciones similares para el desarrollo del proceso [81]. Mediante el modelo de balance energético se establecen las formas en las que se desarrolla la producción y consumo neto de la energía del sistema. La figura 8-1 muestra el diagrama de procesos de un sistema a escala piloto del cual se han extraído los parámetros de funcionamiento para cada equipo, mientras que la figura 8-2 muestra los flujos energéticos de entrada y salida de la planta piloto.

### 8.1. Planteamiento del modelo energético

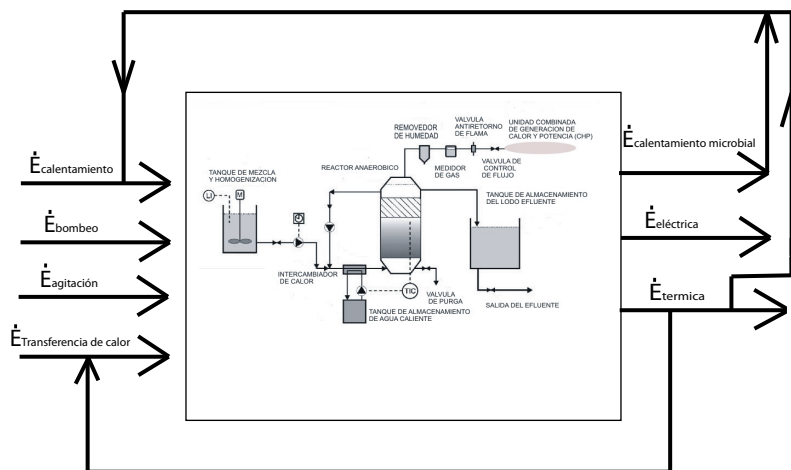
La ecuación (8-1) representa el cambio en función del tiempo de la energía neta que se genera en el sistema para la producción de biogás. En esta ecuación este cambio de la energía neta es igual a la suma algebraica de términos que representan la producción y consumo de energía durante el desarrollo del proceso de digestión anaeróbica [81].

$$\frac{dE_{neta}}{dt} = (\dot{E}_{elect}^{prod} - \dot{E}_{bomb}^{perd} - \dot{E}_{agit}^{perd}) + (\dot{E}_{term}^{prod} - \dot{E}_{cond}^{perd} - \dot{E}_{calen}^{perd} + \dot{E}_{calen-micr}^{prod})[\text{kWh}/\text{dia}] \quad (8-1)$$

Donde  $E_{neta}$  es la producción neta de energía del reactor en términos de [kWh],  $\dot{E}_{elect}^{prod}$  es la producción de energía eléctrica mediante un sistema CHP (Generador combinado de potencia y calor, por sus siglas en inglés), a partir de la combustión del gas metano presente en el



**Figura 8-1.:** Esquema general de funcionamiento de la planta piloto que se utilizo como referencia para establecer el modelo energético [40].



**Figura 8-2.:** Esquema general para los flujos energéticos de entrada y salida de la planta piloto que se utilizo como referencia para establecer el modelo energético [40].

biogás generado,  $\dot{E}_{\text{bomb}}^{\text{perd}}$  representa el requerimiento energético del sistema de bombeo del sustrato hacia el interior del reactor,  $\dot{E}_{\text{agit}}^{\text{perd}}$  es la energía que consume el sistema de agitación del sustrato dentro del reactor,  $\dot{E}_{\text{term}}^{\text{prod}}$  es la energía térmica producida mediante el aprovechamiento del biogás generado.  $\dot{E}_{\text{cond}}^{\text{perd}}$  es la pérdida energética debido a la transferencia de calor por conducción y convección desde el reactor hacia el ambiente circundante.  $\dot{E}_{\text{calen}}^{\text{perd}}$  corresponde a la energía requerida para el calentamiento del sustrato durante el desarrollo del proceso de digestión anaeróbica y  $\dot{E}_{\text{calen-micr}}^{\text{prod}}$  representa la energía interna que se genera

mediante el desarrollo de los procesos bioquímicos. A continuación se muestran las ecuaciones para el cálculo de los términos correspondientes a los consumos energéticos en la instalación a escala piloto.

$$\dot{E}_{\text{elect}}^{\text{prod}} = Q_G P_{\text{CH}_4} H_C \eta_{\text{elect}} [\text{kWh}/\text{dia}] \quad (8-2)$$

$$\dot{E}_{\text{term}}^{\text{prod}} = Q_G P_{\text{CH}_4} H_C \eta_{\text{term}} [\text{kWh}/\text{dia}] \quad (8-3)$$

Donde  $Q_G$  es la producción de biogás [ $\text{Nm}^3/\text{día}$ ],  $P_{\text{CH}_4}$  es la fracción molar de metano contenido en el biogás [%],  $H_C$  es el poder calorífico inferior del gas metano [ $\text{kWh}/\text{Nm}^3$ ],  $\eta_{\text{elect}}$  y  $\eta_{\text{term}}$ , son la eficiencia de generación eléctrica y la eficiencia térmica del sistema utilizado para la generación de potencia y calor. El consumo energético de la operación de bombeo se calcula mediante la siguiente expresión:

$$\dot{E}_{\text{bomb}}^{\text{perd}} = Q_{\text{in}}(H)(g)\rho(t_p) \frac{1}{\eta_{\text{bomba-tornillo}}} [\text{kWh}/\text{dia}] \quad (8-4)$$

Donde  $Q_{\text{in}}$  es el caudal de residuo que ingresa al tanque reactor [ $\text{m}^3/\text{s}$ ],  $H$  es la altura a la cual debe elevarse el residuo para el ingreso al reactor,  $\rho$  es la densidad del residuo orgánico que esta siendo bombeado [ $\text{kg}/\text{m}^3$ ],  $g$  es la aceleración de la gravedad [ $\text{m}/\text{s}^2$ ],  $t_p$  es el tiempo requerido para el bombeo diario del residuo hacia el interior del reactor [ $\text{h}/\text{día}$ ] y  $\eta_{\text{bomba-tornillo}}$  es la eficiencia mecánica del equipo de bombeo utilizado. El termino de pérdida de energía debido al consumo de potencia por parte del sistema de agitación puede ser calculado mediante la siguiente relación:

$$\dot{E}_{\text{agit}}^{\text{perd}} = V_{\text{liq}}(S)(t_s) [\text{kWh}/\text{dia}] \quad (8-5)$$

Donde  $V_{\text{liq}}$  es el volumen líquido del tanque reactor [ $\text{m}^3$ ],  $S$  es la potencia específica de consumo del sistema mecánico de agitación [ $\text{kW}/\text{m}^3$ ] y  $t_s$  es el tiempo requerido para realizar la agitación completa del sustrato contenido en el reactor [ $\text{h}/\text{día}$ ]. La energía requerida para realizar la agitación del sustrato es función de la geometría y el volumen del reactor, así como de la viscosidad del sustrato.

Las pérdidas energéticas causadas por la transferencia de calor por conducción y convección desde el reactor hacia el ambiente puede ser estimada mediante las expresiones mostradas en la tabla 8-1. Donde  $R_{\text{Total}}$  es la resistencia térmica total a la transferencia de calor,  $L_1$  y  $L_2$  corresponden al espesor de la pared de acero inoxidable de tanque reactor y el espesor del aislante térmico (lana mineral) del reactor respectivamente;  $k_1$  y  $k_2$  corresponden a las

**Tabla 8-1.:** Ecuaciones transferencia de calor por conducción y convección.

$\dot{E}_{cond}^{perd} = \frac{(T_{reactor} - T_{ambiente})}{R_{Total}}$	$R_{Total} = \frac{1}{h_1 A_1} + \frac{\ln(R_2/R_1)}{2\pi K_1 L_1} + \frac{\ln(R_3/R_2)}{2\pi K_2 L_2} + \frac{1}{h_2 A_2}$
--	---

conductividades térmicas del acero inoxidable y el aislante del reactor.  $R_1$ ,  $R_2$  y  $R_3$  corresponden al radio interno del reactor, radio de contacto entre la pared del reactor y el aislante, y el radio externo de la capa cilíndrica de aislante térmico respectivamente. Los factores  $h_1$  y  $h_2$  corresponden a los coeficientes de transferencia de calor desde el reactor para las partes interna y externa respectivamente. La figura 8-3-(b) muestra la geometría del reactor.

La energía requerida para desarrollar el calentamiento del sustrato contenido en el reactor puede ser estimada mediante la siguiente relación:

$$\dot{E}_{calen}^{perd} = Q_{in} C_p [(T_{react} - T_{sustrato}) \left(\frac{1}{3,6}\right)] \text{ [kWh/día]} \quad (8-6)$$

Donde  $Q_{in}$  es el caudal de residuo que ingresa al tanque reactor [ $\text{m}^3/\text{s}$ ],  $C_p$  es el calor específico del sustrato [ $\text{kJ}/(\text{kg K})$ ],  $T_{react}$  es la temperatura del sustrato contenido en el reactor [ $\text{K}$ ],  $T_{sustrato}$  es la temperatura del sustrato fresco que va ingresar al reactor [ $\text{K}$ ].

El calor generado por las reacciones bioquímicas que se desarrollan durante el proceso de digestión anaeróbica puede ser estimado mediante la siguiente relación:

$$\dot{E}_{calen-micr}^{prod} = \sum_{j=5-12} (\Delta E_j f_j \rho_j V_{liq} \left(\frac{1}{3,6}\right)) \text{ [kWh/día]} \quad (8-7)$$

Donde  $V_{liq}$  es el volumen líquido del tanque reactor [ $\text{L}$ ],  $\Delta E_j$  es la energía interna liberada hacia el ambiente debido al proceso (j) de actividad microbiana [ $\text{kJ}/\text{mol}$ ],  $f_j$  es la masa molar por gDQO de metabolito producido mediante los procesos bioquímicos que se suscitan durante la digestión anaeróbica [ $\text{mol}/\text{g DQO}$ ],  $\rho_j$  es la razón cinética del proceso bioquímico (j) [ $\text{g DQO}/(\text{L día})$ ].

## 8.2. Desarrollo del modelo

El modelo energético fue implementado como un subsistema de ecuaciones en la plataforma utilizada para la simulación del modelo ADM-1; debido a que algunos de los términos que conforman la ecuación de balance energético requieren la interacción con las variables que se evalúan dentro del modelo del proceso de digestión anaeróbica. Para la implementación de la ecuación de balance de energía para el sistema compuesto por el tanque reactor con agitación semicontinua y los sistemas auxiliares de calentamiento, alimentación y generación combinada de potencia y calor, se requiere establecer puntualmente los valores de cada una de las variables que están presentes en los términos de la ecuación de balance, los cuales son mostrados en la tabla **8-2**.

Los términos que determinan la producción de energía eléctrica y energía térmica a partir de la combustión del metano generado se calculan tomando como referencia el valor del caudal de biogás ( $\dot{V}_{\text{gas}}$ ) y la fracción de metano ( $X_{\text{CH}_4}$ ) presente en el biogás, las cuales se estiman mediante la implementación desarrollada del modelo ADM-1. Para los valores poder calorífico inferior del metano se utilizó el valor ( $10.26 \text{ kWh/m}^3$ ). De acuerdo con Lubken et al. [81], las unidades CHP generalmente presentan una eficiencia de conversión de energía mecánica/eléctrica de alrededor de 30 % ( $\eta_{\text{elect}}=0.3$ ) y la eficiencia de generación de energía térmica es de aproximadamente 50 % ( $\eta_{\text{term}}=0.5$ ); por lo tanto se estima que aproximadamente el 20 % de la energía contenida en el gas metano se disipa en forma de irreversibilidades del sistema electromecánico CHP. Estas eficiencias de conversión se muestran en el diagrama de Sankey figura **8-3-(b)** desarrollado para la distribución de energía a través del sistema CHP. En el mismo diagrama se observan los porcentajes relativos de los consumos energéticos requeridos para el funcionamiento de la instalación, estos fueron calculados con base en la fracción que representa cada término respecto a la energía eléctrica total y la energía térmica total generadas por el sistema CHP.

Para el término potencia consumida durante la alimentación del sustrato al reactor mediante una bomba hidráulica, se utilizaron los valores referidos en la tabla (**8-2**) para el caudal de ingreso al reactor, altura del punto de ingreso del sustrato en el reactor, la densidad del sustrato medida durante la etapa experimental. El tiempo promedio de bombeo y la eficiencia de la bomba tornillo se estimaron en 15 min/día y ( $\eta_{\text{Bomba-tornillo}}=0.5$ ), respectivamente [81].

El término energía consumida durante la agitación del sustrato fue establecido con base en el volumen líquido del reactor establecido en la tabla **8-2** y los parámetros reportados para la energía específica de agitación y el tiempo promedio diario que dura la agitación ( $0.005 \text{ kW/m}^3$  y 8h/día respectivamente). El término energía requerida para el calentamiento del sustrato se estableció mediante los parámetros de caudal de ingreso al reactor y el calor específico del residuo obtenida de una investigación desarrollada sobre un sustrato

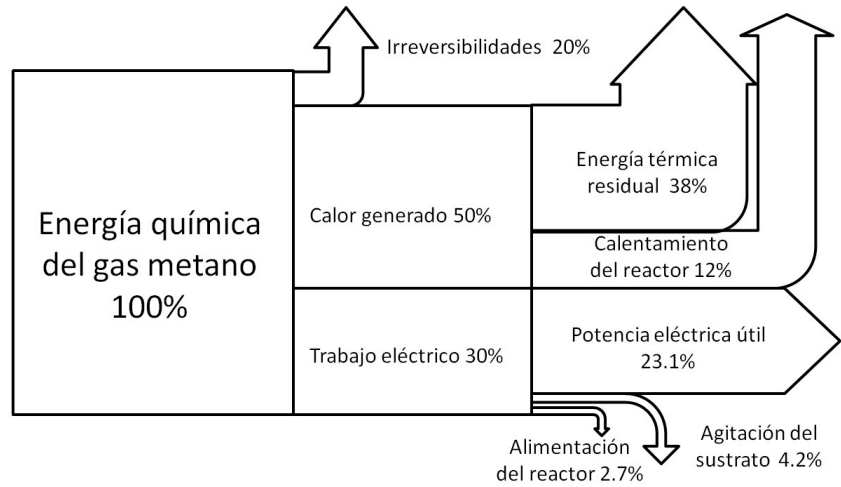
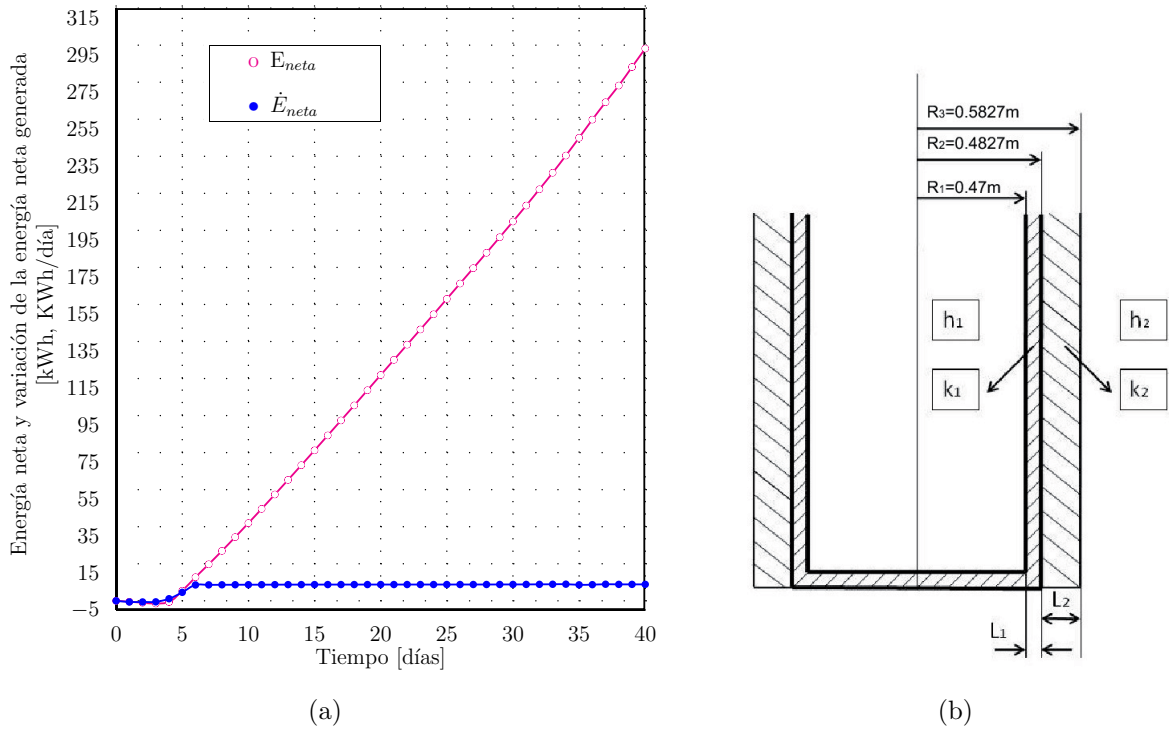
similar [37]. Estos parámetros se muestran en la tabla **8-2**. Se estimo adicionalmente una temperatura ambiental promedio de 18°C para las condiciones locales y una temperatura del reactor de 30°C de acuerdo a las condiciones en las cuales se desarrollo el ensayo de biodegradabilidad anaeróbica.

El termino correspondiente a la energía perdida debido al calor transferido por conducción y convección desde el reactor se cálculo utilizando los valores 17 W/mK y 0.55 W/mK como los coeficientes de conductividad térmica para los materiales acero inoxidable y lana mineral respectivamente. Estos materiales se asumieron como capas cilíndricas con un espesores de 0.0127 m (1/2") para la pared de acero inoxidable y 0.1 m para la lana mineral. De igual forma se utilizaron los valores 1 W/m<sup>2</sup>K y 4 W/m<sup>2</sup>K para los coeficientes de transferencia de calor desde el sustrato hacia la pared interna del reactor y entre la pared externa del reactor al aire exterior [18].

Como resultado de la implementación del modelo energético se obtuvo la gráfica **8-3-(a)** en la cual se muestra la evolución de la variable que representa la energía neta generada y razón de cambio de la energía generada por el sistema de tratamiento a escala piloto. A partir de estas gráficas se puede inferir la notable capacidad de generación de energía que presenta este sistema de tratamiento de residuos orgánicos biodegradables. De acuerdo a estos resultados, en una instalación a escala piloto con el funcionamiento descrito anteriormente, el sistema genera aproximadamente 200 KWh/mes, la cual corresponde a la energía promedio de consumo mensual de una vivienda en el área urbana, y aproximadamente 4 viviendas en el sector rural en Colombia [31].

**Tabla 8-2.:** Características del sistema a escala piloto.

Variable	Símbolo	Valor
Volumen total del reactor	$V_T$	1.89 m <sup>3</sup> (500 Galones)
Volumen líquido del reactor	$V_L$	1.51 m <sup>3</sup> (400 Galones)
Tiempo de retención hidráulica	HRT	40 dias
Caudal de ingreso al reactor	$\dot{V}_{in}$ [ $V_L$ /HRT]	37.85 L/dia
Altura del reactor	H	2.7 m
Área efectiva del reactor	A	1.97 m <sup>2</sup>
Densidad del sustrato	$\rho$	1145 Kg/m <sup>3</sup>
Calor específico del sustrato	$C_p$	4.13 kJ/kg



(c)

Figura 8-3.: (a). Curva obtenida mediante la simulación numérica para la energía neta y razón de cambio de la energía neta generada. (b). Geometría del tanque reactor simulado. (c). Diagrama de Sankey para la energía del sistema a escala piloto.

## 9. Conclusiones

En la actualidad existen muchos residuos orgánicos biodegradables como los desechos cítricos y el estiércol bovino, sobre los cuales no se realiza un tratamiento eficiente y terminan dispuestos en rellenos sanitarios o en las vertientes hídricas. La digestión anaeróbica es un proceso biotecnológico que presenta potenciales alternativas para la solución de aspectos relevantes de la conservación medio ambiental como el tratamiento efectivo de los residuos biodegradables y la generación de energía renovable. El primer aspecto se evidencia en la recuperación de los nutrientes contenidos en el residuos, los cuales pueden nuevamente aprovecharse mediante la aplicación controlada del fango efluente del sistema de tratamiento anaeróbico, sobre los terrenos cultivables. Por su parte el segundo aspecto subyace de la valorización energética de la fracción de metano contenida en el biogás generado, a través de sistemas de transformación energética como los sistemas de generación combinada de potencia y calor (CHP).

Los ensayos de biodegradabilidad anaeróbica están basados en metodologías estandarizadas internacionalmente. Estos procedimientos permiten establecer en un tiempo relativamente corto los parámetros de funcionamiento del tratamiento anaeróbico sobre un sustrato en particular. A través de estos ensayos se calculan índices de desempeño como el volumen máximo de generación de metano, la tasa máxima de generación de metano, el porcentaje máximo de remoción de la DQO, y la tasa máxima de remoción de la DQO, entre otros. Estos índices son necesarios en las etapas de diseño, puesta a punto, operación y control de las instalaciones a gran escala para el tratamiento de residuos orgánicos biodegradables.

Con base en los resultados obtenidos en este estudio mediante los ensayos de biodegradabilidad anaeróbica se puede inferir que es factible la producción de biogás con un alto contenido de metano a partir de la codigestión anaeróbica de los residuos cítricos y el estiércol bovino.

El modelamiento del proceso de digestión anaeróbica permite establecer el comportamiento del sistema de tratamiento de forma que puedan predecirse los resultados que se obtendrían de un sistema a escala piloto para el tratamiento de un sustrato en particular. Dentro del conjunto de modelos que han sido publicados, el modelo ADM-1, propuesto por Batstone et al. [14], ha demostrado ser una herramienta eficaz para la simulación del proceso de digestión anaeróbica, estableciendo un balance positivo entre la complejidad y la aplicabilidad. No obstante la implementación de este modelo requiere la determinación de varias decenas de parámetros específicos y la composición química del sustrato bajo análisis.

---

En este estudio se encontró que la implementación del modelo ADM-1 utilizando los valores de los parámetros reportados en el caso base y las concentraciones de los metabolitos estimadas mediante las metodologías que relacionan las mediciones experimentales con el contenido de estos compuestos en el sustrato, presentó un ajuste cercano entre los datos experimentales y los datos obtenidos a través de la simulación. Sin embargo se evidencian algunas restricciones que se generan sobre el modelo cuando se ha realizado una limitada caracterización del sustrato. Debido a la complejidad de las técnicas de medición necesarias para establecer la composición química del residuo, es importante el desarrollo e implementación de algunas metodologías [144, 147, 148] que intentan relacionar mediciones fisicoquímicas que se realizan rutinariamente en el análisis de aguas residuales y desechos orgánicos con los resultados obtenidos de la caracterización exhaustiva del sustrato.

Con base en los resultados obtenidos a partir de las simulaciones establecidas, se observa que el modelo intenta reproducir la tendencia general de cada una de las curvas establecidas mediante las mediciones experimentales. Sin embargo existen algunas discrepancias entre los valores representados por cada tipo de curva debido a que el modelo presenta importantes simplificaciones para la descripción de cada uno de los subprocesos más relevantes que conforman la digestión anaeróbica; de igual manera suprime la influencia que ejercen diversos factores como el potencial de reducción-oxidación de cada reacción bioquímica. Por consiguiente es importante establecer la necesidad de realizar una mayor caracterización del sustrato y una serie de ensayos experimentales más detallados con el fin de calibrar el modelo y obtener una mayor precisión en los resultados de la simulación para un sustrato específico.

De acuerdo al modelo energético desarrollado en conjunto con la implementación del modelo ADM-1, se puede establecer el potencial que presenta esta tecnología de tratamiento de los residuos orgánicos biodegradables, como fuente de energía renovable. Como se observó en los resultados obtenidos mediante este modelo, durante los primeros estadios del desarrollo del proceso el sistema presenta un balance energéticamente negativo, sin embargo a medida que se desarrolla el proceso de digestión anaeróbica del sustrato y se inicia la producción del gas metano, se obtiene una generación neta de energía que supera ampliamente el requerimiento energético del sistema a escala piloto que fue modelado.

El aporte de esta investigación se basa en la determinación de la biodegradabilidad anaeróbica de la mezcla de residuos, de acuerdo con un protocolo estandarizado, con lo cual se demuestra la factibilidad que presenta la tecnología de digestión anaeróbica para la generación de energía renovable a partir de estos residuos orgánicos. Este estudio es una primera aproximación al desarrollo de una estrategia óptima tanto para el tratamiento de residuos orgánicos biodegradables de origen agroindustrial, como para la obtención biocombustibles como bioetanol y biogás a partir de procesos biotecnológicos como la fermentación alcohólica y la digestión anaeróbica.

# A. Anexo: Preparación de las soluciones químicas utilizadas

## Solución stock de minerales

Contenido de soluto por cada litro de la solución correspondiente.

- Solución 1: 27.2 g  $\text{KH}_2\text{PO}_4$
- Solución 2: 36.5 g  $\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$
- Solución 3A: 24 g  $\text{NH}_4\text{Cl}$ ; 24 g  $\text{NaCl}$ ; 8 g  $\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$
- Solución 3B: 11 g  $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ \*(Agrafar y guardar bajo refrigeración ( $4^\circ\text{C}$ ))
- Solución 4: 80 g  $\text{Na}_2\text{HCO}_3$
- Solución 5: 240.2 g  $\text{Na}_2\text{S} \cdot 9\text{H}_2\text{O}$ \*(Preparar con agua destilada realizando intercambio de gases con  $\text{N}_2$ , proteger de la luz directa y guardar en refrigeración ( $4^\circ\text{C}$ ))
- Solución 6: 0.5 g Resarzurina\*(Proteger de la luz directa y guardar en refrigeración ( $4^\circ\text{C}$ ))

## Solución stock ácida (I)

Contenido de soluto por cada litro de la solución.

Tabla A-1.: Concentración de las sustancias que componen la solución ácida I.

Concentración	masa de soluto
50 mM HCL	1.80 g HCL
1 mM $\text{H}_3\text{BO}_3$	61.80 mg $\text{H}_3\text{BO}_3$
0.5 mM $\text{MnCl}_2$	61.25 mg $\text{MnCl}_2$
7.5 mM $\text{FeCl}_2$	943.50 mg $\text{FeCl}_2$
0.5 mM $\text{CoCl}_2$	64.50 mg $\text{CoCl}_2$
0.1 mM $\text{NiCl}_2$	12.86 mg $\text{NiCl}_2$
0.5 mM $\text{ZnCl}_2$	67.70 mg $\text{FeCl}_2$

## Solución stock alcalina (II)

Contenido de soluto por cada litro de la solución.

**Tabla A-2.:** Concentración de las sustancias que componen la solución alcalina II.

Concentración	masa de soluto
10 mM NaOH	400 mg NaOH
0.1 mM Na <sub>2</sub> SeO <sub>3</sub>	17.3 mg Na <sub>2</sub> SeO <sub>3</sub>
0.1 mM Na <sub>2</sub> WO <sub>4</sub>	29.4 mg Na <sub>2</sub> WO <sub>4</sub>
0.1 mM Na <sub>2</sub> MoO <sub>4</sub>	20.5 mg Na <sub>2</sub> MoO <sub>4</sub>

## Medio mineral

Para la preparación de un litro de solución de medio mineral se agregan:

- 15 mL Solución 1
- 15 mL Solución 2
- 12.5 mL Solución 3A
- 1 mL Solución 5
- 1 mL Solución Stock Ácida (I)
- 1 mL Solución Stock Alcalina (II)
  - Aforar hasta un litro con Agua destilada
  - Calentar hasta ebullición para liberar el oxígeno disuelto (No hervir por mas de 20 segundos para evitar la evaporación excesiva)
  - Enfriar bajo flujo o burbujeo de nitrógeno para remover el oxígeno desde el medio.

## Solución estéril-reductora

En una botella de 160 mL se adicionan contenidos de las soluciones 4 y 5 de forma que la relación de volúmenes sea 50:1, teniendo en cuenta el volumen total requerido para el montaje de todos los reactores que se incluyen en el montaje de la prueba de biodegradabilidad anaeróbica:

- 50 mL de la solución (4).

- 1 mL de la solución (5).
- Esta botella se sella mediante agrafes y se realiza intercambio de gases con nitrógeno y se guarda en refrigeración (4°C) para evitar la oxidación, la cual se manifestara por oscurecimiento de la solución o por la formación de precipitados.

## **Solución de hidróxido de sodio NaOH al 5 %-[m/v]**

Para cada 100 mL de solución se adicionan 5 g de NaOH, por consiguiente para cada litro de solución se requieren 50 g de NaOH. Se agrega un volumen conocido de agua destilada en un vaso de precipitado, se agrega la totalidad del soluto correspondiente, esta adición se realiza bajo agitación mediante un agitador magnético y dentro de la cámara de extracción debido a que la reacción es altamente exotérmica. Posteriormente cuando se encuentre diluido se agrega el volumen restante para completar la solución, y se agregan algunas gotas de indicador fenolftaleína, con lo cual la solución adquiere un color fucsia (la fenolftaleína indica un pH alcalino); finalmente se dispensan los volúmenes de la solución en cada botella utilizada para medición y se sellan mediante tapón de caucho y agrafe de aluminio.

### **Cálculo de la densidad de la soda**

Se requiere conocer el valor de la densidad de la solución de NaOH utilizada para la medición del volumen de metano generado en los reactores anaeróbicos, la estimación de la densidad de la solución se realiza de la siguiente forma;

- Pesar un balón aforado de 100 mL (V)
- Agregar al balón el volumen de soda hasta que se complete el aforo y registrar este peso (w)
- Calcular la densidad como  $\rho=w/V$

## B. Anexo: Análisis de sólidos

### Determinación de la concentración de sólidos totales, suspendidos y volátiles

#### Materiales y equipos

- Bomba de vacío y Filtros Milipore®
- Probeta, pinzas, cápsulas de porcelana
- Desecador
- Mufla/Estufa para desecado
- Balanza analítica
- Baño María

#### Procedimiento sólidos totales

1. Desecar las cápsulas durante una hora en la mufla a una temperatura de 105°C, dejar enfriar y pesar las cápsulas. (Registrar este valor de peso como P<sub>1</sub>)
2. Colocar en las cápsulas un volumen conocido (V en mL) de la muestra homogeneizada y evaporar en el baño maría la humedad.
3. Secar en la mufla a una temperatura entre 103°C y 105°C durante una hora.
4. Transferir las cápsulas al desecador hasta que estas se enfríen y posteriormente pesarlas. (Registrar este valor de peso como P<sub>2</sub>).
5. Incinerar en la mufla a 550°C +/- 50°C durante una hora.
6. Colocar las cápsulas en el desecador y dejar que se enfríen.
7. Pesar las cápsulas. (Registrar este valor como P<sub>3</sub>)

#### Cálculos

$$STT(mg/L) = \frac{(P_2 - P_1)(1X10^6)}{V}$$

$$STV(mg/L) = \frac{(P_2 - P_3)(1X10^6)}{V}$$

$$STF(mg/L) = STT - STV$$

Donde

$P_1$ =Peso de las cápsulas desecadas (g)

$P_2$ =Peso de las cápsulas luego de secado a una temperatura entre 103°C y 105°C (g)

$P_3$ =Peso de las cápsulas luego de incineración a una temperatura de 550°C +/- 50°C (g)

$(1X10^6)$ =Factor de Conversión de gramos a miligramos y de mililitros a Litros

### Procedimiento sólidos suspendidos

1. Desecar las filtros durante una hora en la mufla a una temperatura de 105°C, Dejar enfriar y pesar los filtros. (Registrar este valor de peso como  $P_1$ )
2. Colocar el filtro en la bomba de vacío, humedecerlo con agua destilada y cerrar el sistema.
3. Filtrar un volumen conocido (V en mL) de la muestra homogeneizada.
4. Secar los filtros en la mufla a una temperatura entre 103°C y 105°C durante una hora.
5. Transferir los filtros al desecador hasta que estos se enfríen y posteriormente pesarlos. (Registrar este valor de peso como  $P_2$ ).
5. Incinerar en la mufla a 550°C +/- 50°C durante una hora.
6. Colocar los filtros en el desecador y dejar que se enfríen.
7. Pesar los filtros. (Registrar este valor como  $P_3$ )

### Cálculos

$$SST(mg/L) = \frac{(P_2 - P_1)(1X10^6)}{V}$$

$$SSV(mg/L) = \frac{(P_2 - P_3)(1X10^6)}{V}$$

$$SSF(mg/L) = SST - SSV$$

Donde

$P_1$ =Peso del filtro desecado (g)

$P_2$ =Peso del filtro luego de secado a una temperatura entre 103°C y 105°C (g)

$P_3$ =Peso del filtro luego de incineración a una temperatura de 550°C +/- 50°C (g)

$(1X10^6)$ =Factor de Conversión de gramos a miligramos y de mililitros a Litros

# C. Anexo: Determinación de AGV mediante método colorimétrico

## Determinación de AGV mediante método colorimétrico

Este procedimiento se basa en una técnica descrita por Montgomery et al. [94], según la cual los ácidos carboxílicos (acético, butírico, valérico y propiónico) son esterificados con etanodiol y los ésteres resultantes reaccionan con hidroxilamina para formar ácidos. Adicionalmente, la reacción con cloruro férrico da como resultado la formación de hidroximatos ferrosos de color púrpura. La intensidad del color es determinada a través del espectrofotómetro y es proporcional al contenido de ácidos grasos volátiles en la muestra. La intensidad de color observada en este análisis se compara con la intensidad que presenta una solución patrón de ácido acético, por lo tanto la concentración calculada a través de esta técnica se expresa como concentración de ácido acético.

### Reactivos

- Ácido sulfúrico al 50 % (V/V): Adicionar con cuidado y con agitación constante 50 mL +/- 0.5 mL de ácido sulfúrico ( $d_{20} 1.84$ ) a 50 mL +/- 0.5 mL de agua y dejar enfriar.
- Hidróxido de sodio al 18 % (m/V): Disolver 18 g de NaOH en 80 mL de agua destilada, dejar enfriar y diluir con agua destilada hasta completar 100 mL.
- Reactivo Ácido Etanodiol: Mezclar 15 mL +/- 0.5 mL de etanodiol (etilenglicol) con 2 mL +/- 0.05 mL de ácido sulfúrico al 50 % (V/V).
- Sulfato Hidroxiamonio al 10 % (m/V): Disolver 10 g +/- 0.1 g de sulfato hidroxiamonio en 80 mL de agua destilada, diluir posteriormente hasta completar 100 mL. Este reactivo se debe preparar mensualmente y debe guardarse refrigerado.
- Reactivo de Hidroxilamina: Mezclar 20 mL +/- 0.5 mL de NaOH al 18 % (m/V) con 5 mL +/- 0.1 mL de sulfato hidroxiamonio al 10 % (m/V). Esta solución debe prepararse inmediatamente antes de ser utilizada.
- Reactivo de Cloruro férrico ácido: Disolver 10 g +/- 0.05 g de cloruro férrico hexahidratado en 250 mL de agua destilada, agregar 10 mL +/- 0.05 mL de ácido sulfúrico ( $d_{20} 1.84$ ) y diluir con agua destilada hasta 500 mL (filtrar si es necesario). Guardar refrigerado, y protegido de la luz directa. Esta solución tiene un pH de alrededor de 1.6 para evitar la precipitación de las sales férricas.

## Materiales y Equipos

- Espectrofotómetro (Rango visible), celda para espectrofotómetro.
- Tubos de ensayo, gradilla, pipetas, filtros milipore (o centrífuga), balones aforados de 25 mL y 100 mL.

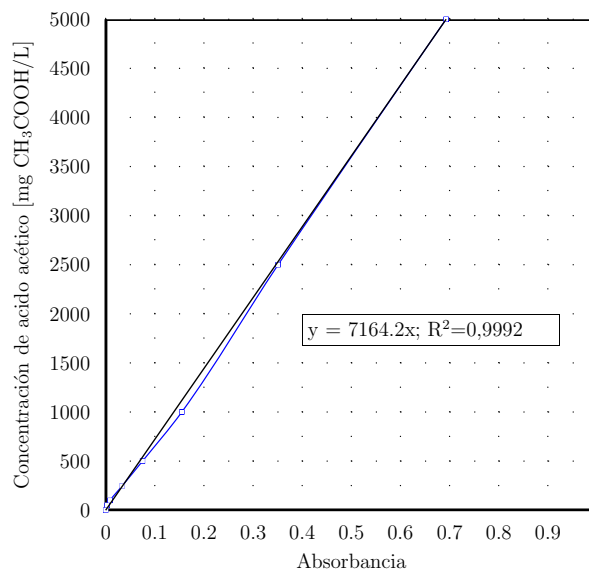
## Soluciones patrón de ácido acético

### Solución A: 1 mL de solución debe contener 10 mg de ácido acético

Pesar 1 g de ácido acético glaciar ( $d_{20} 1.05$ ) en un recipiente previamente tarado y transferir cuantitativamente a un balón aforado de 100 mL. Diluir con agua destilada hasta completar 100 mL. Preparar soluciones frescas cada mes. Agregar en una serie de balones de 100 mL volúmenes de 0, 1, 2.5, 5, 10, 25 y 50 mL de la solución A y completar con agua destilada hasta 100 mL. Dispensar estas soluciones en recipientes limpios y secos, estos recipientes deben guardarse en refrigerador. Cada una de estas soluciones contiene 0, 100, 250, 1000, 2500 y 5000 mg/L de ácido acético respectivamente.

### Curva de calibración de ácido acético

La figura (C-1) muestra una de las curvas de calibración que se utilizaron para la determinación de la concentración de los ácidos grasos volátiles del sustrato contenido en los reactores de tratamiento durante los ensayos de biodegradabilidad anaeróbica.



**Figura C-1.:** Curva de calibración para la concentración de ácido acético mediante la técnica empírica espectrofotométrica.

## Procedimiento

Procedimiento Experimental	Notas
Construcción de la curva de calibración. Se siguen los pasos 2 a 5, utilizando como muestra cada una de las soluciones patrón preparadas con anterioridad. Graficar la Absorbancia contra la concentración de ácido acético en (mg/L)	Absorbancia= $2-\log(\% \text{Transmitancia})$
Pipetear 0.5 mL +/- 0.01 mL de la muestra en un tubo de ensayo seco. Agregar 1.7 mL +/- 0.05 mL de ácido etanodiol y mezclar con fuerza. Calentar en baño maría por 3 min +/- 10 segundos (B) Enfriar inmediatamente el tubo en agua fría.	B.Evitar el contacto directo del tubo de ensayo con las paredes y resistencias del baño maría.
Adicionar 2.5 mL +/- 0.1 mL de hidroxilamina y mezclar fuertemente, dejar reposar por 10 s (C)	C.El análisis en tandas (Batch) se facilita con el uso de la gradilla
Adicionar 10 mL +/- 0.1 mL de cloruro férrico ácido en un balón de 25 mL calibrado. Transferir cuantitativamente la solución del tubo de ensayo al balón. (D) Completar el volumen con agua destilada y agitar vigorosamente. No debe formarse ningún precipitado. Dejar reposar durante 5 minutos. (E)	D. Utilizar agua destilada para la remoción de las ultimas trazas en el tubo de ensayo. E. Esto facilita el escape de los gases disueltos.
Medir la absorbancia de la solución a una longitud de onda de 500 nm usando celdas de 40 mm, esta medición se debe realizar dentro de la primera hora de realizado el paso 5. (F); (G)	F. Tener cuidado de evitar la formación de burbujas dentro de la celda. G. Se pueden utilizar celdas de diferente tamaño
Se debe correr un blanco y un patrón con cada lote de muestras usando los mismos reactivos, para realizar estas muestras se deben repetir los pasos 2 a 5, utilizando 0.5 mL +/- 0.01 mL de agua destilada (Blanco) y uno de los patrones en lugar de muestra. El blanco se utiliza para calibrar el 100 % de la transmitancia del equipo. (H)	H. El patrón se corre con el objetivo de chequear la curva de calibración. La curva de calibración es normalmente lineal hasta 10000 mg/L de ácido acético. La linealidad de la curva es función del instrumento utilizado.
Calcular la concentración de AGV de acuerdo con la ecuación de la curva de calibración obtenida (I)	I. Utilizar la misma celda que se utilizó para la construcción de la curva de calibración.

# D. Anexo: Ecuaciones modelo ADM-1

Tabla D-1.: Ecuaciones modelo digestión anaeróbica (ADM-1)-especies solubles.

$S_{su}$	$\frac{dS_{su}}{dt} = K_{hydch} \chi_{ch} + (1-f_{fa,i}) K_{hygli} \chi_{li} - \frac{K_{m,su} S_{su}}{K_{s,Ssu} + S_{su}} \chi_{stu} I_1$
$S_{aa}$	$\frac{dS_{aa}}{dt} = K_{hydp} \chi_{pr} - \frac{K_{m,aa} S_{aa}}{K_{s,Saa} + S_{aa}} \chi_{aa} I_1$
$S_{fa}$	$\frac{dS_{fa}}{dt} = (f_{fa,i}) K_{hygli} \chi_{li} - \frac{K_{m,fa} S_{fa}}{K_{s,Sfa} + S_{fa}} \chi_{fa} I_2$
$S_{va}$	$\frac{dS_{va}}{dt} = (1-Y_{aa})(f_{va,aa}) \frac{K_{m,aa} S_{aa}}{K_{s,Saa} + S_{aa}} \chi_{aa} I_1 - \frac{K_{m,c4} S_{va}}{K_{s,Sva} + S_{va}} \chi_{c4} \frac{1}{1 + \frac{S_{bu}}{S_{va}}} I_2$
$S_{bu}$	$\frac{dS_{bu}}{dt} = (1-Y_{su})(f_{bu,su}) \frac{K_{m,su} S_{su}}{K_{s,Ssu} + S_{su}} \chi_{su} I_1 + (1-Y_{aa})(f_{bu,aa}) \frac{K_{m,aa} S_{aa}}{K_{s,Saa} + S_{aa}} \chi_{aa} I_1 - \frac{K_{m,c4} S_{bu}}{K_{s,Sbu} + S_{bu}} \chi_{c4} \frac{1}{1 + \frac{S_{va}}{S_{bu}}} I_2$
$S_{pro}$	$\frac{dS_{pro}}{dt} = (1-Y_{su})(f_{pro,su}) \cdot \frac{K_{m,su} S_{su}}{K_{s,Ssu} + S_{su}} \cdot \chi_{su} \cdot I_1 + (1-Y_{aa})(f_{pro,aa}) \frac{K_{m,aa} S_{aa}}{K_{s,Saa} + S_{aa}} \cdot \chi_{aa} \cdot I_1 - (1-Y_{c4})(0.54) \cdot \frac{K_{m,c4} S_{va}}{K_{s,Sva} + S_{va}} \cdot \chi_{c4} \cdot \frac{1}{1 + \frac{S_{bu}}{S_{va}}} \cdot I_2 - \frac{K_{m,pro} S_{pro}}{K_{s,Spro} + S_{pro}} \cdot \chi_{pro} \cdot I_2$
$S_{ac}$	$\frac{dS_{ac}}{dt} = (1-Y_{su})(f_{ac,su}) \frac{K_{m,su} S_{su}}{K_{s,Ssu} + S_{su}} \chi_{su} I_1 + (1-Y_{aa})(f_{ac,aa}) \frac{K_{m,aa} S_{aa}}{K_{s,Saa} + S_{aa}} \chi_{aa} I_1 + (1-Y_{fa})(0.7) \frac{K_{m,fa} S_{fa}}{K_{s,Sfa} + S_{fa}} \chi_{fa} I_2 + (1-Y_{c4})(0.31) \frac{K_{m,c4} S_{va}}{K_{s,Sva} + S_{va}} \chi_{c4} \frac{1}{1 + \frac{S_{bu}}{S_{va}}} I_2 + (1-Y_{c4})(0.8) \frac{K_{m,c4} S_{bu}}{K_{s,Sbu} + S_{bu}} \chi_{c4} \frac{1}{1 + \frac{S_{va}}{S_{bu}}} I_2 + (1-Y_{pro})(0.57) \frac{K_{m,pro} S_{pro}}{K_{s,Spro} + S_{pro}} \chi_{pro} I_2 - \frac{K_{m,ac} S_{ac}}{K_{s,Sac} + S_{ac}} \chi_{ac} I_3$
$S_{h2}$	$\frac{dS_{h2}}{dt} = (1-Y_{su})(f_{h2,su}) \frac{K_{m,su} S_{su}}{K_{s,Ssu} + S_{su}} \chi_{su} I_1 + (1-Y_{aa})(f_{h2,aa}) \frac{K_{m,aa} S_{aa}}{K_{s,Saa} + S_{aa}} \chi_{aa} I_1 + (1-Y_{fa})(0.3) \frac{K_{m,fa} S_{fa}}{K_{s,Sfa} + S_{fa}} \chi_{fa} I_2 + (1-Y_{c4})(0.15) \frac{K_{m,c4} S_{va}}{K_{s,Sva} + S_{va}} \chi_{c4} \frac{1}{1 + \frac{S_{bu}}{S_{va}}} I_2 + (1-Y_{c4})(0.2) \frac{K_{m,c4} S_{bu}}{K_{s,Sbu} + S_{bu}} \chi_{c4} \frac{1}{1 + \frac{S_{va}}{S_{bu}}} I_2 + (1-Y_{pro})(0.43) \frac{K_{m,pro} S_{pro}}{K_{s,Spro} + S_{pro}} \chi_{pro} I_2 - \frac{K_{m,h2} S_{h2}}{K_{s,Sh2} + S_{h2}} \chi_{h2} I_1$
$S_{ch4}$	$\frac{dS_{ch4}}{dt} = (1-Y_{ac}) \frac{K_{m,ac} S_{ac}}{K_{s,Sac} + S_{ac}} \chi_{ac} I_3 + (1-Y_{h2}) \frac{K_{m,h2} S_{h2}}{K_{s,Sh2} + S_{h2}} \chi_{h2} I_1$
$S_{ic}$	$\frac{dS_{ic}}{dt} = - \sum_{i=1-9,11-24} C_i v_{i,5} - \sum_{i=1-9,11-24} C_i v_{i,6} - \sum_{i=1-9,11-24} C_i v_{i,10} - \sum_{i=1-9,11-24} C_i v_{i,11} - \sum_{i=1-9,11-24} C_i v_{i,12}$
$S_{in}$	$\frac{dS_{in}}{dt} = -(Y_{su}) N_{bac} + N_{aa} - (Y_{aa}) N_{bac} - (Y_{fa}) N_{bac} - (2)(Y_{c4}) N_{bac} - (Y_{pro}) N_{bac} - (Y_{ac}) N_{bac} - (Y_{h2}) N_{bac}$
$S_I$	$\frac{dS_I}{dt} = (f_{Si,Xc}) K_{dis,Xc}$

Tabla D-2.: Ecuaciones modelo digestión anaeróbica (ADM-1)-especies insolubles

$\chi_c$	$\frac{d\chi_c}{dt} = K_{dis} \cdot \chi_c + K_{dec, X_{su}} \cdot \chi_{su} + K_{dec, X_{aa}} \cdot \chi_{aa} + K_{dec, X_{fa}} \cdot \chi_{fa} + K_{dec, X_{c4}} \cdot \chi_{c4} + K_{dec, X_{pro}} \cdot \chi_{pro} + K_{dec, X_{ac}} \cdot \chi_{ac} + K_{dec, X_{h2}} \cdot \chi_{h2}$
$\chi_{ch}$	$\frac{d\chi_{ch}}{dt} = (f_{ch, X_c}) \cdot K_{dis} \cdot \chi_c - K_{hyd, ch} \cdot \chi_{ch}$
$\chi_{pr}$	$\frac{d\chi_{pr}}{dt} = (f_{pr, X_c}) \cdot K_{dis} \cdot \chi_c - K_{hyd, pr} \cdot \chi_{pr}$
$\chi_{li}$	$\frac{d\chi_{li}}{dt} = (f_{li, X_c}) \cdot K_{dis} \cdot \chi_c - K_{hyd, li} \cdot \chi_{li}$
$\chi_{su}$	$\frac{d\chi_{su}}{dt} = (Y_{su}) \cdot \frac{K_{m, su} S_{su}}{K_{s, S_{su}} + S_{su}} \cdot \chi_{su} \cdot I_1 - K_{dec, X_{su}} \cdot \chi_{su}$
$\chi_{aa}$	$\frac{d\chi_{aa}}{dt} = (Y_{aa}) \cdot \frac{K_{m, aa} S_{aa}}{K_{s, S_{aa}} + S_{aa}} \cdot \chi_{aa} \cdot I_1 - K_{dec, X_{aa}} \cdot \chi_{aa}$
$\chi_{fa}$	$\frac{d\chi_{fa}}{dt} = (Y_{fa}) \cdot \frac{K_{m, fa} S_{fa}}{K_{s, S_{fa}} + S_{fa}} \cdot \chi_{fa} \cdot I_1 - K_{dec, X_{fa}} \cdot \chi_{fa}$
$\chi_{c4}$	$\frac{d\chi_{c4}}{dt} = (Y_{c4}) \cdot \frac{K_{m, c4} S_{c4}}{K_{s, S_{c4}} + S_{c4}} \cdot \chi_{c4} \cdot \frac{1}{1 + \frac{S_{bu}}{S_{va}}} \cdot I_2 + (Y_{c4}) \cdot \frac{K_{m, c4} S_{bu}}{K_{s, S_{bu}} + S_{bu}} \cdot \chi_{c4} \cdot \frac{1}{1 + \frac{S_{va}}{S_{bu}}} \cdot I_2 - K_{dec, X_{c4}} \cdot \chi_{c4}$
$\chi_{ac}$	$\frac{d\chi_{ac}}{dt} = (Y_{ac}) \cdot \frac{K_{m, ac} S_{ac}}{K_{s, S_{ac}} + S_{ac}} \cdot \chi_{ac} \cdot I_3 - K_{dec, X_{ac}} \cdot \chi_{ac}$
$\chi_{h2}$	$\frac{d\chi_{h2}}{dt} = (Y_{h2}) \cdot \frac{K_{m, h2} S_{h2}}{K_{s, S_{h2}} + S_{h2}} \cdot \chi_{h2} \cdot I_1 - K_{dec, X_{h2}} \cdot \chi_{h2}$
$\chi_I$	$\frac{d\chi_I}{dt} = (f_{X_i, X_c}) \cdot K_{dis, X_c}$

**Tabla D-3.:** Ecuaciones modelo digestión anaeróbica (ADM-1)-Procesos ácido-base (DAE)

Numero	Ecuación	Variable
1	$S_{cat^{++}} + S_{NH_4^+} + S_{H^+} - S_{HCO_3^-} - 2S_{CO_3^{2-}} - \frac{S_{Ac^-}}{64} - \frac{S_{pro^-}}{112} - \frac{S_{bu^-}}{160} - \frac{S_{va^-}}{208} - S_{OH^-} - S_{an^-} = 0$	$S_{H^+}$
2	$(S_{OH^-}) - \frac{K_W}{S_{H^+}}$	$S_{OH^-}$
3	$(S_{va^-}) - \frac{K_{a,va} \cdot S_{va,total}}{K_{a,va} + S_{H^+}} = 0$	$S_{va^-}$
4	$(S_{bu^-}) - \frac{K_{a,bu} \cdot S_{bu,total}}{K_{a,bu} + S_{H^+}} = 0$	$S_{bu^-}$
5	$(S_{pro^-}) - \frac{K_{a,pro} \cdot S_{pro,total}}{K_{a,pro} + S_{H^+}} = 0$	$S_{pro^-}$
6	$(S_{ac^-}) - \frac{K_{a,ac} \cdot S_{ac,total}}{K_{a,ac} + S_{H^+}} = 0$	$S_{ac^-}$
7	$(S_{HCO_3^-}) - \frac{K_{a,CO_2} \cdot S_{IC}}{K_{a,CO_2} + S_{H^+}} = 0$	$S_{HCO_3^-}$
8	$(S_{CO_3^{2-}}) - \frac{K_{a,HCO_3^-} \cdot S_{HCO_3^-}}{K_{a,HCO_3^-} + S_{H^+}} = 0$	$S_{CO_3^{2-}}$
9	$(S_{IC}) - (S_{CO_2}) - (S_{HCO_3^-}) - (S_{CO_3^{2-}}) = 0$	$S_{CO_2}$
10	$(S_{NH_4^+}) - \frac{S_{H^+} \cdot S_{IN}}{K_{a,NH_4} + S_{H^+}} = 0$	$S_{NH_4^+}$
11	$(S_{IN}) - (S_{NH_3}) - (S_{NH_4^+}) = 0$	$S_{NH_3}$

Tabla D-4.: Ecuaciones modelo digestión anaeróbica (ADM-1), reacciones ácido-base (DE).

Componente i	4b	5b	6b	7b	10b	11b	Razon Cinética
j	$S_{va}^-$	$S_{bu}^-$	$S_{pro}^-$	$S_{ac}^-$	$S_{HCO_3^-}$	$S_{NH_3}$	
A1	-1						$K_{B,va}(S_{va}^- \cdot (S_{H^+} + K_{a,va}) - K_{a,va}S_{va})$
A2	-1						$K_{B,bu}(S_{bu}^- \cdot (S_{H^+} + K_{a,bu}) - K_{a,bu}S_{bu})$
A3		-1					$K_{B,pro}(S_{pro}^- \cdot (S_{H^+} + K_{a,pro}) - K_{a,pro}S_{pro})$
A4			-1				$K_{B,ac}(S_{ac}^- \cdot (S_{H^+} + K_{a,ac}) - K_{a,ac}S_{ac})$
A5					-1		$K_{B,CO_2}(S_{HCO_3^-} \cdot (S_{H^+} + K_{a,CO_2}) - K_{a,CO_2}S_{IC})$
A6						-1	$K_{B,NH_3}(S_{NH_3} \cdot (S_{H^+} + K_{a,NH_3}) - K_{a,NH_3}S_{IN})$

Tabla D-5.: Ecuaciones complementarias modelo digestión anaeróbica (ADM-1), procesos ácido-base.

Ecuación	Variable
$S_{H^+} = \frac{\theta}{2} \sqrt{\theta^2 + 4K_W}$	$S_{H^+}$
$\theta = S_{cat^+} + S_{NH_4^+} + S_{H^+} - S_{HCO_3^-} - 2S_{CO_3^{2-}} - \frac{S_{Ac^-} S_{pro^-} S_{bu}^- S_{va}^-}{64} - \frac{S_{OH^-} S_{an^-}}{208}$	$\theta$
$S_{NH_4^+} = S_{IN} - S_{NH_3}$	$S_{NH_4^+}$
$S_{CO_2} = S_{IC} - S_{CO_3^-}$	$S_{CO_2}$

**Tabla D-6.:** Ecuaciones para la transferencia de masa en la interfaz líquido-gas.

$S_{gas,h2}$	$\frac{dS_{gas,h2}}{dt} = -\frac{S_{gas,h2}Q_{gas}}{V_{gas}} + \frac{V_{liq}}{V_{gas}}(K_L a)(S_{liq,h2} - 16K_{H,h2}P_{gas,h2})$
$S_{gas,ch4}$	$\frac{dS_{gas,ch4}}{dt} = -\frac{S_{gas,ch4}Q_{gas}}{V_{gas}} + \frac{V_{liq}}{V_{gas}}(K_L a)(S_{liq,ch4} - 64K_{H,ch4}P_{gas,ch4})$
$S_{gas,co2}$	$\frac{dS_{gas,co2}}{dt} = -\frac{S_{gas,co2}Q_{gas}}{V_{gas}} + \frac{V_{liq}}{V_{gas}}(K_L a)(S_{liq,co2} - K_{H,co2}P_{gas,co2})$

**Tabla D-7.:** Razones cinéticas para la transferencia de masa en la interfaz gaseosa.

$\rho_{T,8}$	$\rho_{T,8} = (K_L a)(S_{liq,h2} - 16K_{H,h2}P_{gas,h2})$
$\rho_{T,9}$	$\rho_{T,9} = (K_L a)(S_{liq,ch4} - 64K_{H,ch4}P_{gas,ch4})$
$\rho_{T,10}$	$\rho_{T,10} = (K_L a)(S_{liq,co2} - K_{H,co2}P_{gas,co2})$

**Tabla D-8.:** Ecuaciones algebraicas para la transferencia de masa en la interfaz líquido-gas.

$P_{gas,h2}$	$P_{gas,h2} = \frac{RT_{(OP)}}{16} S_{gas,h2}$
$P_{gas,ch4}$	$P_{gas,ch4} = \frac{RT_{(OP)}}{64} S_{gas,ch4}$
$P_{gas,co2}$	$P_{gas,co2} = RT_{(OP)} S_{gas,co2}$
$Q_{gas}$	$Q_{gas} = \frac{RT_{(OP)}}{P_{atm} - P_{gas,H2O}} V_{liq} \left( \frac{\rho_{T,8}}{16} + \frac{\rho_{T,9}}{64} + \rho_{T,10} \right)$



**Tabla E-2.:** Matriz de Petersen: Coeficientes bioquímicos  $\nu_i$  y tasas cinéticas  $\rho_i$  para los componentes insolubles en el modelo ADM-1.

MODELO DIGESTIÓN ANAERÓBICA ADM-1																																						
Estados i		13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	Tasa Cinética [gDQO/L]																								
j	Procesos	$X_c$	$X_{ch}$	$X_{pr}$	$X_{li}$	$X_{su}$	$X_{aa}$	$X_{fa}$	$X_{c4}$	$X_{pro}$	$X_{ac}$	$X_{h2}$	$X_j$	$K_{dis}X_c$	$K_{hyd, ch}X_{ch}$	$K_{hyd, pr}X_{pr}$	$K_{hyd, li}X_{li}$	$K_{m, su} \frac{S_{su}}{K_s + S_{su}} X_{su} I_1$	$K_{m, aa} \frac{S_{aa}}{K_s + S_{aa}} X_{aa} I_1$	$K_{m, fa} \frac{S_{fa}}{K_s + S_{fa}} X_{fa} I_2$	$K_{m, c4} \frac{S_{c4}}{K_s + S_{c4}} X_{c4} I_2$	$K_{m, pro} \frac{S_{pro}}{K_s + S_{pro}} X_{pro} I_2$	$K_{m, ac} \frac{S_{ac}}{K_s + S_{ac}} X_{ac} I_3$	$K_{m, h2} \frac{S_{h2}}{K_s + S_{h2}} X_{h2} I_1$	$K_{dec, X_{su}} X_{su}$	$K_{dec, X_{aa}} X_{aa}$	$K_{dec, X_{fa}} X_{fa}$	$K_{dec, X_{c4}} X_{c4}$	$K_{dec, X_{pro}} X_{pro}$	$K_{dec, X_{ac}} X_{ac}$	$K_{dec, X_{h2}} X_{h2}$							
1	Desintegración	-1	$f_{ch, acc}$	$f_{pr, acc}$	$f_{li, acc}$																																	
2	Hidrólisis de Carbohidratos		-1																																			
3	Hidrólisis de proteínas			-1																																		
4	Hidrólisis de lípidos				-1																																	
5	Consumo de azucares					$Y_{su}$																																
6	Consumo de aminoácidos						$Y_{aa}$																															
7	Consumo de LCFA							$Y_{fa}$																														
8	Consumo de Valerato								$Y_{c4}$																													
9	Consumo de Butirato								$Y_{c4}$																													
10	Consumo de Propionato									$Y_{pro}$																												
11	Consumo de Acetato										$Y_{ac}$																											
12	Consumo de Hidrógeno											$Y_{h2}$																										
13	Decaimiento de Xsu	1				-1																																
14	Decaimiento de Xaa	1					-1																															
15	Decaimiento de Xfa	1						-1																														
16	Decaimiento de Xc4	1							-1																													
17	Decaimiento de Xpro	1								-1																												
18	Decaimiento de Xac	1									-1																											
19	Decaimiento de Xh2	1										-1																										
Descripción de los Estados [gDQO/L]		Compuestos complejos	Carbohidratos	Proteínas	Lípidos	Consumidoras de azúcares	Consumidoras de aminoácidos	Consumidoras de LCFA	Consumidoras de Valerato y Butirato	Consumidoras de propionato	Consumidoras de acetato	Consumidoras de Hidrógeno	Particulado Inerte	Factores de Inhibición $I_1 = I_{pH} I_{N, lim}$ $I_2 = I_{pH} I_{N, lim} I_{H_2}$ $I_3 = I_{pH} I_{N, lim} I_{NH_3} X_{ac}$																								

**Tabla E-3.:** Parámetros de la cinética extracelular de desintegración e hidrólisis [ $d^{-1}$ ].

Parámetro	Valor	Descripción
$K_{dis}$	0.5	Tasa de desintegración de los compuestos complejos
$K_{hyd_{ch}}$	10	Tasa de hidrólisis de carbohidratos para la formación de monosacáridos
$K_{hyd_{li}}$	10	Tasa de hidrólisis de lípidos para la formación de AGCL
$K_{hyd_{pr}}$	10	Tasa de hidrólisis de proteínas para la formación de aminoácidos

**Tabla E-4.:** Parámetros de la cinética biológica: Tasas máximas de crecimiento bacteriano.

Parámetro	Valor	Descripción
$K_{m_{su}}$	30	Biomasa consumidora de monosacáridos
$K_{m_{aa}}$	50	Biomasa consumidora de aminoácidos
$K_{m_{fa}}$	6	Biomasa consumidora de ácidos grasos
$K_{m_{c4}}$	20	Biomasa consumidora de valerato y butirato
$K_{m_{pro}}$	13	Biomasa consumidora de propionato
$K_{m_{ac}}$	8	Biomasa consumidora de acetato
$K_{m_{h2}}$	35	Biomasa consumidora de hidrógeno

**Tabla E-5.:** Parámetros de la cinética biológica: Tasas de producción de la biomasa.

Parámetro	Valor	Descripción
$Y_{su}$	0.1	Biomasa consumidora de monosacáridos
$Y_{aa}$	0.08	Biomasa consumidora de aminoácidos
$Y_{fa}$	0.06	Biomasa consumidora de ácidos grasos
$Y_{c4}$	0.06	Biomasa consumidora de valerato y butirato
$Y_{pro}$	0.04	Biomasa consumidora de propionato
$Y_{ac}$	0.05	Biomasa consumidora de acetato
$Y_{h2}$	0.06	Biomasa consumidora de hidrógeno

**Tabla E-6.:** Parámetros de la cinética biológica: Constantes de saturación media.

Parámetro	Valor	Descripción
$K_{s_{su}}$	0.5	Biomasa consumidora de monosacáridos
$K_{s_{aa}}$	0.3	Biomasa consumidora de aminoácidos
$K_{s_{fa}}$	0.4	Biomasa consumidora de ácidos grasos
$K_{s_{c4}}$	0.2	Biomasa consumidora de valerato y butirato
$K_{s_{pro}}$	0.1	Biomasa consumidora de propionato
$K_{s_{ac}}$	0.15	Biomasa consumidora de acetato
$K_{s_{h2}}$	0.000007	Biomasa consumidora de hidrógeno

**Tabla E-7.:** Parámetros de la cinética biológica: Tasas de decaimiento de la biomasa microbiana.

Parámetro	Valor	Descripción
$K_{dec_{xsu}}$	0.02	Biomasa consumidora de monosacáridos
$K_{dec_{xaa}}$	0.02	Biomasa consumidora de aminoácidos
$K_{dec_{xfa}}$	0.02	Biomasa consumidora de ácidos grasos
$K_{dec_{xc4}}$	0.02	Biomasa consumidora de valerato y butirato
$K_{dec_{xpro}}$	0.02	Biomasa consumidora de propionato
$K_{dec_{xac}}$	0.02	Biomasa consumidora de acetato
$K_{dec_{xh2}}$	0.02	Biomasa consumidora de hidrógeno

**Tabla E-8.:** Parámetros de la cinética biológica: Parámetros para la inhibición debida al pH.

Parámetro	Valor	Descripción
pHul	5.5	Limite superior de inhibición por pH en los procesos de consumo de monosacáridos, aminoácidos, ácidos grasos, valerato y butirato.
pHll	4	Limite inferior de inhibición por pH en los procesos de consumo de monosacáridos, aminoácidos, ácidos grasos, valerato y butirato.
pHul_ac	7	Limite superior de inhibición por pH en el proceso de consumo de acetato.
pHll_ac	6	Limite inferior de inhibición por pH en el proceso de consumo de acetato.
pHul_h2	6	Limite superior de inhibición por pH en el proceso de consumo de hidrógeno.
pHll_h2	5	Limite inferior de inhibición por pH en el proceso de consumo de hidrógeno.

**Tabla E-9.:** Parámetros de la cinética biológica: Parámetros para la inhibición debida a la concentración del  $H_2$ .

Parámetro	Valor	Descripción
$K_{i_{h2\_fa}}$	0.000005	Bacterias que consumen ácidos grasos
$K_{i_{h2\_c4}}$	0.00001	Bacterias que consumen valerato y butirato
$K_{i_{h2\_pro}}$	0.0000035	Bacterias que consumen propionato

**Tabla E-10.:** Parámetros de la cinética biológica: Parámetros para la inhibición debida a la concentración del  $NH_3$ .

Parámetro	Valor	Descripción
$K_{i_{nh3}}$	0.000005	Bacterias que consumen acetato

**Tabla E-11.:** Parámetros de la cinética biológica: Parámetros para la inhibición debida a la concentración de Nitrógeno.

Parámetro	Valor	Descripción
Ki_in3	0.0001	Inhibición debida a la limitación del Nitrógeno en los nutrientes

**Tabla E-12.:** Contenido de carbono en las variables de estado del modelo.

Parámetro	Valor	Descripción
$C_{su}$	0.03125	Contenido de carbono en los monosacáridos
$C_{bu}$	0.0250	Contenido de carbono en el butirato
$C_{pro}$	0.03125	Contenido de carbono en el propionato
$C_{ac}$	0.03125	Contenido de carbono en el acetato
$C_{biom}$	0.0313	Contenido de carbono en los 7 grupos de bacterias
$C_{aa}$	0.03	Contenido de carbono en los aminoácidos
$C_{va}$	0.024	Contenido de carbono en el valerato
$C_{ch4}$	0.015625	Contenido de carbono en el metano

**Tabla E-13.:** Constantes de Henry para la transferencia de masa en la interfaz líquido-gas.

Parámetro	Valor	Descripción
KH_ch4	0.001161	Constante de Henry para el gas metano
KH_co2	0.002713	Constante de Henry para el gas carbónico
KH_h2	0.0007384	Constante de Henry para el gas hidrógeno

**Tabla E-14.:** Coeficientes de equilibrio ácido-base.

Parámetro	Valor	Descripción
Ka_ac	$1.7378e^{-5}$	Equilibrio HAc/Ac-
Ka_bu	$1.4454e^{-5}$	Equilibrio HBu/Bu-
Ka_co2	$4.9375e^{-7}$	Equilibrio $CO_2/HCO_3^-$
Kw	$2.0803e^{-14}$	Equilibrio $H_2O/[OH^-][H^+]$
Ka_nh4	$1.1110e^{-9}$	Equilibrio $NH_4^+/NH_3$
Ka_pro	$1.3182e^{-5}$	Equilibrio HPro/Pro-
Ka_va	$1.5848e^{-5}$	Equilibrio HVa/Va-

**Tabla E-15.:** Parámetros estequiométricos de las reacciones bioquímicas.

Parámetro	Valor	Descripción
fsi_xc	0.1	Tasa de formación de los solubles inertes obtenidos del consumo de los compuestos complejos (Xc)
fxi_xc	0.2	Tasa de formación de los particulados inertes obtenidos del consumo de los compuestos complejos (Xc)
fch_xc	0.2	Tasa de formación de los carbohidratos obtenidos del consumo de los compuestos complejos (Xc)
fpr_xc	0.2	Tasa de formación de las proteínas obtenidos del consumo de los compuestos complejos (Xc)
fli_xc	0.3	Tasa de formación de los lípidos obtenidos del consumo de los compuestos complejos (Xc)
ffa_li	0.95	Tasa de formación de los ácidos grasos obtenidos del consumo de los lípidos
fh2_su	0.19055	Tasa de formación de hidrógeno obtenidos del consumo de los monosacáridos
fbu_su	0.1328	Tasa de formación del butirato obtenidos del consumo de los monosacáridos
fpro_su	0.269	Tasa de formación del propionato obtenidos del consumo de los monosacáridos
fh2_aa	0.06	Tasa de formación de hidrógeno obtenidos del consumo de los aminoácidos
fva_aa	0.23	Tasa de formación de valerato obtenidos del consumo de los aminoácidos
fbu_aa	0.26	Tasa de formación de butirato obtenidos del consumo de los aminoácidos
fpro_aa	0.05	Tasa de formación de propionato obtenidos del consumo de los aminoácidos
fac_aa	0.4	Tasa de formación de acetato obtenidos del consumo de los aminoácidos
fac_su	0.40755	Tasa de formación de acetato obtenidos del consumo de los monosacáridos

**Tabla E-16.:** Contenido de nitrógeno en las variables de estado del modelo.

Parámetro	Valor	Descripción
Nbac	0.00625	Contenido de carbono en los 7 grupos de bacterias
Naa	0.007	Contenido de carbono en los aminoácidos

**Tabla E-17.:** Concentraciones iniciales de las especies para la operación en régimen estacionario, caso base modelo (ADM-1).

Parámetro	Valor	Descripción
$S_{su.i}$	0.01261	Concentración de monosacáridos
$S_{aa.i}$	0.00563	Concentración de aminoácidos
$S_{fa.i}$	0.1098	Concentración de ácidos grasos
$S_{va.i}$	0.01172	Concentración de valerato
$S_{bu.i}$	0.01485	Concentración de butirato
$S_{pro.i}$	0.01796	Concentración de propionato
$S_{ac.i}$	0.04923	Concentración de acetato
$S_{h2.i}$	$2.55e^{-7}$	Concentración de gas hidrógeno
$S_{ch4.i}$	0.01261	Concentración de gas metano
$S_{IC.i}$	0.07506	Concentración de carbono inorgánico
$S_{IN.i}$	0.03244	Concentración de nitrógeno inorgánico
$S_{I.i}$	1.6707	Concentración de solubles inertes
$X_{c.i}$	1.040	Concentración de compuestos complejos
$X_{ch.i}$	0.0103	Concentración de carbohidratos
$X_{pr.i}$	0.0103	Concentración de proteínas
$X_{li.i}$	0.01551	Concentración de lípidos
$X_{su.i}$	0.3541	Concentración de bacterias consumidoras de monosacáridos
$X_{aa.i}$	0.3568	Concentración de bacterias consumidoras de aminoácidos
$X_{fa.i}$	0.3906	Concentración de bacterias consumidoras de ácidos grasos
$X_{c4.i}$	0.1448	Concentración de bacterias consumidoras de valerato y butirato
$X_{pro.i}$	0.0609	Concentración de bacterias consumidoras de propionato
$X_{ac.i}$	0.4703	Concentración de bacterias consumidoras de acetato
$X_{h2.i}$	0.2237	Concentración de bacterias consumidoras de hidrógeno
$X_{I.i}$	19.9414	Concentración de particulado inerte
SCAT.i	0.04	Concentración de cationes de bases fuertes[equivalentes]
SAN.i	0.00357	Concentración de aniones de ácidos fuertes[equivalentes]

**Tabla E-18.:** Parámetros de operación del reactor anaeróbico ADM-1 utilizado en el caso base del modelo.

Parámetro	Valor	Descripción
Q	170	Caudal[m <sup>3</sup> /día]
V <sub>liq</sub>	3400	Volumen de la fase líquida en el reactor [m <sup>3</sup> ]
V <sub>gas</sub>	300	Volumen de la fase gaseosa en el reactor [m <sup>3</sup> ]
K <sub>la</sub>	200	Coefficiente de transferencia de masa multiplicado por el área específica de transferencia [d <sup>-1</sup> ]
T	303	Temperatura promedio en el reactor [K]
P <sub>gas</sub>	1.013	Presión total en el volumen ocupado por los gases [bar]
P <sub>gas.h2o</sub>	0.0557	Presión del vapor de agua [bar]

# Bibliografía

- [1] AHRING, B. ; ANGELIDAKI, I. ; JOHANSEN, K.: Anaerobic treatment of manure together with industrial waste. En: *Water Science and Technology* 25 (1992), p. 311–318
- [2] ALVAREZ, R. ; LIDÉN, G.: Low temperature anaerobic digestion of mixtures of llama, cow and sheep manure for improved methane production. En: *Biomass and Bioenergy* 33 (2009), p. 527–533
- [3] ANDREWS, J. ; GRAEF, S.: Dynamic modeling and simulation of the anaerobic digestion process. En: *Anaerobic Biological Treatment Processes. Advances in Chemistry Series-Amer. Chemical Soc., Washington* 105 (1971), p. 126–162
- [4] ANGELIDAKI, I. ; AHRING, B.: Effect of the clay mineral bentonite on ammonia inhibition of anaerobic thermophilic reactors degrading animal waste. En: *Biotech. Bioeng.* 3 (1993), p. 409–414
- [5] ANGELIDAKI, I. ; ELLEGAARD, L. ; AHRING, B.: A mathematical model for dynamic simulation of anaerobic digestion of complex substrates: Focusing on ammonia inhibition. En: *Biodegradation* 42 (1993), p. 159–166
- [6] APHA: *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21th ed.* Washington, DC. : American Public Health Association, 2005
- [7] ASTM: Standard Test Method for Determining the Anaerobic Biodegradation Potential of Organic Chemicals. En: *American Society for Testing and Materials, West Conshohocken, PA.* (1992)
- [8] ATKINSON, B.: *Reactores Bioquímicos.* Madrid : Reverte, 2008
- [9] BAILEY, J.: Mathematical modeling and analysis in biochemical engineering: Past accomplishments and future opportunities. En: *Biotechnology Program* 14 (1998), p. 8–20
- [10] BAILY, J. ; OLLIS, D.: *Biochemical engineering fundamentals, 2nd ed.* New York : McGraw-Hill, 1986
- [11] BALCH, W. ; FOX, G. ; MAGRUM, L. ; WOESE, C. ; WOLFE, R.: Methanogens: Reevaluation of a unique biological group. En: *Microbiol. Rev.* 43 (1979), p. 260–269
- [12] BANKS, C. ; STENTIFORD, E.: Biodegradable municipal solid waste: biotreatment options. En: *Water resource management.* 160 (2007), p. 11–18

- [13] BATSTONE, D.: *High rate anaerobic treatment of complex wastewater*, Universidad de Queensland, Brisbane, Tesis de Doctorado, 2000
- [14] BATSTONE, D. ; KELLER, J. ; ANGELIDAKI, I. ; KALYUZHNYI, S. ; PAVLOSTATHIS, S. ; ROZZI, A. ; SANDERS, W. ; SIEGRIST, H. ; VAVILIN, V.: Anaerobic Digestion Model-1,(ADM1). En: *IWA Task Group for Mathematical Modelling of Anaerobic Digestion Processes. IWA Publishing London.* (2002)
- [15] BATTERSBY, N. ; WILSON, V.: Evaluation of a serum bottle technique for assessing the anaerobic biodegradability of organic chemicals under methanogenic conditions. En: *Chemosphere* 17 (1988), p. 2441–2460
- [16] BAUMANN, U. ; MULLER, M.: Determination of anaerobic biodegradability with a simple continuous fixed-bed reactor. En: *Wat. Res.* 31 (1997), p. 1513–1517
- [17] BLUMENSAAT, F. ; KELLER, J.: Modelling of two-stage anaerobic digestion using the IWA Anaerobic Digestion Model No. 1 (ADM1). En: *Water Research* 39 (2005), p. 171–183
- [18] BOHN, I. ; BJORNSSON, L. ; MATTIASSON, B.: The energy balance in farm scale anaerobic digestion of crop residues at 11-37°C. En: *Process Biochemistry* 42 (2007), p. 57–64
- [19] BOLIVAR, Efrén: *Determinación de la biodegradabilidad anaerobica del residuo líquido de una industria de sabajón*, Universidad Nacional de Colombia, Tesis de Grado, 2004
- [20] BOUBAKER, F. ; CHEIKH, B.: Modelling of the mesophilic anaerobic co-digestion of olive mill wastewater with olive mill solid waste using anaerobic digestion model No. 1 (ADM1). En: *Bioresource Technology* 99 (2008), p. 6565–6577
- [21] BRINKMAN, J.: Anaerobic digestion of mixed waste slurries from kitchens, slaughterhouses and meat processing industries. En: *Proceedings of the II International symposium on Anaerobic Digestion of Soild Waste., Barcelona* (1999), p. 190–191
- [22] CALLAGHAN, F. ; WASE, J. ; THAYANITHY, K. ; FORSTER, C.: Co-digestion of waste organic solids: batch studies. En: *Bioresource Technology* 67 (1999), p. 117–122
- [23] CASTELLS, X.: *Tratamiento y valorizacion energetica de residuos*. Madrid : Ediciones Diaz de Santos, 2005
- [24] CHANAKYA, H. ; SRIKUMAR, K. ; ANAND, V. ; MODAK, J. ; K., Jagadish: Fermentation properties of agro-residues, leaf biomass and urban market garbage in a solid phase biogas fermenter. En: *Biomass and Bioenergy* 16 (1999), p. 417–429

- [25] CHEN, Y. ; CHENG, J. ; CREAMER, K.: Inhibition of anaerobic digestion process: A review. En: *Bioresource Technology*. 99 (2008), p. 4044–4064
- [26] CHEN, Y. ; CHENG, J. ; CREAMER, K.: Inhibition of anaerobic digestion process: A review. En: *Bioresource Technology* 99 (2008), p. 4044–4064
- [27] COLLAZOS, C.: *Biodegradabilidad anaerobia de efluentes cerveceros*, Universidad Nacional de Colombia, Tesis de Grado (Magister en Ingeniería Ambiental), 2000
- [28] COSTELLO, D. ; GREENFIELD, P. ; LEE, P.: Dynamic modelling of a single-stage high-rate anaerobic reactor - I. Model derivation. En: *Wat. Res.* 25 (1991), p. 847–858
- [29] CUELLAR, S. ; CUESTA, M. ; MEDINA, J. ; RODRIGUEZ, M. ; RUIZ, M. ; VILLAREAL, A.: Perfil de producto - Naranja. En: *Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural - Corporacion Colombia Internacional* 9 (2000), p. 1–12
- [30] CUN-FANG, L. ; XING-ZHONG, Y. ; GUANG-MING, Z. ; WEN-WEI, J.: Prediction of methane yield at optimum pH for anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste. En: *Bioresource Technology* 99 (2008), p. 882–888
- [31] DELOITTE, Asesores y Consultores L. *Informe ejecutivo de gestión Codensa S.A. E.S.P.* Junio 2009
- [32] DIAZ BAEZ, M. ; ESPITIA, S. ; MOLINA, F.: *Digestión anaerobia - Una aproximación a la tecnología*. Bogotá : Universidad Nacional de Colombia, Instituto de biotecnología. Colciencias. Unibiblos, 2002
- [33] EASTMAN, J. ; FERGUSON, J.: Solubilization of particulate organic carbon during the acid phase anaerobic digestion. En: *J Wat Pollut Control Fed* 53 (1981), p. 352–366
- [34] EL-MASHAD, H. ; ZEEMAN, G. ; WILKO, K. ; BOT, G. ; LETTINGA, G.: Effect of temperature and temperature fluctuation on thermophilic anaerobic digestion of cattle manure. En: *Bioresource Technology* 95 (2004), p. 191–201
- [35] EL-MASHAD, H. ; ZHANG, R.: Biogas production from co-digestion of dairy manure and food waste. En: *Bioresource Technology* 101 (2010), p. 4021–4028
- [36] ELDEM, N. ; OZTURK, I. ; SOYER, E. ; CALLI, B. ; AKGIRAY, O.: Ammonia and pH inhibition in anaerobic treatment of wastewaters, Part I: Experimental. En: *Journal of Environment science and health* 39 (2004), p. 2405–2420
- [37] FAN, L. ; CHEN, L. ; MEHTA, C. ; CHEN, Y.: Energy and available energy contents of cattle manure and digester sludge. En: *Agricultural Wastes* 13 (1985), p. 239–249
- [38] FANNIN, K.: Start-up, operation, stability, and control in Anaerobic digestion of biomass. En: *Elsevier applied science* 29 (1987), p. 101–106

- [39] FENG, Y. ; BEHRENDT, J. ; WENDLAND, C. ; OTTERPOHL, R.: Parameters analysis and discussion of the anaerobic digestion model no. 1 (ADM-1). En: *Water Sci. Technol* 54 (2006), p. 139–147
- [40] FERNANDEZ, J. ; OMIL, F. ; MENDEZ, R. ; LEMA, J.: Anaerobic treatment of fibre-board manufacturing wastewaters in a pilot scale hybrid USBF reactor. En: *Wat. Res.* 35 (2001), p. 4150–4158
- [41] FIELD, J.: Parámetros operativos del manto anaerobios de lodos de flujo ascendente - Arranque y operación de sistemas de flujo ascendente con mantos de lodo UASB. En: *Univalle-Universidad Agrícola de Wageningen. Cali, Colombia.* 3 (1987), p. 409–414
- [42] FIELD, J. ; SIERRA, R.: Biodegradability and toxicity lecture series. En: *International course on Anaerobic Wastewater treatment. Agricultural University Wageningen. The Netherlands.* 7 (1989)
- [43] FORERO, Wiliam ; ZUÑIGA, Juan: *Evaluacion de la actividad metanogenica de lodos*, Universidad Nacional de Colombia, Tesis de Grado, 2003
- [44] GALÍ, A. ; BENABDALLAH, T. ; ASTALS, S. ; MATA-ALVAREZ, J.: Modified version of ADM-1 model for agro-waste application. En: *Bioresource Technology* 100 (2009), p. 2783–2790
- [45] GATE, German Agency for Technical C.: *Biogas Digesters*. Eschborn : GTZ, 1990
- [46] GAVALA, H. ; SKIADES, I. ; BOZINIS, N. ; LYBERATOS, G.: Anaerobic co-digestion of agricultural industries wastewaters. En: *Water Science and Technology* 34 (1996), p. 67–75
- [47] GEORGACAKIS, D. ; SIEVERS, D. ; IANOTTI, E.: Buffer stability in manure digesters. En: *Agric. Wastes* 4 (1982), p. 427–441
- [48] GOTTSCHALK, G.: *Bacterial Metabolism, second ed.* New York : Springer-Verlag, 1986
- [49] GÜEVARA, M.: Proyecto para la producción y comercialización de naranja. En: *Centro de Comercio Internacional, UNCTAD/GATT., Ginebra* (1994), Nr. 3, p. 1–12
- [50] GUJER, W. ; ZEHNDER, A.: Conversion processes in anaerobic digestion. En: *Wat Sci Technol* 15 (1983), p. 127–167
- [51] GUNASEELAN, N.: Anaerobic digestion of biomass for methane production: a review. En: *Biomass Bioenergy* 13 (1997), p. 83–114
- [52] GUNASEELAN, N.: Biochemical methane potential of fruits and vegetable solid waste feedstocks. En: *Biomass Bioenergy* 26 (2004), p. 389–399

- [53] GUNASEELAN, N.: Regression models of ultimate methane yields of fruits and vegetable solid wastes, sorghum and napiergrass on chemical composition. En: *Bioresource Technology* 98 (2007), p. 1270–1277
- [54] HAMZAWI, N. ; KENNEDY, K. ; MCLEAN, D.: Review of applications of high-solids anaerobic digestion to solid waste types. En: *Journal of Solid Waste Techno. and Manag.* 26 (1999), p. 119–132
- [55] HANSEN, T. ; SCHMIDT, J. ; ANGELIDAKI, I. ; JENSEN, J. ; MOSBAEK, H.: Method for determination of methane potentials of solid organic waste. En: *Waste Manage* 24 (2004), p. 393–400
- [56] HASHIMOTO, A. ; CHEN, Y.: Methane from cattle wastes: effects of temperature, hydraulic retention time and influent substrate concentration on kinetic parameter (K). En: *Biotech Bioeng* 24 (1982), p. 2039–2052
- [57] HILL, D.: A comprehensive dynamic model for animal waste methanogenesis. En: *Trans. ASAE* 25 (1982), p. 1374–1380
- [58] HONGWEI, Y. ; ZHANPENG, J. ; SHAOQI, S.: Dehydrogenase activity test for assessing anaerobic biodegradability of organic compounds. En: *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 53 (2002), p. 416–421
- [59] HONGWEI, Y. ; ZHANPENG, J. ; SHAOQI, S.: Biodegradability of nitrogenous compounds under anaerobic conditions and its estimation. En: *Ecotoxicology and Environmental Safety* 63 (2006), p. 299–305
- [60] ISO: Water quality-evaluation of the ultimate anaerobic biodegradability of organic compounds in digested sludge. Method by measurement of the biogas production. En: *International Organization for Standardization, Seattle.* (1995)
- [61] JAE, K. ; SOON, P.: Biochemical methane potential and solid state anaerobic digestion of korean food wastes. En: *Bioresource Technology* 52 (1995), p. 245–253
- [62] JAIN, S. ; LALA, A. ; BHATIA, S. ; KUDCHADKER, A.: Modelling of hydrolysis controlled anaerobic digestion. En: *J. Chem. Technol. Biotechnol.* 53 (1992), p. 337–344
- [63] JIANGUO, J. ; XUEJUAN, D. ; SHIO, N. ; CHANG, Z.: Comparison of atmospheric pressure effects on the anaerobic digestion of municipal solid waste. En: *Bioresource Technology* 101 (2010), p. 6361–6367
- [64] JIH-GAW, L. ; YING-SHIH, M. ; ALLEN, C. ; CHENG-LUNG, H.: BMP test on chemically pretreated sludge. En: *Bioresource Technology* 68 (1999), p. 187–192

- [65] KAMEYA, T. ; MURAYAMA, T. ; KITANO, M. ; URANO, K.: Testing and classification methods for the biodegradabilities of organic compounds under anaerobic conditions. En: *The Science of the Total Environment* 170 (1995), p. 31–41
- [66] KAPARAJU, P. ; RINTALA, J.: Thermophilic anaerobic digestion of industrial orange waste. En: *Environmental Technology* 27 (2006), p. 623–633
- [67] KARIM, K. ; HOFFMANN, R. ; KLASSON, T. ; AL-DAHMAN, M.: Anaerobic digestion of animal waste: Effect of mode of mixing. En: *Water Research* 39 (2005), p. 3597–3606
- [68] KAYHANIAN, M. ; RICH, D.: Pilot-scale high solids thermophilic anaerobic digestion of municipal solid waste with an emphasis on nutrient requirements. En: *Biomass and Bioenergy* 26 (1995), p. 433–444
- [69] KHANAL, S.: *Anaerobic biotechnology for bioenergy production - principles and applications*. Iowa, USA : Blackwell Publishing, 2008
- [70] KLESOV, A. ; RABINOVICH, M.: Enzymatic hydrolysis of cellulose. En: *Itogi nauki i tekhnika* 12 (1978), p. 49–9
- [71] KLINGER, I. ; ALEXANDER, R. ; MARCHAIM, U: A suggested solution for slaughterhouse wastes: Uses of the residual materials after anaerobic digestion. En: *Bioresource Technology* 37 (1991), p. 127–134
- [72] KOSTER, I.: Liquefaction and acidogenesis of tomatoes in an anaerobic two-phase solid-waste treatment system. En: *Agric Wastes* 11 (1984), p. 241–252
- [73] KUGELMAN, I. ; CHIN, K.: Toxicity, synergism and antagonism in anaerobic waste treatment processes. En: *Anaerobic treatment Biological processes, ACS-Washington D.C.* (1971), p. 100–105
- [74] KUO, W. ; CHENG, K.: Use of respirometer in evaluation of process and toxicity of thermophilic anaerobic digestion for treating kitchen waste. En: *Bioresource Technology* 98 (2007), p. 1805–1811
- [75] LAPUERTA, M. ; HERNANDEZ, J. ; PAZO, A. ; LOPEZ, J.: Gasification and cogasification of biomass wastes: effect of the biomass origin and the gasifier operating conditions. En: *Fuel Process. Technol.* 89 (2008), p. 828–837
- [76] LAY, J. ; LEE, J. ; NOIKE, T.: Feasibility of biological hydrogen production from organic fraction of municipal solid waste. En: *Water Res.* 33 (1999), p. 2579–2586
- [77] LEHTOMAKI, A. ; VAVILIN, V. ; RINTALA, J.: Kinetic analysis of methane production from energy crops. En: *Proceedings of the Fourth International Symposium on Anaerobic Digestion of Solid Waste Copenhagen, Denmark* 64 (2005), p. 67–72

- [78] LESTEUR, M. ; BELLON-MAUREL, V. ; GONZALEZ, C. ; LATRILLE, E.: Alternative methods for determining anaerobic biodegradability: A review. En: *Process Biochemistry* 45 (2010), p. 431–440
- [79] LETTINGA, G. ; MCMAHON, K.D. ; MACKIE, R.I. ; RASKIN, L.: Anaerobic digestion and wastewater treatment systems. En: *Rev. Antonie Van Leeuwenhoek* 67 (1995), p. 115–123
- [80] LIN, A.: Effect of heavy metals on volatile fatty acid degradation in anaerobic digestion. En: *Water Research* 26 (1992), p. 177–183
- [81] LUBKEN, M. ; WICHERN, M. ; SCHLATTMANN, M. ; GRONAUER, A. ; HORN, H.: Modelling the energy balance of an anaerobic digester fed with cattle manure and renewable energy crops. En: *Water Research* 41 (2007), p. 4085–4096
- [82] MADIGAN, M. ; MARTINKO, J. ; PARKER, J.: *Biología de los microorganismos 10ª edición*. Illinois : Pearson - Prentice hall, 1999
- [83] MAMMA, D. ; KOURTOGLOU, E. ; CHRISTAKOPOULOS, P.: Fungal multienzyme production on industrial by-products of the citrus-processing industry. En: *Bioresour. Technol.* 99 (2008), p. 2373–2383
- [84] MARCHAIM, U.: Biogas processes for sustainable development. En: *Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), FAO Agricultural Service Bulletin* 95 (1992)
- [85] MATA-ALVAREZ, J. ; CECCHI, F. ; LLABRÉS, P. ; PAVAN, P.: Performance of digesters treating the organic fraction of municipal solid waste differently sorted. En: *Biol Wastes* 33 (1990), p. 181–199
- [86] MCCARTY, P.: Anaerobic waste treatment fundamentals. En: *Public Works* 95 (1964), p. 91–94
- [87] MCCARTY, P. ; MCKINNEY, R.: Salt toxicity in anaerobic digestion. En: *Journal of water pollution control federation*. 33 (2004), p. 399–415
- [88] MCCARTY, P. ; MOSEY, F.: Modelling of anaerobic digestion process (A discussion of concepts). En: *Water Research* 24 (1991), p. 17–33
- [89] METCALF, L. ; EDDY, H.: *Wastewater Engineering*. 4th. New York : Mc Graw-Hill, Inc., 2003
- [90] MLADENOVSKA, Z. ; DABROWSKI, S. ; AHRING, B.: Anaerobic digestion of manure and mixture of manure with lipids: biogas reactor performance and microbial community analysis. En: *Water Science and Technology* 48 (2003), p. 271–279

- [91] MOLLER, H. ; SOMMER, S. ; AHRING, B.: Methane productivity of manure, straw and solid fractions of manure. En: *Biomass and Bioenergy* 26 (2004), p. 485–495
- [92] MOLNAR, L. ; BARTHA, I.: Factors influencing solid-state anaerobic digestion. En: *Biol. wastes* 28 (1989), p. 15–24
- [93] MONOD, J.: La technique de culture continue: theorie et applications. En: *Ann. Inst. Pasteur, Paris* 79 (1950), p. 390–410
- [94] MONTGOMERY, H. ; DYMOCK, J. ; THOM, N.: The rapid colorimetric determination of organic acids and their salts in sewage-sludge liquor. En: *The Analyst*. 87 (1962), p. 949–952
- [95] MONTUSIEWICZ, A. ; LEBIOCKA, M. ; PAWLOWSKA, M.: Characterization of the biomethanization process in selected waste mixtures. En: *Archives of Environmental Protection* 34 (2008), p. 49–61
- [96] MOTTETA, A. ; FRANÇOIS, E. ; LATRILLE, E. ; STEYER, J. ; DELERIS, S. ; VEDRENNE, F. ; CARRERE, H.: Estimating anaerobic biodegradability indicators for waste activated sludge. En: *Chemical Engineering Journal* 160 (2010), p. 488–496
- [97] MYUNG-YEOL, L. ; CHANG-WON, S. ; YONG-TAE, A. ; HANG-SIK, S.: Variation of ADM-1 by using temperature-phased anaerobic digestion (TPAD) operation. En: *Bioresource Technology* 100 (2009), p. 2816–2822
- [98] NEVES, L. ; OLIVEIRA, R. ; ALVES, M.: Influence of inoculum activity on the biomethanization of a kitchen waste under different waste/inoculum ratios. En: *Process Biochemistry* 39 (2004), p. 2019–2024
- [99] NICHOLS, C.: Overview of anaerobic digestion technologies in Europe. En: *Biocycle*. 45 (2004), p. 47–63
- [100] NORDBERG, A. ; EDSTROM, M.: Codigestion of energy crops and the source sorted organic fraction of municipal solid waste. En: *Water science and technology*. 52 (2005), p. 217–222
- [101] OWEN, W. ; STUCKEY, D. ; HEALY, J. ; YOUNG, L. ; MCCARTY, P.: Bioassay for monitoring biochemical methane potential and anaerobic toxicity. En: *Wat.Res.* 13 (1978), p. 485–492
- [102] OWENS, J. ; CHYNOWETH, D.: Biochemical methane potential of MSW components. En: *Water Sci. Technol.* 27 (1993), p. 1–14
- [103] PALMOWSKI, L. ; MULLER, J.: Influence of the size reduction of organic waste on their anaerobic digestion. En: *Water Sci. Technol.* 41 (2000), p. 155–162

- [104] PALMOWSKI, L. ; MULLER, J.: Anaerobic degradation of organic materials - significance of the substrate surface area. En: *Water Sci. Technol.* 47 (2003), p. 231–238
- [105] PARKER, W.: Application of the ADM-1 model to advanced anaerobic digestion. En: *Bioresour. Technol.* 96 (2005), p. 1832–1842
- [106] PAVLOSTATHIS, S. ; GIRALDO-GÓMEZ, E.: Kinetics of anaerobic treatment: a critical review. En: *Critical reviews in environmental Control* 21 (1991), p. 411–490
- [107] PETERSEN, E.: *Chemical Reaction Analysis*. Englewood Cliffs, NJ, USA : Prentice-Hall, 1965
- [108] PRESCOTT, L. ; HARLEY, J. ; KLEIN, D.: *Microbiology 5th edition*. New York : McGrawHill, 2002
- [109] PUÑAL, A. ; FRANCO, A. ; CARRASCO, F. ; RODRIGUEZ, J. ; ROCA, E. ; LEMA, J.: Advanced Monitoring and control of anaerobic wastewater treatment plants. En: *System analysis and computing in water quality management* 13 (2000), p. 109–124
- [110] RAJAKUMAR, R. ; MEENAMBAL, T. ; RAJESH BANU, J. ; YEOM, T.: Treatment of poultry slaughterhouse wastewater in upflow anaerobic filter under low upflow velocity. En: *International Journal of Environment Science and Technology* 8 (2010), p. 149–158
- [111] RAMSAY, I.: *Modelling and control of high-rate anaerobic wastewater anaerobic treatment systems*. Brisbane, University of Queensland, Tesis de Doctorado, 1997
- [112] RAPOSO, F. ; BANKS, C. ; SIEGERT, I. ; HEAVEN, S. ; BORJA, R.: Influence of inoculum to substrate ratio on the biochemical methane potential of maize in batch tests. En: *Process Biochemistry* 41 (2006), p. 1444–1450
- [113] RODRIGUEZ, J. ; RUIZ, G. ; ROCA, E. ; LEMA, J.: Modification of the IWA-ADM1 for the application to anaerobic treatment of ethanolic wastewater from wine factories [Telemac contribution-4]. En: *10<sup>th</sup> IWA World Congress Anaerobic Digestion 28<sup>th</sup> August - 2<sup>nd</sup> September 2004, Montreal (Canada)*
- [114] ROMERO, L. ; DE LA RUBIA, M. ; PÉREZ, M. ; SALES, D.: Digestión anaeróbica termofílica de lodos de EDAR. En: *Revista Técnica de Medio Ambiente-RETEMA* 15 (1991), p. 90–97
- [115] ROMLI, M. ; KELLER, J. ; LEE, P. ; GREENFIELD, P.: Model prediction and verification of a two-stage high-rate anaerobic wastewater treatment system subject to shock loads. En: *Process Saf. Environ. Protect.* 73 (1995), p. 151–154

- [116] ROSEN, C. ; VRECKO, D. ; GERNAEY, K. ; PONS, M. ; JEPPSSON, U.: Implementing ADM-1 for plant-wide benchmark simulations in Matlab/Simulink. En: *Wat. Sci. Tech.* 54 (2006), p. 11–20
- [117] SANCHEZ, J. ; VALLE, L. ; RODRIGUEZ, F. ; MORIAGO, M. ; BORREGO, J.: Inhibition of methanogenesis by several heavy metals using pure cultures. En: *Letters in applied microbiology* 23 (1996), p. 439 – 444
- [118] SCHOBER, G. ; SCHAFFER, J. ; SCHMID-STAIGER, U. ; TROSCH, W.: One and two stage digestion of solid organic waste. En: *Water Research* 33 (1999), p. 854 – 860
- [119] SÁENZ, C. ; ESTÉVEZ, M. ; SANHUEZA, S.: Utilización de residuos de la industria de jugos de naranja como fuente de fibra dietética en la elaboración de alimentos. En: *Organo Oficial de la Sociedad Latinoamericana de Nutrición, Depto. de Agroindustria y Enología. Facultad de Ciencias Agronómicas. Universidad de Chile. Santiago, Chile* 57 (2007), p. 186–191
- [120] SHELTON, D. ; TIEDJE, J.: General method for determining anaerobia biodegradation potential. En: *Applied and environmental microbiology* 47 (1984), p. 850–857
- [121] SIEGRIST, H.: Mathematical model for meso- and thermophilic anaerobic sewage sludge digestion. En: *Environmental Science and Technology.* 36 (2002), p. 1113–1123
- [122] SILES, J. ; LI, Q. ; THOMPSON, I.: Biorefinery of waste orange peel. En: *Crit. Rev. Biotechnol.* 30 (2010), p. 63–69
- [123] SLEAT, R. ; MAH, R.: Hydrolytic bacteria in Anaerobic digestion of biomass. En: *Elsevier applied science* 12 (1987), p. 226–237
- [124] SPEECE, R.: Anaerobic Biotechnology for Industrial Wastewaters. En: *Nashville, TN: Archae Press* 3 (1996)
- [125] SPREEN, T.: The citrus industries of the United States and Mexico after Nafta. En: *Revista Chapingo, Serie Horticultura* 6 (2000), p. 145–152
- [126] STAMS, A.: Metabolic interactions between anaerobic bacteria in methanogenic environments. En: *Antonie van Leeuwenhoek.* 66 (1994), p. 271–294
- [127] STEWART, J. ; BHATTACHARYA, S. ; MADURA, R. ; MASON, S. ; SCHONBERG, J.: Anaerobic treatability of selected organic toxicants in petrochemical wastes. En: *Water Research* 29 (1995), p. 2730–2738
- [128] STRONACH, S. ; RUDD, T. ; LESTER, J.: Anerobic digestión processes in wastewater treatment. En: *Berlin: Springer.* (1986)

- [129] STROOT, P. ; MCMAHON, K. ; MACKIE, R. ; RASKIN, L.: Anaerobic codigestion of municipal solid waste and biosolids under various mixing condition: I. Digester performance. En: *Water Research* 24 (2001), p. 1804–1816
- [130] STRYER, L.: *Biochemistry*. New York : Freeman and Company, 1988
- [131] THAMSIRIROJ, T. ; MURPHY, J.: Modelling mono-digestion of grass silage in a 2-stage CSTR anaerobic digester using ADM1. En: *Bioresource Technology* 102 (2011), p. 948–959
- [132] VALLECILLO, A. ; GARCIA-ENCINA, P. ; PEÑA, M.: Anaerobic biodegradability and toxicity of chlorophenols. En: *Water Sci. Technol.* 40 (1999), p. 161–168
- [133] VAN LIER, J. ; MARTIN, J. ; LETTINGA, G.: Effect of temperature on the anaerobic thermophilic conversion of volatile fatty acids by dispersed and granular sludge. En: *Water Res.* 30 (1996), p. 199–207
- [134] VANDEVIVERE, P. ; DE BAERE, L. ; VERSTRAETE, W.: Biometanization of the organic fraction of municipal solid wastes. En: *IWA publishing company*. 10 (2003)
- [135] VAVILIN, V. ; RYTOV, S. ; LOKSHINA, L. ; HIMMEL, M.: A description of hydrolysis kinetics in anaerobic degradation of particulate organic matter. En: *Bioresource Technol.* 56 (1996), p. 229–237
- [136] VAVILIN, V. ; VASILIEV, V. ; PONOMAREV, A.: Simulation model methane as a tool for effective Biogas production during anaerobic conversion of complex organic matter. En: *Bioresource Technology* 52 (1994), p. 171–177
- [137] VEEKEN, B. ; HAMELERS, B. ; JOHANSEN, K.: Effect of temperature on hydrolysis rate of selected biowise components. En: *Bioresour Technol* 69 (1999), p. 249–254
- [138] VIDAL, G. ; CARVALHO, A. ; MENDEZ, R. ; LEMA, J.: Influence of the content in fats and proteins on the anaerobic biodegradability of dairy wastewaters. En: *Bioresource Technology* 74 (2000), p. 231–239
- [139] VISWANATH, P. ; DEVI, S. ; KRISHNA, N.: Anaerobic digestion of fruit and vegetable processing wastes for biogas production. En: *Bioresource Technology* 40 (1992), p. 43–48
- [140] VOGT, G. ; LIU, H. ; KENNEDY, K. ; HOLBEIN, B.: Super blue box recycling (SUBBOR) enhanced two-stage. Anaerobic digestion process for recycling municipal solid waste: laboratory pilot studies. En: *Bioresource Technology* 85 (2002), p. 291–299

- 
- [141] VON MUNCH, E. ; KELLER, J. ; LANT, P. ; NEWELL, R.: Mathematical modelling of fermenters-I; model development and verification. En: *Water Resource* 33 (1994), p. 2757–2768
- [142] WARD, A. ; HOBBS, P. ; HOLLIMAN, P. ; JONES, D.: Optimisation of the anaerobic digestion of agricultural resources. En: *Bioresource Technology* 99 (2008), p. 7928–7940
- [143] WATANABE, T. ; KIMURA, K. ; ASAKAWA, S.: Distinct members of a stable methanogenic archaeal community transcribe *mcrA* genes under flooded and drained conditions in Japanese paddy field soil. En: *Soil Biology and Biochemistry* 41 (2009), p. 276–285
- [144] WENDLAND, C.: *Anaerobic Digestion of Blackwater and Kitchen Refuse*, Technischen Universität Hamburg-Harburg, Tesis de Doctorado, 2008
- [145] WILKINS, M. ; WIDMER, W. ; GROHMANN, K.: Simultaneous saccharification and fermentation of citrus peel waste by *Saccharomyces cerevisiae* to produce ethanol. En: *Process Biochem.* 42 (2007), p. 1614–1619
- [146] WITTMANN, C. ; ZENG, A. ; DECKWER, W.: Growth inhibition by ammonia and use of pH controlled feeding strategy for the effective cultivation of microbacterium chlorophenicum. En: *Applied microbiology and biotechnology.* 44 (1995), p. 519–525
- [147] ZAHER, U. ; GRAU, P. ; BENEDETTI, L. ; AYESA, E. ; VANROLLEGHEM, P.: Transformers for interfacing anaerobic digestion models to pre- and post-treatment processes. En: *Water Environment Research* 81 (2005), p. 407–415
- [148] ZAHER, U. ; RONGPING, L. ; JEPPSSON, U. ; STEYER, J. ; CHEN, S.: GISCOD: General Integrated Solid Waste Co-Digestion model. En: *Water Research* 43 (2009), p. 2717–2727

# Declaración

Me permito afirmar que he realizado la presente tesis de manera autónoma y con la única ayuda de los medios permitidos y no diferentes a los mencionados en la propia tesis. Todos los pasajes que se han tomado de manera textual o figurativa de textos publicados y no publicados, los he reconocido en el presente trabajo. Ninguna parte del presente trabajo se ha empleado en ningún otro tipo de tesis.

Bogotá, D.C., dd.mm.aaaa

---

(Nombre del autor)