

DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO E INVESTIGACIÓN

OPCIÓN I.- TESIS

TRABAJO PROFESIONAL

“BALANCE ENERGÉTICO COMPARATIVO DEL PROCESO  
DE GENERACIÓN DE BIOGAS A PARTIR DE UN LODO  
RESIDUAL Y UN LODO RESIDUAL PRETRATADO”.

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:  
MAESTRA EN CIENCIAS  
EN INGENIERÍA QUÍMICA

PRESENTA:

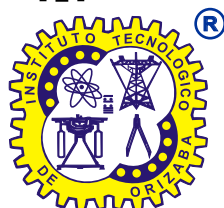
*I.A. Laura Villaraldo Falfán*

DIRECTOR DE TESIS:

*Dr. Alejandro Alvarado Lassman*

CODIRECTOR DE TESIS:

*Dr. Juan Manuel Méndez Contreras*



FECHA: 30/11/2018  
DEPENDENCIA: POSGRADO  
ASUNTO: Autorización de Impresión  
OPCIÓN: I

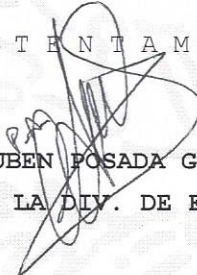
**C. LAURA VILLARALDO FALFAN**  
CANDIDATO A GRADO DE MAESTRO EN:  
**CIENCIAS EN INGENIERIA QUIMICA**

De acuerdo con el Reglamento de Titulación vigente de los Centros de Enseñanza Técnica Superior, dependiente de la Dirección General de Institutos Tecnológicos de la Secretaría de Educación Pública y habiendo cumplido con todas las indicaciones que la Comisión Revisora le hizo respecto a su Trabajo Profesional titulado:

**"BALANCE ENERGETICO COMPARATIVO DEL PROCESO DE GENERACION DE BIOGAS A PARTIR DE UN LODO RESIDUAL Y UN LODO RESIDUAL PRETRATADO".**

Comunico a Usted que este Departamento concede su autorización para que proceda a la impresión del mismo.

A T E N T A M E N T E

  
DR. RUBEN POSADA GOMEZ  
JEFE DE LA DIV. DE ESTUDIOS DE POSGRADO

**C.A. TITULACIÓN**



**SECRETARIA DE  
EDUCACIÓN PÚBLICA  
INSTITUTO  
TECNOLÓGICO  
DE ORIZABA**

ggc

FECHA : 22/06/2018

ASUNTO: Revisión de Trabajo Escrito

**C. RUBEN POSADA GOMEZ**  
JEFE DE LA DIVISION DE ESTUDIOS  
DE POSGRADO E INVESTIGACION.  
P R E S E N T E

Los que suscriben, miembros del jurado, han realizado la revisión de la Tesis del (la) C. :

**LAURA VILLARALDO FALFAN**

la cual lleva el título de:

**"BALANCE ENERGETICO COMPARATIVO DEL PROCESO DE GENERACION DE BIOGAS A PARTIR DE UN LODO RESIDUAL Y UN LODO RESIDUAL PRETRATADO".**

Y concluyen que se acepta.

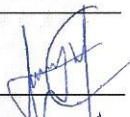
A T E N T A M E N T E

PRESIDENTE : DR. ALEJANDRO ALVARADO LASSMAN



FIRMA

SECRETARIO : DR. JUAN MANUEL MENDEZ CONTRERAS



FIRMA

VOCAL : M. I. NORMA ALEJANDRA VALLEJO CANTU



FIRMA

VOCAL SUP. : DRA. LETICIA LOPEZ ZAMORA



FIRMA

EGRESADO(A) DE LA MAESTRIA EN CIENCIAS EN INGENIERIA QUIMICA

OPCION: I Tesis

## DEDICATORIAS

### ***A mi mamá:***

Por todo su apoyo y por todos los sacrificios que tuvo que hacer para que pudiera llegar hasta esta etapa de mi vida. Le agradezco por todo su amor y paciencia.

### ***A mi familia:***

A mi tía y mi abuela quienes también fueron parte de mi formación, gracias por todo su cariño y amor incondicional.

### ***A mi novio Sinuhé:***

Le agradezco todo su amor, comprensión y apoyo, sin todo el ánimo que me brindo no hubiera podido con todos los obstáculos que se me atravesaron.

### ***A mi amiga Jessica:***

Por siempre motivarme y apoyarme en todo el transcurso de la maestría.

### ***A mis amigos y compañeros de laboratorio:***

Karina, Diana, Luis Pablo, Luis Alfredo, Víctor, Sergio y Fernanda, gracias por su apoyo, consejos, amistad y por hacer de la maestría una mejor experiencia.

## **RECONOCIMIENTOS**

Un agradecimiento especial a mi asesor de tesis, el Dr. Alejandro Alvarado Lassman, que como profesor y director de este trabajo siempre me apoyó y orientó.

A mi co-asesor, el Dr. Juan Manuel Méndez Contreras, por su apoyo y por las clases impartidas en la maestría.

A la maestra Norma Vallejo Cantú, le agradezco su apoyo y orientación para la realización de este trabajo.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca no. 738481 otorgada durante estos 2 años para realizar mis estudios de posgrado.

## RESUMEN

“Balance energético comparativo del proceso de generación de biogás a partir de un lodo residual y un lodo residual pretratado”

**Elaborado por:** Ing. Laura Villaraldo Falfán

**Dirigida por:** Dr. Alejandro Alvarado Lassman

Dr. Juan Manuel Méndez Contreras

La industria cítrica genera mundialmente de 8 a 20 millones de toneladas al año de residuos sólidos y líquidos, los cuales son desechados a suelos y ríos, generando un gran impacto ambiental. La digestión anaerobia es una opción para tratar los residuos cítricos (cáscara de naranja y aguas residuales) y además puede producir combustible en forma de biogás como el metano y de la misma manera mitigar el impacto ambiental.

En el presente trabajo se realizó un pretratamiento térmico a un inóculo anaerobio para inactivar microorganismos patógenos esto con el fin de mejorar y aumentar la biodegradación de un lodo de la industria cítrica. La temperatura utilizada para el pretratamiento fue de 90°C en un tiempo de exposición de 1h. Se realizaron pruebas de biodegradabilidad con relaciones inóculo/sustrato de 90/10, 70/30 y 50/50, tanto con inóculo pretratado como sin pretratar. Para las pruebas con pretratamiento se usó como sustrato Residuo Sólido Cítrico (RSC) y agua residual. A su vez se evaluó el contenido de metano en el biogás generado para obtener la energía producida en el proceso de digestión. Los valores energéticos obtenidos no llegaron a satisfacer el consumo de energía en el caso de las cinéticas con pretratamiento. Así también la energía producida en todas las cinéticas obtuvo valores bajos. Sin embargo, la energía producida por las cinéticas puede ser utilizada para cubrir un porcentaje de la energía para llevar a cabo el pretratamiento (7 %, 5.1 % y 6.8% en el caso del RSC y 8% con agua residual), teniendo ahí un ahorro de energía para llevarlo a cabo.

## ABSTRACT

"Comparative energy balance of the process of generating biogas from a residual sludge and a pre-treated residual sludge"

**By:** Ing. Laura Villaraldo Falfán

**Advisor(s):** Dr. Alejandro Alvarado Lassman

Dr. Juan Manuel Méndez Contreras

The citrus industry generates worldwide from 8 to 20 million tons per year of solid and liquid waste, which are discarded to soil and rivers, generating a great environmental impact. Anaerobic digestion is an option to treat citrus waste (orange peel and wastewater) and can also produce fuel in the form of biogas such as methane and in the same way mitigate the environmental impact.

In the present work, a thermal pre-treatment was performed on an anaerobic inoculum to inactivate pathogenic microorganisms in order to improve and increase the biodegradation of a sludge from the citrus industry. The temperature used for the pretreatment was 90 ° C at an exposure time of 1 h. Biodegradability tests were performed with inoculum / substrate ratios of 90/10, 70/30 and 50/50, both with pretreated and untreated inoculums. For the pretreatment tests, Citric Solid Residue (CSR) and residual water were used as substrate. At the same time, the methane content in the biogas generated was evaluated to obtain the energy produced in the digestion process. The energy values obtained did not reach the energy consumption in the case of pretreatment kinetics. So also the energy produced in all the kinetics obtained low values. However, the energy produced by the kinetics can be used to cover a percentage of the energy to carry out the pretreatment (7%, 5.1% and 6.8% in the case of CSR and 8% with waste water), having a Energy saving to carry it out.

## ÍNDICE

LISTA DE TABLAS	iv
LISTA DE FIGURAS	vi
NOMENCLATURA	vii
INTRODUCCIÓN	1
OBJETIVOS	2
CAPÍTULO 1 FUNDAMENTOS TEÓRICOS	4
1.1    Industria cítrica	4
1.1.1    Producción de cítricos en el mundo	4
1.1.2    La naranja en México	5
1.1.3    La naranja en el estado de Veracruz	6
1.2    Impacto ambiental de la industria cítrica	7
1.2.1    Características y propiedades de los residuos cítricos	9
1.2.2    Usos actuales del residuo cítrico	10
1.3    Industria ganadera	12
1.3.1    Impacto ambiental de los residuos bovinos	12
1.4    Digestión anaerobia	13
1.4.1    Hidrólisis (Etapa 1)	13
1.4.2    Acidogénesis y Acetogénesis (Etapa 2 y 3)	14
1.4.3    Metanogénesis (Etapa 4)	15
1.4.4    Co-digestión	15
1.4.5    Pretratamiento	16
1.4.5.1    Tratamiento térmico	16



1.5	Biocombustibles	17
1.5.1	Biogás	17
1.5.2	Usos del biogás	19
1.5.3	Purificación o acondicionamiento del biogás	21
1.5.4	Tratamiento primario	22
1.5.4.1	Remoción del agua	22
1.5.5	Tratamientos secundarios	23
1.5.5.1	Remoción del CO <sub>2</sub>	23
1.5.5.2	Remoción del sulfuro de hidrógeno (H <sub>2</sub> S)	24
1.5.5.3	Remoción de oxígeno	25
1.5.5.4	Remoción del amonio	25
1.5.5.5	Remoción de especies orgánicas halogenadas y siloxanos	26
1.6	Balance energético	26
1.7	Antecedentes	26
CAPÍTULO 2 MATERIALES Y MÉTODOS		30
2.1	Obtención y caracterización de muestras de RSC, lodo de EB y agua residual	30
2.1.1	Determinación de pH	32
2.1.2	Determinación de DQO <sub>T</sub> y DQO <sub>S</sub>	32
2.1.3	Determinación de ST y STV	33
2.2	Pretratamiento térmico del inóculo de EB	33
2.3	Evaluación de las condiciones de operación	34
2.3.1	Remoción de Sólidos Totales y Sólidos Volátiles	35
2.3.2	Composición de biogás	36

2.4	Balance energético	36
CAPÍTULO 3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN		38
3.1	Caracterización de muestras de RSC e inóculo EB	38
3.2	Caracterización fisicoquímica del inóculo EB pretratado a 90°C por 1 h	39
3.3	Obtención y caracterización del agua residual citrícola	39
3.4	Evaluación de las condiciones de operación de la digestión anaerobia	40
3.4.1	Monitoreo de pH	40
3.4.2	Remoción de los Sólidos Totales (con y sin pretratamiento)	42
3.4.3	Remoción de los Sólidos Totales Volátiles (sin y con pretratamiento)	44
3.4.4	Remoción de ST y STV (Agua residual)	46
3.4.5	Generación de biogás	48
3.4.5.1	Con y sin pretratamiento (RSC)	48
3.4.5.2	Agua Residual	49
3.5	Balance energético	50
3.5.1	Producción de metano	50
3.5.2	Energía producida en la Digestión anaerobia	52
3.6	Comparación energética	54
CONCLUSIONES		57
RECOMENDACIONES		58
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS		60

## LISTA DE FIGURAS

FIGURA	PÁG
1.1 Producción de naranja	5
1.2 Estados productores de naranja en 2012	6
1.3 Residuos cítricos	8
1.4 Diagrama del proceso de jugo de naranja (Rezzadori et al., 2012)	8
1.5 Residuos cítricos dispuestos en lagunas aerobias	9
1.6 Pasos metabólicos principales de la digestión anaerobia (Pavlostathis y Giraldo-Gómez, 1991)	14
1.7 Aplicaciones del biogás (Luis, 2015)	19
1.8 Alternativas del uso de biogás y sus requerimientos de purificación (Varnero, 2011)	22
2.1 Esquema de bloques de la metodología	30
2.2 Residuo Sólido Cítrico	31
2.3 Inóculo de EB	31
2.4 Muestras de Inóculo EB	33
2.5 Baño termostático	34
2.6 Mezclas en el agitador orbital	35
3.1 Monitoreo de pH. RSC sin pretratamiento	41
3.2 Monitoreo de pH. RSC con pretratamiento	41

3.3 Monitoreo de pH. Agua residual	42
3.4 Contenido de ST sin pretratamiento	43
3.5 Contenido de ST con pretratamiento	44
3.6 Remoción de STV sin pretratamiento	45
3.7 Remoción de STV con pretratamiento	46
3.8 Remoción de STV (Agua residual)	47
3.9 Biogás acumulado (RSC sin pretratamiento)	48
3.10 Biogás acumulado (RSC con pretratamiento)	49
3.11 Biogás acumulado (Agua residual)	49
3.12 Producción de metano diario y acumulado	51
3.13 Energía obtenida del metano producido (sin pretratamiento)	53
3.14 Energía obtenida del metano producido (con pretratamiento)	53
3.15 Energía obtenida del metano producido (agua residual)	54

## LISTA DE TABLAS

TABLA	PÁG
1.1 Principales países de producción y cultivo de cítricos en 2013 (Taghizadeh-Alisaraei et al., 2017)	4
1.2 Producción de naranja del estado de Veracruz (SIAP-SAGARPA, 2013)	7
1.3 Propiedades de los residuos cítricos (Luis, 2015)	10
1.4 Caracterización fisicoquímica de residuos cítricos (Luis, 2015)	10
1.5 Principales productores de ganado bovino en México (INEGI, 2010)	12
1.6 Características de biogás y gas natural (Hosseini y Wahid, 2015)	18
1.7 Principales equipos para consumo de biogás (Varnero, 2011)	21
2.1 Determinaciones empleadas para la caracterización fisicoquímica	32
3.1 Caracterización fisicoquímica	38
3.2 Caracterización del inóculo pretratado a 90°C por 1 h.	39
3.3 Caracterización fisicoquímica del agua residual	40
3.4 Comparación de los tres procesos de digestión anaerobia	55

## NOMENLATURA

<b>Abreviatura</b>	<b>Significado</b>	<b>Unidad</b>
$DQO$	Demanda Química de Oxígeno	g/L
$DQO_T$	Demanda Química de Oxígeno Total	g/L
$DQO_S$	Demanda Química de Oxígeno Soluble	g/L
$ST$	Sólidos Totales	g/L
$STV$	Sólidos Totales Volátiles	g/L
$Y_{CH_4}$	Rendimiento de metano	$L CH_4/g STV_{rem}$ .

## INTRODUCCIÓN

Los aumentos en la demanda mundial de energía, limitadas reservas de combustibles fósiles, y la necesidad de reducir las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI), han conducido a un mayor interés en la producción de energía renovable (Silva *et al.*, 2016b). Dentro de estas energías se encuentra la del biogás.

El biogás se produce a través de una serie de etapas que se presentan en ausencia de oxígeno (proceso anaeróbico o digestión anaeróbica). Dicho proceso pasa por la fase de hidrólisis en un principio, donde se encuentran las bacterias fermentativas, posteriormente se presenta la acidogénesis y la acetogénesis, para finalmente dar paso a la fase de metanogénesis donde se forma el metano (Vera-Romero *et al.*, 2015). La digestión anaerobia se puede llevar a cabo con los lodos y aguas residuales y desechos de industrias alimentarias, como por ejemplo los desechos de la industria citrícola.

Los subproductos cítricos son los residuos generados del proceso después de la extracción de jugo de cítricos y constituyen alrededor del 50% del peso de la fruta fresca. Este residuo está constituido por cáscara, membranas, pulpa y semillas. La disposición de estos desechos se convierte en un problema importante para muchas fábricas. Por lo general, las industrias de zumos cítricos secan el residuo y lo venden ya sea como materia prima para la extracción de pectina o peletizados para la alimentación animal, aunque ninguno de estos procesos es muy rentable (Mamma y Christakopoulos, 2014).

Además de los residuos de la cáscara, la industria genera cantidades significativas de aguas residuales. Las aguas residuales contienen normalmente condensado, agua de lavado y licor de prensa. Los residuos de cítricos tienen un alto contenido de materia orgánica, que consiste en varios carbohidratos solubles e insolubles, por lo que éstos son atractivos para la digestión anaerobia (Koppar y Pullammanappallil, 2013). La digestión anaerobia de los residuos cítricos (cáscara de naranja y aguas residuales)

puede producir combustible en forma de biogás como el metano y de la misma manera mitigar el impacto ambiental.

Alrededor de todo el mundo, el biogás se ha utilizado de diversas maneras para fines de calefacción y/o la generación de electricidad. En las grandes instalaciones, el biogás se puede utilizar como combustible para los motores de la caldera y de combustión interna (Hilkiah *et al.*, 2008).

En esta tesis se realizó el balance de consumo y generación de energía a partir del proceso de digestión anaerobia de un lodo residual con y sin pretratamiento térmico, y un agua residual de la industria citrícola, con el fin de determinar si el biogás generado puede ser utilizado para la generación de energía.

## **OBJETIVOS**

### **OBJETIVO GENERAL**

Realizar un balance del consumo y generación de energía a partir del proceso de digestión anaerobia de un lodo residual con y sin tratamiento.

### **OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- Evaluar las condiciones de operación para la digestión anaerobia del lodo y el agua residuales de la industria citrícola.
- Realizar el balance de energía del consumo y la generación de la misma, en el proceso de digestión anaerobia de un lodo residual sin y con un pretratamiento térmico.
- Realizar el balance de energía del consumo y la generación de la misma en el proceso de digestión anaerobia de un agua residual de la industria citrícola.
- Realizar la comparación energética de los tres procesos.



# **CAPÍTULO 1**

## **FUNDAMENTOS TEÓRICOS**

## CAPÍTULO 1 FUNDAMENTOS TEÓRICOS

### 1.1 Industria cítrica

#### 1.1.1 Producción de cítricos en el mundo

El cultivo de cítricos es uno de los más abundantes en el mundo. Los cítricos se cultivan en más de 100 países de todo el mundo, principalmente en las regiones tropicales y subtropicales con condiciones climáticas favorables y el suelo. La producción mundial de cítricos estaba cerca de 169,425 ton en 2013 (Taghizadeh-Alisaraei *et al.*, 2017). En la Tabla 1.1 se muestran los principales países que cultivan y son productores de cítricos. El cultivo de cítricos, es una industria y sector económico importante en Estados Unidos, Brasil, México, China, India, Irán y la mayoría de los países mediterráneos (Koppar y Pullammanappallil, 2013). México es el quinto productor de cítricos mundialmente (4.6 % del total), después de China (21 %), Brasil (18 %), Estados Unidos (8%) y la India (6 %) (SAGARPA, 2012).

Tabla 1.1 Principales países de producción y cultivo de cítricos en 2013 (Taghizadeh-Alisaraei *et al.*, 2017)

<b>País</b>	<b>Superficie cultivada (miles de ha)</b>	<b>Producción (miles de ton)</b>
China	2,420	32,819
Brasil	833	19,735
USA	325	10,133
India	767	10,090
México	553	7,613
España	319	6,67
Irán	166	4,320
Egipto	175	4,092

Los cultivos cítricos más importante son: la naranja (61 % del total), mandarina (22 % del total), lima y limón (11 % del total) y el pomelo (6 % del total). Estos frutos, tanto en el mercado-consumo en fresco y la industria de procesamiento, son de gran valor comercial. La industria procesadora de cítricos se ha centrado durante muchos años en la producción de jugos y aceites esenciales; se estima que el 33 % de la cosecha de cítricos en el mundo se utiliza para la producción de jugo. Un alto porcentaje de la producción de naranja (70 %) se utiliza para la producción de productos derivados, y aproximadamente el 50-60 % de las frutas procesadas se convierte en desechos cítricos (cáscaras, semillas, y residuos de membrana) (Taghizadeh-Alisaraei *et al.*, 2017).



Figura 1.1 Producción de naranja

### 1.1.2 La naranja en México

La citricultura en México es una actividad de gran importancia económica y social, la cual se realiza en poco más de medio millón de hectáreas en regiones con clima tropical y sub-tropical en 23 entidades federativas. De esa superficie, aproximadamente 80 % se destina a los denominados cítricos dulces, cuya producción es del orden de 4.9 millones de toneladas por cosecha, principalmente de naranja (83

% del total), toronja (8 %), mandarina (5 %) y tangerina (4 %). Los estados de mayor importancia en la producción son Veracruz (55 % del total nacional), San Luis Potosí y Tamaulipas, que en conjunto representan 22 % de la superficie sembrada y cosechada, (SAGARPA, 2012).

### 1.1.3 La naranja en el estado de Veracruz

A nivel nacional, el estado de Veracruz se ha distinguido por sus grandes volúmenes de producción de cítricos. Veracruz ocupa el primer lugar en la producción de naranja en México y cuenta con casi 50 % de la superficie cosechada del país como se muestra en la Figura 1.2.

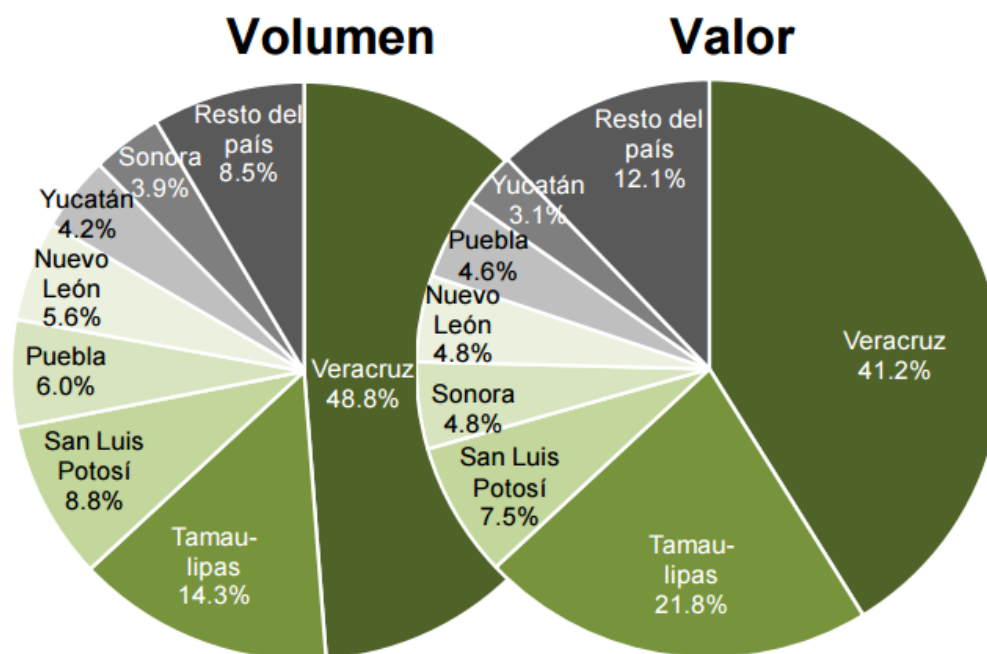


Figura 1.2 Estados productores de naranja en 2012

El cultivo de naranja es una actividad preponderante en muchos municipios del estado, principalmente al norte del mismo, en localidades como Martínez de la Torre, Álamo Temapache y Papantla como se ve en la Tabla 1.2.

Tabla 1.2 Producción de naranja del estado de Veracruz (SIAP-SAGARPA, 2013)

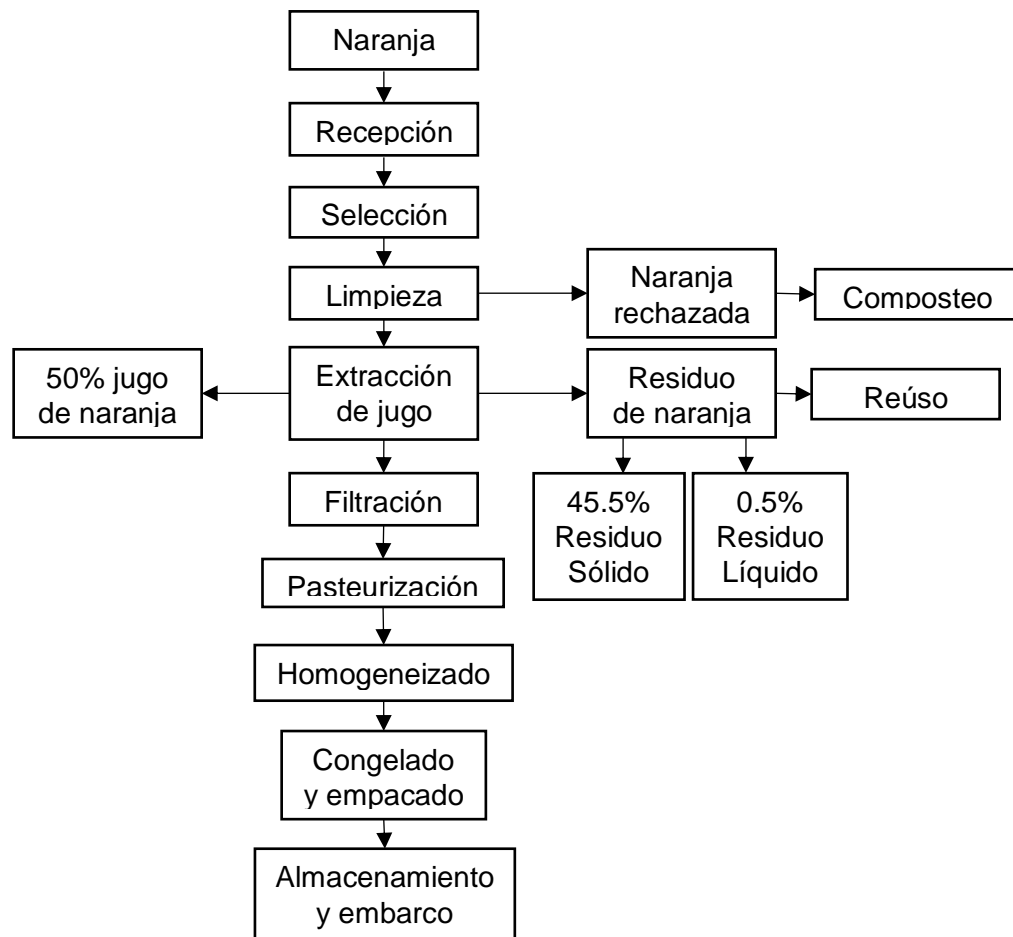
Ubicación	Superficie Sembrada (Ha)	Superficie Cosechada (Ha)	Producción (Ton)
Castillo de Teayo	10,702.00	9,382.00	121,875.00
Chicontepec	8,000.00	8,000.00	104,000.00
Gutiérrez Zamora	8,335.00	8,250.00	98,700.00
Martínez de la Torre	8,958.00	8,658.00	85,134.00
Papantla	15,450.00	15,325.00	184,900.00
Tihuatlán	13,912.00	13,831.00	172,887.50
Álamo Temapache	43,517.00	42,718.00	738,729.50
Otros municipios	28,167.50	25,597.50	306,022.70

## 1.2 Impacto ambiental de la industria citrícola

La producción de naranja se utiliza principalmente para su consumo en forma natural, pelada y para la fabricación de productos como jugos y mermeladas (Rezzadori *et al.*, 2012; Siles *et al.*, 2016). Los residuos generados después de la extracción de jugo del cítrico constituyen cerca del 50 % del peso de la fruta fresca. Este residuo sólido está compuesto por la cáscara, las membranas, la pulpa y las semillas, así como naranjas enteras que no alcanzan los requisitos de calidad (Mamma y Christakopoulos, 2014). En la Figura 1.3 se observan los residuos que se desechan en la industria citrícola. El procesamiento industrial del zumo de naranja se detalla en la Figura 1.4.



Figura 1.3 Residuos cítricos

Figura 1.4 Diagrama del proceso de jugo de naranja (Rezzadori *et al.*, 2012)

La industria cítrica genera mundialmente de 8 a 20 millones de toneladas al año de residuos sólidos y líquidos (Rezzadori *et al.*, 2012). En la industria cítrica ubicada al norte del estado de Veracruz los residuos son una combinación de líquidos y sólidos, los cuales son separados por cribas antes de ser depositados en lagunas aerobias y en suelos agrícolas respectivamente (Luis, 2015). En la Figura 1.5 se muestra la disposición de los residuos cítricos en una industria cítrica del estado de Veracruz.



Figura 1.5 Residuos cítricos dispuestos en lagunas aerobias

### 1.2.1 Características y propiedades de los residuos cítricos

Existen una gran variedad de trabajos de investigación sobre residuos cítricos, en los que se han evaluado sus características y diversos componentes. Cabe señalar que los datos reportados sobre estos tienen ciertas diferencias, ya que dependen del tipo de residuo generado por las diversas industrias cítricas, ya que no todas manejan el mismo tipo de procesos. En la Tabla 1.3 se muestra dos diferentes caracterizaciones de los componentes de residuos cítricos. Por otro lado, en la Tabla 1.4 se observan las características fisicoquímicas de dos diferentes residuos cítricos.

Tabla 1.3 Propiedades de los residuos cítricos (Cantidad contenida en 100g) (Luis, 2015)

<b>Componente</b>	<b>Rivas <i>et al.</i>, 2008</b>	<b>Pourbaftani <i>et al.</i>, 2010</b>
Azúcares solubles (g)	16.9	22.9
Celulosa (g)	9.21	22
Hemicelulosa (g)	10.5	11.09
Lignina (g)	--	2.19
Pectina (g)	42.5	25
Proteína (g)	--	6.07
Ceniza (g)	--	3.73
D-Limoneno (g)	--	3.78

Tabla 1.4 Caracterización fisicoquímica de residuos cítricos (Luis, 2015)

<b>Parámetro</b>	<b>Koppar <i>et al.</i>, (2013)</b>	<b>Martín <i>et al.</i>, (2010)</b>
pH	4.6-4.8	3.42-4.31
DQO	8620mg/L	1085 mg/g
DQO <sub>5</sub>	5050 mg/L	---
ST	---	20.17%
STV	---	19.31%

### 1.2.2 Usos actuales del residuo cítrico

Existen estrategias para el aprovechamiento de los residuos cítricos, las cuales incluyen: extracción de aceites esenciales y pectina, producción de enzimas, bioetanol, metano, fertilizantes orgánico, o como sustrato para la reducción de varios compuestos



de alto valor añadido, como proteínas microbianas, ácidos orgánicos, etanol, enzimas y metabolitos secundarios biológicamente activos y materiales absorbentes (Rezzadori *et al.*, 2012).

Una aplicación alternativa de los residuos de cáscara de naranja, es su conversión en fertilizante por compostaje, lo que permite reducir la erosión del suelo y la contaminación ambiental, sin embargo, los planes de gestión de residuos no peligrosos no suelen aceptar residuos cítricos para el compostaje, debido a su bajo pH, la presencia de inhibidores como los aceites esenciales y la biodegradación rápida de este tipo de residuos, lo que puede causar problemas de anaerobiosis en las pilas de composta (Ruiz y Flotats, 2014).

Las alternativas de tratamiento térmico como la incineración, gasificación o pirólisis, no se pueden aplicar a los residuos de cítricos debido a su alto contenido de agua, no sería eficiente desde un punto de vista energético y económico, ya que sería necesaria una etapa de deshidratación anterior (Ruiz y Flotats, 2014).

Además de los residuos de la cáscara, la industria genera cantidades significativas de aguas residuales. Las aguas residuales contienen normalmente condensado, agua de lavado y licor de prensa. El tratamiento más común para las aguas es el uso de lagunas o proceso de lodos activados. Sin embargo el aumento de los costos de la electricidad/petróleo y gas natural y la eliminación de los lodos en la última década han conducido a un mayor interés en la adopción de procesos de tratamiento anaeróbico (Koppar y Pullammanappallil, 2013).

Por otra parte, los residuos de cítricos tienen un alto contenido de materia orgánica, que consiste en varios carbohidratos solubles e insolubles, por lo que éstos son atractivos para la digestión anaerobia (Koppar y Pullammanappallil, 2013). La digestión anaerobia de los residuos cítricos (cáscara de naranja y aguas residuales) puede producir combustible en forma de gas metano y de la misma manera mitigar el impacto ambiental. La digestión anaerobia puede llevarse a cabo tanto en rangos de temperatura mesofílicos o termofílicos (Domínguez, 2016).

### 1.3 Industria ganadera

En México, la producción de carne de bovino es de gran importancia socioeconómica, ya que ha sido el respaldo para el desarrollo de la industria nacional, por que proporciona alimentos y materias primas, divisas, empleo, distribuye ingresos en el sector rural y utiliza recursos naturales que no tienen cualidades adecuadas para la agricultura u otras actividades productivas (Luis, 2015).

En la Tabla 1.5 se muestran los principales productores de ganado bovino, en los que se encuentra Veracruz con la mayor producción en 2010.

Tabla 1.5 Principales productores de ganado bovino en México (INEGI, 2010)

<b>Entidad Federativa</b>	<b>Toneladas</b>	<b>% en el total nacional</b>
Veracruz	261, 581	15.1
Jalisco	180, 292	10.8
Chiapas	108, 032	6.2

#### 1.3.1 Impacto ambiental de los residuos bovinos

Generalmente en México, la disposición final de los residuos de la industria ganadera y en especial las excretas bovinas es el secado al aire libre, sin recibir algún tipo de tratamiento adicional para mitigar los problemas medioambientales que conllevan, como la generación de olores desagradables que provocan malestares respiratorios y el desarrollo de vectores que son portadores de microorganismos que transmiten enfermedades infecciosas entre otros aunada a la elevada generación de excretas bovinas, la problemática es su alto contenido de nitrógeno, fósforo y potasio, que pueden ser llevados mediante filtraciones a cuerpos de agua tanto en la superficie como en mantos acuíferos subterráneos. Estos contaminantes además de ser tóxicos

para el ser humano también contribuyen al proceso de eutrofización de los ecosistemas acuáticos (Luis, 2015).

#### **1.4 Digestión anaerobia**

Este proceso se define como la conversión biológica de la materia orgánica a una variedad de productos finales incluyendo el biogás, cuyos componentes principales son el metano (65 y 70 %) y dióxido de carbono (Mamma y Christakopoulos, 2014).

La digestión anaeróbica se lleva típicamente en rangos de temperatura mesófilas (28-40 °C) o termófilas (50-57 °C). A temperatura termofílica las tasas de degradación y de biogasificación son más rápidos (Koppar y Pullammanappallil, 2013). En la digestión anaerobia más del 90 % de la energía disponible por oxidación directa se transforma en metano, consumiéndose sólo un 10 % de la energía en el crecimiento bacteriano frente a un 50 % consumido en el proceso aerobio (Lorenzo y Obaya, 2005). La digestión anaerobia consta de 3 pasos metabólicos principales: hidrólisis, acidogénesis y metanogénesis. En la Figura 1.6 se muestra un esquema de las etapas de la digestión anaerobia.

##### **1.4.1 Hidrólisis (Etapa 1)**

En la etapa 1 (hidrólisis) tiene lugar tanto la solubilización de la materia en partículas insolubles y la descomposición biológica de polímeros orgánicos (Gagliano *et al.*, 2015). Los compuestos orgánicos macromoleculares, tales como carbohidratos, lípidos y proteínas, los cuales son transformados hidrolíticamente por enzimas extracelulares a sustancias más simples, tales como aminoácidos, azúcares y ácidos grasos. Las bacterias hidrolíticas son capaces de romper los enlaces químicos de compuestos complejos a componentes fácilmente degradables (Domínguez, 2016).

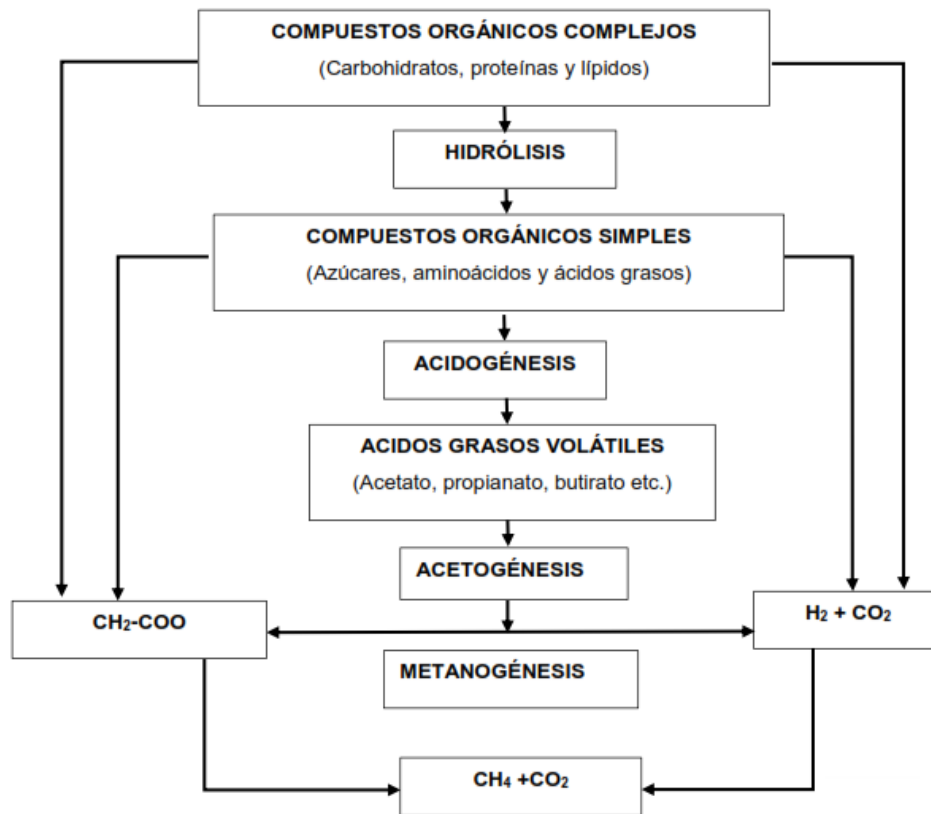


Figura 1.6 Pasos metabólicos principales de la digestión anaerobia (Pavlostathis y Giraldo-Gómez, 1991)

### 1.4.2 Acidogénesis y Acetogénesis (Etapa 2 y 3)

En la etapa 2 (acidogénesis), los compuestos orgánicos solubles que comprenden los productos de la hidrólisis son convertidos en ácidos orgánicos tales como acético, propiónico y butírico, fundamentalmente. A su vez también se genera hidrógeno gas, alcoholes, compuestos orgánicos nitrogenados y algunos compuestos sulfurados, así como el ácido más importante producido en esta etapa que es el acetato.

El acetato puede ser producido también en la etapa 3 (acetogénesis), que se le conoce también como acidogénesis intermediaria en la cual los productos correspondientes son convertidos en ácido acético, hidrógeno y  $\text{CO}_2$  (Lorenzo y Obaya, 2005).

### 1.4.3 Metanogénesis (Etapa 4)

Es la etapa 4 en la que el CH<sub>4</sub> es producido a partir del ácido acético o de mezclas de H<sub>2</sub> y CO<sub>2</sub>, pudiendo formarse también a partir de otros sustratos tales como ácido fórmico y metanol. El rol de las bacterias metanogénicas se define por el tipo de sustrato disponible (Lorenzo y Obaya, 2005). Estas convierten el acetato a metano y CO<sub>2</sub>. Las bacterias encargadas de llevar a cabo estas transformaciones son de dos tipos: acetotróficas e hidrogenotróficas.

La descomposición de compuestos orgánicos complejos a metano, procede a la misma rapidez con la que las bacterias metanogénicas sean capaces de convertir sustratos. Generalmente el paso limitante es la producción y asimilación del acetato (Domínguez, 2016).

### 1.4.4 Co-digestión

La co-digestión anaeróbica es una degradación simultánea de dos o más sustancias de desecho bajo condiciones anaeróbicas. La co-digestión se considera un mejor proceso que la mono-digestión en términos de cinética del proceso y calidad del producto. En todo este proceso, el tipo y la calidad del inóculo es un factor crucial en el proceso de digestión ya que causa un efecto sinérgico en el proceso de generación de metano. El tipo, la calidad y la cantidad del inóculo influyen directamente en los mecanismos de hidrólisis inicial en la digestión anaerobia, por lo tanto, controla los procesos completos de biometanización (Zahid y Suthar, 2017). La co-digestión se puede usar para mejorar la degradación anaeróbica de los desechos con ciertas características (Montañés *et al.*, 2015).

La co-digestión puede tener distintas ventajas, incluida una mayor producción de metano, un mejor equilibrio de nutrientes en el digester, una mayor desviación orgánica de los vertederos y una mejor economía del sistema. A pesar de estos beneficios, la adopción de codigestión es limitada porque puede introducir complejidad operativa y

presenta algunos de los mismos desafíos que la mono-digestión, incluida la inhibición y la formación de espuma en el digester (Cook, *et al.*, 2017).

Otros méritos de la co-digestión incluyen la creación de una relación de nutrientes adecuada, dilución de compuestos potencialmente tóxicos, provisión de capacidad de almacenamiento en buffer, intercambio de equipos, establecimiento del contenido de humedad requerido y manejo de residuos más fácil. La co-digestión anaeróbica también es ventajosa si la cantidad de un residuo dado generado en un sitio en particular no es suficiente para que la digestión anaeróbica sea rentable. Se han realizado numerosos estudios de co-digestión anaeróbica de diversos desechos, incluidos los desechos de la industria alimentaria, estiércol animal, residuos sólidos municipales, lodo de aguas residuales, desechos de peces y lodo de algas; la mayoría mostró una mejora notable tanto en la eficacia del tratamiento como en la producción de biogás en comparación con la digestión anaeróbica de un solo residuo (Montañés *et al.*, 2015).

#### **1.4.5 Pretratamiento**

Se han estudiado diversos métodos de desintegración de lodos como un pre-tratamiento: estos métodos destruyen paredes de las células que resulta en una lisis o la desintegración de las células de lodos. Las partículas se convierten de bajo peso molecular, compuestos fácilmente biodegradables, evitando así la etapa de hidrólisis limitante de la velocidad. Posibles pretratamientos incluyen la acción biológica mecánica, térmica y química (Appels *et al.*, 2008).

##### **1.4.5.1 Tratamiento térmico**

El tratamiento térmico de lodo residual activado se demostró ya en 1970 a ser un método de pre-tratamiento eficaz para la digestión anaerobia. El lodo se somete generalmente a temperaturas en el intervalo de 150-200 °C, aunque también se han reportado temperaturas más bajas. Las presiones contiguas estas temperaturas están en el intervalo desde 600 hasta 2500 kPa. El calor aplicado durante el tratamiento

térmico altera los enlaces químicos de la pared celular y la membrana, por lo que solubiliza los componentes de la célula. Varios autores (Kim *et al.*, 2003; Climent *et al.*, 2007; Bougrier *et al.*, 2007; Gagliano *et al.*, 2015) describen el uso de pre-tratamiento térmico para mejorar la digestión anaerobia (Appels *et al.*, 2008).

Kaparaju y Rintala (2006) estudiaron la digestión anaeróbica termofílica de los desechos industriales de naranja (pulpa y cáscara) a escala de laboratorio. En cultivos anaeróbicos discontinuos, obtuvieron tasas de producción de metano de aproximadamente 0.49 m<sup>3</sup>/Kg STV. En cultivos anaeróbicos semi-continuos, la carga de 2,8 Kg de STV/ m<sup>3</sup> \*día y los tiempos de retención hidráulicos de 26 días generaron un rendimiento específico de metano de 0.60 m<sup>3</sup>/Kg de STV.

## **1.5 Biocombustibles**

Los biocombustibles desempeñan un papel fundamental en el desarrollo y en la búsqueda de sustentabilidad. Sectores económicos y energéticos en el mundo están concentrando inversiones en tecnologías para la producción de biocombustibles. Sectores económicos y energéticos en el mundo están concentrando inversiones en tecnologías para producción de biocombustibles. La sustitución de los hidrocarburos por fuentes alternativas sustentables de generación de energía se ha transformado en una prioridad de los últimos años. El desarrollo de investigación aplicada es imprescindible para la utilización de estos recursos renovables. El biogás pertenece al grupo de combustibles de fuentes renovables, dado que puede ser producido a partir de residuos. Además de este aspecto, "limpio", este gas puede ser obtenido de materia orgánica con alta demanda química de oxígeno como alcantarillados y residuos orgánicos urbanos (Souza y Schaeffer, 2013).

### **1.5.1 Biogás**

El biogás obtenido a partir de plantas de digestión anaeróbica se puede utilizar directamente para la producción de vapor, la electricidad, los combustibles para vehículos y productos químicos. La conversión de energía de biogás presenta un uso

alternativo al gran volumen de residuos producidos, y reduce el potencial tóxico de las emisiones de metano a la vez que produce electricidad (Silva *et al.*, 2016a).

La mayor producción de biogás emana de diferentes tipos de residuos como los lodos residuales, residuos de alimentos separados en origen y residuos de la industria alimentaria (Eriksson *et al.*, 2016). El biogás, es un medio prometedor para abordar las necesidades mundiales de energía, proporciona múltiples beneficios ambientales y puede ser un medio viable para proporcionar la generación de energía continua (Sung-Mok y Jae-Hwa, 2015).

La utilización de biogás como combustible alternativo reduce la posibilidad de una posible emisión de metano (CH<sub>4</sub>) y el dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) como dos principales gases de efecto invernadero a la atmósfera. El biogás se compone de combustible CH<sub>4</sub>, no combustible CO<sub>2</sub>, con trazas de vapor de agua, amoníaco (NH<sub>3</sub>), H<sub>2</sub>S, monóxido de carbono (CO), hidrógeno (H<sub>2</sub>), nitrógeno (N<sub>2</sub>), oxígeno (O<sub>2</sub>), polvo y ocasionalmente, siloxanos. En comparación con el valor calorífico del gas natural (36 MJ /m<sup>3</sup>), el valor calorífico medio del biogás de un 21.5 MJ/ m<sup>3</sup> es relativamente baja debido a sus impurezas no combustibles. Las características del gas natural y el biogás se encuentran en la Tabla 1.6.

Tabla 1.6 Características de biogás y gas natural (Hosseini y Wahid, 2015)

<b>Parámetro</b>	<b>Unidad</b>	<b>Gas natural</b>	<b>Biogás: 60 % CH<sub>4</sub> , 38 % de CO<sub>2</sub>, 2 % de otras impurezas</b>
Bajo valor calórico	MJ / m <sup>3</sup>	36.14	21.48
Densidad	Kg / m <sup>3</sup>	0.82	1.21
Máx. velocidad de ignición	m/s	0.39	0.25
Requerimiento de aire teórico	m <sup>3</sup> de aire /m <sup>3</sup> de gas	9.53	5.71
Máx. formación de CO <sub>2</sub>	Vol %	11.9	17.8
Punto de rocío	°C	59	60-160



Debido a lo mencionado anteriormente, el biogás debe ser depurado antes de inyectarlo en la red de gas natural (GN). Sin embargo, desde que el depuramiento del biogás es caro, se propone la combustión directa de biogás para la generación de energía cuando hay suficiente biogás disponible (Hosseini *et al.*, 2016).

### 1.5.2 Usos del biogás

Alrededor de todo el mundo, el biogás se ha utilizado de diversas maneras para fines de calefacción y/o la generación de electricidad. Países como E.E.U.U., Suecia, India, China, Taiwán, Singapur y Brasil utilizan el biogás para diferentes fines. En las grandes instalaciones, el gas de digestión se puede utilizar como combustible para los motores de la caldera y de combustión interna, que estos a su vez se utilizan para el bombeo de aguas residuales, operando sopladores y generando electricidad (Hilkiah *et al.*, 2008). El biogás es un combustible ecológico que puede usarse a nivel doméstico o industrial, específicamente para quemadores, lámparas de biogás, estufas radiantes, incubadoras, refrigeradores o motores (Luis, 2015). Algunas de las aplicaciones del biogás se resumen en la Figura 1.7.

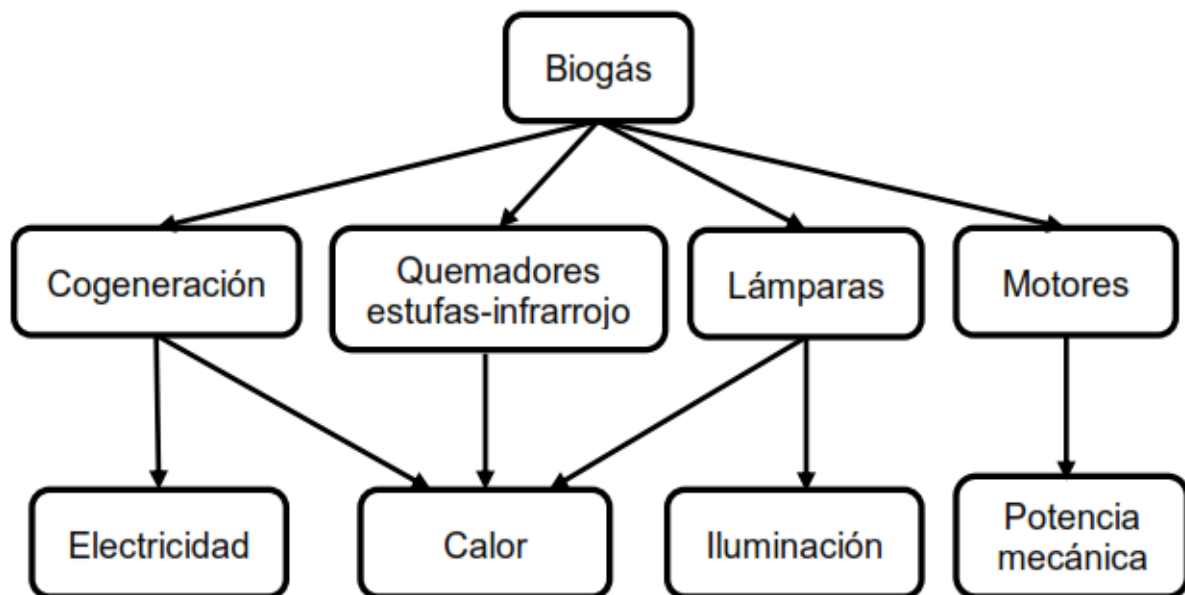


Figura 1.7 Aplicaciones del biogás (Luis, 2015)

Utilizar el biogás en una estufa es su uso más básico. Únicamente es necesario ajustar las boquillas para obtener el mayor flujo posible de combustible. Los compuestos inertes propician la formación de una flama de gran tamaño a una temperatura menor a la de otros combustibles. Al incinerar biogás con concentraciones de  $H_2S$  mayores a 150 ppm en una caldera, existe el peligro de corrosión de las paredes que están en contacto con los gases debido a la condensación de ácidos sulfurosos y sulfúricos, los cuales reducen considerablemente la temperatura de rocío (temperatura a la que inicia la condensación) de la mezcla. Por tal motivo, es necesario mantener una temperatura mínima en el agua del boiler y no dejar enfriar los escapes debajo de la temperatura de rocío si no se cuenta con superficies resistentes a la corrosión (REMBIO, 2012).

La generación de electricidad con biogás puede llevarse a cabo con motores de combustión interna de tres diferentes tipos: cuatro tiempos (para motogeneradores pequeños de una capacidad  $P_{el} < 100$  kW), motor operado encendido por compresión llamado Diesel (para motogeneradores grandes  $P_{el} > 400$  kW), motor de ignición de aceite "ignition oil engine" (para motogeneradores de escala intermedia), turbinas de gas o celdas de combustible. Por tener el menor costo de inversión, los motores de combustión interna que están arriba de 1000 USD/kW son el sistema más aplicado para la generación de electricidad (LFU, 2012). Dichos motores son ajustados al menor poder calorífico del biogás y trabajan a aproximadamente a 1,500 rpm en el caso de motogeneradores grandes (REMBIO, 2012).

El biogás en México como ya se ha visto es un bioenergético capaz de sustituir a los combustibles fósiles en la generación de energía. La Secretaría de Energía (SENER) considera que existe un potencial de 3000 MW para la generación de energía eléctrica a través de biogás proveniente de la recuperación y aprovechamiento del metano; éste último es producto de la descomposición de los residuos animales, residuos sólidos urbanos (RSU) y el tratamiento de aguas negras. Dado el valor calorífico del biogás, el cual es de 23 MJ/kg, sus principales usos en México están relacionados con la generación de electricidad y calor (REMBIO, 2012).

Uno de los principales usos del biogás, es el aprovechamiento de las excretas para la generación de energía eléctrica, que posteriormente puede ser interconectada a la red del servicio público (CFE), para su posible porteo entre socios y/o autoconsumo del establecimiento (REMBIO, 2012). En la Tabla 1.7 se mencionan algunos equipos que utilizan biogás.

Tabla 1.7 Principales equipos para consumo de biogás (Varnero, 2011)

Equipo	Consumo de biogás
Lámparas a biogás	0.07 m <sup>3</sup> /h
Cocina a biogás de dos hornillas	0.20 - 0.40 m <sup>3</sup> /h
Olla arrocera	0.14 m <sup>3</sup> /h
Generador eléctrico (600W)	0.7 – 0.8 m <sup>3</sup> /h
Calentador de agua	2.2 m <sup>3</sup> /h Presión ingreso del agua: 0.025 -0.8 MPa Presión de gas requerida: 1.6 kPa

### 1.5.3 Purificación o acondicionamiento del biogás

El biogás no es absolutamente puro, puesto que contiene partículas y trazas de otros gases. Todas estas impurezas deben ser removidas dependiendo del tipo de utilización que tendrá el biogás. La purificación del biogás es importante por dos razones principales: (1) para aumentar el poder calorífico del biogás y, (2) cumplir los requerimientos de algunas aplicaciones de gas (motores, calderas, celdas de combustible, vehículos, etc.) (Varnero, 2011). Los propósitos de purificación y/o acondicionamiento del biogás se resumen en la Figura 1.8 El “tratamiento completo” implica que se elimina gran parte del CO<sub>2</sub>, vapor de agua y otros gases traza del biogás, mientras que el “reformado” es la conversión de metano en hidrógeno.

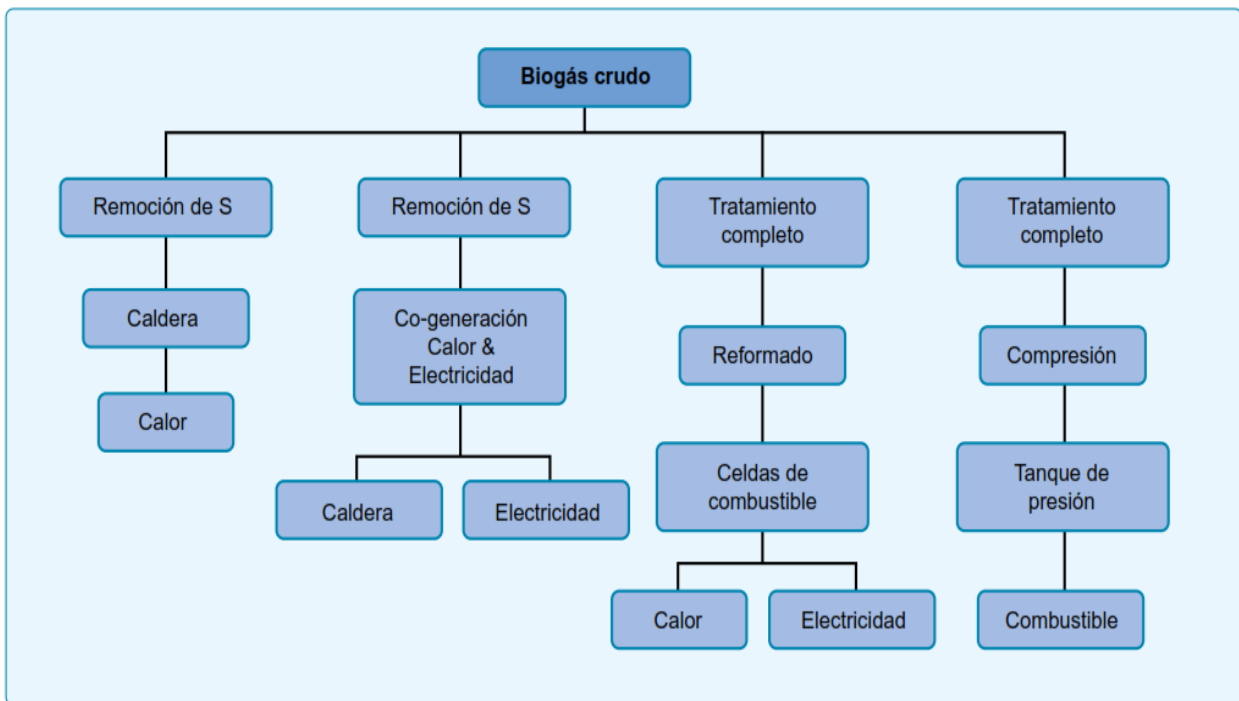


Figura 1.8 Alternativas del uso de biogás y sus requerimientos de purificación (Varnero, 2011)

## 1.5.4 Tratamiento primario

Las tecnologías de tratamiento primario representan la primera etapa en la reducción de la cantidad de contaminantes del biogás y normalmente usan operaciones de procesos físicos simples. Los principales contaminantes removidos son agua (llamada condensado) y partículas. Estas tecnologías se han empleado por muchos años en diferentes procesos y son actualmente adaptadas a las plantas de manejo de biogás (Morero *et al.*, 2010).

### 1.5.4.1 Remoción del agua

Al momento de salir del digester, generalmente, el biogás se satura con vapor. El biogás debe tener una humedad relativa inferior a 60% para prevenir la formación de condensado en las tuberías de transporte. Este condensado, particularmente en combinación con otras impurezas puede corroer las paredes de las tuberías. Frecuentemente, el biogás debe ser secado antes de ser purificado. El biogás puede

secarse por compresión y/o enfriamiento del gas, adsorción en carbón activado o sílica gel o absorción, principalmente en soluciones de glicol y sales higroscópicas (Varnero *et al.*, 2012).

### **1.5.5 Tratamientos secundarios**

Los tratamientos secundarios son diseñados para proporcionar un nivel de limpieza de gas mayor que el alcanzado utilizando sólo tratamiento primario e incluyen tratamientos físicos y químicos.

#### **1.5.5.1 Remoción del CO<sub>2</sub>**

Un biogás enriquecido de metano es aquel que presenta una concentración de metano superior a 95%. Para alcanzar esta concentración, el CO<sub>2</sub> debe ser removido. El procedimiento para la remoción de CO<sub>2</sub> debe escogerse según los siguientes criterios:

- Concentración mínima requerida
- Bajo consumo de material absorbente o adsorbente (e.g. fácil regeneración, estabilidad química y térmica)
- Que no genere impactos ambientales significativos
- Que sea fácilmente disponible y a bajo costo

Para la mayoría de las aplicaciones más simples de biogás tales como calentadores, motores de combustión interna o sistemas generadores, la remoción del CO<sub>2</sub> del biogás no es necesaria y el CO<sub>2</sub> simplemente pasa a través del quemador o motor. Para aplicaciones más complejas de biogás, tales como vehículos, que requieren combustibles de mayor densidad, el CO<sub>2</sub> debe ser removido. La remoción del CO<sub>2</sub> incrementa el poder calorífico y genera un gas de calidad similar a la del gas natural. El CO<sub>2</sub> puede removerse del biogás mediante procesos de absorción o adsorción. Otros procesos disponibles son las separaciones por membrana y criogénicas (Varnero, 2011).

Para la mayoría de las aplicaciones más simples de biogás tales como calentadores, motores de combustión interna o sistemas generadores, la remoción del CO<sub>2</sub> del

biogás no es necesaria y el  $\text{CO}_2$  simplemente pasa a través del quemador o motor. Para aplicaciones más complejas de biogás, tales como vehículos, que requieren combustibles de mayor densidad, el  $\text{CO}_2$  debe ser removido. La remoción del  $\text{CO}_2$  incrementa el poder calorífico y genera un gas de calidad similar a la del gas natural. El  $\text{CO}_2$  puede removerse del biogás mediante procesos de absorción o adsorción. Otros procesos disponibles son las separaciones por membrana y criogénicas.

Para eliminar el  $\text{CO}_2$  y  $\text{H}_2\text{S}$  del biogás se puede utilizar un lavado a presión contracorriente con agua. Para la remoción de  $\text{CO}_2$ , en particular, los factores críticos son pH, presión y temperatura. Para incrementar el lavado del  $\text{CO}_2$  desde el biogás debe haber condiciones de alta presión, baja temperatura y pH alcalino. El uso de soluciones de  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  pueden remover completamente el  $\text{CO}_2$  y  $\text{H}_2\text{S}$ . Estos gases son más solubles en algunos solventes orgánicos tales como polietilenglicol, que no disuelven el metano. Estos solventes orgánicos pueden por lo tanto, ser usados para lavar estos gases. Los sistemas que utilizan este tipo de solventes orgánicos pueden remover el  $\text{CO}_2$  del biogás hasta valores bajo 0.5%. Sin embargo, el uso de solventes orgánicos es mucho más costoso que los sistemas de lavado con agua (Varnero, 2011).

#### **1.5.5.2 Remoción del sulfuro de hidrógeno ( $\text{H}_2\text{S}$ )**

El sulfuro de hidrógeno en combinación con el vapor de agua en el biogás crudo, puede formar ácido sulfúrico ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ) el cual es muy corrosivo para los motores y sus componentes. A concentraciones sobre 100 ppm en volumen, el  $\text{H}_2\text{S}$  es también muy tóxico. El carbón activado puede utilizarse para remover el  $\text{H}_2\text{S}$  y  $\text{CO}_2$ . El carbón activado actúa como catalizador convirtiendo el  $\text{H}_2\text{S}$  en azufre elemental (S). Otra forma de lavar el sulfuro de hidrógeno es usando soluciones de NaOH, agua o sales de hierro (Varnero, 2011). Para eliminar el sulfuro de hidrógeno existen diferentes métodos basados en técnicas físico-químicas que se basan fundamentalmente en mecanismos de adsorción; absorción y método de filtración por membrana (Varnero *et al.*, 2012).

Además de las técnicas fisicoquímicas para la purificación de biogás, existen métodos biológicos o de biofiltración, que han sido probados a escala de laboratorio y piloto. Estos métodos, utilizan la capacidad metabólica de algunos microorganismos que degradan sustancias contaminantes. El uso de microorganismos en la remoción de sulfuro de hidrógeno presente en el biogás, se basa en la oxidación microbológica de  $\text{H}_2\text{S}$  a compuestos de azufre de fácil eliminación, como azufre elemental ( $\text{S}^0$ ) o sulfatos ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), fijando  $\text{CO}_2$  simultáneamente como función estequiométrica de la oxidación del sulfuro. De esta forma, se puede lograr un enriquecimiento en metano, al remover  $\text{CO}_2$  y eliminar el elemento ( $\text{H}_2\text{S}$ ) más corrosivo y limitante respecto a usos posteriores del gas purificado. La gran ventaja que presentan estas técnicas, respecto de los sistemas fisicoquímicos es la carencia de contaminantes secundarios, menores costos de inversión y operación por el bajo consumo de reactivos, menor consumo energético al poder trabajar a temperatura ambiente, altas eficiencias de degradación, biomasa inmovilizada en el sistema. Sin embargo, el procedimiento es lento, siendo necesario buscar nuevos microorganismos que reduzcan los tiempos de residencia y hagan más competitivo el proceso a nivel industrial (Varnero *et al.*, 2012).

#### **1.5.5.3 Remoción de oxígeno**

Un contenido alto de oxígeno en el biogás podría ocurrir solamente en casos excepcionales. Este oxígeno se puede eliminar con los procedimientos de desulfuración. Los procesos de adsorción, por ejemplo, con carbón activado, tamices moleculares, o la tecnología de diafragma también son aplicables.

#### **1.5.5.4 Remoción del amonio**

El amoniaco se forma a valores de pH altos a partir del amonio, que se forma en el guano líquido. Por lo tanto, la formación de amoniaco se puede evitar mediante la operación adecuada de la planta. La eliminación del amoniaco se debe combinar con otros procedimientos de purificación del biogás. Cuando el amoniaco pasa a través de una solución ligeramente ácida, permanece en este líquido en forma de amonio.

#### **1.5.5.5 Remoción de especies orgánicas halogenadas y siloxanos**

Actualmente no hay un método universal para el tratamiento de biogás para eliminar o minimizar los siloxanos. Sin embargo, están disponibles varios procesos que son capaces de tratar muchos compuestos halogenados. Estos procesos tienen además un efecto adicional en la limpieza del dióxido de carbono y otros compuestos traza. Algunos de los métodos de eliminación de CO<sub>2</sub> y H<sub>2</sub>S que también pueden aplicarse a especies halogenadas son: separación por membranas, procesos de balance de presión, procesos criogénicos (Morero *et al.*, 2010).

### **1.6 Balance energético**

El balance de energía es un parámetro importante para el análisis de viabilidad de los biocombustibles. La relación entre la producción total de energía (salida) y la demanda de energía acumulada (de entrada), permite establecer conclusiones sobre el impacto técnico, económico y ambiental de una tecnología para la producción de combustible (Maranduba *et al.*, 2016). El análisis energético y la evaluación económica son cruciales para evaluar la viabilidad de técnicas de desintegración a grandes escalas. Como la sobrecarga de gestión de los lodos es de alrededor del 50% del costo operativo total de la planta de tratamiento de aguas residuales, la viabilidad económica del proceso de desintegración está directamente relacionada con la mejora en la generación de metano y la reducción de sólidos (Kavitha *et al.*, 2016).

### **1.7 Antecedentes**

Silva *et al.* (2016b) realizaron un estudio relevante que presenta un análisis completo de la viabilidad económica y potencial energético de la generación de energía mediante biogás a partir de plantas de tratamiento de aguas residuales anaeróbicas. Evaluaron el tamaño de una población que contribuye que es necesario para que sea económicamente viable instalar una planta para generar electricidad a partir de biogás producido por una planta de tratamiento anaeróbico de aguas residuales en Brasil. Se



determinaron la magnitud del potencial de la energía, y se estimaron el impacto en los sistemas de energía de Brasil.

Nguyen *et al.* (2016) evaluaron el balance energético de la cadena de suministro de paja de arroz y la conversión de energía a través de la digestión anaeróbica (DA). Obteniendo que la energía neta de la cadena de suministro de la paja de arroz para la generación de biogás a través de DA es de 3.500 MJ por tonelada de paja. Esta opción de gestión de la paja de arroz puede proporcionar un beneficio neto de energía de salida 70 %. La investigación pone de relieve el potencial de la paja de arroz como fuente de energía limpia, con un balance energético positivo, ayudando a reducir las emisiones de gases de efecto invernadero en comparación con la práctica actual de la quema en el campo.

Carlsson *et al.* (2016) evaluaron el balance energético de un sistema de tratamiento de aguas residuales municipales teniendo en cuenta la influencia del exceso de biodegradabilidad anaerobia de fangos biológicos y de la utilización de biogás, ya sea como combustible para la cogeneración de calor y electricidad, o para el transporte de vehículos. El trabajo obtuvo que un sistema de tratamiento de aguas residuales municipales con separación primaria, los lodos de pretratamiento y cogeneración de biogás puede ser un productor de electricidad neta y autosuficiente en energía térmica, siempre que la energía térmica de cogeneración está disponible para el pretratamiento. Con otros tipos de portadores energéticos como entradas y salidas, el rendimiento del tratamiento de aguas residuales municipales también necesita una evaluación con respecto al valor económico y ambiental de la energía.

Kavitha *et al.* (2016) determinaron el impacto de la solubilización durante el pretratamiento termo-quimiológico del lodo activado residual sobre la biodegradabilidad anaeróbica y el costo de la producción de biogás. Así también estudiaron el análisis energético y realizaron una evaluación de costos para comparar la generación de energía en forma de metano con las necesidades de energía para el pretratamiento de lodos y el proceso de degradación. Comparando el balance

energético y la evaluación económica de muestras con diferentes porcentajes de solubilización, los resultados mostraron que las muestras con un 30-35 % de solubilización tuvieron un costo neto menor (7.98-2.33 USD/Ton de lodo) y un balance energético negativo en comparación con muestras con otros porcentajes de solubilización.

Como se puede ver en los trabajos anteriores, el biogás puede producir energía sostenible para las plantas de tratamiento de aguas residuales y ayudar a reducir la demanda de combustibles fósiles y las emisiones de gases de efecto invernadero. Sin embargo, gran parte del biogás producido en la digestión anaerobia en algunos países, se quema en antorchas, y sólo una pequeña parte se utiliza para la producción de calor o energía. Otros países como Alemania utiliza biogás para producir energía eléctrica y calor, generando 900 GWh/año de energía eléctrica y 1800 GWh/año de energía térmica. Esto justifica la importancia de este estudio, que tiene como objetivo evaluar la viabilidad económica y la energía potencial de este tipo de producción de energía eléctrica.

Trabajos anteriores han realizado balances de energía de la digestión anaerobia, utilizando diversos sustratos como lo son los lodos activados, paja de arroz, fangos biológicos y aguas residuales, provenientes de diversas industrias, sin embargo, no se han encontrado balances de energía realizados en el proceso de digestión anaerobia de los residuos cítricos, por lo cual este trabajo también tiene como objetivo realizar los balances energéticos para dicho proceso.

## **CAPÍTULO 2**

### **MATERIALES Y MÉTODOS**

## CAPÍTULO 2 MATERIALES Y MÉTODOS

En la Figura 2.1 se presenta el diagrama de bloques de la metodología que se empleó para el desarrollo de la tesis.

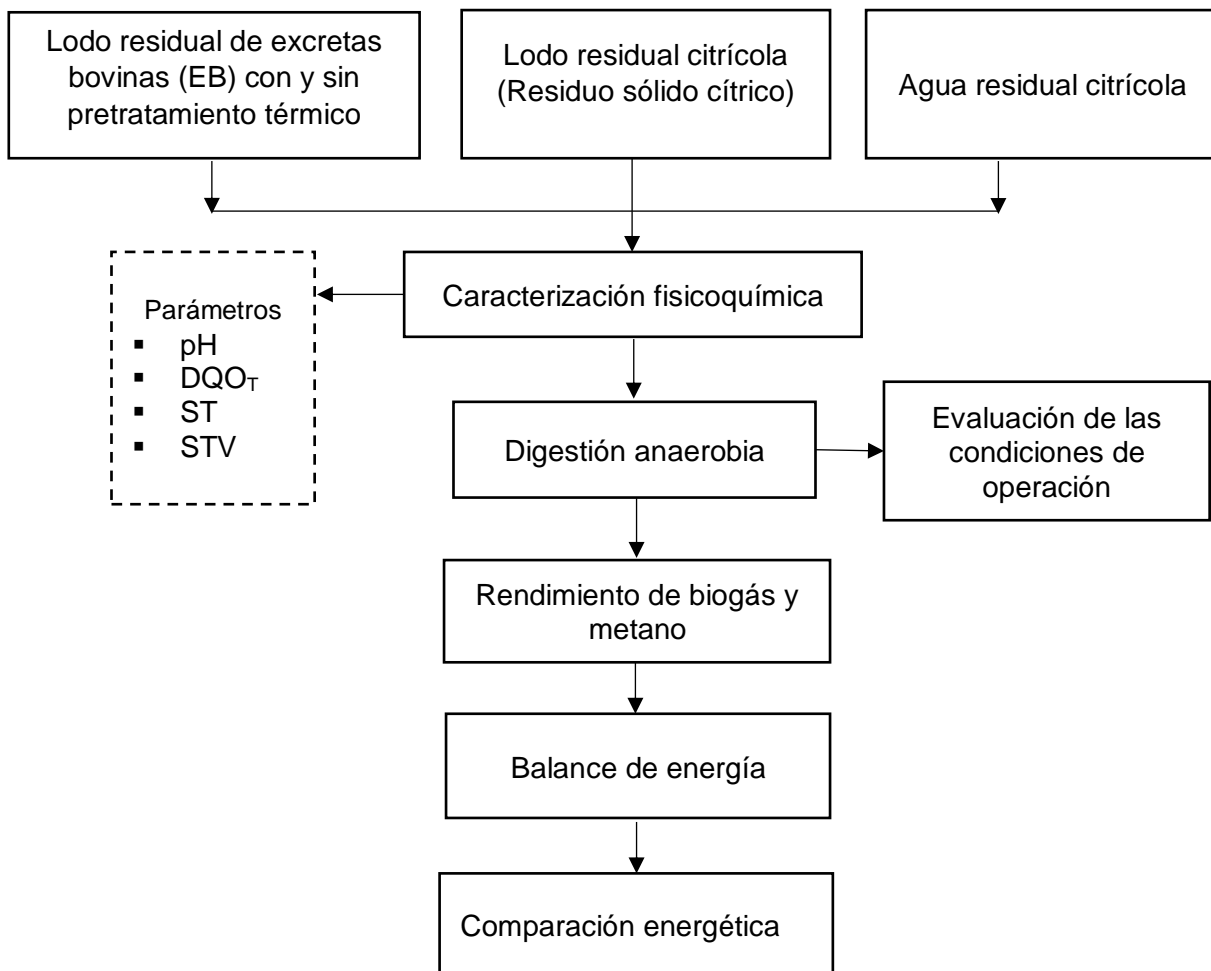


Figura 2.1 Esquema de bloques de la metodología

### 2.1 Obtención y caracterización de muestras de RSC, lodo de EB y agua residual

Los Residuos Sólidos Cítricos (RSC) y agua residual se obtuvieron de una industria cítrica, ubicada al norte del Estado de Veracruz en el municipio de Martínez de la Torre. En la Figura 2.2 se observa una muestra de RSC.



Figura 2.2 Residuo Sólido Cítrico

El lodo de Excretas Bovinas (EB), que se utilizó como inóculo, fue obtenido de la salida de un reactor, el cual trata las excretas de ganado bovino diluidas, con un alto grado de remoción de materia orgánica y se ubica en un rancho ganadero de Orizaba, Veracruz. En la Figura 2.3 se puede observar una muestra del inóculo de EB.

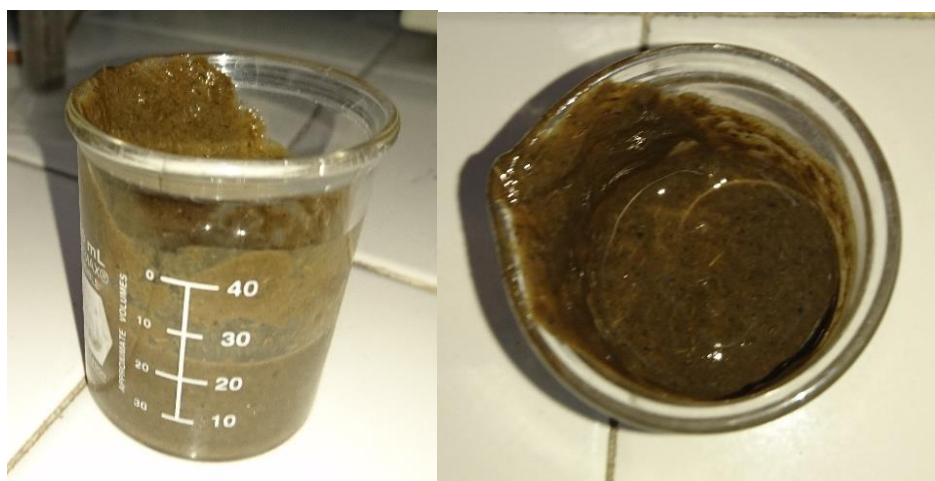


Figura 2.3 Inóculo de EB

Las tres muestras fueron almacenadas a 4 °C de acuerdo a la norma NMX-AA-052-1985 titulada “Preparación de muestras en el laboratorio para su análisis”, las cuales fueron caracterizadas fisicoquímicamente, utilizando las determinaciones descritas en la Tabla 2.1.

Tabla 2.1 Determinaciones empleadas para la caracterización fisicoquímica

Parámetro	Método
pH	Potenciómetro
Sólidos Totales (g/L)	Método Estándar 2540 B
Sólidos Totales Volátiles (g/L)	Método Estándar 2540 E
Demanda Química de Oxígeno Total (DQO <sub>T</sub> ) (g/L)	Micrométodo Colorimétrico Método Estándar 5220 D
Demanda Química de Oxígeno Soluble (DQO <sub>S</sub> ) (g/L)	Micrométodo Colorimétrico Método Estándar 5220 D

### 2.1.1 Determinación de pH

El principio básico de la medida electrométrica del pH es la determinación de la actividad de los iones hidrógeno por medición potenciométrica usando un electrodo de hidrógeno estándar y un electrodo de referencia. La determinación de pH se realizó a través de un potenciómetro marca ORION Research. Inc. Model 250 A. siguiendo el método Potenciométrico 4500-H B de la Standard methods.

### 2.1.2 Determinación de DQO<sub>T</sub> y DQO<sub>S</sub>

La Demanda Química de Oxígeno, total y soluble se llevó a cabo por el Micrométodo Colorimétrico 5220 D Standard Methods, para lo cual se utilizó una placa digestora (COD Reactor) marca Hach para suministrar el calor de reacción, un espectrofotómetro ODYSSEY DR2500 marca Hach para leer la transmitancia de la muestra y pipetas automáticas Eppendorf Research para realizar las determinaciones. Para la DQO<sub>T</sub> se utilizó una alícuota tomada directamente de la dilución y para la DQO<sub>S</sub>, la dilución fue centrifugada y sólo fue utilizado el sobrenadante.

### 2.1.3 Determinación de ST y STV

Se determinó Sólidos Totales (ST) y Sólidos Totales Volátiles (STV) por el método gravimétrico 2540 B Standar Methods y 2540 E Standar Methods. Se utilizó una estufa Riossa, modelo H-33 para la eliminación de humedad y una Mufla Furnace (Barnstead/thermolyne) para calcinación y una balanza Analítica Adventurer Ohaus.

### 2.2 Pretratamiento térmico del inóculo de EB

Se tomaron muestras del inóculo de EB de un volumen de aproximadamente 200 cm<sup>3</sup> colocándolos en un matraz Erlenmeyer con tapón, como se puede apreciar en la Figura 2.4. Los matraces fueron colocados en un baño de agua a la temperatura de 90 °C en un tiempo de exposición de 1 h. Esto con el fin de inhibir las bacterias patógenas. Estos parámetros fueron tomados del trabajo de Hernández-Vásquez *et al.* (2017), en el cual a esa temperatura y tiempo de exposición se obtuvo una mayor eliminación de microorganismos patógenos. En la Figura 2.5 se muestra el baño utilizado para el pretratamiento el cual cuenta con un controlador de temperatura.



Figura 2.4 Muestras de Inóculo EB



Figura 2.5 Baño termostático

### 2.3 Evaluación de las condiciones de operación

Primeramente se realizaron pruebas de biodegradabilidad anaerobia bajo condiciones mesófilas para el inóculo sin pretratamiento, para determinar su capacidad de autodegradación. Posteriormente se realizaron 3 pruebas. La primera se utilizó el inóculo EB sin pretratamiento y como sustrato se usó el RSC. Para la segunda prueba se utilizó inóculo EB pretratado y RSC como sustrato. Para las dos pruebas se utilizaron relaciones de inóculo-sustrato de 90 % - 10 %, 70 % - 30% y 50 % - 50 % . . La tercera prueba se realizó usando inóculo EB pretratado y como sustrato el agua residual, utilizando la relación de inóculo-sustrato de 90 % - 10 %.

Para cada prueba se ocuparon 2 matraces Erlenmeyer de 500 mL, los cuales fueron colocados en un agitador orbital marca Labline. De estos, uno de ellos fue exclusivo para obtener muestra, por lo tanto fueron sellados con un tapón de goma con 2 orificios de 0.5 cm de diámetro, en donde fueron conectadas 2 mangueras, una de 100 cm y una de 22 cm, para la salida de biogás y para la extracción de muestra respectivamente. La manguera para la salida de biogás fue introducida 6 cm al matraz, mientras que la manguera de muestreo fue introducida hasta 1.5 cm antes de tocar el fondo del matraz. El matraz restante fue sellado mediante un tapón de goma con un orificio y una manguera de 100 cm, con el objetivo de obtener únicamente la



producción de biogás sin extraer muestras (Luis, 2015). En la Figura 2.6 se observan los matraces evaluados sobre el agitador orbital.

Las pruebas se monitorearon en un tiempo de 20 días, durante el cual se evaluó la remoción de materia orgánica y la cantidad de biogás producido, así como también la composición que éste presentaba mediante cromatografía de gases.



Figura 2.6 Mezclas en el agitador orbital

### 2.3.1 Remoción de Sólidos Totales y Sólidos Volátiles

El porcentaje de remoción de ST se calculó con la Ecuación 2.1 y los SV con la Ecuación 2.2.

$$\% \text{ Remocion ST} = \frac{\text{ST entrada} - \text{ST salida}}{\text{ST entrada}} \times 100 \quad (2.1)$$

$$\% \text{ Remocion SV} = \frac{\text{SV entrada} - \text{SV salida}}{\text{SV entrada}} \times 100 \quad (2.2)$$

### 2.3.2 Composición de biogás

La composición del biogás se determinó con la ayuda de un cromatógrafo de gases BuCK 310 con detector de conductividad térmica y columna empacada All Tech CTR-I, utiliza Helio a una presión de 70 psi como gas de arrastre, la temperatura de la columna es de 36 °C y la del detector es de 121 °C, la dosis analizada es de 2 mL por inyección.

### 2.4 Balance energético

El balance energético se realizó para la digestión anaerobia del lodo EB con pretratamiento, sin pretratamiento y para la digestión anaerobia del agua residual cítrica. El cálculos para la energía consumida por el pretratamiento se tomaron de Kavitha *et al.* (2016).

La energía necesaria para calentar el inóculo fue calculada con la Ecuación 2.4 (Kavitha *et al.*, 2016).

$$E_{input,heat}Q = \rho * V * C * (t_f - t_i) \quad (2.4)$$

Donde Q es la energía necesaria para calentar el inóculo (kJ),  $\rho$  es la densidad del inóculo (Kg/m<sup>3</sup>), V es el volumen del inóculo (m<sup>3</sup>), C es el calor específico del inóculo (kJ/Kg°C),  $t_i$  y  $t_f$  son las temperaturas inicial y final del inóculo (°C).

Los rendimientos de metano y volumen de metano se obtuvieron experimentalmente. Posteriormente se calculó la cantidad de energía que se puede obtener del metano, teniendo en cuenta que 1m<sup>3</sup> de metano a temperatura y presión estándar tiene un poder calorífico de 9.94 kWh de electricidad (Rosas, 2018). También se consideró que un que un generador comercial de electricidad a base de biogás rico en metano tiene una eficiencia de conversión del 30 %, dato tomado del trabajo de Rosas (2018), en el cuál también se evaluó la energía producida en la digestión anaerobia usando como sustrato agua residual de cítricos.

## **CAPÍTULO 3**

# **RESULTADOS Y DISCUSIÓN**

## CAPÍTULO 3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 3.1 Caracterización de muestras de RSC e inóculo EB

En la Tabla 3.1 se presenta los resultados obtenidos de la caracterización fisicoquímica del inóculo de EB y del RSC. La caracterización para cada muestra se realizó por triplicado, tomando los valores promedios para cada parámetro.

Tabla 3.1 Caracterización fisicoquímica

Parámetro	Inóculo	Residuo sólido Cítrico
<b>pH</b>	6.92	5.51
<b>ST</b>	16.54 g/Kg	119.85 g/Kg
	1.04 %	11.95 %
<b>STV</b>	9.54 g/kg	98.83 g/kg
	57.68 %	82.47 %
<b>Densidad</b>	1.018 g/cm <sup>3</sup>	---

En la Tabla 3.1 se puede observar que el inóculo a base de EB presentó un pH cercano a la neutralidad, esto concuerda con el estudio realizado por Luis (2015), en el cual obtuvo un pH de 7.81. Por otro lado el RSC presentó un pH ácido, el cual se observa que es más bajo que el reportado por Koppa y Pullammanappallil (2013) y Luis (2015), esto puede deberse a que las muestras proceden de diferentes industrias cítricas.

Con respecto a los sólidos totales y los sólidos volátiles, existe una gran diferencia entre los dos sustratos. Los sólidos de las excretas bovinas resultaron muy bajos considerando a los sólidos de los residuos cítricos. La DQO de los RSC es mucho mayor en comparación con las excretas bovinas, esto indica una elevada carga orgánica debido a los múltiples compuestos como carbohidratos y material lignocelulósico (Cerón-Zalazar y Cardona-Alzate, 2011).

### 3.2 Caracterización fisicoquímica del inóculo EB pretratado a 90°C por 1 h

En la Tabla 3.2 se muestra la caracterización del inóculo ya pretratado a 90°C por 1 h. Se puede observar que el pH aumentó de 6.92 a 7.93. Según Bougrier et al. (2008), el aumento del pH durante un tratamiento térmico podría deberse a la desorción de proteínas o a la volatilización de compuestos ácidos. Los sólidos volátiles son más altos a comparación de los del inóculo sin pretratar, esto es debido a que hay una solubilización de los compuestos orgánicos al llevarse a cabo el pretratamiento térmico. Appels *et al.* (2010) explican que la liberación de compuestos orgánicos, se debe a la interrupción de los enlaces químicos en las paredes celulares y las membranas por tratamiento térmico. Los sólidos volátiles al formar parte de los sólidos totales, al aumentar los primeros también aumentan los segundos.

Tabla 3.2 Caracterización del inóculo pretratado a 90°C por 1 h.

Parámetro	Inóculo pretratado
pH	7.93
ST	18.78 g/Kg
	1.87 %
STV	12.83 g/Kg
	68.33 %

### 3.3 Obtención y caracterización del agua residual cítrica

En la Tabla 3.3 se presenta los resultados obtenidos de la caracterización fisicoquímica del agua residual. La caracterización se realizó por triplicado, tomando los valores promedios para cada parámetro. Como se puede observar el agua residual presenta un pH ácido, esto debido a que los residuos cítricos suelen tener la característica de tener componentes ácidos. Koppa y Pullammanappallil (2013) presentan un pH entre 4.6 y 4.8 para aguas residuales cítricas.

Tabla 3.3 Caracterización fisicoquímica del agua residual

Parámetro	Agua residual
pH	5.35
DQO <sub>T</sub>	24.93 g/L
DQO <sub>s</sub>	20.58 g/L
ST	8.33 g/L
STV	7.67 g/L

Por otro lado se tiene que la DQO<sub>s</sub> fue de 20.58 g/L, este valor es mayor al reportado por Koppa y Pullammanappallil (2013), quienes presentan una DQO<sub>s</sub> de 8.62 g/L. Esto significa que en el agua a utilizar hay más materia orgánica lo cual lo hace favorable para llevar a cabo la digestión anaerobia. En el caso de los ST y los STV, ambos valores fueron menores a los reportados por Rosas (2018), el cual obtuvo valores de 21.6 g/L y 19.23 g/L respectivamente, sin embargo debe tenerse en cuenta que las muestras proceden de diferentes industrias cítricas. Los valores de ST y STV obtenidos pueden ayudar a que su remoción sea más fácil en la digestión anaerobia.

### 3.4 Evaluación de las condiciones de operación de la digestión anaerobia

#### 3.4.1 Monitoreo de pH

Las pruebas de digestión anaerobia se manejaron a un rango de pH inicial de 6.8 y 7.2, ya que dentro de estos parámetros hay mayor obtención de metano, además de garantizar estabilidad al proceso anaerobio y evitando así la ocurrencia de fenómenos de inhibición. Como se puede observar en la Figura 3.1, 3.2 y 3.3, el pH durante la digestión se mantuvo en los rangos de antes mencionados, favoreciendo así la digestión anaerobia.

Parra-Orobio *et al.* (2014) observaron que valores menores de pH, además de generar menor producción de metano, requieren un mayor tiempo de asimilación de la materia orgánica por parte de los microorganismos, lo que implicaría prolongados tiempos de retención y mayores volúmenes de reactores. En este caso para la digestión tanto en

los experimentos usando RSC con y sin pretratamiento como con el agua residual, no bajaron los valores de pH manteniéndose dentro de un rango de 7-8. Según Acosta y Abreu (2005), a pH entre 8.2 a 8.4 el proceso también ocurre satisfactoriamente.

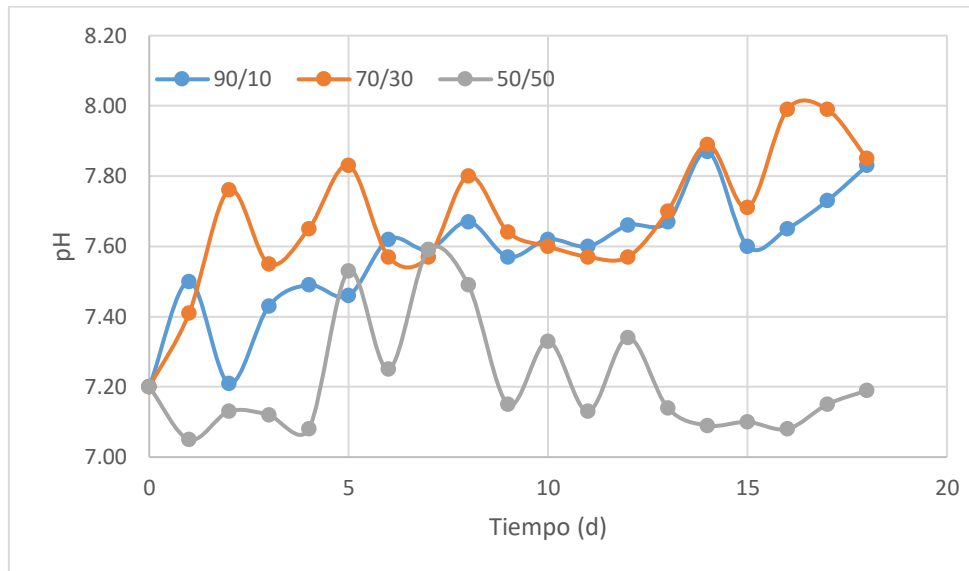


Figura 3.1 Monitoreo de pH. RSC sin pretratamiento

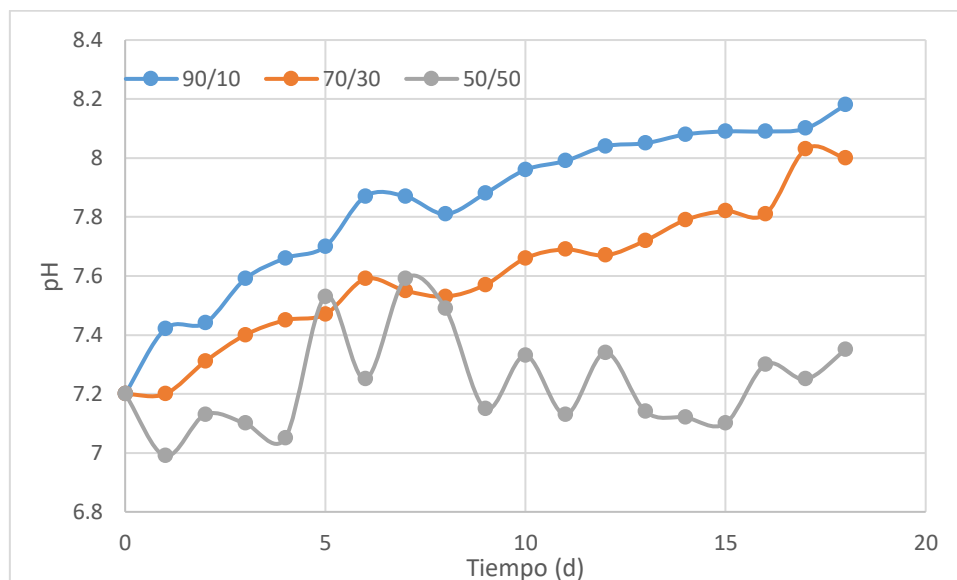


Figura 3.2 Monitoreo de pH. RSC con pretratamiento

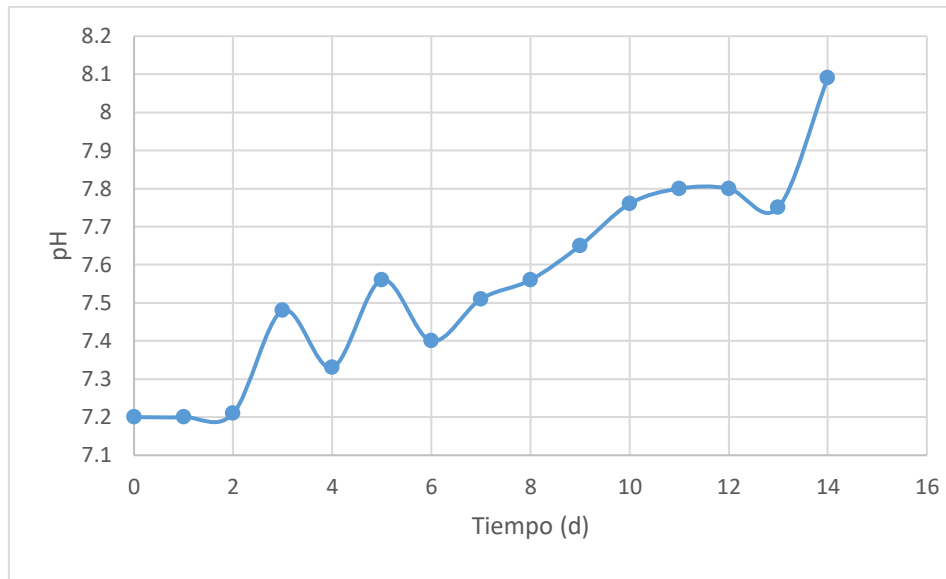


Figura 3.3 Monitoreo de pH. Agua residual

Se pueden observar también cambios durante el período de digestión. Estos cambios que forman un patrón de zig-zag durante la experimentación se puede atribuir a la relación cambiante de acidez y alcalinidad en la materia prima producida principalmente por la descomposición de la materia orgánica (Zahid y Suthar, 2017); sin embargo, el pH se encontró dentro del rango deseable requerido para el buen funcionamiento de la digestión anaeróbica.

En el caso del RSC y agua residual con pretratamiento, se observa una tendencia de incremento del pH, esto puede ser debido al decremento de concentración de AGV's (Ácidos Grasos Volátiles) (Parra-Orobio *et al.*, 2014). Otro factor, puede ser el incremento de amoníaco libre haciendo que el pH aumente (Bote, 2013). El  $\text{NH}_4^+$  puede liberarse después de la descomposición de compuestos orgánicos en condiciones anaeróbicas (Wang *et al.*, 2018).

### 3.4.2 Remoción de los Sólidos Totales (con y sin pretratamiento)

En la Figura 3.4 se muestra el contenido de ST de las cinéticas de digestión anaerobia sin pretratamiento. Se observa que con la relación 90/10 se obtuvo una remoción de



hasta el 17 % después de 13 días de operación. Para a cinética 70/30 se obtuvo un porcentaje de remoción de 16 % después de 18 días de operación. En el caso de la cinética 50/50 se obtuvo una remoción del 11 % en 13 días de remoción.

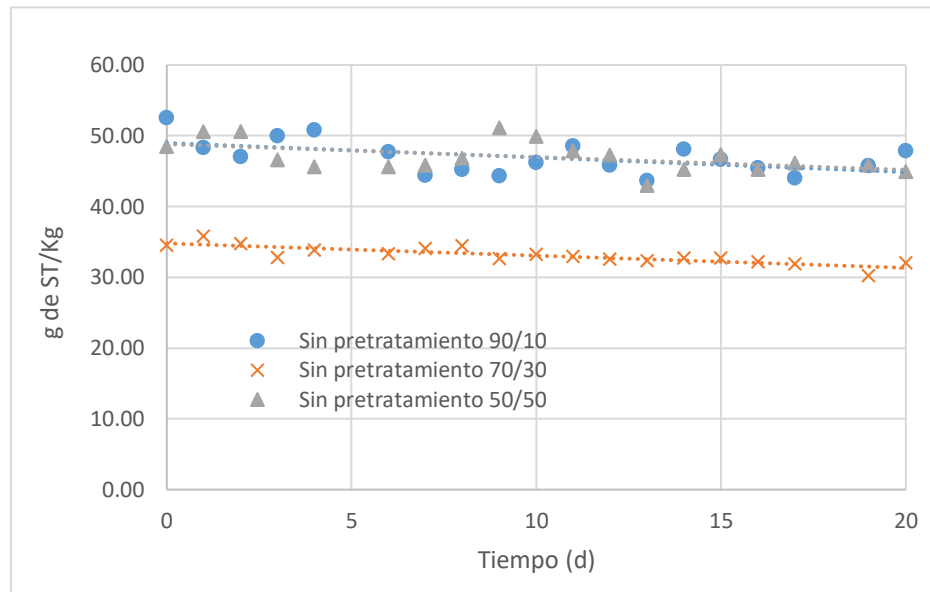


Figura 3.4 Contenido de ST sin pretratamiento

En la Figura 3.5 se muestra el contenido de ST de las cinéticas de digestión anaerobia con pretratamiento. En la cinética 90/10 se obtuvo hasta un 30 % de remoción de ST a los 17 días de operación. Para la cinética 70/30 hubo hasta un 26 % de remoción después de 17 días de operación y en el caso de la cinética 50/50 se obtuvo hasta un 24 % de remoción a los 20 días de operación.

La mayor remoción de ST sin pretratamiento fue obtenida en la cinética de 90/10 con una remoción de 17 %. En cuanto a las cinéticas con pretratamiento la mayor remoción se obtuvo con la cinética 90/10 con 30 % de remoción. En ambos casos se puede decir que la mejor relación de inóculo/sustrato fue la de 90/10. Por otro lado, las cinéticas que tuvieron mayor remoción fueron las cinéticas con pretratamiento, con remociones de 30 %, 26 % y 24 %, cuando las cinéticas sin pretratamiento obtuvieron solo el 17 %, 16 % y 11 % de remoción.

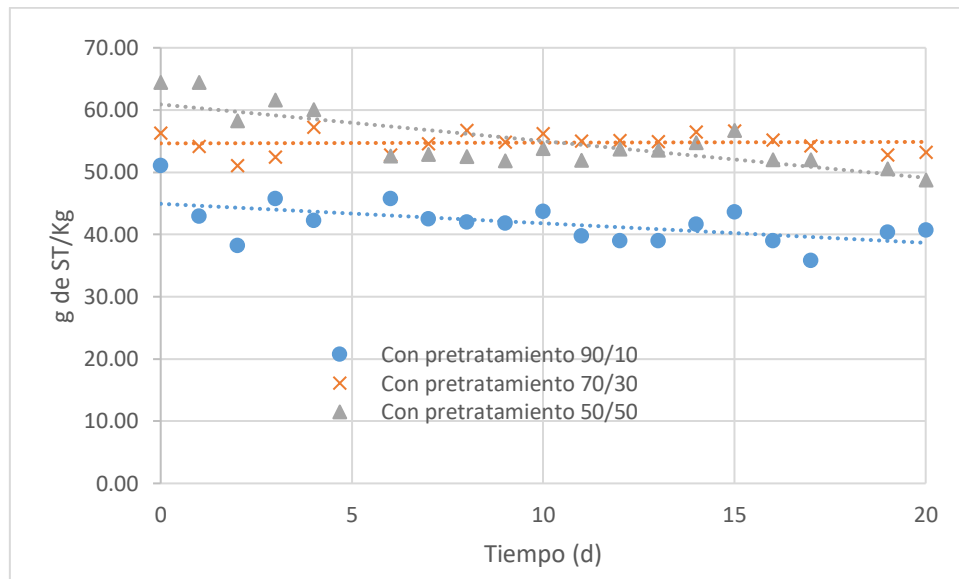


Figura 3.5 Contenido de ST con pretratamiento

Según la NOM-004-SEMARNAT-2002, se debe controlar la atracción de vectores de los lodos y biosólidos para ser manejados como residuos no peligrosos para su aprovechamiento o disposición final. La reducción de ST nos indica la reducción tanto de materia inorgánica como orgánica lo cual ayuda a controlar la atracción de vectores. El mejor tratamiento para la remoción de ST es con pretratamiento con una relación de 90/10.

### 3.4.3 Remoción de los Sólidos Totales Volátiles (sin y con pretratamiento)

En la Figura 3.6 se muestra el contenido de STV de las cinéticas sin pretratar. Para la cinética de 90/10 se obtuvo una remoción de hasta 25 % de STV después de 13 días de operación. En la cinética 70/30 se obtuvo un máximo de remoción del 20 % después de 19 días y en la cinética 50/50 se obtuvo hasta una remoción del 11 % a los 20 días.

En la Figura 3.7 se muestra el contenido de STV de las cinéticas con pretratamiento. La cinética 90/10 obtuvo una remoción de 38 % después de 16 días de operación. En el caso de la cinética 70/30 se obtuvo hasta un 28 % de remoción después de 13 días de operación y en la cinética 50/50 se obtuvo un 24 % de remoción.

Las remociones de STV fueron mayores en el caso de la digestión anaerobia de inóculo con pretratamiento con un 38 %, 28 % y 24 % de remoción. A su vez la relación inóculo/sustrato que tuvo mayor remoción, tanto para las cinéticas con pretratamiento como para las sin tratamiento, fue la de 90/10. Según la NOM-004-SEMARNAT-2002, la atracción de vectores se reduce si la masa de sólidos volátiles en los biosólidos es reducida por lo menos un 38% durante su tratamiento. Por lo tanto la mejor cinética es la con pretratamiento y una relación de 90/10.

Se puede apreciar en la Figura 3.6 y 3.7 que tanto para las cinéticas con pretratamiento como las sin pretratamiento en los primeros días los sólidos tienden a elevarse y después comienzan a disminuir con pequeñas variaciones. Zahid y Suthar (2017) tuvieron un comportamiento similar. En su estudio evaluaron el efecto de excretas de vaca como inóculo y se hicieron mezclas con diferentes lodos residuales como sustrato, en el cual se notó un ligero aumento de SV durante los primeros días y después hubo una pérdida de estos. Ellos atribuyen este comportamiento a la degradación de ST y a una mayor liberación de metabolitos que contribuyen al aumento de SV.

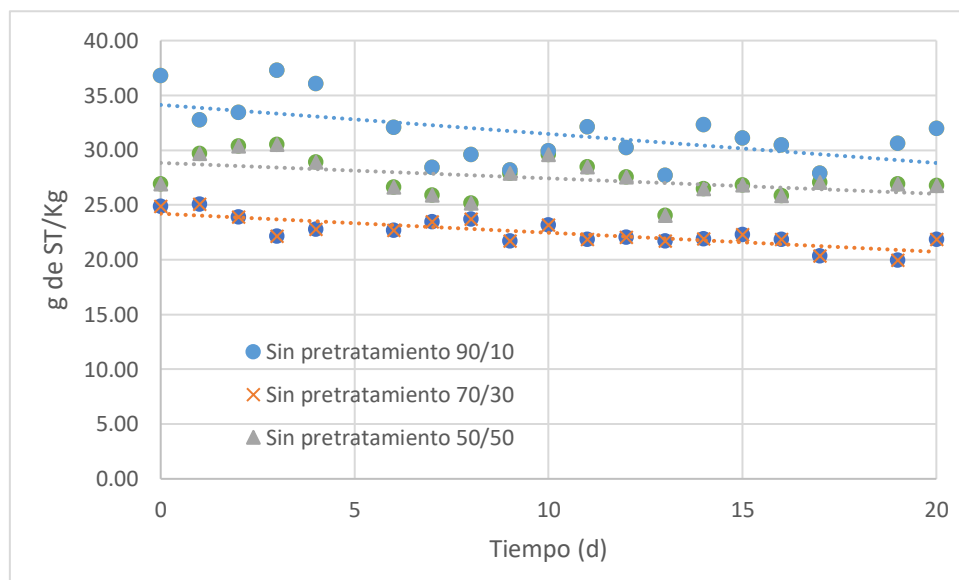


Figura 3.6 Remoción de STV sin pretratamiento

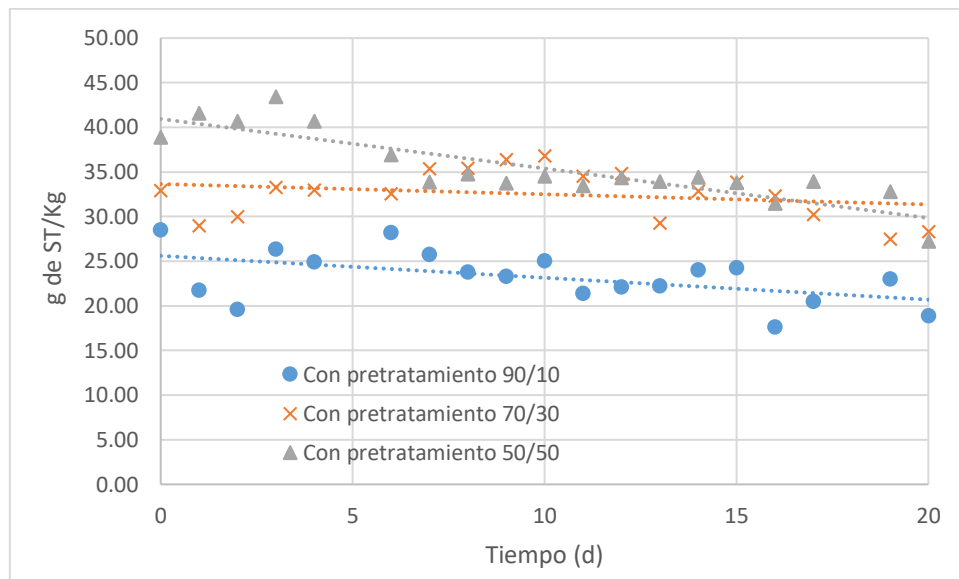


Figura 3.7 Remoción de STV con pretratamiento

#### 3.4.4 Remoción de ST y STV (Agua residual)

En la Figura 3.8 se observa la remoción de ST durante la digestión anaerobia usando como sustrato agua residual e inóculo de EB pretratado. La relación utilizada fue de 90/10, ya que es la relación que presentó una mejor remoción tanto de ST como de STV. Se puede observar que se pudo remover hasta un 48 % de ST contenidos en la mezcla de Inóculo de EB pretratado y el agua residual.

En la Figura 3.9 se observa la remoción de STV en la digestión con agua residual. En esta digestión se obtuvo una remoción de hasta el 59 % de la materia orgánica presente. La remoción de materia orgánica es mucho mayor a cuando se usó RSC, en el cual solo se obtuvo un 38 % con inóculo pretratado. Esto puede deberse a que el RSC tiene más material lignocelulósico que tarda más en ser degradado por las bacterias hidrolíticas. Al usar agua residual, se obtuvo una remoción de 59%, lo cual cubre la remoción mínima establecida por la NOM-004-SEMARNAT-2002, la cual es del 38%, garantizando así la reducción de atracción de vectores. Al realizarse un modelo de hom a tiempo constante, se obtuvo una  $R^2$  de 0.94.

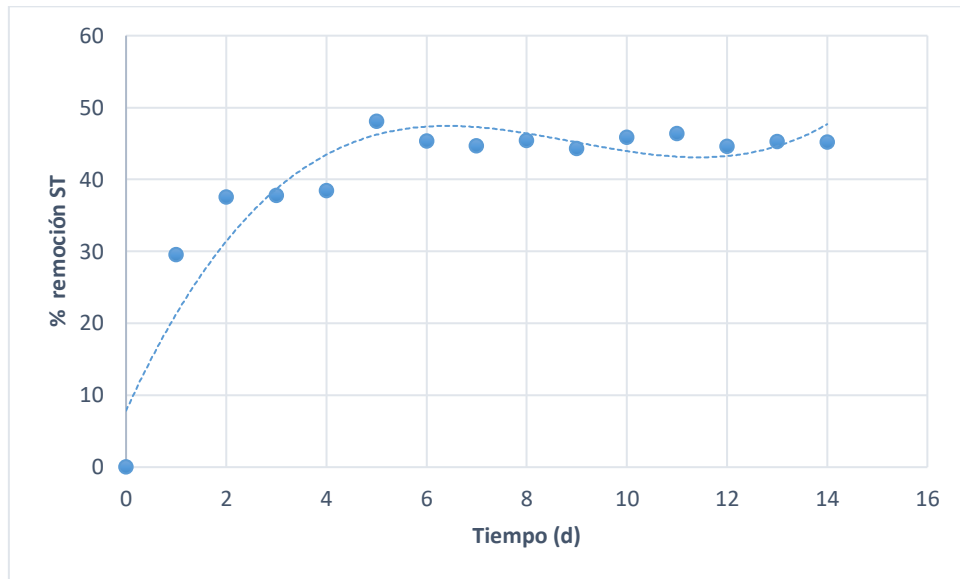


Figura 3.8 Remoción de ST (Agua residual)

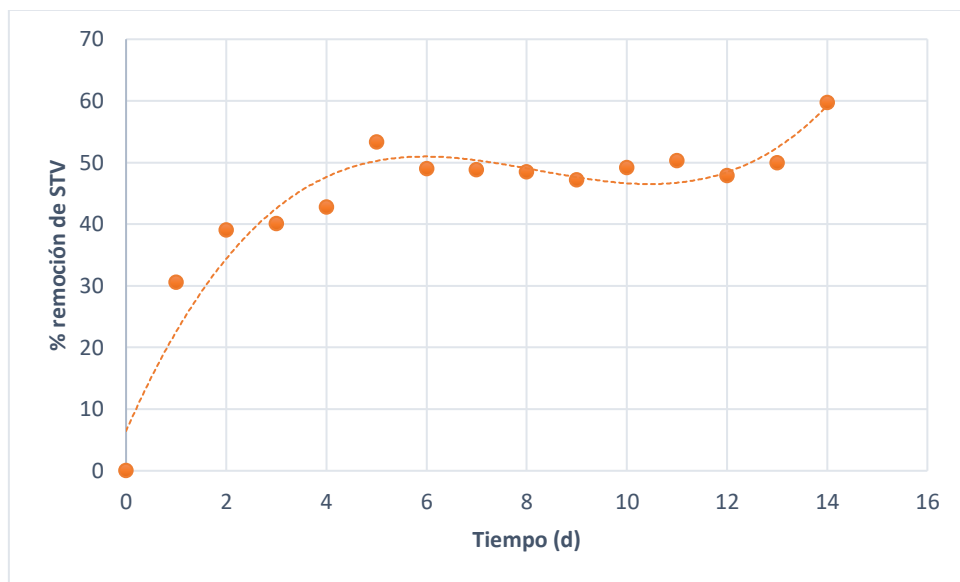


Figura 3.9 Remoción de STV (Agua residual)

### 3.4.5 Generación de biogás

#### 3.4.5.1 Con y sin pretratamiento (RSC)

En la Figura 3.10 se presentan los resultados de producción de biogás de RSC sin pretratamiento, donde se observa que hay una mayor producción con la digestión con el lodo residual con relación de 50/50. Se puede destacar que la producción de biogás total de la digestión 50/50 produjo 3300 mL. La cinética con menor producción de biogás fue el de 90/10 con 2150 mL.

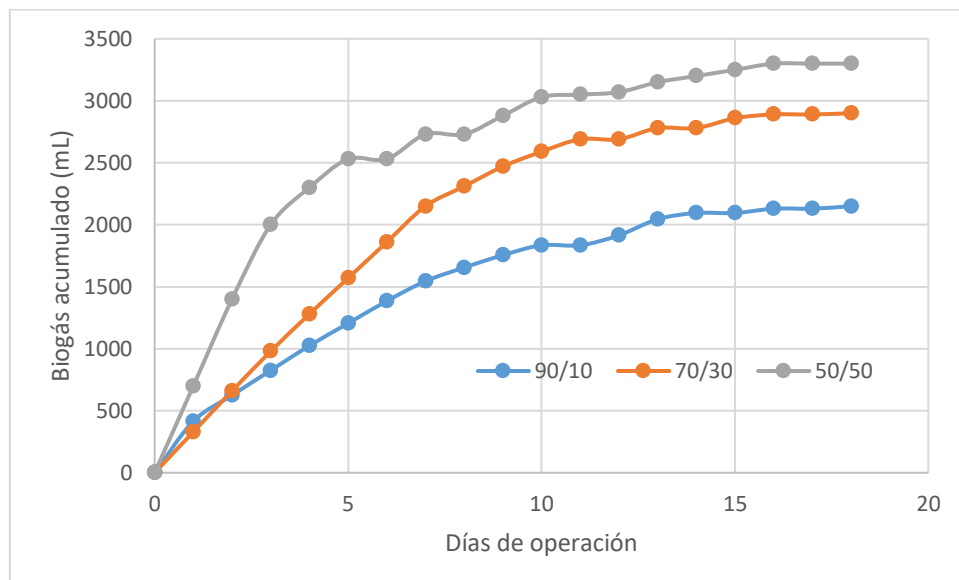


Figura 3.10 Biogás acumulado (RSC sin pretratamiento)

En la Figura 3.11 se muestra el biogás generado en las cinéticas con pretratamiento. En esta gráfica se puede observar que la cinética generó mayor producción de biogás fue la de 50/50 con 2820 mL y el que menor producción obtuvo fue el de 90/10 con 1800mL.

En ambos casos la mayor producción de biogás fue con la relación 50/50 y la menor producción con 90/10, esto puede deberse a que en la relación 50/50 hay una mayor cantidad de RSC, conteniendo así más materia orgánica que puede degradarse y convertirse en biogás, sin embargo, esto no garantiza que la composición del biogás contenga mayor contenido de metano.

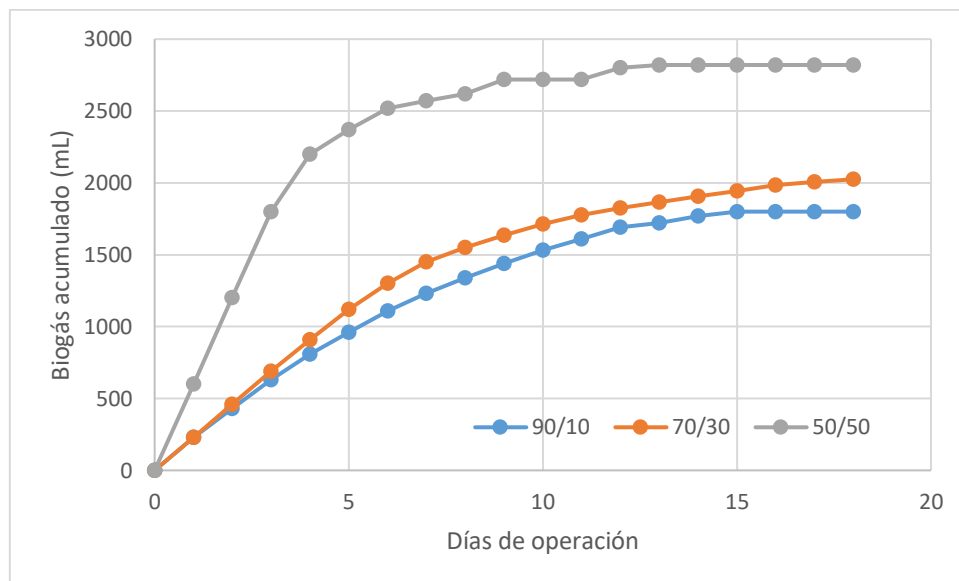


Figura 3.11 Biogás acumulado (RSC con pretratamiento)

### 3.4.5.2 Agua Residual

En la Figura 3.12 se presentan los resultados de producción de biogás de la digestión con agua residual cítrica en donde se observa que hay una producción de biogás total de 1040 ml, teniendo menor producción de biogás total en comparación con las cinéticas en las que se utilizó como sustrato el RSC.

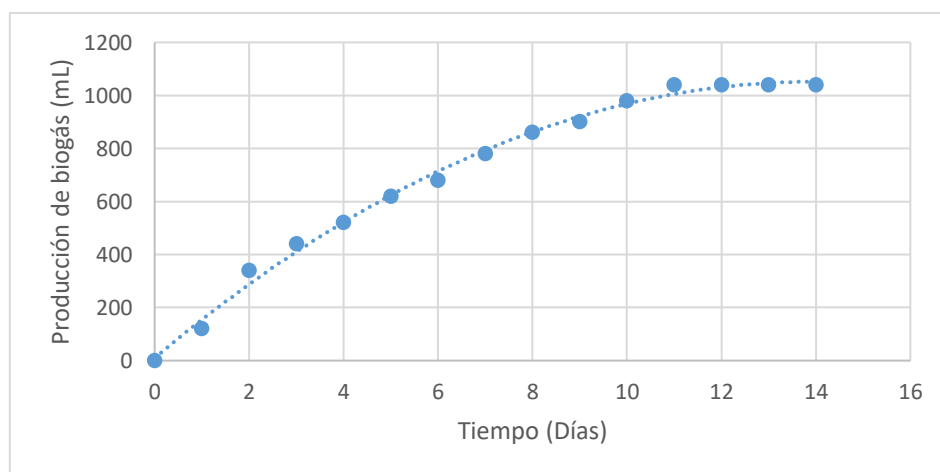


Figura 3.12 Biogás acumulado (Agua residual)

El valor de STV obtenido en la caracterización del agua residual es bajo y esto puede ayudar a que su remoción sea más fácil, por lo que obtuvo mejor remoción de estos en la digestión al ser más fáciles de digerir, sin embargo, debido a que el agua contiene un valor más bajo de materia orgánica con respecto al RSC, este se remueve más rápido, y al no haber más material orgánico que degradar la producción de biogás se ve afectada, teniendo valores menores a los que se obtienen con RSC.

### **3.5 Balance energético**

#### **3.5.1 Producción de metano**

El porcentaje de metano obtenido se calculó a partir de una cromatografía de gases. En la Figura 3.13 se pueden observar los volúmenes de metano generados a partir del RSC y el agua residual. Se muestra en la primera parte el metano diario generado. Se puede observar que dentro de los primeros días hay mayor generación de metano y se generó a partir del día 1, esto puede deberse a que no hubo fase de latencia; este comportamiento es similar en el trabajo de Zahid y Suthar (2017) en el cual no se tuvo fase de latencia y la generación de metano comenzó desde el día 1. A partir de los 10 días deja de haber una producción considerable. La disminución en la producción de CH<sub>4</sub> podría atribuirse al esfuerzo de la comunidad microbiana y a la falta de disponibilidad de sustancias orgánicas disponibles (Zahid y Suthar, 2017), ya que la alimentación fue en modo batch.

Por otra parte, en la Figura 3.13 se muestra la producción de metano acumulada. Se puede apreciar que las cinéticas con mayor producción de metano fueron las que no tuvieron un pretratamiento, obteniendo un volumen total de metano de 1269 mL para la cinética 90/10, 1363 mL para la de 70/30 y 1056 mL para la de 50/50; siendo la relación 70/30 la cual tuvo mayor producción de metano y la relación 50/50 la que tuvo menor producción de metano.



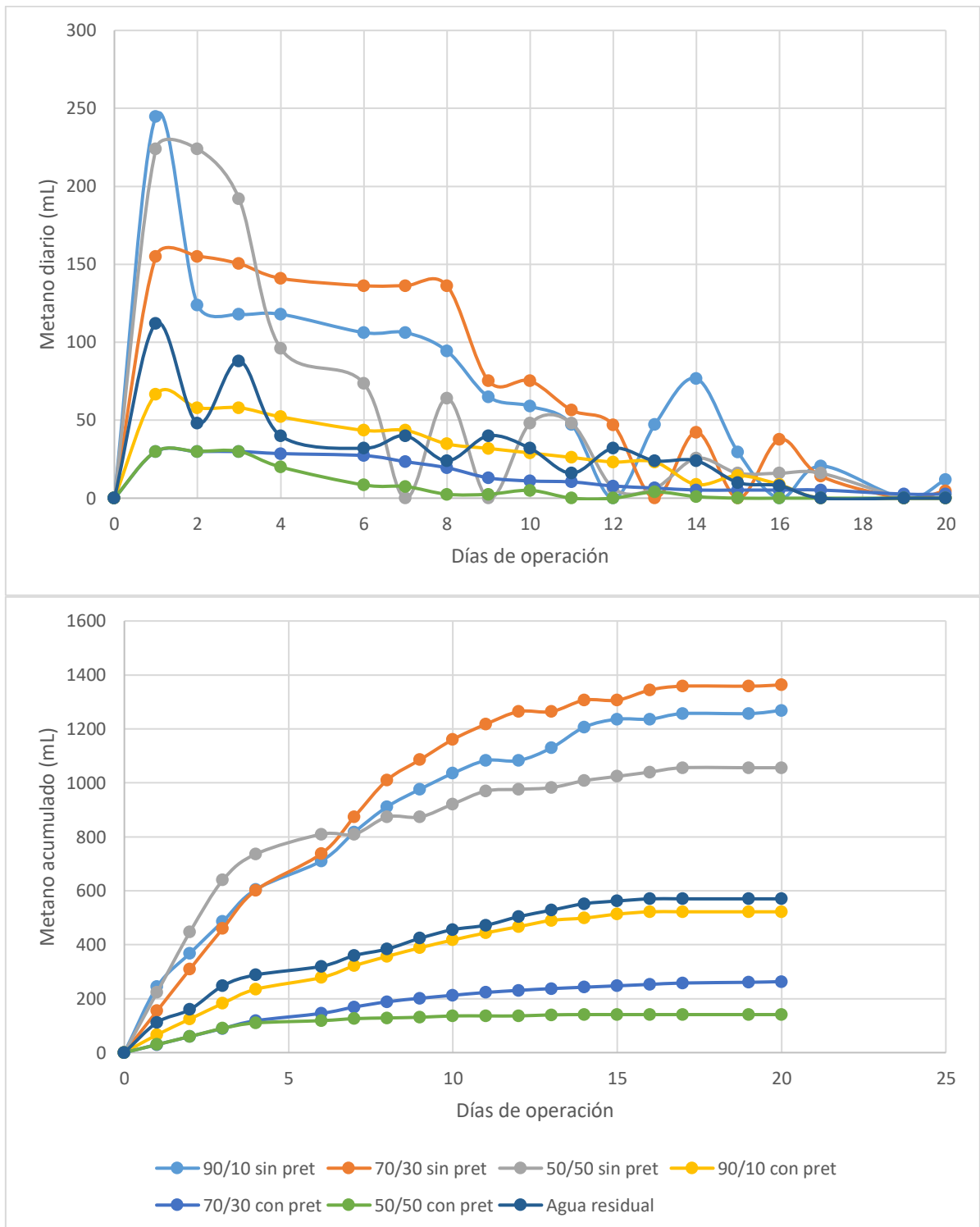


Figura 3.13 Producción de metano diario y acumulado

Para el caso las cinéticas sin pretratamiento, estas fueron las que menor contenido de metano obtuvieron durante los 20 días de operación, obteniendo un volumen total de metano de 522 mL para la de 90/10, 263 mL para la de 70/30 y 141 mL para la de 50/50; donde la relación que obtuvo mayor producción de metano fue la de 90/10 y la que tuvo menor producción la de 50/50. Para el caso del agua residual con pretratamiento se obtuvo hasta un volumen total de metano de 570 mL después de los 20 días; este volumen supera al total producido por las cinéticas de RSC con pretratamiento pero no llega a tener el volumen producido por las cinéticas sin pretratamiento.

### **3.5.2 Energía producida en la Digestión anaerobia**

A continuación se muestra la estimación de la conversión teórica a energía eléctrica, a partir del volumen de metano generado antes mencionado, considerando que 1 m<sup>3</sup> de metano a temperatura y presión estándar tiene un poder calorífico de 9.94 kWh de electricidad y que un generador comercial de electricidad a base de biogás rico en metano tiene una eficiencia de conversión del 30 %. Para los cálculos de energía se tomó como base 1 ton.

En la Figura 3.14 se muestra la producción de energía de las cinéticas sin pretratamiento. La cinética que produjo mayor energía fue la de 70/30 produciendo un total de 10.16 kWh de energía. Para el caso de la cinética 90/10 la energía producida fue de 9.45 kWh y para el caso de la energía producida por la cinética 50/50 fue de 7.87 kWh.

En la Figura 3.15 se muestra la producción de energía de las cinéticas con pretratamiento, en la cual se puede ver que la cinética con mayor producción de energía fue la cinética con relación 90/10 con una producción de 3.89 kWh. Para el caso de la cinética 70/30 se obtuvo una energía total de 1.96 kWh y se obtuvo una energía de 1.05 kWh total para el caso de la cinética 50/50. Por otro lado en la Figura 3.16 se muestra la energía producida en la cinética con agua residual con pretratamiento, en la cual se obtuvo una energía total de 4.24 kWh.

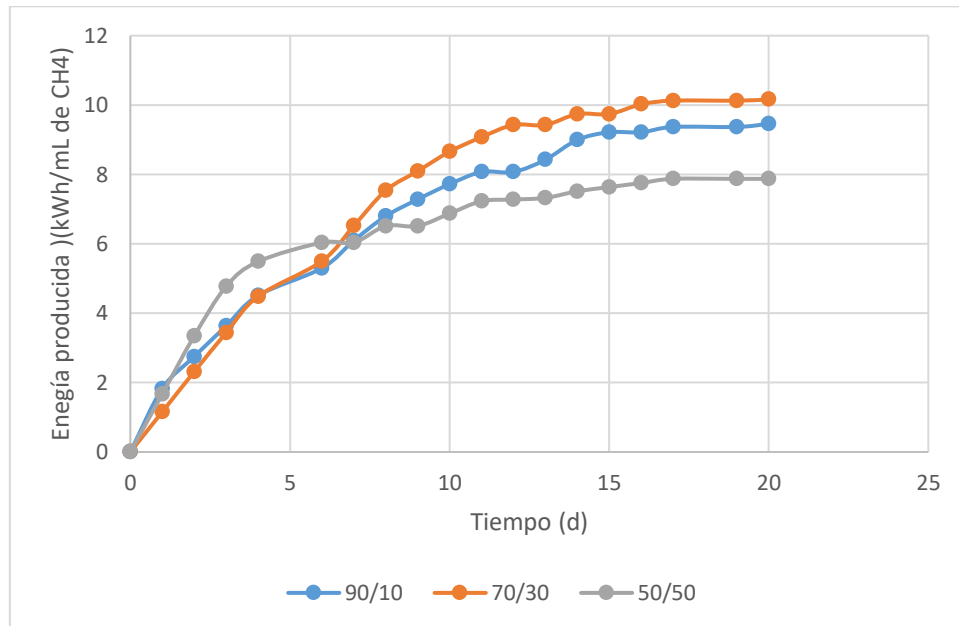


Figura 3.14 Energía obtenida del metano producido (sin pretratamiento)

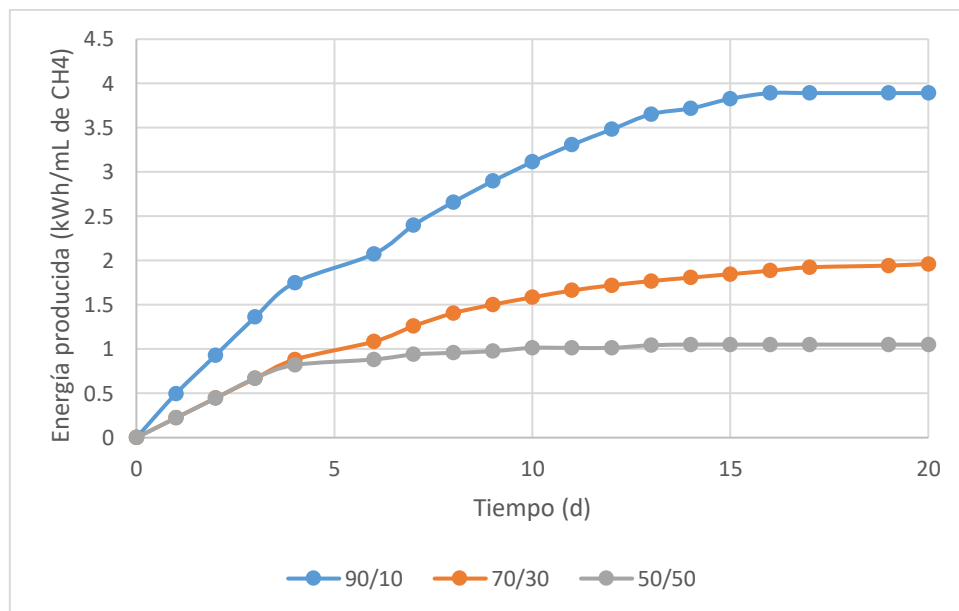


Figura 3.15 Energía obtenida del metano producido (con pretratamiento)

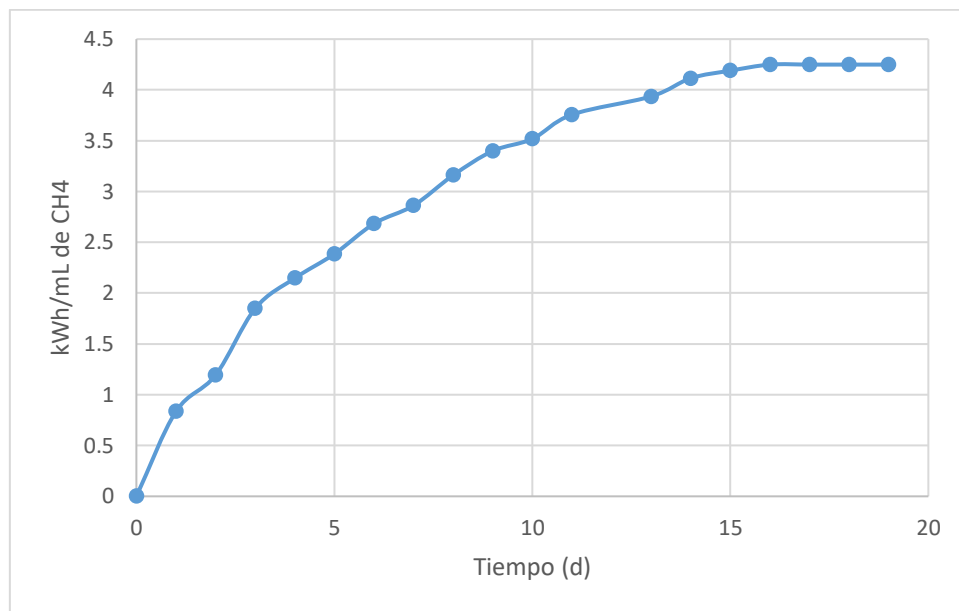


Figura 3.16 Energía obtenida del metano producido (agua residual)

### 3.6 Comparación energética

En la Tabla 3.4 se puede apreciar la comparación de los tres procesos de digestión anaerobia. Las cinéticas que obtuvieron mayor producción y rendimiento de metano fueron las cinéticas sin pretratamiento con respecto a las que se les dio un pretratamiento al inóculo con valores de 0.347, 0.667 y 0.466  $L CH_4/g STV_{rem}$ . Con respecto a al sustrato utilizado el que tuvo un mejor rendimiento de metano fue el del agua residual teniendo un  $Y_{CH_4}$  de 0.976. Estos rendimientos entran dentro de un rango aceptable ya que Begoña y Floats (2016), en la digestión anaerobia de residuos de cascara de naranja bajo condiciones mesófilas reportan rendimientos de metano entre 0.05 y 0.150  $L CH_4/g STV_{rem}$ .

En cuanto a la energía consumida, las cinéticas con pretratamiento fueron las únicas que gastaron energía debido al pretratamiento del inóculo, el calentamiento del lodo consumió una energía de 53.07 kWh, 37.914 kWh y 15.16 kWh.

Por otro lado se tiene la energía generada a partir del metano obtenido en la experimentación. Como se observa en la Tabla 3.4, las cinéticas sin pretratamiento son las que generaron más energía con valores de 9.45 kWh, 10.16 kWh y 7.87 kWh

siendo la relación 70/30 la que generó más energía. La energía producida por las cinéticas con pretratamiento usando como sustrato RSC y agua residual obtuvieron valores menores de energía. En el caso de las cinéticas con pretratamiento la relación que obtuvo mayor energía fue la de 90/10 con 3.89 kWh en el caso del RSC y en el caso del agua residual se obtuvo un valor de 4.24 kWh.

Tabla 3.4 Comparación de los tres procesos de digestión anaerobia

Parámetros	Sin pretratamiento			Con pretratamiento			Agua residual
	90/10	70/30	50/50	90/10	70/30	50/50	90/10
Volumen total de metano	1269	1363	1056	522	263	141	570
Rendimiento de metano $L CH_4/g STV_{rem}$	0.347	0.667	0.466	0.12	0.121	0.025	0.976
Energía consumida (kWh)	---	---	---	53.07	37.914	15.16	53.07
Energía producida (kWh)	9.45	10.16	7.87	3.89	1.96	1.05	4.24

Dentro de los experimentos realizados con y sin pretratamiento y con RSC y agua residual, ninguno llegó a satisfacer la demanda de energía para el pretratamiento del inóculo. Sin embargo, se debe tomar en cuenta que el trabajo presentado fue a escala laboratorio y en modo batch, esto pudo influir en la generación de metano de las cinéticas. A pesar de obtener niveles bajos de producción de energía, las cinéticas con RSC de 90/10, 70/30 y 50/50 con pretratamiento pueden cubrir el 7 %, 5.1 % y 6.8% respectivamente de la energía consumida por el pretratamiento, y la cinética con agua residual con pretratamiento puede cubrir el 8% de la energía consumida, teniendo así un ahorro en energía para llevar a cabo el pretratamiento.

## **CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES**

## CONCLUSIONES

La evaluación de la digestión anaerobia llevada a cabo nos indicó que las mayores remociones de materia orgánica se llevan a cabo en una relación de inóculo/sustrato de 90/10. Para el caso de las cinéticas sin pretratamiento se pudo remover hasta un 25 %, en el caso del pretratamiento se obtuvo una remoción de 38 % con RSC y con agua residual un 59 %, indicando que la co-digestión de los residuos cítricos y estiércol de vaca es una alternativa viable para la reducción de materia orgánica, así también el pretratamiento además de inactivar patógenos, ayuda a que la hidrólisis llevada a cabo dentro de la digestión anaerobia, tenga resultados favorables, ayudando a la remoción de materia orgánica.

La producción de biogás y metano tuvieron variaciones con respecto a las relaciones inóculo/sustrato. Y se obtuvieron mejores rendimientos de metano en las cinéticas sin pretratamiento a comparación de los valores obtenidos con el pretratamiento, esto debido a la reducción de actividad metanogénica a causa del pretratamiento, a pesar de que se produjo cierta generación de biogás en estas cinéticas no llegaron a generar mucho metano.

Las cinéticas sin pretratamiento presentaron mejores rendimientos de metano, sin embargo, estas siguen teniendo un contenido de patógenos, y el inóculo al querer ser utilizado en una industria alimentaria, no puede ser utilizado para llevar a cabo la digestión anaerobia dentro de esta, pero sirve como un referente para comparar la producción de metano y medir indirectamente la existencia de bacterias metanogénicas en el lodo ya pretratado.

Los valores energéticos obtenidos no llegaron a satisfacer el consumo de energía en el caso de las cinéticas con pretratamiento. Así también la energía producida en todas las cinéticas se obtuvo valores bajos. Sin embargo la energía producida por las cinéticas puede ser utilizada para cubrir un porcentaje de la energía para llevar a cabo el pretratamiento, teniendo ahí un ahorro de energía en su proceso.

## RECOMENDACIONES

- Realizar una reactivación metanogénica más amplia y de un tiempo más largo, para así poder evaluar mejor la actividad metanogénica ya en la digestión anaerobia, y a su vez realizar estudios del contenido de bacterias metanogénicas presentes en la digestión antes y después del pretratamiento, usando técnicas como la de cuantificación por Número Más Probable (NMP), actividad deshidrogénica o actividad metanogénica específica.
- Hacer estudios con otro método de alimentación ya sea en modo semi-continuo o continuo, para evaluar mejor la producción de biogás y generación de metano.



## **REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

---

**REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

Acosta, Y. L. y Abreu, M. C. O. 2005. La digestión anaerobia. Aspectos teóricos. Parte I. Revista ICIDCA. Sobre los derivados de la caña de azúcar. **39**(1): 35-48.

Appels, L., Baeyens, J., Degève, J. y Dewil, R. 2008. Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. Prog. Energ. Combust., **34** (6): 755-781.

Appels, L., Degève, J., Van der Bruggen, B., Van Impe, J. y Dewil, R. 2010. Influence of low temperature thermal pre-treatment on sludge solubilisation, heavy metal release and anaerobic digestion. Bioresour. Technol. **101**: 5743-5748.

Begoña, R. y Flotats X. 2016. Effect of limonene on batch anaerobic digestion of citrus peel waste. Biochem. Eng. J. **109**: 9-18.

Bote, T. P. A. 2013. Estudio de los efectos del pH extremo por adición de NaOH sobre la producción y calidad del biogás y otros parámetros de la digestión anaerobia urbana. Tesis de grado. Máster en Gestión Sostenible y Tecnologías del Agua. Instituto Universitario del Agua y de las Ciencias Ambientales. España.

Bougrier, C., Degenes, J. P. y Carrère, H. 2007. Impacts of thermal pre-treatments on the semi-continuous anaerobic digestion of waste activated sludge. Biochem. Eng. J. **34**: 20-27

Bougrier, C., Degenes, J. P. y Carrère, H. 2008. Effects of thermal treatments on five different waste activated sludge samples solubilisation, physical properties and anaerobic digestion. Chem. Eng. J. **139** (2): 236-244

Carlsson, M., Lagerkvist, A. y Morgan-Sagastume, F. 2016. Energy balance performance of municipal wastewater treatment systems considering sludge anaerobic

biodegradability and biogas utilisation routs. J. Environ. Chem. Eng. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jece.2016.10.030>

Climent, M., Ferrer, I., Baeza, M. D., Artola, A., Vazquez, F. y Font, X. 2007. Effects of thermal and mechanical pretreatments of secondary sludge on biogas production under thermophilic conditions. Chem. Eng. J. **133**: 335-342.

Cerón-Salazar, I. y Cardona-Alzate, C. 2011. Evaluación del proceso integral para la obtención de aceite esencial y pectina a partir de cáscara de naranja. Ingeniería y Ciencia, **7**(13), 65-86

Cook, S. M., Skerlos, S. J., Raskin, L. y Love, N. G., 2017. A stability assessment tool for anaerobic codigestion. Water Res., **112**: 19-28.

Domínguez H. E. 2016. Diseño e implementación de un reactor de lecho semifluidizado inverso para el tratamiento anaerobio de un efluente de la industria citrícola. Tesis de grado. Maestría en Ciencias en Ingeniería Química. Instituto Tecnológico de Orizaba. México.

Eriksson, O., Bisailon, M., Haraldsson, M. y Sundberg, J. 2016. Enhancement of biogas production from food waste and sewage sludge - Environmental and economic life cycle performance. J. Environ. Manage., **175**: 33-39.

Gagliano, M. C., Braguglia, C. M., Gianico, A., Mininni, G., Nakamura, K. y Rossetti, S. 2015. Thermophilic anaerobic digestion of thermal pretreated sludge: Role of microbial community structure and correlation with process performances. Water Res., **68**: 498-509.

Hernández-Vásquez L. A., Vallejo-Cantú, N. A., Alvarado-Lassman, A. y Méndez-Contreras, J. M. 2017. Tratamiento de un inóculo anaerobio para su pre-hidrolisis y eliminación de patógenos. Journal CIM. **5** (2): 1082-1088.

Hilkiah, I. A., Ayotamuco, J. M., Eze, C. L., Ogaji, S. O. T. y Probert, S. D. 2008. Designs of anaerobic digesters for producing biogas from municipal solid-waste. *Appl. Energy*, **85** (6): 430-438.

Hosseini, S. E. y Wahid, M. A. 2015. Utilization of biogas released from palm oil mill effluent for power generation using self-preheated reactor. *Energy Conv. Manag.*, **105**: 957-966.

Hosseini, S. E., Barzegaravval, H., Wahid, M. A., Ganjehkaviri, A. y Sies, M. M. 2016. Thermodynamic assessment of integrated biogas-based micro-power generation system. *Energy Conv. Manag.*, **128**:104-119.

INEGI. 2010. Economía. Ganadería. <http://cuentame.inegi.org.mx/economia/primarias/gana/default.aspx?tema=E>

Kaparaju, P.L.N. y Rintala, J.A. 2006. Thermophilic anaerobic digestion of industrial orange waste. *Environ. Technol.* **27**(6): 623–633.

Kavitha, S., Rajesh, B. J., Subitha, G., Ushani, U., Tae, Y. I. 2016. Impact of thermo-chemo-sonic pretreatment in solubilizing waste activated sludge for biogas production: Energetic analysis and economic assessment. *Bioresour. Technol.*, **219**: 479-486.

Kim, J., Park, C., Kim, T., Lee, M., Kim, S., Kim, S. W. y Lee, J. 2003. Effects of various pre-treatments for enhanced anaerobic digestion with waste activated sludge. *J. Biosci. Bioeng.*, **95**: 271-275.

Koppar, A. y Pullammanappallil, P. 2013. Anaerobic digestion of peel waste and wastewater for on site energy generation in a citrus processing facility. *Energy*, **60**: 62-68.

LFU. 2012. Biogashandbuch Bayern. Materialienband. Hg. v. Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU). Augsburg. <http://www.bayern.de/lfu>

Lorenzo A. Y. y Obaya, A. M. C. 2005. La digestión anaerobia. Aspectos teóricos. Parte I. ICIDCA. Sobre los derivados de la caña de azúcar, **39**(1): 35-48.

Luis, G. A. L. 2015. Codigestión de residuos sólidos de la industria citricola en un digestor anaerobio a nivel piloto. Tesis de grado. Maestría en Ciencias en Ingeniería Química. Instituto Tecnológico de Orizaba. México.

Mamma, D. y Christakopoulos, P. 2014. Biotransformation of citrus by-products into value added products. Waste Biomass Valorization. **5**(2): 529-549.

Maranduba, H. L., Robra, S., Andrade, N. I., Serpa, C. R., Brito, R. y Almeida, N. J. A. 2016. Improving the energy balance of microalgae biodiesel: Synergy with an autonomous surgarcane ethanol distillery. Energy. **115**:888-895.

Montañés, R., Solera, R. & Pérez, M., 2015. Anaerobic co-digestion of sewage sludge and sugar beet pulp lixiviation in batch reactors: Effect of temperature. Bioresour. Technol.,180:177- 184.

Morero, B., Gropelli, E. y Campanella, E. A. 2010. Revisión de las principales tecnologías de purificación de biogás. Ciencia y Tecnología.187-201.

Nguyen, V. H., Topno, S., Balingbing, C., Nguyen, V. C. N., Röder, M., Quilty, J., Jamieson, C., Thornley, P. y Gummert, M. 2016. Generating a positive energy balance from using rice straw for anaerobic digestion. Energy Reports. **2**:117-122.

Norma Mexicana NMX-AA-52-1985. Protección al ambiente. Contaminación del suelo. Residuos sólidos municipales. Preparación de muestras en el laboratorio para su análisis.

Norma Oficial Mexicana NOM-004-SEMARNAT-2002. Protección ambiental. Lodos y biosólidos. Especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final.

Parra-Orobio, B.A., Torres-Lozada, P., Marmolejo-Rebellón, L. F., Cárdenas-Cleves, L. M., Vásques-Franco, C., Torres-López, W. A. y Ordóñez-Andrade, J. A. 2014. Influencia del pH sobre la digestión anaerobia de biorresiduos de origen municipal. *Rev. U.D.C.A Act. & Div. Cient.* **17**(2): 553-562.

Pavlostathis, S. G., y E. Giraldo-Gómez. 1991. Kinetics of anaerobic treatment: a critical review. *Crit. Rev. Env. Contr.* **21**(5-6):411-490.

REMBIO. 2012. Producción de biogás en México. Estado actual y perspectivas. <http://rembio.org.mx/wp-content/uploads/2014/12/CT5.pdf>

Rezzadori, K., Benedetti, S. y Amache, E. R. 2012. Proposals for the residues recovery: Orange waste as raw material for new products. *Food bioprod. process.*, **90**: 606-614.

Rosas, M. E. S. 2018. Digestión anaerobia de efluentes de la industria citrícola. Tesis de grado. Doctorado en Ciencias de la Ingeniería. Instituto Tecnológico de Orizaba. México.

Ruiz, B. y Flotats, X. 2014. Citrus essential oils and their influence on the anaerobic digestion process: An overview. *Waste Manage.*, **34**: 2063-2079.

SAGARPA. 2012. México, entre los líderes en producción de cítricos a nivel mundial. [www.sagarpa.gob.mx](http://www.sagarpa.gob.mx)

SIAP-SAGARPA (Servicio de Información y Estadística Agroalimentaria y Pesquera). 2013. Consulta de indicadores de Producción, Precios y Márgenes de Comercialización Nacional de Naranja. [www.siap.sagarpa.gob.mx](http://www.siap.sagarpa.gob.mx)

Siles, J. A., Vargas, F., Gutiérrez, M. C., Chica, A. F. y Martín, M. A. 2016. Integral valorisation of waste orange peel using combustion, biomethanisation and co-composting technologies. *Bioresour. Technol.* **211**: 173-182.

Silva, S. I. F., Braz, V. N. D., Mambelli, B. R., Tiago, F. G. L., Marcelo, S. D. y Velloso, A. L. 2016a. Economic and CO<sub>2</sub> avoided emissions analysis of WWTP biogas recovery and its use in a small power plant in Brazil. *Sustainable Energy Technologies and Assessments*, **17**:77-84.

Silva S., I. F., Mambeli B., R. y Tiago F., G. L., 2016b. Electricity generation from biogas of anaerobic wastewater treatment plants in Brazil: an assessment of feasibility and potential. *J. Clean. Prod.*, **126**: 504-514.

Souza, J. y Schaeffer, L. 2013. Sistema de compresión de biogás y biometano. *Inf. technol.* **24** (6): 3-8

Sung-Mok, L. y Jae-Hwa, L. 2015. Effect of sludge treatment on biogas production from *Saccharina japonica* ethanol fermentation by-products. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, **21**: 711-716.

Taghizadeh-Alisaraei, A., Hassan, H. S., Ghobadian, B. y Montevali, A. 2017. Biofuel production from citrus wastes: A feasibility study in Iran. *Renew. Sust. Energ. Rev.* **69**:1100-1112

Varnero, M. T., Carú, M., Galleguillos, K. y Achondo, P. 2012. Tecnologías disponibles para la Purificación de Biogás usado en la Generación Eléctrica. Información Tecnológica. **23**(2): 31-40

Varnero, M. M.T. 2011. Manual del biogás. Santiago de Chile

Vera-Romero, I., Estrada-Jaramillo, M., Martínez-Reyes, J. y Ortiz-Soriano, A. 2015. Potencial de generación de biogás y energía eléctrica. Parte II: residuos sólidos urbanos. Ingeniería, Investigación y Tecnología, **16**(3): 471-478.

Wang, G., Dai, X., Zhang, D., He, Q., Dong, B., Li, N. y Ye, N. 2018. Two-phase high solid anaerobic digestion with dewatered sludge: Improved volatile solid degradation and specific methane generation by temperature and pH regulation. Bioresour. Technol. **259**: 253-258.

Zahid , R. and Suthar, S., 2017. Anaerobic digestion of activated sludge, anaerobic granular sludge and cow dung with food waste for enhanced methane production. J. Clean. Prod., **164**: 557-566.