



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO**

---

---

**FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES ZARAGOZA**

POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO DE LODOS  
SECUNDARIOS PRETRATADOS CON ÁCIDO PERACÉTICO

TESIS  
QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE  
**BIÓLOGA**

PRESENTA:

**MARIANNE TAPIA JACINTO**

DIRECTOR:

**DR. ULISES DURÁN HINOJOSA**

**IINGEN UNAM**

**ASESOR INTERNO**

**M EN C. GERMAN CALVA VÁSQUEZ**

Ciudad de México, a 29 de agosto de 2017





Universidad Nacional  
Autónoma de México



**UNAM – Dirección General de Bibliotecas**  
**Tesis Digitales**  
**Restricciones de uso**

**DERECHOS RESERVADOS ©**  
**PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

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

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



**"Este trabajo fue realizado en el Laboratorio de Ingeniería Ambiental que cuenta con certificación de la calidad ISO 9001:2008 otorgada por el Instituto Mexicano de Normalización y Certificación, A.C. (IMNC) con registro RSGC 960 de fecha 11 de enero de 2016, vigente al 11 de enero de 2019"**

---

*A mis padres Jorge y Patricia,  
y a mi hermano Jorge  
con todo mi amor, esfuerzo  
y dedicación...*

---

Los grandes logros no son hechos por la fuerza si no  
por la perseverancia.  
- Anónimo-

---

## Agradecimientos

A la Universidad Nacional Autónoma de México, a la Facultad de Estudios Superiores Zaragoza y a cada uno de los profesores que me impulsaron y dieron su confianza para poder conocer de la ciencia donde aún me queda mucho por aprender.

Al Instituto de Ingeniería de la UNAM por abrirme sus puertas y haber permitido que efectuara esta investigación a través de su fondo de financiamiento con número de proyecto 6328.

Al grupo de investigación en procesos anaerobios (GIPA) en especial al doctor Ulises Durán Hinojosa a quien le ofrezco mi más sincero agradecimiento por su apoyo, dirección y paciencia para guiarme en el desarrollo de esta investigación y sobre todo la confianza brindada que me ha servido para continuar por este camino de la ciencia.

Al doctor José Antonio Barrios por compartir sus conocimientos y enriquecer la investigación a través del trabajo en conjunto.

A la M en C. Margarita Cisneros por su afecto y constante apoyo en asuntos académicos y personales.

A mi asesor interno M en C. German Calva Vásquez, y a mi jurado asignado, muchas gracias por enriquecer esta tesis con sus valiosas aportaciones a través de sus observaciones y comentarios.

---

A mis padres por ser el pilar de mi vida. Gracias por su apoyo incondicional y demostrarme que la constancia, dedicación y el esfuerzo son claves para lograr las metas que me proponga, los amo.

A mi hermano, mi gran compañero de la vida con quien comparto momentos de risas y tristezas, de triunfos y caídas mi motivo de esfuerzos.

A mis abuelitas Tere y Aurora por cuidarme y guiarme con sus grandes consejos de vida.

A mis tíos por apoyarme siempre; aún aquellos que están lejos ¡mil gracias!

A mis amigos Levinn, Fernanda, Mary, Caro y Adri; aunque no los vea tan seguido como antes siempre ocupan un lugar muy importante en mi corazón.

A Axa, Lidia gracias por estar presentes en esta etapa de mi vida, que a pesar de tener poco tiempo de convivir se han vuelto amigos muy importantes, gracias por hacer mi estadía en el instituto más agradable.

Finalmente gracias a mis amigos del Instituto, a los que se fueron y a los que me acompañan hasta este momento. Lety, Luis, Lucia, Irving, Chucho, Dany, Lalo, Gaby, Itzel, Juan Luis e Isaac, por todos los momentos juntos y sobre todo apoyarme en las largas horas de trabajo en el laboratorio, que aunque eran muy pesadas, al estar con ustedes las horas se iban volando. Gracias por hacer de esta experiencia algo más agradable.

## ÍNDICE GENERAL

<b>CAPÍTULO 1. Marco teórico .....</b>	<b>11</b>
1.1. Introducción .....	11
1.1.1. Problemática .....	13
1.1.2. Origen y naturaleza de los lodos .....	13
1.1.3. Características de los lodos residuales .....	16
1.1.4. Tratamiento de lodos.....	19
1.2. Antecedentes .....	23
1.2.1. Pretratamientos.....	23
1.2.2. Procesos de digestión anaerobia de Lodos .....	24
1.2.3. Microorganismos involucrados en la digestión anaerobia de lodos	26
1.2.4. Composición del biogás .....	27
1.2.6. Factores ambientales .....	29
1.2.7. Ventajas y desventajas de la digestión anaerobia.....	33
<b>CAPÍTULO 2. Planteamiento del problema .....</b>	<b>34</b>
2.1. Justificación .....	34
2.2. Hipótesis .....	35
2.3. Objetivos .....	36
2.3.1. General.....	36
2.3.2. Particulares .....	36
<b>CAPÍTULO 3. Metodología.....</b>	<b>37</b>
3.1. Diseño experimental .....	37
3.2. Metodología de la experimentación .....	38
3.3. Prueba de pretratamiento con ácido peracético (APA) .....	39
3.3.1. Montaje de reactor semilla .....	39
3.4. Digestión anaerobia .....	41
3.5. Evaluación de cultivos en continuo y lote.....	44
3.6. Análisis estadístico.....	46
<b>CAPÍTULO 4. Resultados y discusión.....</b>	<b>47</b>
4.1. Cinética sin inóculo adaptado al APA .....	47
4.2. Cinética con distintas dosis de APA.....	54

4.3. Cinética con distintas relaciones F/M, con ajuste y sin ajuste de pH ...	59
4.4. Análisis estadístico de resultados obtenidos.....	65
<b>CAPÍTULO 5. Conclusiones y recomendaciones .....</b>	<b>70</b>
5.1. Conclusiones .....	70
5.2. Recomendaciones .....	71
<b>Referencias.....</b>	<b>72</b>
<b>Anexo 1 .....</b>	<b>77</b>
<b>Anexo 2 .....</b>	<b>80</b>

## Índice de tablas

Tabla 1. Tipos de lodo residual como subproductos del tratamiento de agua residual.....	16
Tabla 2. Tipos de organismos que contienen los lodos activados y la afectación que provocan a la salud humana. ....	18
Tabla 3. Composición química y propiedades de lodos crudos y digeridos. ....	19
Tabla 4. Dosificación de cal para la estabilización de lodos residuales. ....	21
Tabla 5. Microorganismos de la digestión anaerobia. ....	27
Tabla 6. Características generales y composición del biogás. ....	28
Tabla 7. pH óptimo para distintos microorganismos presentes en la digestión anaerobia. ....	30
Tabla 8. Compuestos que incrementan la alcalinidad de sistemas anaerobios. ....	31
Tabla 9. Ventajas y desventajas de la digestión anaerobia. ....	33
Tabla 10. Condiciones para la evaluación del PBM .....	42
Tabla 11. Cantidad de lodo necesario para una relación F/M de 0.10 y 0.15 con concentraciones de sólidos de 2 y 3%. ....	43
Tabla 12. Cantidad de lodo necesario para concentraciones de 200, 300,400 ppm de APA con 2% de sólidos. ....	44
Tabla 13. Cantidad de lodo necesario para relaciones F/M de 0.15, 0.45 con concentraciones de sólidos de 2%. ....	44
Tabla 14. Técnicas y tipo de análisis. ....	45
Tabla 15. Análisis de Varianza.....	65
Tabla 16. Análisis de Varianza.....	68
Tabla 17. Preparación de la solución madre AGV's. ....	80
Tabla 18. Preparación de los estándares AGV's.....	80

## Índice de figuras

Figura 1. Etapas de la Digestión Anaerobia de lodos Fuente (Van Lier <i>et al</i> , 2008).....	25
Figura 2. Diagrama de flujo de diseño experimental. ....	37
Figura 3. PTAR Cerro de la estrella. ....	38
Figura 4. Preparación del pretratamiento de los lodos con APA. ....	39
Figura 5. Digestor anaerobio semilla. ....	41
Figura 6. Composición de las cinéticas.....	41
Figura 7. Cinética en Oxitop.....	42
Figura 8. Caída de pH del reactor como resultado de la sobrecarga metanogénica y acumulación de AGV.....	48
Figura 9. Concentraciones de AGV's en ensayos con relaciones F/M de: (a) 0.10 y (b) 0.15, para concentraciones de 2 y 3% de sólidos. ....	49
Figura 10. Remoción de sólidos con concentraciones de (a) 2 y (b) 3%. ....	51
Figura 11. Concentración de DQO soluble en ensayos con dos relaciones F/M: 0.10 (a) y 0.15 (b). ....	53
Figura 12. Acumulación de AGV's.....	55
Figura 13. Remoción de sólidos volátiles.....	56
Figura 14. Relación de Alcalinidad en cinética. ....	57
Figura 15. Solubilización de la materia orgánica. ....	58
Figura 16. Producción de biogás. ....	59
Figura 17. Eficiencia de remoción de sólidos en cinética. ....	60
Figura 18. Relación de alcalinidad. ....	61
Figura 19. Eficiencia de solubilización. ....	62
Figura 20. Producción de biogás con relaciones F/M de: (a) 0.15 y (b) 0.45. ....	63
Figura 21. Potencial bioquímico de metano.....	64
Figura 22. Gráficos de medias para: (a) la solubilización de la DQO y (b) la producción de biogás.....	67
Figura 23. Gráficos de medias para: (a) la remoción de sólidos y (b) la producción de biogás (b). ....	69
Figura 24. Curva estándar de ácido acético. ....	81
Figura 25. Curva estándar de ácido propiónico. ....	81
Figura 26. Curva estándar de ácido butírico. ....	81

## Nomenclatura

AGV's: Ácidos grasos volátiles

APA: Ácido peracético

CHS: Carga hidráulica superficial

CH<sub>4</sub>: Metano

CO<sub>2</sub>: Dióxido de carbono

DA: Digestión anaerobia

DQO: Demanda química de oxígeno

DQO<sub>s</sub>: Demanda química de oxígeno soluble

HAc: Ácido acético

H<sub>2</sub>: Hidrógeno

H<sub>2</sub>S: Sulfuro de hidrógeno

LA: Lodos activados

LM: Lodos mixtos

LP: Lodos primarios

LQ: Lodos químicos

LS: Lodos secundarios

MOS: Materia orgánica soluble

N<sub>2</sub>: Nitrógeno

PBM: Potencial bioquímico de metano

PTAR: Planta de tratamiento de aguas residuales

SEP: Sustancias exopoliméricas

SS: Sólidos suspendidos

SSF: Sólidos suspendidos fijos

SSV: Sólidos suspendidos volátiles

ST: Sólidos totales

SV: Sólidos volátiles

SVT: Sólidos volátiles totales

TRH: Tiempo de residencia hidráulica

TRS: Tiempo de retención de sólidos

# CAPÍTULO 1. Marco teórico

## 1.1. Introducción

Las Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) que operan actualmente en México son 2,337, con una capacidad de 152.17 m<sup>3</sup>/s, que tratan un caudal de 111.3 m<sup>3</sup>/s y como consecuencia del tratamiento, se genera una gran cantidad de lodos (2000 Ton de lodo seco por día), de los cuales más del 90% no son tratados (Conagua, 2014) y se disponen en forma cruda o semi-tratada, representando un impacto negativo al ambiente que pone en riesgo la salud pública (Appels *et al.*, 2008); al respecto las leyes Mexicanas han puesto especial atención a esta problemática creando la Norma Oficial NOM-004-SEMARNAT-2002 que regula el manejo y disposición final de los lodos residuales provenientes de las PTAR (Semarnat, 2003).

Con el objetivo de cumplir con esta norma algunas PTAR tratan sus lodos mediante procesos de digestión anaerobia por las grandes ventajas que obtienen, entre ellas, la reducción y conversión de materiales orgánicos a energía en forma de biogás rico en metano que puede ser aprovechado para generar electricidad, incrementando la sustentabilidad de la PTAR al cubrir parcialmente sus necesidades energéticas. Así también, realizando una eficiente estabilización producirán un biosólido que puede ser apto para su reúso en campos agrícolas. (Labatut *et al.*, 2014)

Para el correcto funcionamiento y la estabilidad de los digestores anaerobios se deben tener en cuenta los grupos de microorganismos presentes y el tiempo de retención de sólidos (TRS), ya que son parámetros fundamentales del proceso de digestión anaerobia (De la Rubia *et al.* 2006); así también se debe considerar factores como la temperatura, pH, alcalinidad, sólidos totales (ST), ácidos grasos volátiles (AGV), demanda química de oxígeno (DQO), la producción de biogás y

la naturaleza de los sustratos, ya que estos determinan el equilibrio de los procesos bioquímicos que suceden dentro del sistema (Labatut *et al*, 2014).

El proceso de digestión anaerobia para la estabilización de los lodos residuales requiere estrictas condiciones de anaerobiosis, consta de cuatro etapas, las cuales son: (a) la hidrólisis, donde se degrada el material orgánico insoluble y los compuestos de alto peso molecular en sustancias orgánicas de fácil degradación, (b) la acidogénesis, en la cual los productos formados en la hidrólisis se reducen más y se forman ácidos grasos volátiles de cadena larga que son producidos por bacterias acidogénicas y con la presencia de proteínas se forma amoníaco ( $\text{NH}_3$ ), dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) y ácido sulfhídrico ( $\text{H}_2\text{S}$ ), (c) posteriormente en la acetogénesis, los ácidos orgánicos y los alcoholes producidos son metabolizados para producir ácido acético ( $\text{CH}_3\text{COOH}$ ),  $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2$ , y (d) en la metanogénesis se produce metano por dos grupos de bacterias metanógenas a partir de los subproductos de la acetogénesis (Appels *et al.*, 2008).

Los lodos secundarios están formados por agregados celulares unidos por sustancias extracelulares de difícil degradación (Boehler & Siegrist, 2006; Inman, 2004). Por esta razón, presentan menor biodegradabilidad durante la digestión anaerobia limitando la etapa de hidrólisis por la naturaleza recalcitrante de sus componentes celulares (exopolímeros y pared celular) (Ghosh, 1988).

En el caso particular del tratamiento de lodos secundarios para la producción de biogás por digestión anaerobia, es indispensable contar con procesos de pretratamiento que generen un rompimiento de las moléculas complejas y así poder aprovechar la materia orgánica soluble liberada para la producción de biogás (Vigueras *et al*, 2011). Por lo tanto, en esta investigación se determinó la eficiencia de producción de biogás rico en metano utilizando lodo secundario pretratado con ácido peracético, eligiéndolo por su alto poder oxidante y desinfectante que permite reducir considerablemente el contenido microbiológico y liberar materia orgánica soluble (MOS) (Barrios *et al*, 2004; Rokhina *et al*, 2010),

además existen reportes de que su empleo no forma subproductos de la desinfección (Metcalf & Eddy, 2003).

### **1.1.1. Problemática**

La sobrepoblación es la principal causa de problemas ambientales en las grandes ciudades del país, entre ellas el aumento en el volumen de aguas residuales, y por lo tanto, también el aumento del volumen de los lodos residuales. En este sentido, las PTAR generan toneladas de lodo seco al día que contribuyen en un 23% del total de residuos sólidos a nivel nacional (SEMARNAT, 2016). Las PTAR que tienen como proceso biológico los lodos activados tienen elevados costos de operación y mantenimiento, ya que el 40% de los recursos son utilizados para el tratamiento y disposición final de los lodos generados (Noyola, 1998).

### **1.1.2. Origen y naturaleza de los lodos**

La producción de lodos dependen del tipo de planta de tratamiento y de la operación de ésta, también se ve afectado por diferentes mecanismos que interactúan entre sí, como la biodegradabilidad de la materia orgánica entrante, la carga orgánica y los nutrientes de la planta de tratamiento.

En una PTAR municipal, los lodos producidos se generan principalmente en las etapas de tratamiento primario y secundario que se obtienen en el sedimentador primario y en el clarificador secundario respectivamente.

Los lodos primarios (LP) son producidos en la sedimentación primaria que remueve entre el 50 y 65% de los sólidos totales (ST) del efluente, tienen una concentración promedio de 5 a 6% de ST dependiendo de la carga hidráulica superficial (CHS) y del tiempo de residencia hidráulica (TRH) (Bolzonella *et al*, 2005). Este lodo está constituido de materia orgánica proveniente de las heces fecales, y residuos vegetales. Un LP con un contenido inferior al 70% de ST normalmente indica: presencia de agua pluvial, corrientes colaterales del procesado de lodos, presencia de arena, desechos industriales con bajo

contenido de sólidos volátiles (SV) y puede ser deshidratado mecánicamente (Metcalf & Eddy, 2003).

Su principal característica es la coloración que presentan ya que son de color gris oscuro y representan el 50% de peso seco del total de los sólidos generados en la PTAR de lodos activados. Por su composición presenta alto contenido de materia orgánica fácilmente biodegradable constituida por proteínas, carbohidratos y lípidos que al ser hidrolizados resulta una reducción de sólidos volátiles e incremento de la demanda química de oxígeno en la fase soluble (DQO<sub>s</sub>) con la consecuente formación de componentes orgánicos solubles que por fermentación da lugar a la formación de ácidos grasos volátiles (AGV's) de cadena corta como ácido acético, propiónico, butírico e isobutírico necesarios para la remoción de nutrientes en los procesos biológicos (Turovskiy & Mathai, 2006).

Los lodos secundarios (LS) se producen en los procesos de tratamiento biológicos que convierten residuos o sustratos solubles en biomasa, se sedimentan en los sedimentadores secundarios. El LS son flóculos que están formados por bacterias y agregados celulares unidos por sustancias exopoliméricas (SEP) de difícil degradación en los cuales se encuentran inmovilizadas casi todas las enzimas extracelulares (H. Q. Yu & Fang, 2003) también están constituidos por cationes multivalentes, como silicatos, óxido de hierro y fosfato de calcio. Así también por proteínas, polisacáridos y ácidos húmicos (Frolund, *et al*, 1996). Las SEP son moléculas producidas por el metabolismo de las bacterias, y constituyen del 80 a 90% de la fracción orgánica de estos lodos (Wingender *et al*, 1999).

Los porcentajes de las SEP y biomasa dependen de los tiempos de retención de sólidos en el reactor y de las características del agua residual (Frolund *et al*., 1996).

Los sólidos suspendidos (SS) de este tipo de lodo están constituidos por sólidos suspendidos volátiles (SSV), que representan entre el 60 y 85% de estos y al mismo tiempo representa la materia orgánica, por otra parte los sólidos suspendidos fijos (SSF), representan el material inorgánico. Los SSV están constituidos entre el 30-54% de proteínas, entre 7.7-12% de lípidos y entre 9-22% de carbohidratos (Bougrier,*et al.*, 2008). La DQO de los LS está constituida por 41% de proteínas, 25% de lípidos y 14% de carbohidratos (Tanaka *et al.*, 1997).

Los LS contienen entre un 3 y un 4% de materia orgánica medido como sólidos suspendidos volátiles (SSV), con rendimientos de 0.5 a 1.2 kg SSV/kg DQO removida. La composición y producción de los LS depende del grado de tratamiento secundario, la composición de la carga orgánica, el tiempo de retención de sólidos (TRS), la temperatura y la naturaleza de las descargas. Sin embargo, su aplicación directa como mejoradores de suelo es limitada cuando presentan en concentraciones elevadas los siguientes metales pesados: Cromo (Cr), Magnesio (Mg), Mercurio (Hg), Níquel (Ni), Plata (Ag), Potasio (K) y Silicio (Si), debido a que estos compuestos aportados pueden modificar la distribución y movilidad de micronutrientes esenciales como Cobre (Cu) y Zinc (Zn) (Ahumada *et al.*, 2004).

Los lodos mixtos (LM) son la combinación de lodos primarios y lodos secundarios, que tendrán propiedades aproximadamente proporcionales a las respectivas combinaciones de cada tipo.

Otro tipo de lodo son los químicos (LQ) que son el resultado de la agregación de sales como aluminio, fierro y/o cal en el tratamiento de agua residual para mejorar la remoción de los sólidos suspendidos o para precipitar algún elemento. Las variables que afectan las características de los lodos químicos son: la composición química del agua, pH, mezclado, tiempo de reacción y forma de floculación, entre otras. La tabla 1 muestra los tipos de lodos que se producen en las diferentes etapas de un tren de tratamiento convencional.

**Tabla 1.** Tipos de lodo residual como subproductos del tratamiento de agua residual.

Nivel de tratamiento	Tratamientos comunes	Función	Tipo de lodo producido
Pretratamiento	Rejillas desarenado y	Las rejillas remueven sólidos gruesos que pueden dañar al equipo mecánico. El desarenador retira arena y materiales inorgánicos que puedan sedimentarse y afectar los procesos de tratamiento	Estos desechos no se consideran biosólido si no residuos sólidos y se disponen usualmente en un relleno sanitario
Tratamiento primario	Homogenización, neutralización, coagulación, flotación, sedimentación	Remover sólidos suspendidos, grasas, aceites, metales y algunos coloides por gravedad antes de que el agua pase al tratamiento secundario	Primario
Tratamiento secundario	Lodos activos, biofiltros, biodisco, lagunaje, digestión anaerobia y aerobia	Tratamiento biológico en el cual los microorganismos son usados para reducir la demanda bioquímica de oxígeno y remover los sólidos suspendidos	Secundario
Tratamiento terciario	Osmosis inversa, electrodiálisis, intercambio iónico, desinfección, remoción de fósforo y nitrógeno	Efluente de alta calidad que no se logra con un tratamiento secundario. Estos tratamiento permiten remover microcontaminantes refractarios, sales disueltas, compuestos volátiles (disolventes clorados: tricloroetileno, clorobenceno y contaminantes gaseosos: NH <sub>3</sub> )	Terciario

Fuente: (USEPA, 1999).

### 1.1.3. Características de los lodos residuales

#### Características físicas

El tamaño de flóculo, la densidad, la distribución de tamaño de partícula, la capacidad de floculación, la viscosidad del lodo y la dimensión fractal son características físicas de los lodos (Varnero 2011)

Los lodos activados (LA) presentan un contenido de ST menor al 1%, los provenientes de filtros percoladores de 0.5 a 2% y los del tratamiento primario hasta un 5%. La proporción de materia orgánica en los LS está entre 70 y 80% de los ST (Winkler 1994) El tamaño de partícula es variable y es un factor que

incide inversamente en la facilidad para desaguar el lodo y directamente en la estabilización (Dimock & Morgenroth, 2006). Con tamaño de partícula entre 1 y 10 micras, el secado se favorece. La sedimentabilidad o velocidad de sedimentación, depende de la concentración de sólidos suspendidos (SS), viscosidad del líquido, tamaño y forma del sedimentador, propiedades químicas, físicas y electrostáticas de la materia en suspensión. (Prorot *et al*, 2011)

### **Características biológicas**

La comunidad microbiana dentro de los LA es una mezcla de diferentes microorganismos como virus, bacterias, protozoarios, fungí, metazoos, y algas. (Chen *et al*, 2008). Los LA también contienen coliformes que son indicativas de contaminación fecal de humanos y animales de sangre caliente y se dividen en totales y fecales. Su principal diferencia entre estos dos, es la capacidad de los fecales de crecer a mayor temperatura en condiciones de laboratorio y de producir gas a partir de lactosa (Madigan & Martinko, 2006).

Las condiciones de operación de las plantas de tratamiento, la cantidad de lodo, la capacidad de sedimentación y el desagüe provocan cambios poblacionales dentro de la comunidad microbiana (Tyagi *et al*, 2009).

La siguiente tabla muestra el tipo de organismos que contienen los LA y la afectación que provocan a la salud humana.

**Tabla 2.** Tipos de organismos que contienen los lodos activados y la afectación que provocan a la salud humana.

Organismo	Enfermedad
<b>Bacterias</b>	
<i>Salmonella spp</i>	Salmonelosis, fiebre tifoidea y disentería
<i>Shigella spp</i>	<i>Vibrio cholerae</i> Cólera
	<i>Campylobacter jejuni</i> Gastroenteritis
	<i>E. Coli</i> Gastroenteritis
<b>Virus</b>	
<i>Hepatitis A virus</i>	Hepatitis infecciosa
<i>Norwalk and Norwalk-like viruses</i>	Gastroenteritis y severas diarreas
<i>Rotavirus</i>	Gastroenteritis aguda y severas diarreas
<i>Enterovirus</i>	<i>Poliovirus</i> Poliomiелitis
	<i>Coxsakiavirus</i> Meningitis, neumonía, hepatitis, fiebre y diarrea
	<i>Echovirus</i> Meningitis, parálisis, encefalitis fiebre y diarrea
<i>Reovirus</i>	Infecciones respiratorias y gastroenteritis
<i>Astrovirus</i>	Epidemias gastrointestinales
<i>Calcivirus</i>	Epidemias gastrointestinales
<b>Protozoos</b>	
<i>Cryptosporidium spp</i>	Gastroenteritis
<i>Entamoeba histolytica</i>	Enteritis aguda
<i>Giardia lamblia</i>	Giardiasis (Diarrea, dolor abdominal y pérdida de peso )
<i>Balantidium coli</i>	Diarrea y disentería
<i>Toxoplasma gondi</i>	Toxoplasmosis
<b>Helmintos</b>	
<i>Áscaris lumbricoides</i>	Disturbios nutricionales, dolores abdominales
<i>Áscaris suum</i>	Tos, dolores de pecho y fiebre
<i>Trichuris trichiura</i>	Dolores abdominales, anemia, pérdida de peso
<i>Toxocara canis</i>	Fiebre, dolores musculares , síntomas neurológicos
<i>Taenia saginata</i>	Insomnio, anorexia, disturbios digestivos
<i>Taenia solium</i>	Nerviosismo, insomnio, anorexia, dolores abdominales
<i>Necátor americanus</i>	Disturbios digestivos
<i>Hymenolepsis nana</i>	Anquilostomiasis

Fuente: (Tyagi et al, 2009)

### Características químicas

Los constituyentes químicos de los lodos son los siguientes: sólidos totales, sólidos volátiles, pH, nutrientes, químicos orgánicos, contaminantes emergentes materia orgánica de origen animal, vegetal y compuestos tóxicos orgánicos e inorgánicos, compuestos organoclorados, surfactantes, pesticidas, derivados del

petróleo y metales pesados (entre los que destacan As, Cd, Cu, Ni, Hg, Pb, Se y Zn ) (Ahmed & Sorensen, 1995) tal como se muestran en la tabla 3

**Tabla 3.** Composición química y propiedades de lodos crudos y digeridos.

Concepto	Lodos primarios sin tratar	Lodos primarios digeridos	Lodos secundarios crudos
Sólidos totales secos (% de ST)	2.0-8.0	6.0-12.0	0.83-1.16
Sólidos volátiles (% de ST)	60-80	30-60	59.88
Aceites y grasas (% de ST)			
Solubles en éteres	6.0-30	5.0-20	-
Extractos de éter	7.0-35	-	-
Proteínas (% de ST)	20-30	15-20	5.0-12
Nitrógeno (N % de ST)	1.5-4	1.6-6.0	32-41
Fosforo (P <sub>2</sub> O <sub>3</sub> % de ST)	0.8-2.8	1.5-4.0	2.4-5.0
Potasio (K <sub>2</sub> O % de ST)	0-1	0-3.0	2.8-11.0
Celulosa (% de TS)	8.0-15.0	8.0-15.0	0.5-0.7
Hierro ( no como sulfato)	2.0-4.0	3.0-8.0	-
Silicio (SiO <sub>2</sub> % de ST)	15.0-20.0	6	-
pH	5.0-8.0	6.5-7.5	6.5-8.0
Alcalinidad (mg/L de CaCO <sub>3</sub> )	500-1500	2500-3500	580-1100
Ácidos orgánicos (mg/L como HAc)	200-2 000	100-600	1100-1700
Contenido de energía (KJ ST/Kg)	10 000-12 500	9 000- 14 000	19 000-23 000

Fuente: (Metcalf & Eddy, 2003)

#### 1.1.4. Tratamiento de lodos

El objetivo del tratamiento es reducir la masa y volumen de los lodos para mejorar su manejo, así como la eliminación de los patógenos, los malos olores, e inhibir el potencial de putrefacción aumentando su estabilidad biológica (Labatut *et al.*, 2014). Un tren convencional de tratamiento de lodos, consiste en cinco etapas y son: espesamiento, estabilización química (cal) o biológica (digestión anaerobia, aerobia o compostaje), acondicionamiento, exprimido y secado.

**Espesamiento:** En esta fase el volumen del lodo se reduce aumentando la concentración de sólidos, esto se puede realizar mediante procedimientos físicos

como flotación, gravedad y centrifugación (Winkler 1994). En los lodos a estabilizar por digestión anaerobia, su espesamiento no debe pasar del 7% (70g/L), considerándose como óptima una concentración entre el 3 y el 6%, para no afectar las propiedades reológicas del lodo y sus consecuencias en bombas, tuberías y mezcladores (Noyola, 1998).

**Estabilización química:** Es la etapa en la que se aplica productos químicos que inhiben la actividad biológica y oxidan la materia orgánica; como la cal (tabla 4) que al mezclarse con el sólido, eleva su pH a más de 12, propiciando condiciones para que los microorganismos patógenos y virus no sobrevivan, la literatura cita que la exposición recomendable de cal al lodo sea de 2 horas mínimo (Metcalf & Eddy, 2003).

Al emplearse cal viva (CaO) en este proceso reacciona con el agua formando cal hidratada (Ca(OH)<sub>2</sub>), llevándose a cabo una reacción exotérmica de 64 kJ/mol (Metcalf & Eddy, 2003).

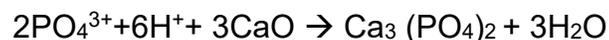
Esta reacción forma una capa dura y blanca en los sólidos que al ser expuestos al aire libre, químicamente, hay fijación de metales pesados e insolubilización de fósforo, a causa de la reacción con ortofosfatos que provocan la formación de precipitados de fosfato de calcio, en algunas ocasiones también se pierde nitrógeno por volatilización de amonio (Andreoli, 2001).

El proceso de estabilización con cal implica una variedad de reacciones químicas que alteran la composición química del lodo:

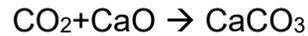
a) Neutralización con Calcio



b) Neutralización con Fósforo

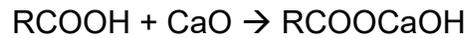


c) Neutralización con Dióxido de Carbono



d) Reacciones con contaminantes orgánicos

Ácidos:



Donde R es un grupo orgánico

Grasas:



En la tabla 4 se presentan las cantidades de cal que se deben añadir en los diferentes tipos de lodos.

**Tabla 4.** Dosificación de cal para la estabilización de lodos residuales.

Tipo de lodo	Cantidad de cal			
	Concentración de sólidos (%)		Dosis (g Ca(OH) <sub>2</sub> /Kg de sólidos secos)	
	Rango	Promedio	Rango	Promedio
Primario	3.0 - 6.0	4.3	60 - 70	65
Activado	1.0 - 1.5	1.3	210 - 430	300
Séptico	1.0 - 4.5	2.7	90 - 150	120

Fuente: (Metcalf & Eddy, 2003)

## Estabilización biológica

En esta etapa se convierte la fracción volátil de la materia en metano o en dióxido de carbono dependiendo de la vía de tratamiento, esta fase se da por la actividad de microorganismos, principalmente bacterias y se puede llevar a cabo por tres procesos distintos los cuales son: digestión anaerobia, digestión aerobia y composteo (Qiao *et al*, 2013)

Composteo: En este método la temperatura juega un papel principal ya que se observan tres etapas térmicas la mesofilia, termofilia y el enfriamiento. Conforme se degrada la materia orgánica, la pila se va calentando hasta alcanzar

temperaturas entre 40 y 70 °C con una conversión del 20 al 30% de sólidos volátiles en dióxido de carbono y agua, favoreciendo la destrucción de microorganismos patógenos (Metcalf & Eddy, 2003).

Digestión aerobia: Técnica que emplea oxígeno para la estabilización de lodos residuales con el objetivo de obtener dióxido de carbono, agua y amoníaco, como productos finales a través de la oxidación de la materia.

Digestión anaerobia (DA): Es un proceso microbiológico completo que se lleva a cabo en ambientes con ausencia de oxígeno e involucra varios tipos de bacterias, que tiene como objetivo la estabilización de la materia orgánica convirtiendo los materiales orgánicos en metano, dióxido de carbono y oxígeno libre (Parkin & Owen, 1986).

### **Acondicionamiento**

Es la etapa del tratamiento que se emplea para la concentración y el mejoramiento de la deshidratación del lodo. Se lleva de acabo de dos formas: químico y térmico. El método químico implica iones polivalentes que reducen la humedad hasta un 65% y el en método térmico se aplican temperaturas de 180°C hasta 200°C sometidos a presiones de 10-20 atm por cortos periodos de tiempo. (Deublein & Steinhauser, 2010)

### **Deshidratado**

Proceso en el cual se remueve el agua de los lodos para tener un material sólido que pueda ser utilizado o dispuesto en algún sitio, abaratando los costos de transportación. Puede realizarse por filtración al vacío con tambor rotatorio, filtros banda, filtros prensa, lechos de secado y centrifugado. (Seggiani *et al.*, 2012)

### **Secado**

Proceso en el cual los lodos alcanzan una humedad menor de 10% por medio de vaporización, esta etapa se puede llevar acabo en los lechos de secado o por secado mecánico (Appels *et al.*, 2011).

## 1.2. Antecedentes

### 1.2.1. Pretratamientos

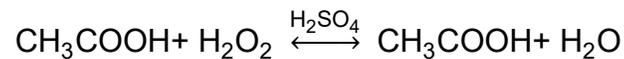
Los pretratamiento de lodos son métodos empleados con el propósito de incrementar la hidrólisis de moléculas complejas, como carbohidratos, proteínas y lípidos (Carrère *et al.*, 2010) con lo cual se mejora la eficiencia del proceso de producción de biogás a partir de lodos residuales (B. Yu *et al.*, 2014)). Estos pretratamientos son capaces de degradar sustancias poliméricas extracelulares (Carrère *et al.*, 2010) así como de romper enlaces catiónicos divalentes, e inclusive rompen las membranas celulares de los lodos activados (Tyagi, *et al.*, 2014)), dejando al material intracelular expuesto e induciendo así su solubilización para su fácil degradación.

Actualmente se emplean pretratamientos químicos, mecánicos, enzimáticos y térmicos para superar la fase limitante de la DA. Los pretratamientos químicos incluyen procesos oxidativos y/o la adición de ácidos o bases, que son empleados para incrementar el área superficial del sustrato así como su biodegradabilidad (Appels *et al.*, 2011). Anteriormente, ya se han estudiado varios agentes químicos con un potencial de oxidación alto tal como el ozono, el peróxido de hidrógeno, el cloro y el dióxido de cloro, los cuales permiten la solubilización de materia orgánica por un incremento de la velocidad de hidrólisis (Appels *et al.*, 2011), aunque hasta el momento sólo algunos se han combinado con la digestión anaerobia para producir biogás.

Uno de los ácidos estudiados para el tratamiento de lodos es el peracético (APA), el cual posee un alto poder oxidante y desinfectante que permite reducir considerablemente el contenido microbiológico (Barrios *et al.*, 2004; Rokhina *et al.*, 2010). Desde años atrás el ácido peracético ha sido usado como agente esterilizante y sanitizante en procesos alimenticios así como en hospitales, ya

que es un potente bactericida y fungicida (Metcalf & Eddy, 2003). Sin embargo, hasta 1980 se comenzó a utilizar este ácido como desinfectante de las aguas residuales, ya que se observó que previene efectivamente la formación de biopelículas de microorganismos patógenos (Metcalf & Eddy, 2003).

El ácido peracético o ácido peroxiacético (APA) es una mezcla de ácido acético y peróxido de hidrógeno en solución acuosa y con ácido sulfúrico como catalizador.



El APA es un líquido incoloro y brillante, con un olor penetrante y un pH bajo (2.8), cuando se mezcla el APA con agua se disuelve, ya que es transformado de nuevo a peróxido de hidrógeno y ácido acético, los cuales también pueden ser degradados con agua a oxígeno y dióxido de carbono, por lo que los productos de la degradación no son tóxicos (Metcalf & Eddy, 2003).

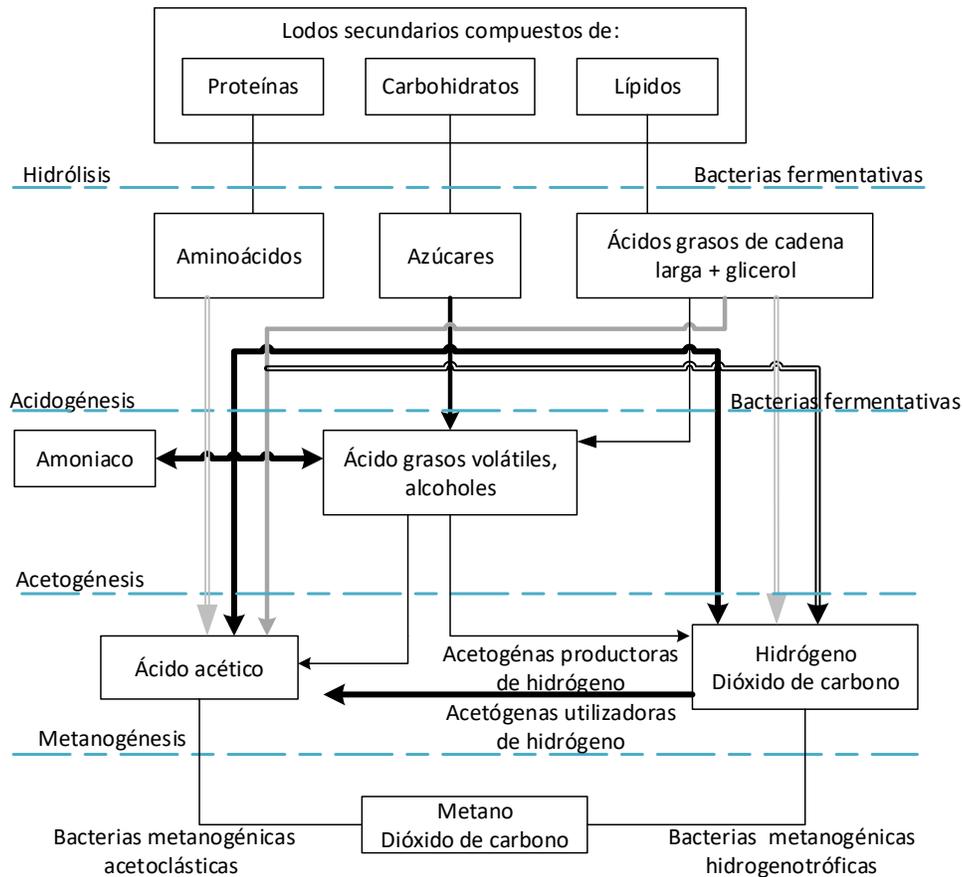
### 1.2.2. Procesos de digestión anaerobia de Lodos

La DA ha sido empleado para la estabilización de lodos residuales procedentes de las PTAR, cuyo objetivo principal es la eliminación de olores, la reducción de microorganismos patógenos, la reducción de sólidos orgánicos y con la subsecuente producción de biogás (Appels *et al.*, 2008). Para que este proceso de estabilización se lleve a cabo deben existir ciertas condiciones que aseguren la eficiencia del proceso, como son:

- 1) Óptimo tiempo de retención de sólidos
- 2) Adecuada mezcla entre las bacterias y el sustrato
- 3) Apropiado pH (entre 6.0 – 7.5)
- 4) Apropiado control de temperatura
- 5) Adecuada concentración de nutrientes
- 6) Ausencia o asimilación de materiales tóxicos

## 7) Adecuadas características de alimentación (Speece *et al*, 2006)

La DA de los lodos secundarios, tal como se ilustra en la figura 1, está compuesta por cuatro etapas las cuales son hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y la metanogénesis (Batstone *et al.*, 2002)



**Figura 1.** Etapas de la Digestión Anaerobia de lodos Fuente (Van Lier *et al*, 2008).

Durante este proceso, las bacterias deben de establecer un equilibrio, entre las bacterias formadoras de ácido y las bacterias productoras de metano para obtener un correcto desempeño de la DA.

En la primera fase, las bacterias hidrolíticas llevan a cabo el rompimiento de los polímeros orgánicos presentes en los lodos (polisacáridos, proteínas, y lípidos) en monómeros (triglicéridos, aminoácidos, azúcares, ácidos grasos volátiles de cadena larga, alcoholes, H<sub>2</sub> y CO<sub>2</sub>). En la segunda fase, las bacterias fermentativas o acidogénicas transforman los productos formados durante la hidrólisis en compuestos orgánicos simples (ácidos grasos volátiles de cadena corta: ácido acético y compuestos intermedios: etanol, ácido láctico, ácido propiónico, ácido fórmico y ácido butírico, H<sub>2</sub> y CO<sub>2</sub>). Posteriormente, estos compuestos son convertidos en acetato, H<sub>2</sub> y CO<sub>2</sub> por las bacterias acetogénicas. Finalmente, las bacterias metanogénicas producen metano a partir de los productos formados en las etapas previas: H<sub>2</sub>/CO<sub>2</sub>, formiato, acetato, metanol y metilaminas (Bouallagui *et al.*, 2005; Díaz-Báez *et al.*, 2002; Griffin *et al.*, 1998).

### 1.2.3. Microorganismos involucrados en la digestión anaerobia de lodos

Las cuatro etapas del proceso de DA de los lodos residuales está regido por actividad bacteriológica, tal como se muestra en la tabla 5. En la hidrólisis y la acetogénesis participan 128 órdenes, 18 géneros de 58 especies, en la tercera y cuarta fase de la DA se encuentran principalmente bacterias metanogénicas, se han identificado 4 órdenes, 10 familias, 23 géneros de 81 especies (Varnero, 2011).

Además, existen diversos microorganismos que pertenecen al sistema ecológico de un biorreactor y que participan indirectamente en la degradación, tal es el caso del *Staphylococcus spp.*, que es un género que se desarrolla con frecuencia en los digestores (Varnero, 2011).

**Tabla 5.** Microorganismos de la digestión anaerobia.

<b>Microorganismos involucrados en cada fase de digestión anaeróbica</b>		
Fase	Bacterias	Observaciones
Hidrólisis	<i>Bacteroides spp.</i> <i>Lactobacillus spp.</i> <i>Propioni-bacterium spp.</i> <i>Sphingomonas spp.</i> <i>Sporobacterium spp.</i> <i>Meghasphaera spp.</i> <i>Bifidobacterium spp.</i>	
Acidogénesis	<i>Clostridium spp</i> <i>Paenibacillus spp</i> <i>Ruminococcus spp</i>  <i>Cytophaga-Flavobacterium-</i> <i>Bacteroides spp.</i>	También participan en la hidrólisis   Responsables de la degradación de compuestos monoméricos.
Acetogénesis	Acetógenas reductoras de sulfato	Capaces de degradar lactato y etanol
Metanogénesis	<i>Methanobacterium spp</i>  <i>Methanospirillum hungatii</i>  <i>Methanosarcina spp</i>	Estas aparecen desde la segunda fase pero aumentan en esta

Fuente: (Varnero Moreno, 2011)

### 1.2.4. Composición del biogás

La composición de biogás así como el volumen dependen de la operación de la planta, el tipo de sustrato, la cantidad de alimentación y la temperatura. El biogás producido en la DA presenta una composición volumétrica del 55 al 70% de CH<sub>4</sub> (cuando su contenido de metano es superior al 45% es inflamable.), del 30 a 45% de CO<sub>2</sub>, y pequeñas cantidades de N<sub>2</sub>, H<sub>2</sub> y H<sub>2</sub>S (Aguilar & Álvarez, 2007), en la tabla 6 se muestra la composición de biogás a detalle.

**Tabla 6.** Características generales y composición del biogás.

Característica del biogás	Valor
Composición	55 – 70% metano (CH <sub>4</sub> ) 30 – 45% dióxido de carbono (CO <sub>2</sub> ) Trazas de otros gases
Contenido energético	6.0 – 6.5 kWh/m <sup>3</sup>
Equivalente de combustible	0.60 – 0.65 L petróleo/m <sup>3</sup> biogás
Límite de explosión	6 – 12 % de biogás en el aire
Temperatura de ignición	650 – 750°C (con el contenido de CH <sub>4</sub> mencionado)
Presión crítica	74 – 88 atm
Temperatura crítica	-82.5°C
Densidad normal	1.2 kg/m <sup>3</sup>
Olor	Huevo podrido (el olor del biogás desulfurado es imperceptible)
Masa molar	16.043 kg/kmol

Fuente: (Deublein & Steinhauser, 2010)

Dentro del proceso de DA los sólidos que no se degradan son conocidos como sólidos inertes y representan una fracción del lodo digerido.

### 1.2.5. Eficiencia del proceso de la DA

La eficiencia del proceso puede evaluarse en la destrucción de la materia orgánica (SSV o DQO), así como el volumen del biogás que se produjo y su composición (Carrère *et al.*, 2010). Para elevar la producción de biogás se requiere tiempos de residencia y temperaturas entre 60 días a 20°C y 15 días a temperaturas entre 35 y 55 °C para disminuir los sólidos volátiles en un 38% (Miron *et al* 2000; Sánchez *et al*, 2012). Según Mahmoud *et al.* (2004) se logra una mejora en la concentración de sólidos si se trabaja con concentraciones entre 6 y 7% de ST y 10.5% de SV.

La DA tiene un parámetro operacional de gran importancia, que se refiere a la cantidad de microorganismos presentes en el sistema y se define como Tiempo de Retención de Sólidos (TRS). Al incrementarse este parámetro hay un mayor tiempo de contacto entre los microorganismos y los sustratos, incrementado la

eficiencia de remoción de la materia orgánica, a continuación se enlistan algunas otras ventajas de un correcto control del TRS:

- 1) Largos TRS protegen el decaimiento del proceso debido a las fluctuaciones de la temperatura y el pH.
- 2) Largos TRS funcionan como un buffer adicional que impide disminución significativa de la alcalinidad por acumulación de compuestos ácidos.
- 3) La alimentación en continuo mejora el control de los TRS y la operación de los reactores anaerobios se vuelve más eficiente (Boehler & Siegrist, 2006).

Con las ventajas anteriores se puede observar que el TRS es un factor importante para la digestión anaerobia pero no es el único factor clave ya que está ligado con una eficiente agitación, temperatura uniforme y un ambiente adecuado. Este último viene acompañado de diferentes parámetros que tienen que ser evaluados ya que influyen en el arranque, la estabilidad y el proceso de la digestión anaerobia de los lodos residuales e incluyen la cantidad de nutrientes (macro y micro), pH, temperatura y materiales tóxicos (Varnero, 2011).

Deublein & Steinhauser (2010) mencionan que las condiciones óptimas para la eficiencia de la digestión son:

- Suficientes nutrientes.
- pH de 6.5-7.6.
- Temperatura mesofílica (30-38 °C) o termofílica (50-60 °C).
- Estrictas condiciones de anaerobiosis.
- Ausencia de material tóxico.

### **1.2.6. Factores ambientales**

Nutrientes: Para el crecimiento y la actividad de las bacterias, éstas tienen que disponer de carbono, nitrógeno, fósforo, azufre y algunas sales minerales. Una óptima relación de C/N en la digestión anaerobia debe variar entre 20 y 30. Altas

relaciones C/N indican un rápido consumo de nitrógeno por los metanógenos y da como resultado bajas producciones de gas. Sin embargo, una baja relación C/N causa la acumulación de amonio y un aumento en el pH mayor a 8.5, que se vuelve tóxico para los metanógenos. Otros nutrientes que también son requerido pero en bajas concentraciones son el hierro, níquel, cobalto, sulfuro, calcio, selenio, molibdeno, sodio, potasio (Piña *et al*, 2011).

pH: Es un parámetro que debe ser evaluado constantemente ya que al presentar muchas variaciones afecta la actividad enzimática de los microorganismos, es un importante modulador del sistema ya que influye en varios equilibrios químicos, como el equilibrio amonio/amoniaco, teniendo, una gran importancia por ser el amoniaco libre un importante inhibidor en la fase metanogénica a pH > 8.5 (McDonald, 2006).

**Tabla 7.** pH óptimo para distintos microorganismos presentes en la digestión anaerobia.

Generó	pH
<i>Methanosphaera</i>	6.8
<i>Methanothermus</i>	6.5
<i>Methanogenium</i>	7.0
<i>Methanolacinia</i>	6.6-7.2
<i>Methanomicrobium</i>	6.1-6.9
<i>Methanospirillum</i>	7.0-7.5
<i>Methanococcoides</i>	7.0-7.5
<i>Methanohalobium</i>	6.5-7.5
<i>Methanolobus</i>	6.5-6.8
<i>Methanotherix</i>	7.1-7.8

Fuente: (McDonald, 2006)

El pH satisfactorio para la eficiencia de la digestión anaerobia es en el rango de 6.8-7.6 (McDonald, 2006).

Alcalinidad: La alcalinidad es el buffer que previene los cambios rápidos en el pH, este parámetro es el resultado de la liberación de grupos amino (-NH<sub>2</sub>) y la producción de amoníaco (NH<sub>3</sub>) a medida que los residuos proteínicos se degradan. La alcalinidad está presente en forma de bicarbonatos que está en equilibrio con el CO<sub>2</sub> dentro del biogás a un pH dado. Un digestor estable presenta una alcalinidad total de 2 000 a 5 000 mg/L. La solubilización de CO<sub>2</sub> origina la aparición de ácido carbónico que ocasiona la reducción de la alcalinidad. La relación de alcalinidad ( $\alpha$ ) es un criterio para evaluar si la carga orgánica es la adecuada pero también se emplea como indicadora de la estabilidad del sistema ya que si se obtiene una relación menor a 0.4 indica un fallo total. Mes *et al.* (2003) utilizan diferentes reactivos para incrementar la alcalinidad dentro del sistema los cuales, los cuales se encuentran enlistados en la tabla 8.

**Tabla 8.** Compuestos que incrementan la alcalinidad de sistemas anaerobios.

Químico	Fórmula	Catión Buffer
Bicarbonato de sodio	NaHCO <sub>3</sub>	Na <sup>+</sup>
Bicarbonato de potasio	KHCO <sub>3</sub>	K <sup>+</sup>
Carbonato de sodio	Na <sub>2</sub> CO <sub>3</sub>	Na <sup>+</sup>
Carbonato de potasio	K <sub>2</sub> CO <sub>3</sub>	K <sup>+</sup>
Carbonato de calcio	CaCO <sub>3</sub>	Ca <sup>2+</sup>
Hidróxido de calcio	Ca(OH) <sub>2</sub>	Ca <sup>2+</sup>
Amonio anhidro	NH <sub>2</sub>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>
Nitrato de sodio	NaNO <sub>3</sub>	Na <sup>+</sup>

Fuente: (Metcalf & Eddy, 2003)

Temperatura: En la DA se manejan dos rangos de temperatura la mesofílica (30-38°C) y la termofílica (50-60°C). Este parámetro tiene una gran importancia dentro del sistema ya que causa un efecto fisicoquímico en los componentes, tiene una gran influencia en la tasa de crecimiento de los microorganismos y aporta grandes ventajas al sistema ya que permite la destrucción de materia

orgánica y bacterias patógenas promoviendo la deshidratación de los lodos (Sanders, 2001).

Pero la aplicación de altas temperaturas puede causar efectos contrarios a los esperados ya que hay bacterias muy sensibles a los cambios de temperaturas especialmente las metanógenas y puede causar la inhibición de metano (Sanders, 2001).

Toxicidad e inhibición: Son componentes que causan la inhibición y eventualmente un fallo en el sistema de digestión, estos se pueden encontrar dentro del sustrato de digestión o simplemente se generan durante el proceso, algunos de estos componentes son: los metales pesados que son considerados inhibidores en concentraciones de 0.1-10 mg/L (Parkin & Owen, 1986), el grupo amonio en altas concentraciones ya que en concentraciones menores de 200mg/L es benéfica para la DA, otros compuestos inhibidores son los sulfitos, el sodio, el potasio, el hidrógeno, los ácidos grasos volátiles (AGV) (Appels *et al.*, 2008).

Tiempo de retención de sólidos (TRS): Es el parámetro que se caracteriza como la cantidad de sólido en masa que contiene el reactor dividido entre la masa de sólido descargado y los desechos del sistema por día también, se define como el tiempo medio que el sustrato alimentado permanece en el digester antes de ser eliminado como lodo digerido, por lo que es un factor importante en la producción de biogás.

Tiempo de retención hidráulica TRH: Es el tiempo promedio en el cual el lodo es retenido en el digester y se calcula como el cociente entre el volumen del digester y el caudal alimentado, es importante para establecer la carga orgánica, el tiempo de crecimiento bacteriano así como la conversión de materiales orgánicos solubles en biogás.

## 1.2.7. Ventajas y desventajas de la digestión anaerobia

Como se ha mencionado la DA es un proceso tradicional utilizado en diversas partes del mundo para el tratamiento de los lodos ya que tiene grandes ventajas (Li *et al*, 2015; Qiao *et al*, 2013; Souza *et al*, 1992; Van Lier *et al*, 1993), como se citan en la tabla 9.

**Tabla 9.** Ventajas y desventajas de la digestión anaerobia.

<b>Digestión anaerobia</b>	
<b>Ventajas</b>	<b>Desventajas</b>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Reducción de la porción orgánica de lodo mediante la conversión a CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub> y H<sub>2</sub>O, representando el 25 y 45% de ST</li> <li>• Genera productos con una alto poder energético (alcoholes, ácidos orgánicos y biogás)</li> <li>• Los lodos digeridos, funcionan como mejoradores de suelo por su estabilidad y características fisicoquímicas,</li> <li>• Elimina el problema de emisión de olores</li> <li>• El potencial de generación de biogás es de 0.31 m<sup>3</sup>/Kg de lodo</li> <li>• 1 m<sup>3</sup> de lodo genera 1.6 kW*h</li> <li>• Reducción del 30% del costo de manejo y disposición de los lodos</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Costos de inversión inicial altos</li> <li>• Largos tiempos de retención hidráulica para mantener las bacterias metanogénicas del sistema</li> <li>• Sus principales contaminantes son materia orgánica suspendida y soluble remanentes de, nitrógeno amoniacal, sulfuros y además de ausencia de oxígeno disuelto.</li> </ul>

Fuente: (Noyola 1998)

Por estas ventajas en los últimos años, se ha incursionado la aplicación de los procesos anaerobios al tratamiento directo de agua residual (Van Lier *et al*, 2008), así mismo se han realizado investigaciones para reducir los tiempos de retención en la etapa hidrólisis empleando pretratamientos químicos, térmicos entre otros al lodo residual antes de iniciar la digestión anaerobia.

# CAPÍTULO 2. Planteamiento del problema

Los lodos de purga por sí solos generan biogás que puede ser aprovechado energéticamente, por lo que la producción de metano a partir de lodos pretratados en un sistema optimizado y bajo condiciones controladas podría superar la inversión energética. Además, se realizaría una completa estabilización del residuo, lo que reduce el riesgo ambiental por su disposición y en algunos casos puede ser reusado. En este sentido una opción que puede llegar a ser viable es el uso de lodos pretratados con ácido peracético como sustrato para la producción de metano para su aprovechamiento como biocombustible gaseoso. Sin embargo, la producción de metano a partir de lodos secundarios es mínima, por lo que deben ser pretratados para lograr la liberación de la materia orgánica biodegradable. Existen distintos tipos de pretratamiento, siendo uno de los más eficientes la aplicación de ácido peracético, con la finalidad de reducir los tiempos de estabilización y disminuir la carga de microorganismos patógenos.

## 2.1. Justificación

El proceso de tratamiento del agua residual por sistemas aerobios trae como consecuencia la producción excesiva de lodos secundarios, alrededor de 3,195 Toneladas de lodo seco al día, de los cuales más del 90% no son tratados (Conagua, 2014), y sólo son depositados al ambiente causando un impacto negativo. Estos lodos secundarios son flóculos formados por bacterias y agregados celulares unidos por sustancias exopoliméricas, por lo que son considerados de difícil degradación; además de que tienen inmovilizadas enzimas intracelulares importantes para el proceso de solubilización de la materia orgánica (H. Q. Yu & Fang, 2003); así mismo están constituidos por cationes multivalentes, como silicatos, óxido de hierro, fosfato de calcio, proteínas,

polisacáridos y ácidos húmicos (Frolund *et al*, 1996), lo cual dificulta su desinfección y estabilización. Por estas razones y con el objetivo de cumplir con la NOM-004-SEMARNAT-2002, es necesario aplicar pretratamientos químicos como un paso previo a la estabilización por digestión anaerobia, siendo una opción la dosificación de ácido peracético para asegurar la destrucción de los patógenos y parásitos, ya que este ácido actúa como agente antimicrobiano y funciona como muchos otros peróxidos y agentes oxidantes. La actividad desinfectante de este compuesto se basa en la liberación de oxígeno activo (Liberti, 1999) interrumpiendo la actividad quimiosmótica de la lipoproteína citoplasmática de la membrana. Por lo que este reactivo en un tiempo de contacto de 10 minutos, logra la destrucción microbiana, facilitando así la etapa de la hidrólisis en la digestión anaerobia mediante la liberación de los constituyentes intracelulares a la fase acuosa y por ende acelerando el proceso de producción de biogás rico en metano (Barrios *et al*, 2004).

Por lo tanto, en esta investigación se determinó el potencial bioquímico de metano utilizando lodo secundario pretratado con ácido peracético, comparándolo con lodo crudo, se evaluaron diferentes relaciones inóculo/sustrato (F/M), se controló el pH y diferentes concentraciones de APA, como estrategias que permitan obtener una mayor cantidad de metano, valorizando energéticamente un residuo, con la finalidad de mejorar la estructura fisicoquímica del lodo y reducir el contenido de microorganismos patógenos.

### **2.2. Hipótesis**

- 1) El pretratamiento de lodos secundarios con un desinfectante orgánico (ácido peracético) incrementará la hidrólisis de la materia orgánica no biodisponible generando un biosólido estabilizado con bajo contenido de microorganismos patógenos.

- 2) La optimización de la digestión anaerobia de lodos secundarios reducirá los tiempos de estabilización e incrementará el potencial bioquímico de metano.

### **2.3. Objetivos**

#### **2.3.1. General**

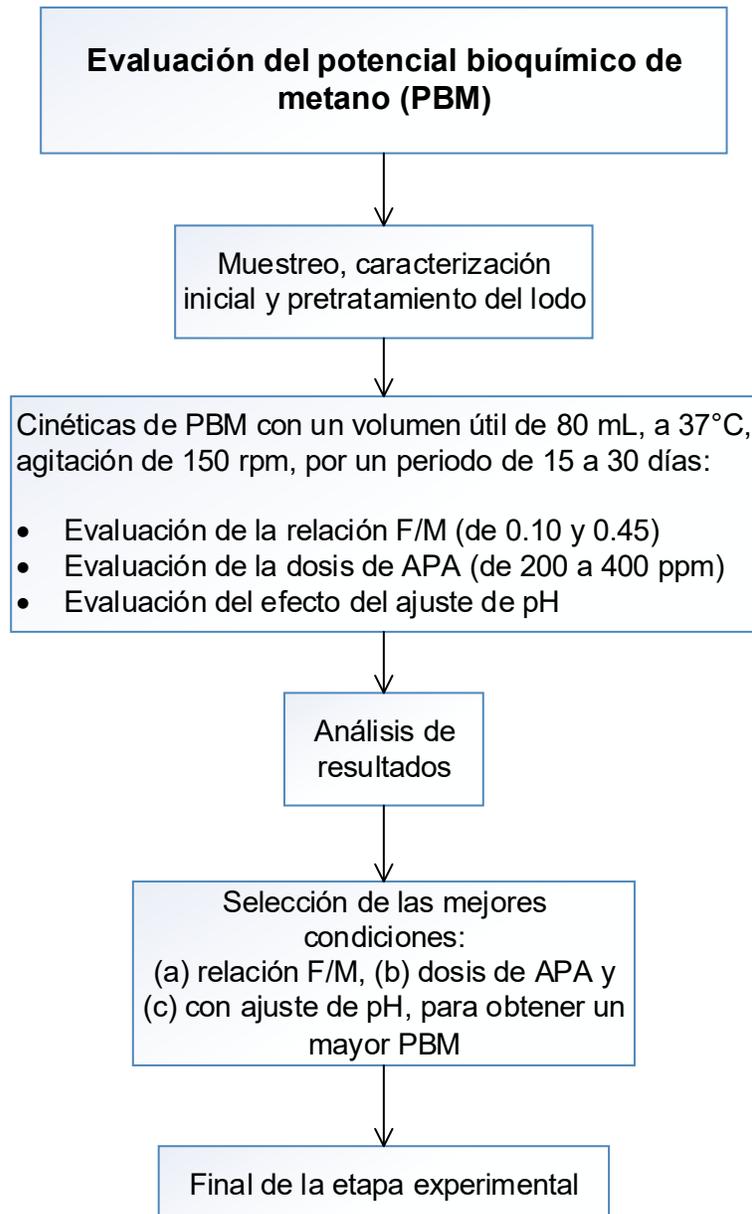
Implementar técnicas de evaluación y diversas estrategias en reactores en lote para incrementar el potencial bioquímico de metano de la digestión anaerobia de lodos secundarios pretratados.

#### **2.3.2. Particulares**

- 1) Evaluar el efecto del tiempo de exposición del inóculo al ácido peracético en la digestión anaerobia de lodos secundarios.
- 2) Identificar la dosis de ácido peracético que permita la digestión anaerobia de los lodos secundarios.
- 3) Evaluar el efecto de la relación sustrato/microorganismo (F/M) en la digestión anaerobia de lodos secundarios pretratados con ácido peracético.
- 4) Determinar el efecto del ajuste de pH en la digestión anaerobia de lodos secundarios pretratados con ácido peracético.

# CAPÍTULO 3. Metodología

## 3.1. Diseño experimental



**Figura 2.** Diagrama de flujo de diseño experimental.

### 3.2. Metodología de la experimentación

Se colectaron 4 muestras compuestas por lodos de purga de los reactores biológicos de la PTAR “Cerro de la Estrella” (figura 3), ubicada en Iztapalapa, Ciudad de México (19°20'12.3"N y 99°04'29.5"O), Estas muestras se obtuvieron de un colector que dirige estos lodos hacia el drenaje, el punto de la recolección se encuentra en la parte inferior del tanque de tratamiento biológico, se usaron lodos secundarios exclusivamente, y no primarios, ya que el lodo primario es fácilmente biodegradable, mientras que el secundario requiere un pretratamiento para incrementar su biodegradabilidad (H. Q. Yu & Fang, 2003).



**Figura 3.** PTAR Cerro de la estrella.

Las recolecciones consistieron de 90L de lodo secundario que se vertían en bidones dejando pasar un lapso de 20min para que la mayor cantidad de lodo se sedimentará y así decantar las muestras hasta colectar el volumen más cercano a 90L, las colectas eran llevadas al Laboratorio de Ingeniería Ambiental (LIA) del Instituto de Ingeniería (IINGEN) donde se llevaba a cabo un proceso de concentración de muestra utilizando una centrifuga de marca Beckham a 10 500 rpm durante 15 min. El 60% de este concentrado se empleaba para realizar las alimentaciones del reactor semilla y el resto para realizar los ensayos del pretratamiento con APA.

### 3.3. Prueba de pretratamiento con ácido peracético (APA)

Para determinar la dosificación del ácido peracético como oxidante y desinfectante de los lodos residuales se realizaron pruebas de jarras en lote con agitación múltiple, con el equipo marca Phipps & Bird, modelo 7790-400 (figura 4). Los vasos de precipitado se llenaron con 1 L de lodo residual proveniente de la PTAR Cerro de la Estrella (Iztapalapa, D.F.) a dos diferentes concentraciones 2% y 3% en sólidos totales. Estas concentraciones fueron logradas decantando y sedimentando el lodo de purga hasta alcanzar los valores iniciales. Posteriormente con pipetas graduadas fue agregada la dosis de ácido peracético (500 ppm) mientras se encontraban en agitación a 300 rpm durante 30 min como tiempo de contacto.



**Figura 4.** Preparación del pretratamiento de los lodos con APA.

#### 3.3.1. Montaje de reactor semilla

Para definir el potencial bioquímico de metano es recomendable tener un inóculo ya que este posee una alta composición microbiana con el fin de asegurar que los diferentes sustratos no tengan ninguna limitación, garantizando así la presencia de arqueas metanogénicas (Angelidaki *et al.*, 2009).

Con este fin se puso en marcha la estabilización de un reactor anaerobio con lodo pretratado con ácido peracético realizando cálculos para tener un funcionamiento adecuado ya que el digester tiene una capacidad de 5000 mL y para su estabilización se requirió una combinación de lodo metanogénico y lodo pretratado en proporciones de 40% y 60% respectivamente para tener una concentración aproximada de 40g STT/L aún pH de 7 o mayor.

El digester se inoculó con 948 ml de lodo diluido y 1642 mL de agua el resto del volumen fue alimentado de acuerdo con los valores obtenidos en laboratorio (pH, relación  $\alpha$  y alcalinidad total).

El digester (figura 5) operó a 37°C, con una velocidad de agitación de 120 rpm y una velocidad de carga de 4 g SVT/L. La alimentación se inició con 88 mL de lodo pretratado con APA (500 ppm) diariamente de acuerdo con la capacidad del sistema de soportar un aumento de carga (la relación  $\alpha$  no deberá ser menor de 4.0).

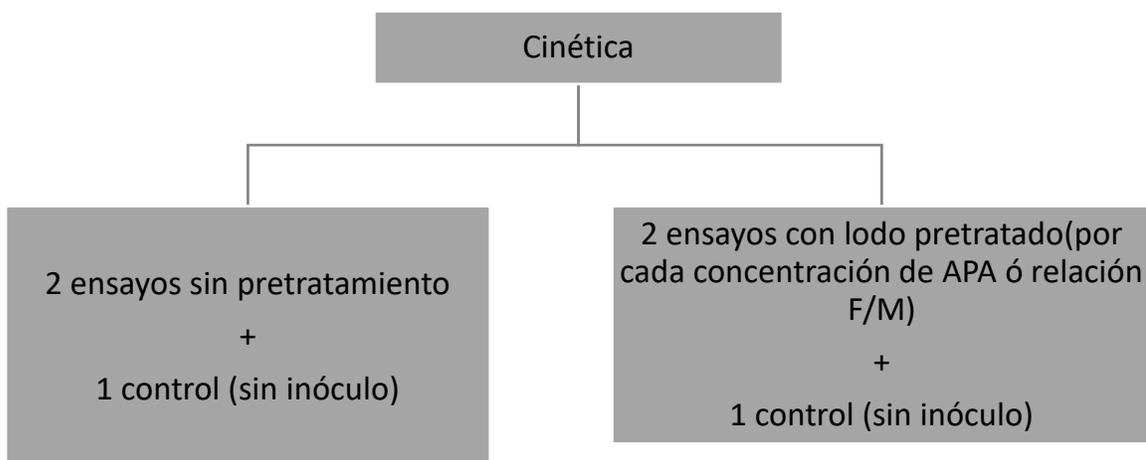
Este procedimiento se llevó a cabo hasta llegar al tiempo de retención hidráulica de 13 días. Se realizó un monitoreo diario de la alcalinidad y al cumplir un periodo mínimo de 5 TRH se consideró estable.



**Figura 5.** Digestor anaerobio semilla.

### **3.4. Digestión anaerobia**

Para realizar las pruebas de potencial bioquímico de metano, se realizaron 3 cinéticas, que consisten en 12 ensayos cada una y a continuación se describen en la figura 6:



**Figura 6.** Composición de las cinéticas.

Las condiciones de operación de los ensayos en las cuatro cinéticas se citan en la tabla 10.

**Tabla 10. Condiciones para la evaluación del PBM**

Parámetro	Condiciones óptimas
Temperatura	Mesofílica ( $37 \pm 2$ °C)
pH	Ajustado a 7.0
Agitación	150 rpm
Tiempo	15 a 30 días

Estos ensayos se llevaron a cabo con el equipo OxiTop® control OC 110 (figura 7), con un volumen total de 250mL del cual se trabajó con un volumen de 80 mL y el resto quedó como espacio de cabeza. Se utilizó como inóculo lodos secundarios del “digestor semilla” aclimatados al ácido peracético.

En las cuatro cinéticas se evaluó el efecto del tiempo de exposición del inóculo al ácido peracético dentro del proceso de la digestión anaerobia por eso la variación de la duración de cada una.



**Figura 7.** Cinética en Oxitop.

**Cinética sin inóculo adaptado al APA:** Se probó la relación sustrato/microorganismo (F/M) de 0.15 y 0.10 (tabla 11) con 2 y 3% de sólidos, con una concentración de APA de 500ppm y una duración de 20 días, bajo las condiciones ya mencionadas.

Para obtener las relaciones necesarias de esta cinética se realizaron cálculos tomando en cuenta el volumen total (60 mL), el volumen de trabajo (20 mL), la cantidad de sólidos presentes en los sustratos y en el inóculo.

**Tabla 11.** Cantidad de lodo necesario para una relación F/M de 0.10 y 0.15 con concentraciones de sólidos de 2 y 3%.

Relación F/M (g SV <sub>sustrato</sub> /g SV <sub>inóculo</sub> )	0.10			0.15		
	SP	PAP 2%	PAP 3%	SP	PAP 2%	PAP 3%
[Inóculo] <sub>botella</sub> (g SVT/L)	3.25	1.2626	1.7042	4.875	1.8939	2.5563
M <sub>inóculo</sub> (g SVT)	0.07	0.03	0.03	0.10	0.04	0.05
V <sub>inóculo</sub> (mL)	8.4	3.3	4.4	12.6	4.9	6.6
V <sub>sustrato</sub> (mL)	11.6	16.7	15.6	7.4	15.1	13.4

**Cinética con distintas dosis de APA:** Se probó la relación sustrato/microorganismo (F/M) de 0.15 con 2% de sólidos con tres variaciones en la concentración de APA (200, 300, 400 ppm) (tabla 12) para identificar la dosis que permita la digestión anaerobia de lodos secundarios.

Esta cinética tuvo una duración de 20 días, bajo las condiciones ya mencionadas, se llevaron a cabo 12 ensayos.

Para obtener las relaciones necesarias de esta, se realizaron cálculos tomando en cuenta el volumen total (250 mL), el volumen de trabajo (80 mL), así como la cantidad de sólidos presentes en los sustratos y en el inóculo.

**Tabla 12.** Cantidad de lodo necesario para concentraciones de 200, 300,400 ppm de APA con 2% de sólidos.

Parámetros	SP 2%	PAPA (200 ppm)	PAPA (300 ppm)	PAPA (400 ppm)
[Sustrato] <sub>botella</sub> (g SV/L) =	12.612	11.602	11.642	11.152
M <sub>sustrato</sub> (g SVT) =	1.009	0.928	0.931	0.892
V <sub>inóculo</sub> (mL)	18	16	16	16
V <sub>sustrato</sub> (mL)	62	64	64	64

**Cinética con distintas relaciones F/M, con ajuste y sin ajuste de pH:** En esta última cinética se probó las relaciones sustrato/microorganismo (F/M) de 0.15 y 0.45 con 2% de sólidos y una concentración de APA de 500 ppm (tabla 13), con la variación del efecto de pH ya que a dos ensayos y un inóculo de cada relación se les ajustó pH con una solución 2M de bicarbonato de sodio y los otros ensayos se mantuvieron a un pH ácido de 2.5, previo a la digestión anaerobia, tuvieron una duración de 30 días bajo las condiciones ya mencionadas.

Para obtener las relaciones necesarias de esta se realizaron los respectivos cálculos.

**Tabla 13.** Cantidad de lodo necesario para relaciones F/M de 0.15, 0.45 con concentraciones de sólidos de 2%.

Parámetros	Relación F/M (g SV <sub>sustrato</sub> /g SV <sub>inóculo</sub> )			
	Sin ajuste de pH		Con ajuste de pH	
	0.15	0.45	0.15	0.45
[Sustrato] <sub>botella</sub> (g SV/L) =	1.809	5.428	1.809	5.428
M <sub>sustrato</sub> (g SV) =	0.145	0.434	0.145	0.434
V <sub>inóculo</sub> (mL)	1.8	16.2	1.8	16.2
V <sub>sustrato</sub> (mL)	78	64	78	64

### 3.5. Evaluación de cultivos en continuo y lote

#### a) Variables

Los ensayos realizados fueron evaluados mediante el cálculo de variables como:

- Eficiencias de hidrólisis (E<sub>H</sub> (%)) = [g DQO hidrolizada/g DQO inicial] \* 100)

- Degradación de la DQO ( $E_{DQO} (\%) = [g \text{ DQO consumida/g DQO alimentada}] * 100$ ),
- Rendimientos de formación de productos ( $Y_{P/S} = g \text{ de producto formado/g sustrato consumido}$ ),
- Velocidades volumétricas de consumo de sustratos ( $r_s = g \text{ sustrato consumido/ L}\cdot\text{d}$ ),
- Velocidades volumétricas de formación de productos ( $r_p = g \text{ producto formado/L}\cdot\text{d}$ ),
- Velocidades específicas de consumo ( $q_s = g/g \text{ SSV}\cdot\text{d}$ )
- Velocidades específicas de formación ( $q_p = g \text{ C formado/g SSV}\cdot\text{d}$ ),
- La producción de metano como litros normalizados.

### b) Técnicas analíticas

Al inicio y término de la cinética se evaluaba la caracterización de los lodos empleando técnicas de laboratorio las cuales se mencionan en la tabla 14 y se citan a detalle en el anexo 1.

**Tabla 14.** Técnicas y tipo de análisis.

Técnica analítica	Tipo de análisis
Caracterización de sólidos	Gravimetría
Demanda química de oxígeno (soluble)	Técnica de reflujo cerrado
Ácidos Grasos Volátiles (AGV's)*	Cromatografía de gases CG-FID
pH	Potenciómetro
Alcalinidad	Titulación
Volumen de biogás generado	Sistema OxiTop® Control OC 110
Cantidad de metano y composición del biogás	Cromatografía de gases CG-TCD

Fuente: (American Public Health Association; .American Water Works Association; .Water Pollution Control Federation, 2005)

\*Para la identificación de los ácidos grasos volátiles por cromatografía de gases es necesario contar con una curva estándar, los pasos para su elaboración se citan en el apartado de anexo 2

### 3.6. Análisis estadístico

Para los resultados de las principales variables de respuesta, se calcularon las desviaciones estándar a partir de al menos dos mediciones independientes y se reportaron de la siguiente manera:  $\bar{x} \pm \sigma$ .

Para evaluar las diferencias en los ensayos realizados en las distintas cinéticas, los resultados se sometieron a análisis de ANOVA. Las diferencias entre los lodos sin pretratamiento (SP) y los pretratados con ácido peracético (PAPA) se evaluaron mediante pruebas de comparación múltiple de Tukey-Kramer con un intervalo de confianza  $\alpha = 0.05$ . Estos análisis estadísticos se realizaron con el software STATGRAPHICS Centurion XVI (Statpoint Technologies, Inc., 2010).

---

# CAPÍTULO 4. Resultados y discusión

## 4.1. Cinética sin inóculo adaptado al APA

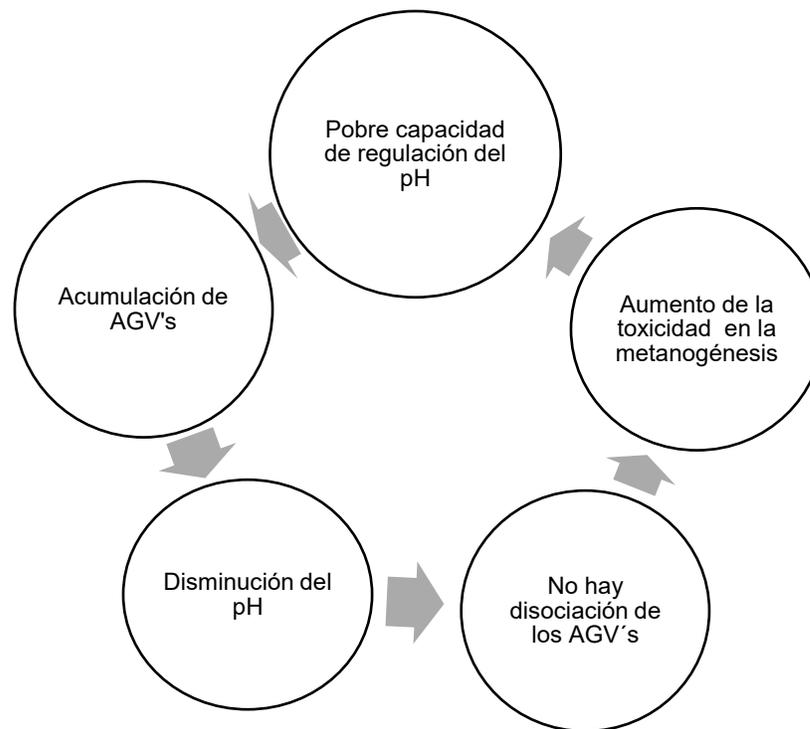
La relación sustrato/ microorganismo (F/M) es una factor clave para la optimización del proceso; por lo que, en esta cinética nos enfocamos a la búsqueda de una relación idónea, se probaron relaciones de 0.10 y 0.15 g  $SV_{\text{sustrato}}/g SV_{\text{inóculo}}$ , valores menores a los recomendados que se encuentran entre 0.5 y 1.0 (Chen & Hashimoto, 1996), así mismo se trabajó con una concentración de 500 ppm de APA.

### Perfil de AGV's

En la figura 9a se muestran las concentraciones de AGV's empleando la relación F/M de 0.10, donde se observa que los ensayos con lodo pretratado con peracético tuvieron valores mayores a 140,000 ppm, predominando el ácido acético y, en menor concentración, el resto de AGV's. En comparación con la figura 9b, donde se trabajó una relación 0.15, se observa que durante toda la cinética sólo en una muestra el ácido acético fue el predominantes alcanzando valores de 70,000 ppm, y en los demás ensayos predominó el ácido propiónico con valores en promedio de 65,000 ppm.

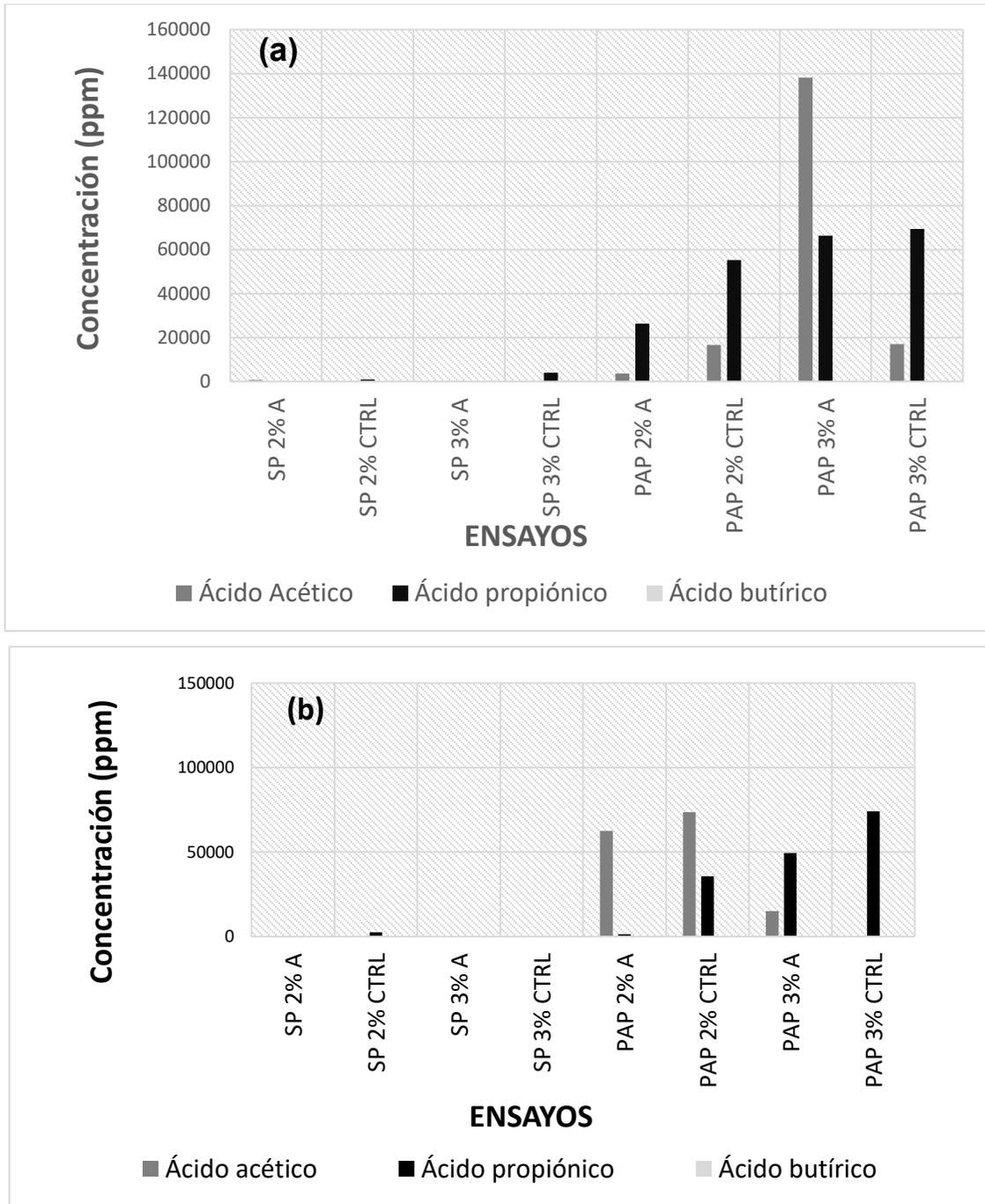
De acuerdo con los resultado obtenidos para ambos ensayos se observa que las concentraciones de ácidos grasos volátiles están por encima de las concentraciones inhibitorias, que Chen, *et al*, 2008 reportaron en el orden de 2,000 mg/L para ácido acético y 6,000 mg / L para ácido propiónico, estas concentraciones inhiben a las bacterias acetogénicas (Chen, *et al*, 2008). Este

comportamiento ha sido reportado por (Van Lier *et al.*, 2008) (figura 8), quienes mencionan que la alta acumulación de AGV's provoca la disminución del pH por debajo de 6.3, y por lo tanto, la inhibición de la etapa metanogénica por limitación de la biodisponibilidad del sustrato que impide que las arqueas metabolicen los AGV's.



**Figura 8.** Caída de pH del reactor como resultado de la sobrecarga metanogénica y acumulación de AGV.

Por otro lado los resultados obtenidos para los ensayos de lodo sin pretratamiento presentaron una baja acumulación de AGV's, así también bajos valores de pH (2.5-2.9) para ambas relaciones F/M. Según lo reportado por (Jiang *et al.*, 2013) la composición de AGV's se ve afectada por el pH, ya que en niveles menores al pK de los AGV's estos no se disocian y no se pueden metabolizar (Jiang *et al.*, 2013). Este comportamiento también se puede atribuir a las condiciones de esta cinética y a la falta de un inóculo aclimatado al pretratamiento con ácido peracético, ya que esto no permitió incrementar la velocidad de hidrólisis del lodo secundario y por ende la mayor producción de AGV's que acidificarían el sistema.



**Figura 9.** Concentraciones de AGV's en ensayos con relaciones F/M de: (a) 0.10 y (b) 0.15, para concentraciones de 2 y 3% de sólidos.

### Remoción de sólidos volátiles

Según la USEPA para obtener un lodo residual estable se recomienda obtener una remoción de sólidos volátiles del 38%, analizando la figura 10 se observa que los ensayos realizados con una concentración de sólidos totales del 3%, tuvieron eficiencias de remoción de sólidos volátiles 53.55% (figura 10b), siendo este valor mucho mayor al límite propuesto por la USEPA; por otro parte las muestras con una concentración de sólidos de 2% (figura 10a) alcanzando una eficiencia de 12.46%. Estos resultados muestran que independientemente de la concentración de sólidos, las muestras de ácido peracético de ambas relaciones F/M tuvieron mayores eficiencias de remoción en comparación con las muestras de los lodos que no recibieron ningún pretratamiento, lo que indica que el pretratamiento con APA permite la ruptura de las células mediante la disociación de redes de cationes divalentes presentes en las sustancias poliméricas extracelulares, induciendo así la biodisponibilidad de la materia orgánica soluble que puede ser biotransformada en las posteriores etapas de la digestión anaerobia (De la Rubia *et al.*, 2006).

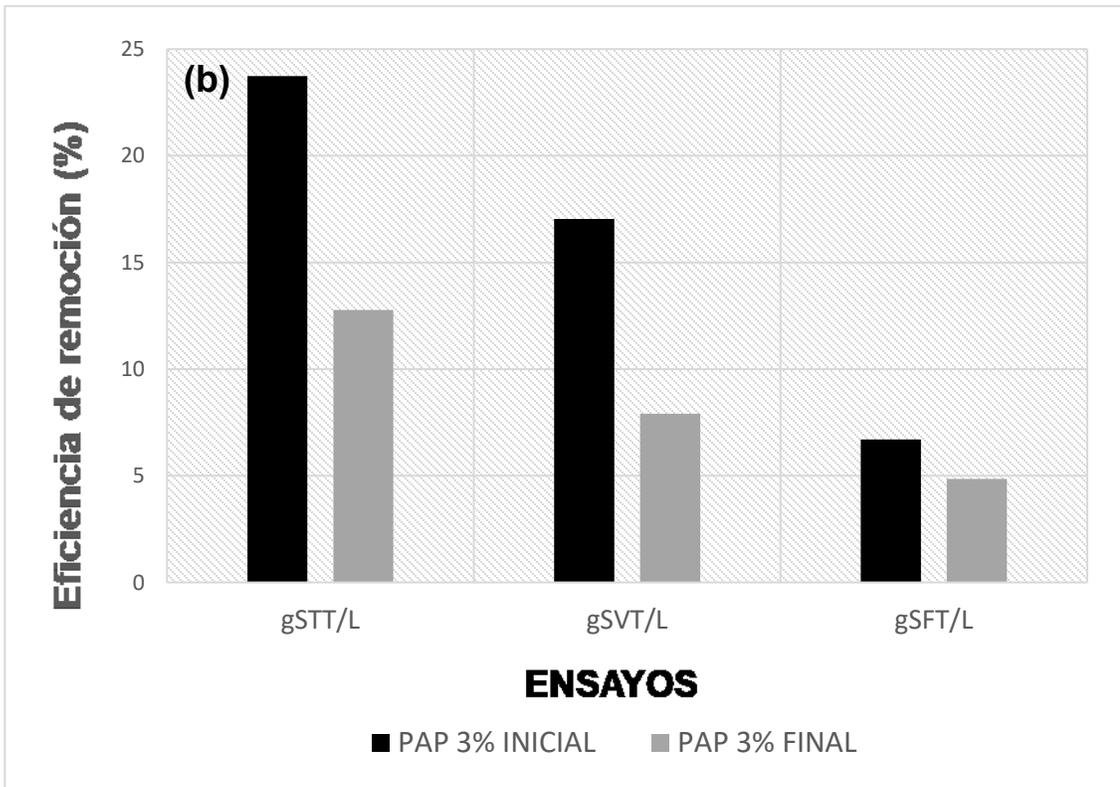
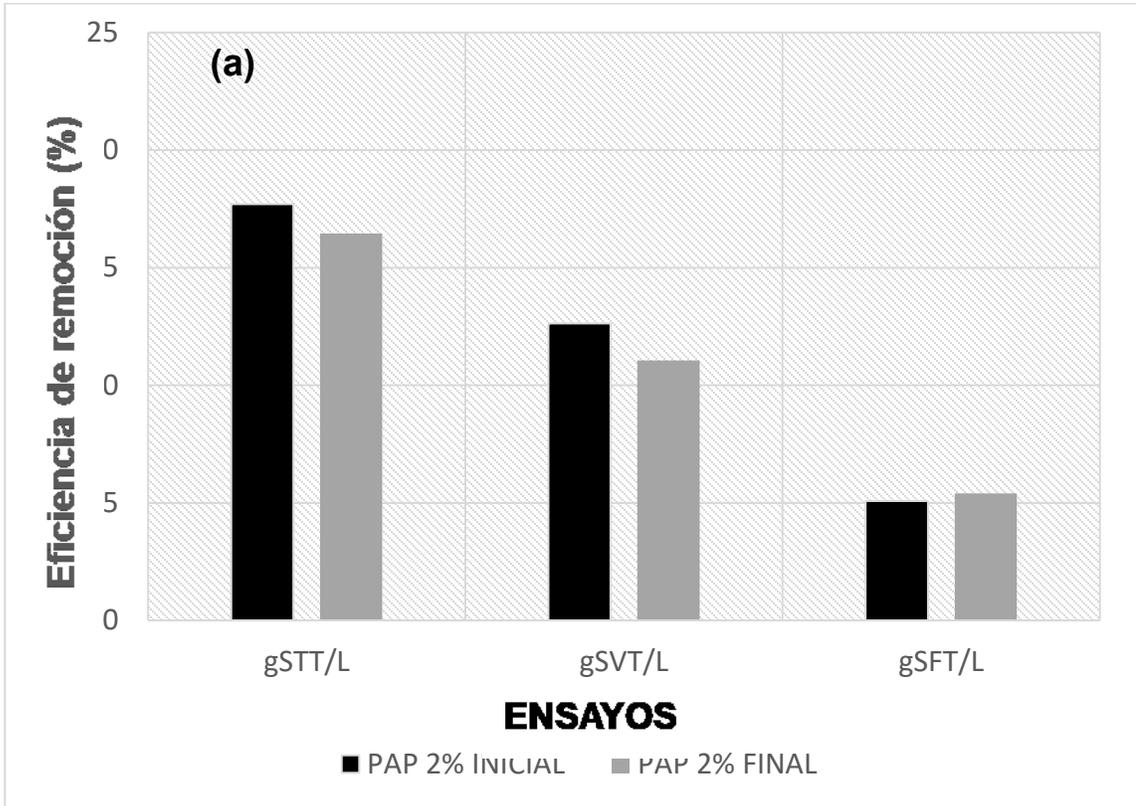
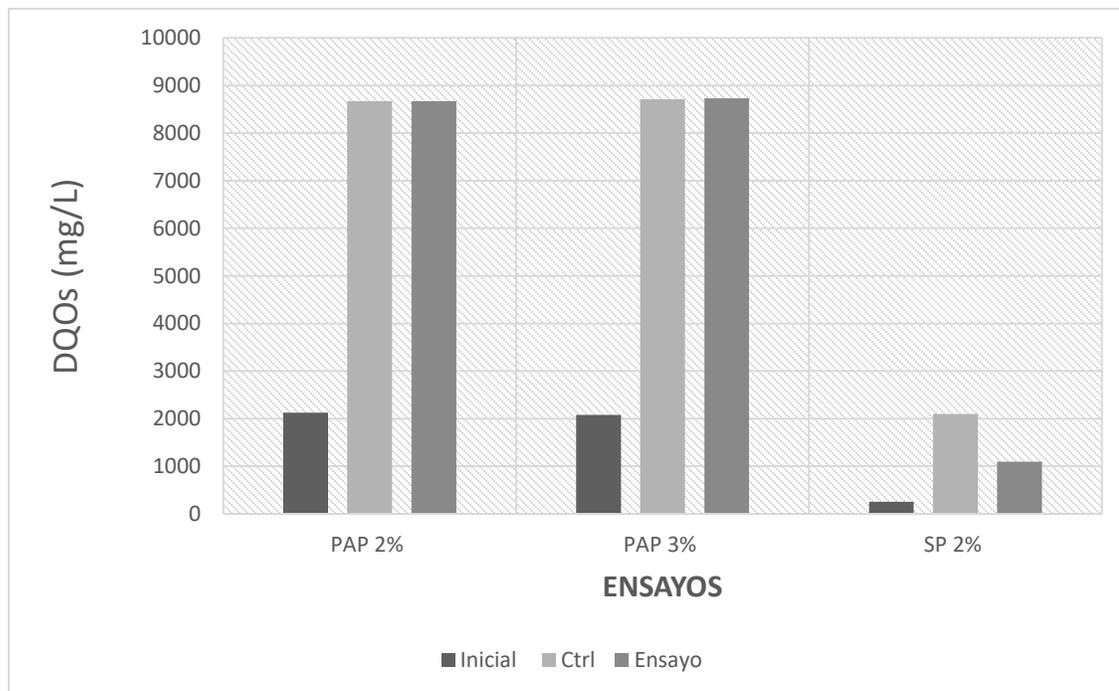


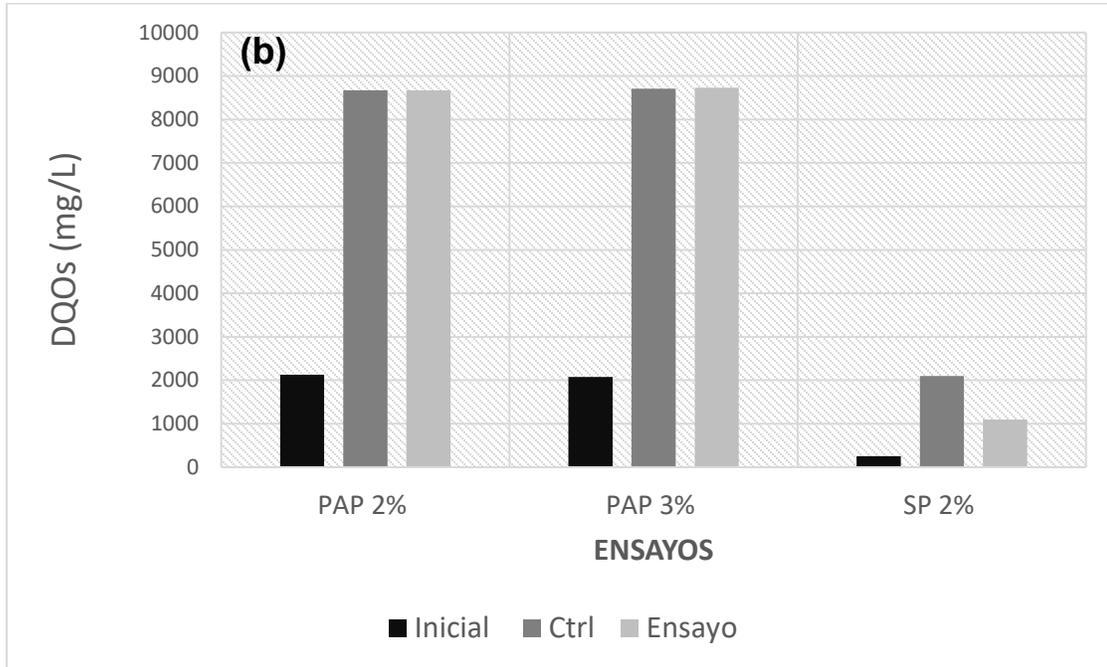
Figura 10. Remoción de sólidos con concentraciones de (a) 2 y (b) 3%.

### Solubilización de la materia orgánica

La producción de metano está en función de la reducción de la DQO eliminada (Van Lier *et al.*, 2008). La DQO es un parámetro importante para determinar la cantidad de materia prima y es empleada como medida indirecta de la cantidad de sustrato transformable a biogás en los procesos anaerobios (Deublein & Steinhauser, 2010), y también es un indicador de nivel de equilibrio entre la etapa de hidrólisis y las siguientes etapas.

Como se observa en la figura 11 para ambas relaciones F/M los lodos pretratados presentaron valores mayores de DQO al finalizar la cinética que las reportadas al inicio. Estos resultados indican que durante el pretratamiento con APA no se solubilizan los componentes de los lodos, y durante la digestión se lleva a cabo la hidrólisis de estas células, por lo que la DQO soluble aumenta. Además, al emplear el APA se incrementa la DQO al disociarse este compuesto en moléculas de ácido acético, lo que provoca acumulación en niveles inhibitorios para la metanogénesis.





**Figura 11.** Concentración de DQO soluble en ensayos con dos relaciones F/M: 0.10 (a) y 0.15 (b).

### Producción de biogás

La producción de biogás fue nulo en las muestras de lodo pretratado con ácido peracético, esto se relaciona con la baja solubilización de la materia orgánica durante el pretratamiento; además este compuesto genera radicales hidroxilo y peróxido que limitan la producción de metano, y se ha reportado que los microorganismos anaerobios requieren largos periodos de adaptación a este tipo de pretratamiento, que se caracteriza por una alta acumulación de ácido acético (Appels *et al.*, 2011).

Por otro lado, se observó en las muestras sin pretratamiento una ligera producción de metano; esto se debe a que no hubo un gran rompimiento en la membrana celular al no aplicar ningún tipo de pretratamiento, y por lo tanto no hubo una alta biodisponibilidad de la materia orgánica soluble. Existen reportes de que hay una relación directa entre la materia orgánica soluble liberada (MOS)

y la velocidad de hidrólisis, ya que a mayor contenido de MOS, los tiempos para la formación de sustratos fundamentales en la DA se reducen y la producción de metano se incrementa (Bouallagui *et al.*, 2005).

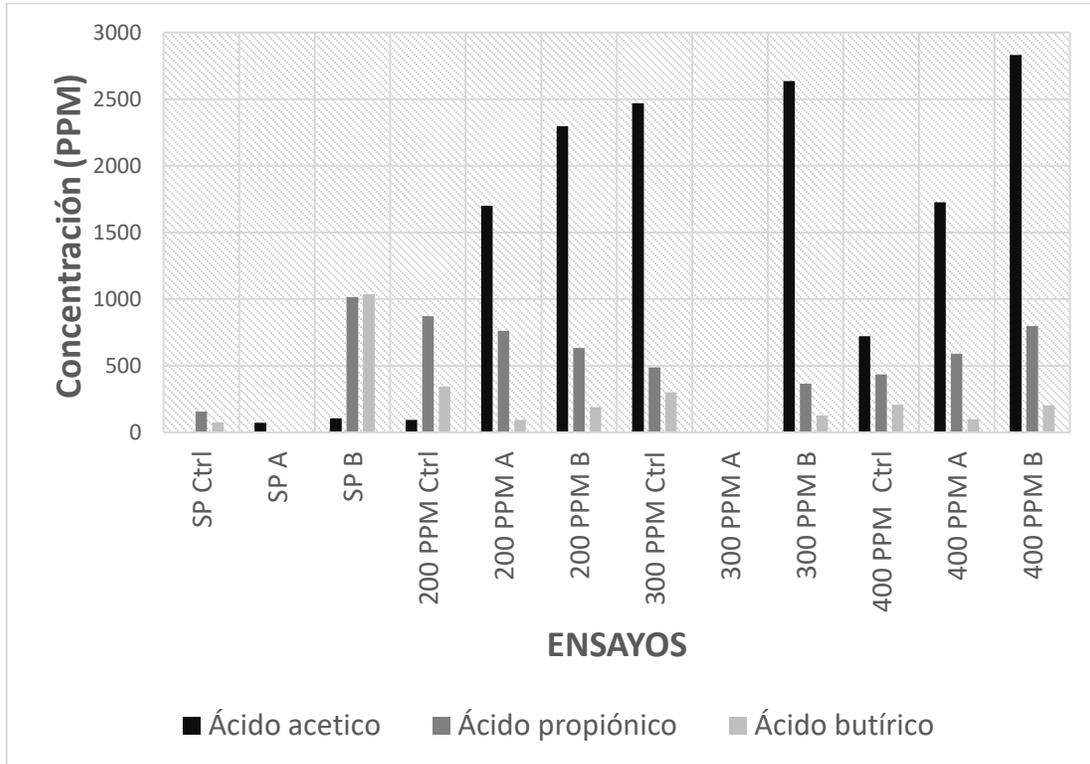
Estos resultados en general muestran que el pretratamiento permitió una eficiente remoción de SV, sin embargo la solubilización de materia no arrojó resultados contundentes ya que el manejo de APA como pretratamiento provocó que las moléculas se dissociaran en forma de ácido acético alcanzando concentraciones inhibitoras para la metanogénesis provocando un nulo PBM, ha esto también se le asocia la baja biodisponibilidad de los AGV's debido a la disminución del pH por debajo del pK de estos ácidos.

### **4.2. Cinética con distintas dosis de APA**

En esta cinética se determinó la concentración de APA más viable como pretratamiento, probando 3 concentraciones: 200, 300 y 400 ppm, con una relación F/M de 0.15 y una concentración de sólidos al 2%, utilizando ácido comercial y un inóculo adaptado al ácido.

#### **Concentración de AGV's**

En la figura 12 se observa que hubo un incremento en la acumulación de AGV's al incrementar la dosis de APA, alcanzando valores desde 721.95 hasta 2831.33 ppm como ácido acético. En los ensayos de 400 ppm se obtuvieron concentraciones de ácido acético ligeramente superiores a las reportadas como concentraciones inhibitoras de la metanogénesis (2,000 mg/L). En cuanto a los demás ácidos, se obtuvieron valores no inhibitorios tanto para las bacterias acetogénicas y metanogénicas, ya que se encontraban por debajo de los límites recomendables que han sido reportados por otros autores para el correcto funcionamiento de la digestión anaerobia (Y. Chen *et al.*, 2008).

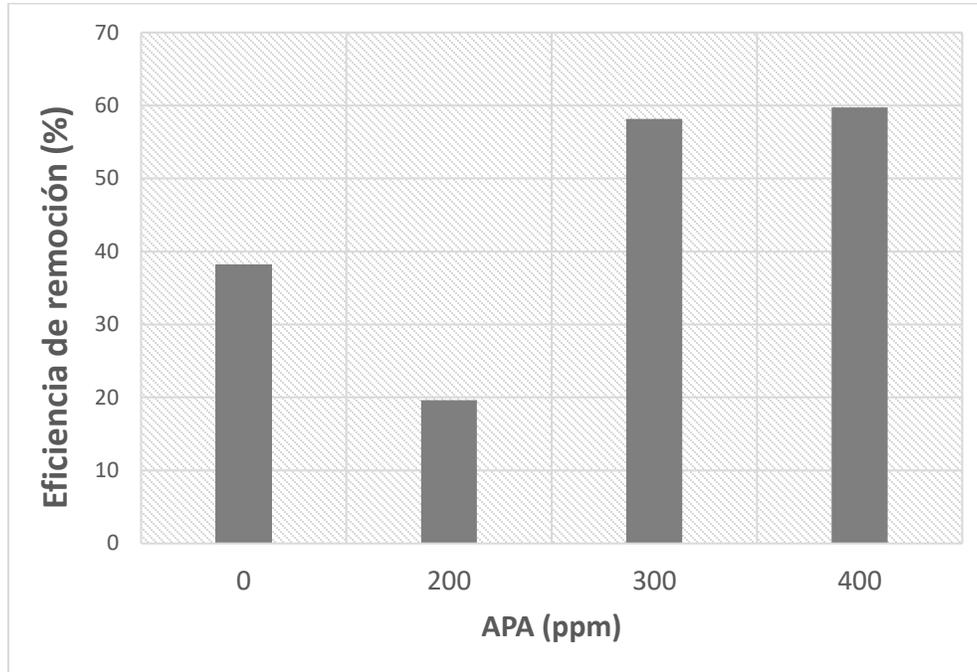


**Figura 12.** Acumulación de AGV's.

**Remoción de sólidos volátiles**

En la figura 13 se observa el comportamiento de la remoción de sólidos donde la menor concentración de APA probada (200 ppm) no promueven rompimiento celular, por lo que se observa una menor eficiencia de remoción de sólidos volátiles (19.6%) comparado con el ensayo SP que tuvo una eficiencia de 38.3%.

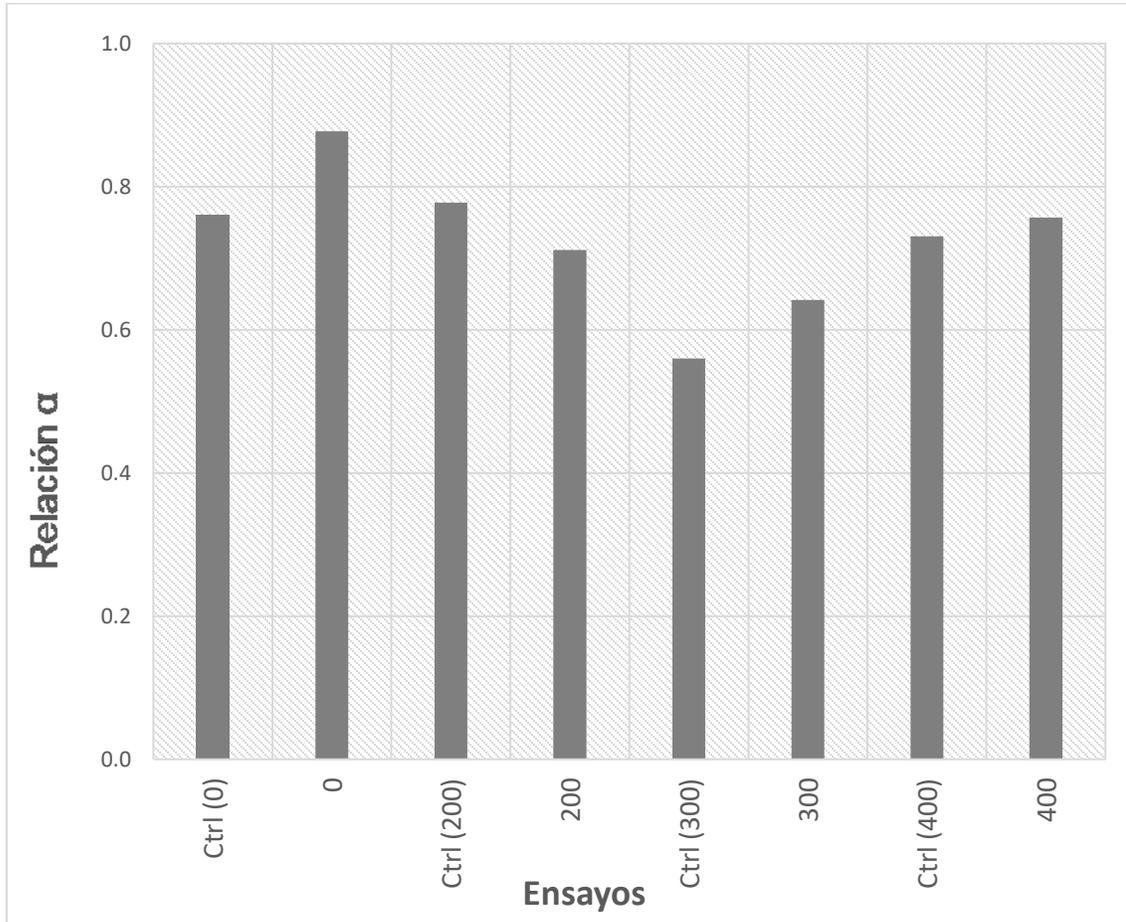
En cuanto a los ensayos con altas concentraciones de APA (300 y 400 ppm) se observó que promueven una mayor remoción de sólidos, ya que se obtuvieron valores de aproximadamente 60%, que se encuentra por encima del porcentaje de remoción requerido para la estabilización de los lodos secundarios, propuesto por la USEPA (38%). El análisis estadístico demostró ser significativo con un intervalo de confianza de 95.0% (tabla 16) para el pretratamiento con altas concentraciones de APA ya que propicia un rompimiento de la membrana celular teniendo una mayor biodisponibilidad de la materia orgánica en compuestos menos complejos que pueden ser empleados en las posteriores etapas de la digestión anaerobia.



**Figura 13.** Remoción de sólidos volátiles.

#### **Efecto del APA en la alcalinidad**

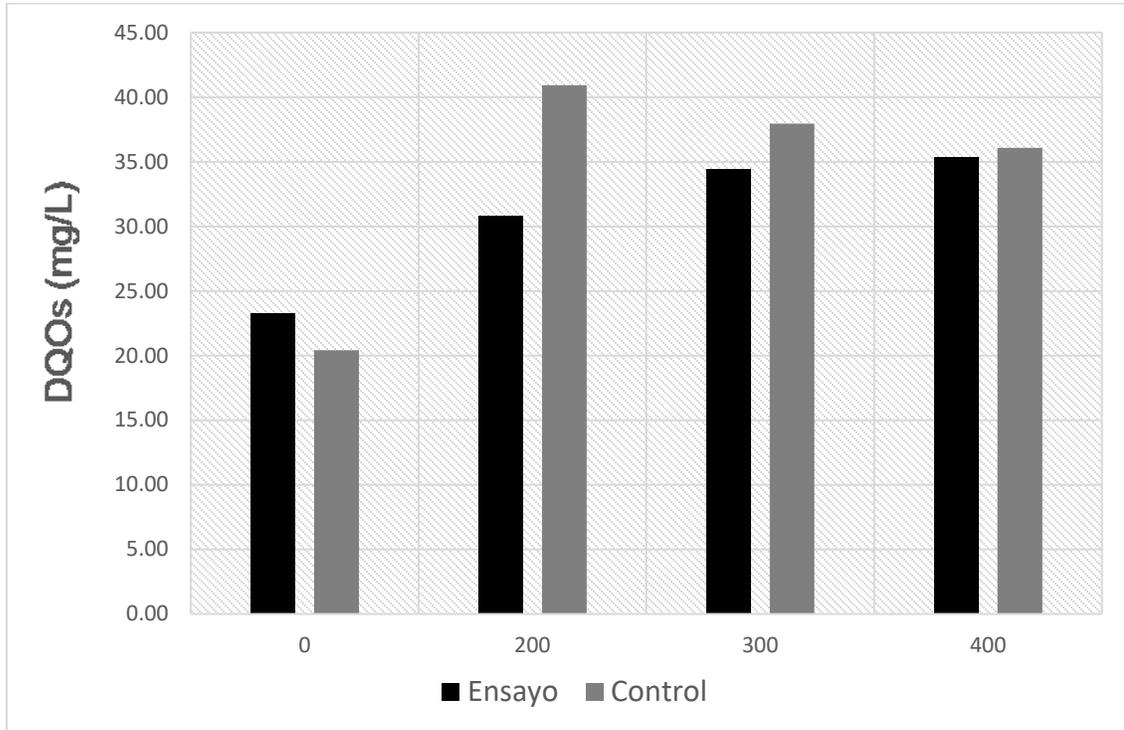
Como se muestra en la figura 14 la relación de alcalinidad a lo largo de esta cinética se mantuvo en valores que no afectan la metanogénesis, presentando mayor relación la muestra de lodo sin pretratamiento. En comparación con la cinética anterior, en esta se realizó un ajuste inicial de pH (7.0). Por lo que los niveles de AGV's iniciales fueron menores a las concentraciones inhibitorias. Además, los altos niveles de alcalinidad indican que el sistema tuvo capacidad de regulación del pH, ya que se generó el bicarbonato (6.8-7.2) necesario para neutralizar los ácidos grasos volátiles por la digestión de los lodos, este bicarbonato se genera por la degradación de compuestos orgánicos evitando que el pH descienda (Varnero Moreno, 2011).



**Figura 14.** Relación de Alcalinidad en cinética.

### **Solubilización de la materia orgánica**

El parámetro de DQO es un parámetro fundamental para conocer la evolución de la materia orgánica durante el proceso de digestión. Analizando los datos experimentales se puede observar que el APA promueve la solubilización de la DQO una vez que se lleva a cabo la digestión, tal como lo muestra la figura 15. Un factor negativo de parámetro es que el bajo tiempo de contacto limita la degradación de los compuestos orgánicos solubles provocando que la remoción de materia orgánica sea lenta (Appels *et al.*, 2011).



**Figura 15.** Solubilización de la materia orgánica.

### Producción de biogás

La metanogénesis no se vio afectada por las propiedades de acidificación del pretratamiento, sin embargo la producción de metano es menor en los ensayos con APA comparada con el lodo crudo como se observa en la figura 16. Al analizar los datos anteriores suponíamos que la producción de biogás iba a incrementarse pero no en todos los caso se da la mejora de la digestión anaerobia aunque haya un alto índice de solubilización, ya que el pretratamiento basado en ácido, particularmente a altas concentraciones, conduce a una producción de metano baja, aunque los demás parámetros indiquen una buena eficiencia.

Este comportamiento puede explicarse por la fuga de compuestos orgánicos solubles inhibidores del lodo a la fase líquida, o la mineralización química de compuestos solubilizados durante las condiciones del pretratamiento. Además,

una sobredosis de productos químicos como el sodio podría inhibir la actividad microbiana, interfiriendo así con la vía metabólica para la producción de metano.

Otro factor importante quizás se deba al tiempo de exposición ya que esta cinética fue evaluada a los 20 días (Zhen *et al*, 2014).

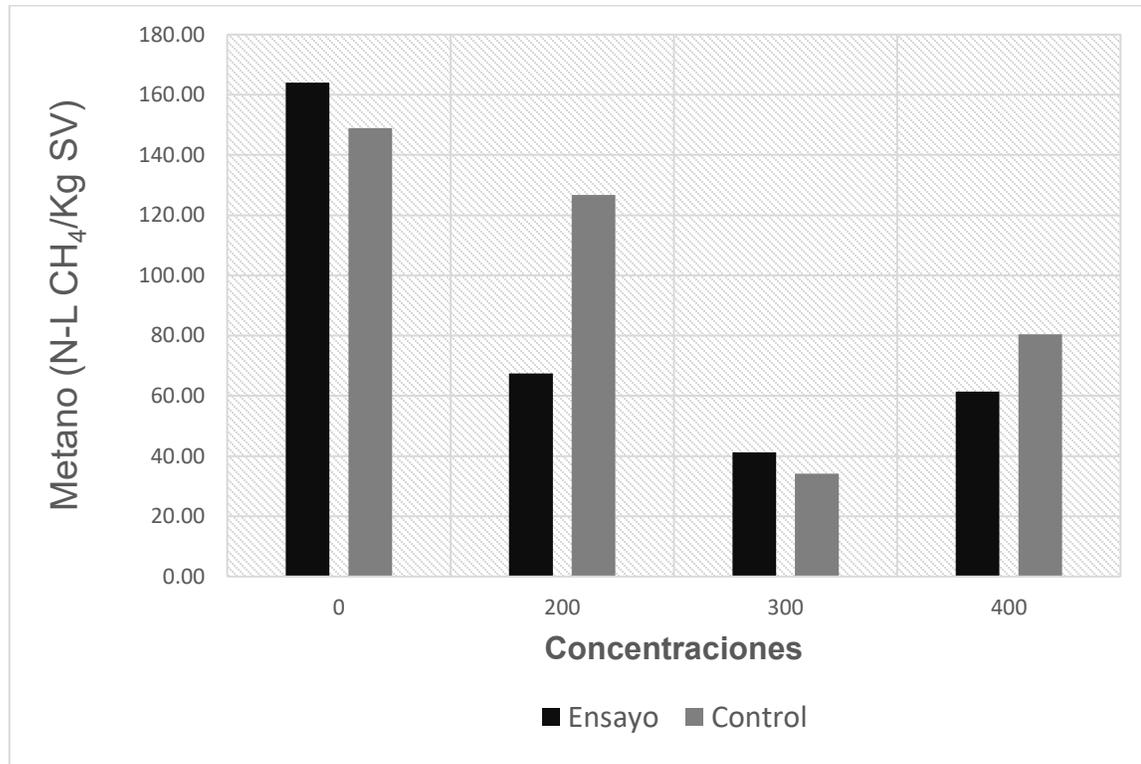


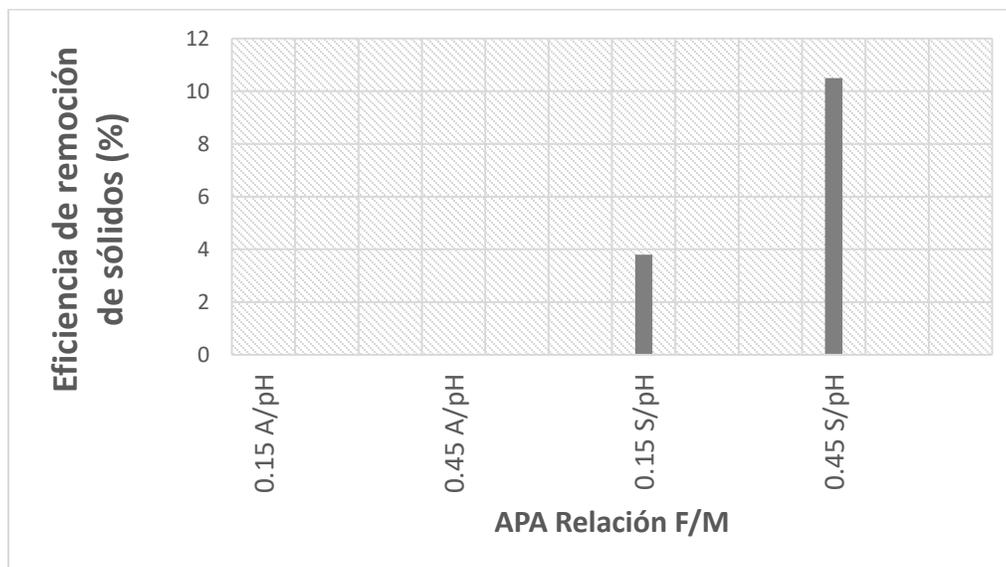
Figura 16. Producción de biogás.

### 4.3. Cinética con distintas relaciones F/M, con ajuste y sin ajuste de pH

En este experimento final, se realizaron ensayos con relaciones F/M de 0.15 y 0.45 g SV<sub>alimentados</sub> /g SV<sub>biomasa</sub>, con una concentración de sólidos del 2% y una concentración de ácido peracético de 500 ppm. En esta cinética se evaluó el efecto del pH, trabajando con lodos pretratados con ajuste y sin ajuste de este parámetro, utilizando ácido comercial y un inóculo adaptado al mismo, con una duración de 30 días.

### Remoción de sólidos volátiles

Se observó en la figura 17 que las condiciones de esta cinética no propiciaron la remoción de sólidos volátiles, ya que el análisis estadístico (tabla 15) no muestra cambios significativos en esta variable para las muestras con ajuste de pH para ambas relaciones F/M; sin embargo para las muestras sin ajuste de pH se obtuvieron valores de 3.8% y 10.5% para las relaciones F/M de 0.15 y 0.45, respectivamente. Por lo tanto, en ninguno de los ensayos de esta cinética se obtuvieron remociones de sólidos significativas, por lo que el pretratamiento con APA y la posterior digestión anaerobia no permiten la estabilizaron el lodo residual, de acuerdo con la USEPA. Además, se muestran evidencias de que el ajuste de pH después del pretratamiento con ácido peracético no mejora la remoción de sólidos.

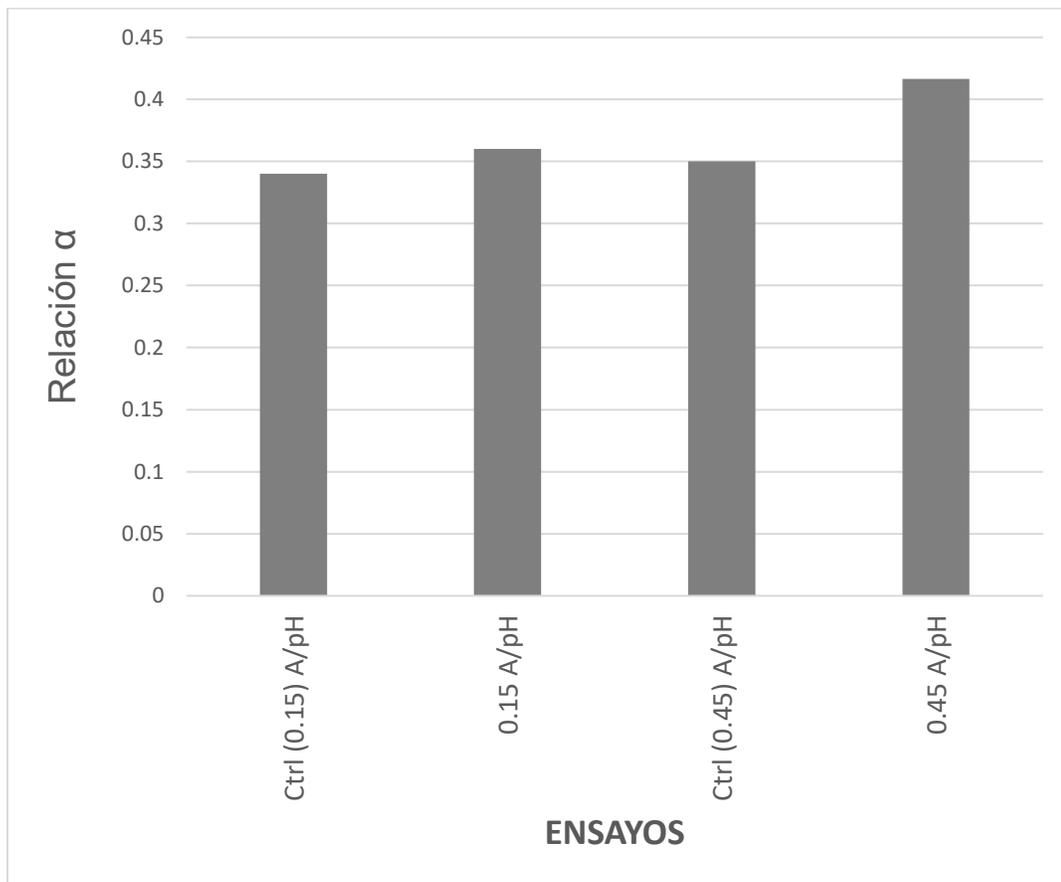


**Figura 17.** Eficiencia de remoción de sólidos en cinética.

### Efecto del APA en la alcalinidad

La figura 18 muestra la alcalinidad final, donde se observa que sólo los ensayos con ajuste de pH y una relación F/M de 0.45 se mantuvo este parámetro dentro de valores que no afectan la metanogénesis. En los otros ensayos se registraron

valores de pH menores a 5, por lo que no se pudo realizar las pruebas de alcalinidad, indicando que las muestras presentan acidificación debido al efecto oxidante del ácido peracético y la alta acumulación de AGV's. Varnero Moreno (2011) menciona que valores de pH bajos reducen la actividad de los microorganismos metanogénicos, provocando la acumulación de ácido acético e  $H_2$ , y al aumentar la presión parcial, las bacterias que degradan el ácido propiónico serán severamente inhibidas, causando una excesiva acumulación de ácidos grasos volátiles de alto peso molecular, particularmente ácidos propiónico y butírico.

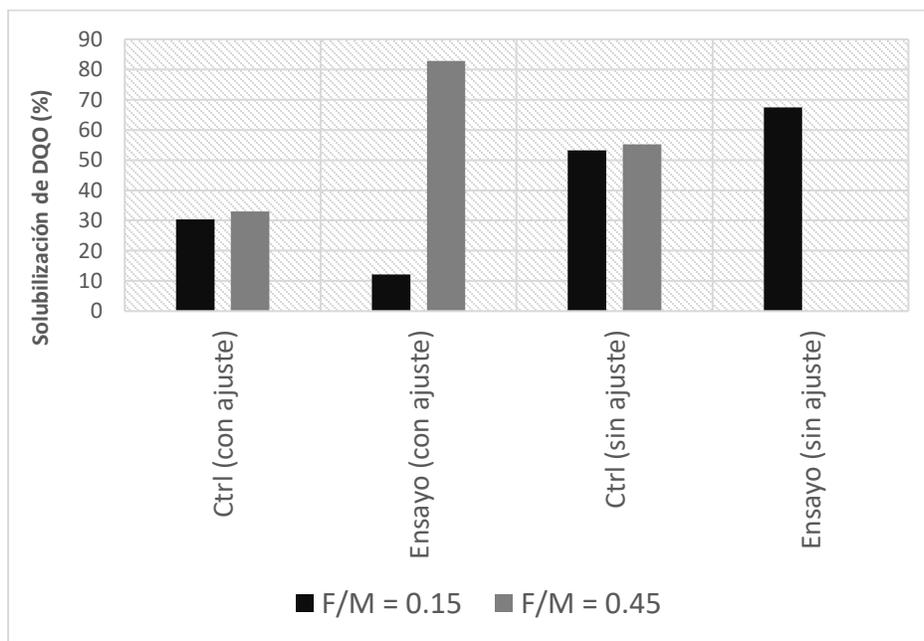


**Figura 18.** Relación de alcalinidad.

### Solubilización de la materia orgánica

La determinación de la DQO dentro de la digestión anaerobia es un factor importante, ya que con ella se determina la cantidad de materia orgánica oxidada y se emplea como medida indirecta de la cantidad de sustrato transformable a biogás dentro del procesos (Deublein & Steinhauser, 2010), es un equilibrio entre la etapa de hidrólisis y las siguientes etapas.

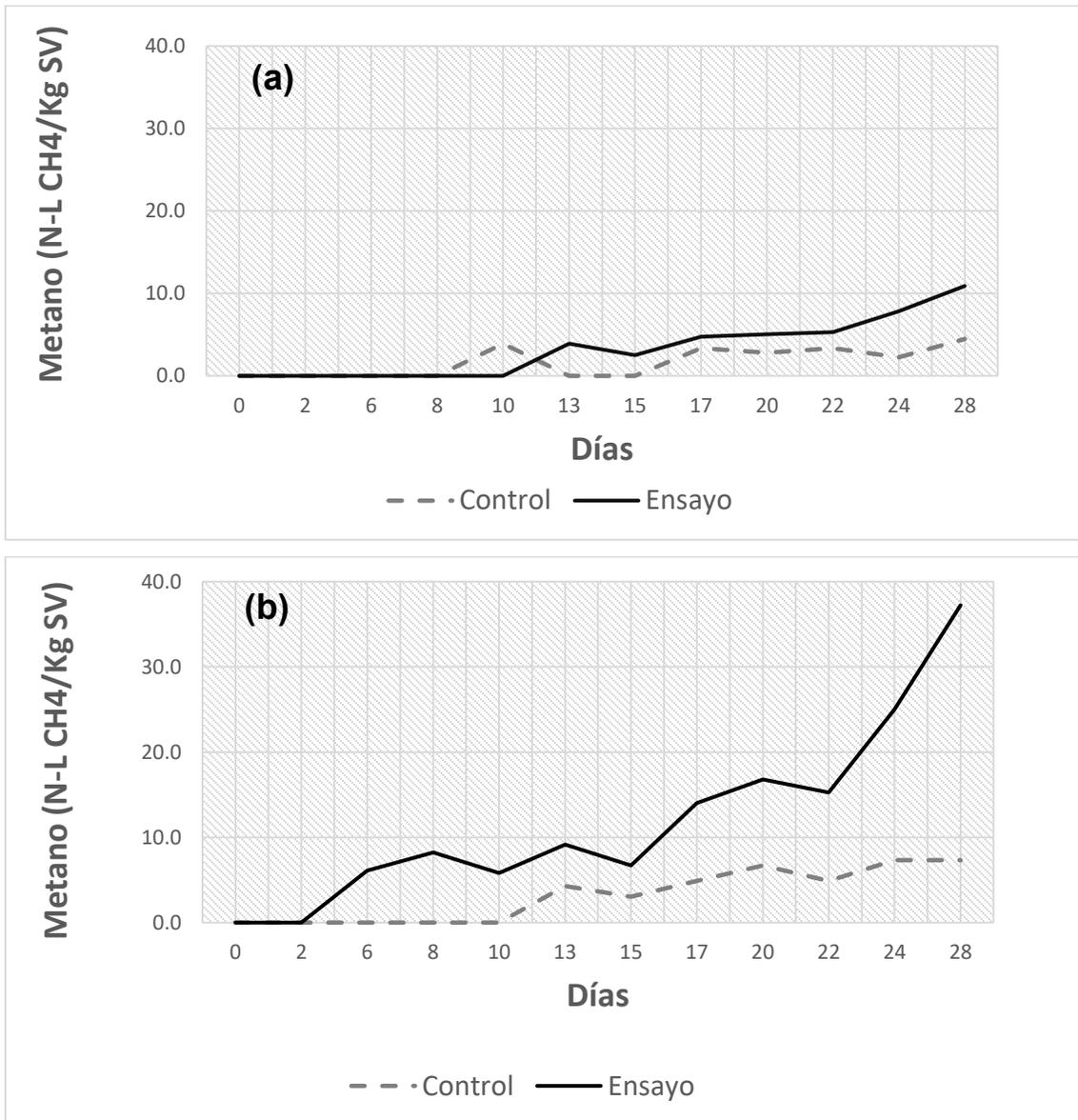
La figura 19 muestra la eficiencia de solubilización de la MO, donde se observa que el pretratamiento obtuvo porcentajes de 80% para muestras con ajuste de pH y 0.45 de relación F/M por lo que se puede decir que la solubilización fue adecuada corroborando con un análisis estadístico donde mostro una significancia con un intervalos de confianza de 0.05 (tabla 15). En cuanto a las muestras sin ajuste de pH también reportaron altos porcentajes de remoción para ambas relaciones sin embargo dado el tiempo corto de la cinética, no se logró obtener biogás como producto final a partir de la materia orgánica biodisponible, lo cual confirma la inhibición de la metanogénesis por las altas concentraciones de AGV's y la caída del pH.



**Figura 19.** Eficiencia de solubilización.

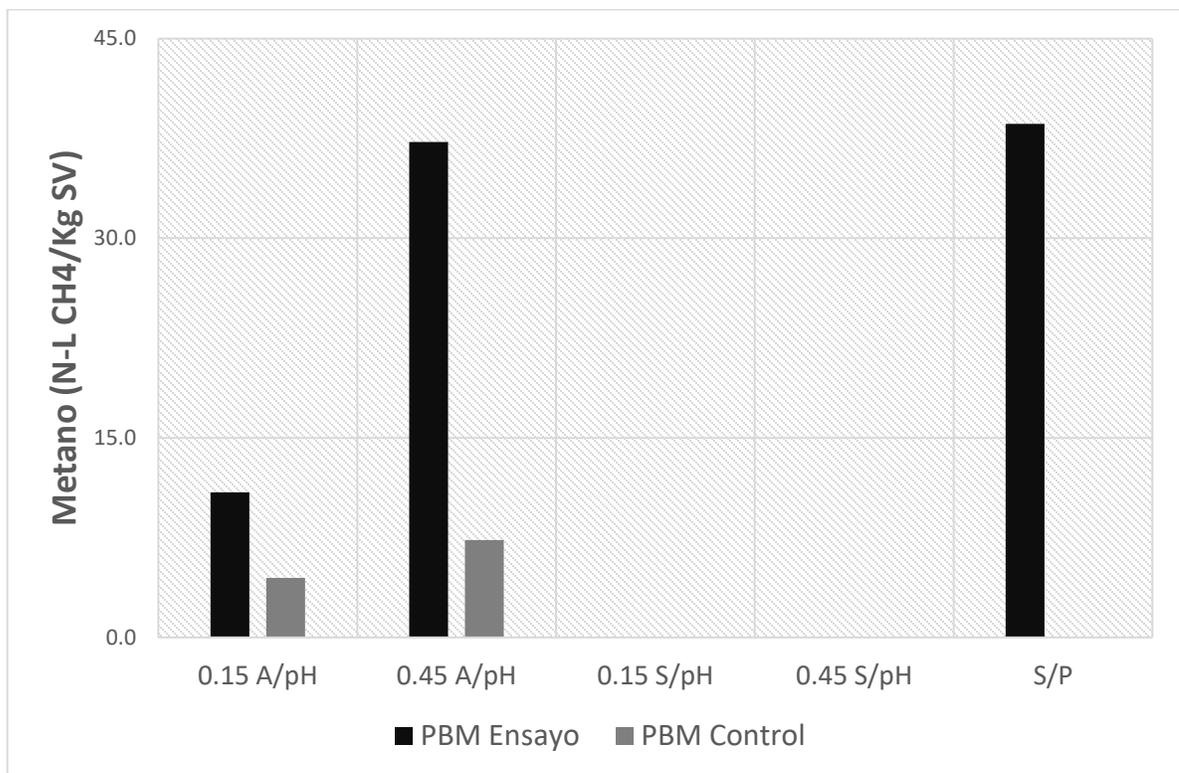
**Producción de biogás**

La producción de metano se muestra en la figura 20, donde se compara las relaciones F/M, empleando como variable los litros de metano normalizados y se aprecia que la relación de 0.45 (b) tuvo una producción de 37.2 N-L CH<sub>4</sub>/Kg SV en los ensayos con ajuste de pH presentándose una mayor producción que en los ensayos de la relación F/M de 0.15 (a). Para ambas relaciones las producción en los controles fue menor de 8 N-L CH<sub>4</sub>/Kg SV.



**Figura 20.** Producción de biogás con relaciones F/M de: (a) 0.15 y (b) 0.45.

Al analizar los resultados de la figura 21, observamos que el pretratamiento demostró ser significativo para la producción de biogás y se evidenció que las mejores condiciones del pretratamiento fueron con una relación de 0.45 y con ajuste de pH ya que el análisis estadístico arrojó un valor-de P menor a 0.05. Lo cual indica que el ajuste de pH es un factor clave para incrementar la producción de biogás, ya que en este ensayo se alcanzó una producción de 37.2 N-L CH<sub>4</sub>/kg SV. Sin embargo, esta producción fue similar que en los ensayos con lodo sin pretratamiento. Por lo tanto, el pretratamiento mostró no ser adecuado para producir energía pero si mejora las características del lodo, por lo que minimiza el efecto al ambiente y a la salud.



**Figura 21.** Potencial bioquímico de metano.

**4.4. Análisis estadístico de resultados obtenidos**

**Prueba de significancia para cinética de distintas relaciones F/M**

Mediante la técnica de ANOVA multifactorial, se analizaron variables de respuesta como: la remoción de sólidos, la solubilización de la DQO y la producción normalizada de metano, con un nivel de significancia de  $\alpha = 0.05$ . Este análisis se realizó con la finalidad de determinar si existen diferencias significativas al aplicar el pretratamiento con APA, en muestras con y sin ajuste de pH y dos relaciones F/M.

Los resultados obtenidos para la remoción de sólidos no mostraron diferencias significativas, tal como se muestra en la tabla 15, donde ningún valor de P fue menor que un nivel de significancia  $\alpha = 0.05$ , por lo tanto las dos variables independientes evaluadas no tienen un efecto estadísticamente significativo sobre la remoción de sólidos (%) con un 95.0% de nivel de confianza. En cuanto a la solubilización de la DQO se obtuvieron valores para P menores de 0.05 para cada uno de los factores, por lo que para esta variable si hubo diferencias estadísticamente significativas, con un 95.0% de nivel de confianza. En la producción de biogás los valores de P también presentaron diferencias significativas, lo cual indica que el ajuste de pH es factor clave para incrementar la producción de biogás, ya que el valor-P obtenido fue menor que 0.05.

**Tabla 15.** Análisis de Varianza.

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
<b>Remoción de sólidos</b>					
A:Ajuste de pH	17.6121	1	17.6121	4.90	0.0777
B:Relación F/M	2.13211	1	2.13211	0.59	0.4758
RESIDUOS	17.9556	5	3.59111		
TOTAL (CORREGIDO)	37.6998	7			
<b>Solubilización de la DQO</b>					
A:Ajuste de pH	3423.22	1	3423.22	15.25	<u>0.0114*</u>

## CAPITULO 4

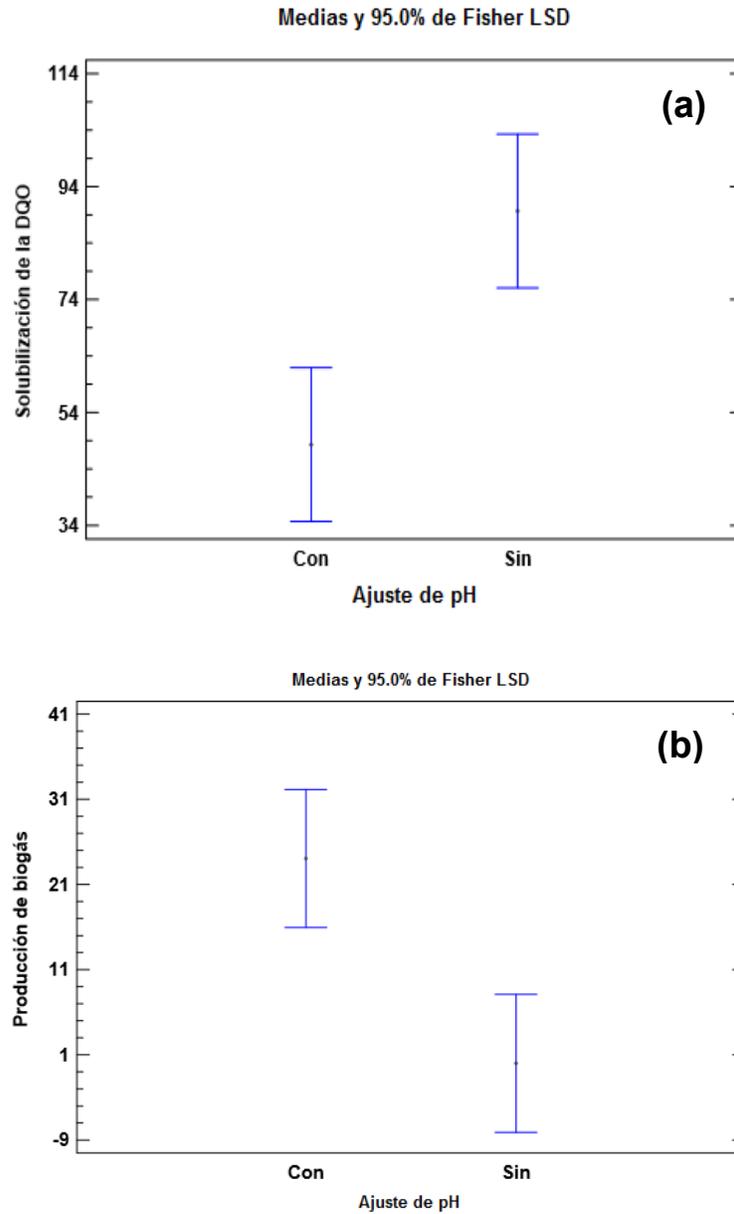
---

B:Relación F/M	6430.66	1	6430.66	28.65	<u>0.0031</u>
RESIDUOS	1122.38	5	224.475		
TOTAL (CORREGIDO)	10976.3	7			
Producción normalizada de metano					
A:Ajuste de pH	1156.81	1	1156.81	14.54	<u>0.0125</u>
B:Relación F/M	345.845	1	345.845	4.35	0.0915
RESIDUOS	397.785	5	79.557		
TOTAL (CORREGIDO)	1900.43	7			

---

*\*Valores de P subrayados presentan diferencias significativas y un valor menor a  $\alpha=0.05$   
Gl: grados de libertad*

Por otro lado, la figura 22a muestra que la solubilización de la DQO es significativamente mayor sin ajuste de pH, logrando una mayor efectividad sobre la solubilización de la materia orgánica. La producción de metano (Figura 22b) muestra que para obtener una mayor producción de metano se requiere realizar el pretratamiento con APA ajustando el pH.



**Figura 22.** Gráficos de medias para: (a) la solubilización de la DQO y (b) la producción de biogás.

**Prueba de significancia para cinética con distintas dosis de APA**

El análisis estadístico de la segunda cinética (tabla 16), mostró diferencias significativas para las tres variables de respuesta, ya que los valores-P obtenidos son menores que 0.05, indicando que la modificación en la dosis de APA tiene un efecto estadísticamente significativo, con un 95.0% de nivel de confianza.

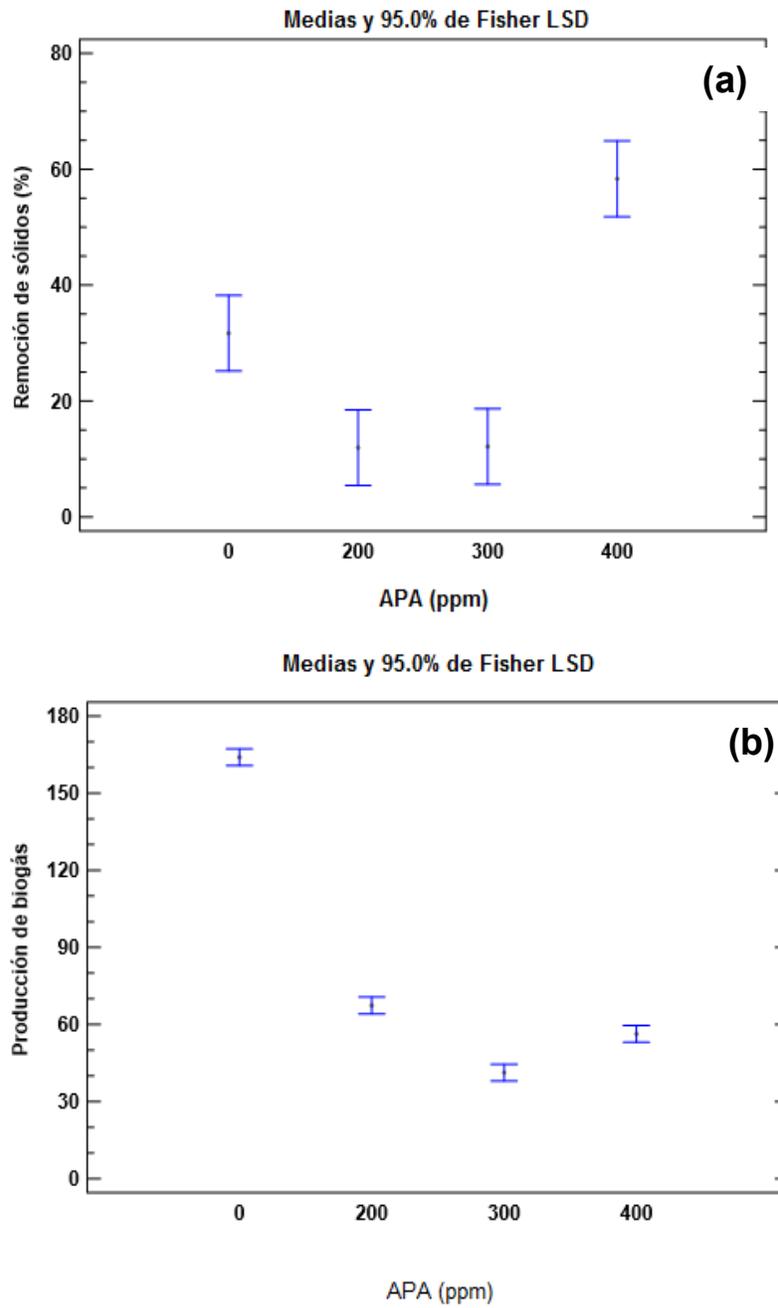
**Tabla 16. Análisis de Varianza.**

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
<b>Remoción de sólidos</b>					
A:APA (ppm)	2884.96	3	961.655	43.46	<u>0.0016</u>
RESIDUOS	88.515	4	22.1288		
TOTAL (CORREGIDO)	2973.48	7			
<b>Solubilización de la DQO</b>					
A:APA (ppm)	143.247	3	47.749	13.88	<u>0.0140</u>
RESIDUOS	13.7578	4	3.43945		
TOTAL (CORREGIDO)	157.005	7			
<b>Producción normalizada de metano</b>					
A:APA (ppm)	18509.6	3	6169.87	1106.65	<u>0.0000</u>
RESIDUOS	22.301	4	5.57526		
TOTAL (CORREGIDO)	18531.9	7			

*\*Valores de P subrayados presentan significación menor a  $\alpha=0.05$*

*Gl: grados de libertad*

Con base en las figuras de medias para la remoción de sólidos (Figura 23a) y la producción de biogás (Figura 23b) se eligió la concentración de APA de 400 ppm, ya que es idónea para la estabilización de los lodos secundarios, pero con esta concentración de APA no se pudo incrementar la productividad de metano.



**Figura 23.** Gráficos de medias para: (a) la remoción de sólidos y (b) la producción de biogás (b).

---

# CAPÍTULO 5. Conclusiones y recomendaciones

## 5.1. Conclusiones

Con base en los resultados obtenidos se concluye lo siguiente:

Cinética sin inóculo adaptado al APA

- La utilización de lodo pretratado sin ajuste de pH no permitió la disociación de los AGV's y por lo tanto no pudieron ser metabolizados.
- La falta de un inóculo adaptado al pretratamiento con 500 ppm de APA inhibió la producción de metano por la alta acumulación de AGV's.
- El pretratamiento con APA contribuyó solo a la estabilización del lodo.

Cinética con distintas dosis de APA

- Las concentraciones de 400 y 300 ppm de APA presentaron una remoción de sólidos cercana al 60%.
- Con la concentración de 200 ppm la producción de metano fue menor a la producción obtenida con el lodo no pretratado.
- La dosis de APA más apta para el pretratamiento fue de 400 ppm, ya que se logró una remoción de sólidos del 59.7 % y una producción de metano de 61.4 N-L CH<sub>4</sub>/Kg SV.

Cinética con distintas relaciones F/M, con ajuste y sin ajuste de pH

- El ajuste de pH en el lodo pretratado como paso previo a la digestión favorece la producción de metano, en comparación con los ensayos sin ajuste de pH.
- La relación de 0.45 g SV<sub>sustrato</sub> /g SV<sub>inóculo</sub> mejoró las características del lodo, ya que alcanzó una solubilización de DQO de 82.86% y una producción de metano 37.2 N-L CH<sub>4</sub>/Kg SV.

Al pretratar los lodos con APA, se reduce el tiempo de estabilización de los lodos de 45 a 22 días, ya que en este tiempo se obtiene la máxima producción de metano, sin embargo esta producción es menor a la de los ensayos sin pretratamiento.

Por lo tanto, el pretratamiento con una concentración de APA de 400 ppm, junto con una relación de 0.45 g SV<sub>sustrato</sub> /g SV<sub>inóculo</sub> y con ajuste de pH, favorecen la estabilización de los lodos secundarios.

### 5.2. Recomendaciones

- Realizar la cuantificación de microorganismos patógenos como: coliformes fecales, *Salmonella* y *E. Coli*, para evaluar la viabilidad del pretratamiento en la estabilización y posibles reutilización del lodo como mejorador de suelos.
- Proponer la combinación de la adición de APA con otro pretratamiento como la electrooxidación, para obtener un tratamiento integral que permita una mayor producción de metano y la estabilización de los lodos.
- Realizar otra experimentación con las mejores condiciones obtenidas en este trabajo (400 ppm de APA, con una relación F/M de 0.45 y ajuste de pH) añadiéndole sales férricas, ya que Yu *et al.* (2015) menciona que esta sales mejoran la producción de biogás y reducen la generación de sulfuro de hidrógeno en el mismo.

# Referencias

- Adalberto Noyola Robles. (1998). Digestión anaerobia de lodos. Memorias del curso Digestión anaerobia de lodos y aguas residuales. México: Federación Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales, A.C. México.
- Aguilar-Rodríguez, E., & Álvarez-Majmutov, A. (2007). SINTESIS EVOLUTIVA DE PROCESO PARA LA LICUEFACCION DE METANO EVOLUTIONARY PROCESS SYNTHESIS FOR METHANE LIQUEFACTION. *REVISTA MEXICANA DE INGENIERÍA QUÍMICA*, 6(1), 81–88.
- Ahmed, A. U., & Sorensen, D. L. (1995). Kinetics of pathogen destruction during storage of dewatered biosolids. *Water Environment Research*, 67(2), 143–150.
- Ahumada, I., Escudero, P., Carrasco, M. A., Castillo, G., Ascar, L., & Fuentes, E. (2004). Use of sequential extraction to assess the influence of sewage sludge amendment on metal mobility in Chilean soils. *Journal of Environmental Monitoring*, 6(4), 327–334. <https://doi.org/10.1039/B313272B>
- Andreoli, C. V. (2001). Resíduos sólidos do saneamento: processamento, reciclagem e disposição final. *Rio de Janeiro: Rima, ABES*.
- Angelidaki, I., Alves, M., Bolzonella, D., Borzacconi, L., Campos, J. L., Guwy, A. J., ... Van Lier, J. B. (2009). Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: A proposed protocol for batch assays. *Water Science and Technology*, 59(5), 927–934. <https://doi.org/10.2166/wst.2009.040>
- Appels, L., Assche, A. Van, Willems, K., Degrève, J., Impe, J. Van, & Dewil, R. (2011). Peracetic acid oxidation as an alternative pre-treatment for the anaerobic digestion of waste activated sludge. *Bioresource Technology*, 102(5), 4124–4130. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.12.070>
- Appels, L., Baeyens, J., Degrève, J., & Dewil, R. (2008). Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. *Progress in Energy and Combustion Science*, 34(6), 755–781. <https://doi.org/10.1016/j.peccs.2008.06.002>
- Barrios, J. A., Jimenez, B., & Maya, C. (2004). Treatment of Sludge with Peracetic Acid to Reduce the Microbial Content, 1(1), 69–74.
- Boehler, M., & Siegrist, H. (2006). Potential of activated sludge disintegration. In *Water Science and Technology* (Vol. 53, pp. 207–216).
- Bolzonella, D., Pavan, P., Battistoni, P., & Cecchi, F. (2005). Mesophilic anaerobic digestion of waste activated sludge: Influence of the solid retention time in the wastewater treatment process. *Process Biochemistry*, 40(3–4), 1453–1460.
- Bouallagui, H., Touhami, Y., Ben Cheikh, R., & Hamdi, M. (2005). Bioreactor performance in anaerobic digestion of fruit and vegetable wastes. *Process Biochemistry*, 40(3), 989–995. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2004.03.007>
- Bougrier, C., Delgenès, J. P., & Carrère, H. (2008). Effects of thermal treatments on five different waste activated sludge samples solubilisation, physical properties and anaerobic digestion.

## REFERENCIAS

- Chemical Engineering Journal*, 139(2), 236–244. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2007.07.099>
- Carrère, H., Dumas, C., Battimelli, a, Batstone, D. J., Delgenès, J. P., Steyer, J. P., & Ferrer, I. (2010). Pretreatment methods to improve sludge anaerobic degradability: a review. *Journal of Hazardous Materials*, 183(1–3), 1–15. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.06.129>
- Chen, T. H., & Hashimoto, A. G. (1996). Effects of pH and substrate:inoculum ratio on batch methane fermentation. *Bioresource Technology*, 56(2–3), 179–186. [https://doi.org/10.1016/0960-8524\(96\)00016-8](https://doi.org/10.1016/0960-8524(96)00016-8)
- Chen, Y., Cheng, J. J., & Creamer, K. S. (2008). Inhibition of anaerobic digestion process: A review. *Bioresource Technology*, 99(10), 4044–4064. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.01.057>
- Conagua. (2014). Estadísticas del Agua en México. *Conagua*, 2014, 242.
- D.J. Batstone, J. Keller, I. Angelidaki, S.V. Kalyuzhnyi, S.G. Pavlostathis, A. Rozzi, W.T.M. Sanders, H. Siegrist, V. A. V. (2002). The IWA Anaerobic Digestion Model No 1 (ADM1). *Water Science and Technology*, 45(10), 65–73.
- de la Rubia, M. A., Perez, M., Romero, L. I., & Sales, D. (2006). Effect of solids retention time (SRT) on pilot scale anaerobic thermophilic sludge digestion. *Process Biochemistry*, 41(1), 79–86. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2005.03.073>
- de Mes, T. Z. D., Stams, A. J. M., Reith, J. H., & Zeeman, G. (2003). Methane production by anaerobic digestion of wastewater and solid wastes. *Bio-Methane & Bio-Hydrogen, Status and Perspectives of Biological Methane and Hydrogen Production*, 58–102. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.08.032>
- Deublein, D., & Steinhauser, A. (2010). *Biogas from Waste and Renewable Resources: An Introduction, Second Edition*. *Biogas from Waste and Renewable Resources: An Introduction, Second Edition*. <https://doi.org/10.1002/9783527632794>
- Díaz-Báez, M. C., Vargas, S. L. E., & Pérez, F. M. (2002). *Digestión Anaerobia: Una aproximación a la tecnología*. Universidad Nacional de Colombia.
- Dimock, R., & Morgenroth, E. (2006). The influence of particle size on microbial hydrolysis of protein particles in activated sludge. *Water Research*, 40(10), 2064–2074. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.03.011>
- Frølund, B., Palmgren, R., Keiding, K., & Nielsen, P. H. (1996). Extraction of extracellular polymers from activated sludge using a cation exchange resin. *Water Research*, 30(8), 1749–1758. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(95\)00323-1](https://doi.org/10.1016/0043-1354(95)00323-1)
- Ghosh, S. (1988). IMPROVED SLUDGE GASIFICATION BY TWO-PHASE ANAEROBIC DIGESTION. *Journal of Environmental Engineering*, 113(6), 1265–1284.
- Griffin, M. E., McMahon, K. D., Mackie, R. I., & Raskin, L. (1998). Methanogenic population dynamics during start-up of anaerobic digesters treating municipal solid waste and biosolids. *Biotechnology and Bioengineering*, 57(3), 342–355.
- Inman, D. C. (2004). Comparative studies of alternative anaerobic digestion technologies. *Dissertação Para Obtenção de Grau Metre Em Engenharia Do Ambiente*. Virginia

- Polytechnic Institute and State University.*, 81.
- Jiang, J., Zhang, Y., Li, K., Wang, Q., Gong, C., & Li, M. (2013). Volatile fatty acids production from food waste: Effects of pH, temperature, and organic loading rate. *Bioresource Technology*, 143, 525–530. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.06.025>
- Labatut, R. A., Angenent, L. T., & Scott, N. R. (2014). Conventional mesophilic vs. thermophilic anaerobic digestion: a trade-off between performance and stability? *Water Research*, 53, 249–58. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.01.035>
- Li, Q., Qiao, W., Wang, X., Takayanagi, K., Shofie, M., & Li, Y.-Y. (2015). Kinetic characterization of thermophilic and mesophilic anaerobic digestion for coffee grounds and waste activated sludge. *Waste Management*, 36, 77–85. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.11.016>
- Liberti, L. (1999). Advanced Treatment and Disinfection for Municipal Wastewater Reuse in Agriculture. *Water Science and Technology*, 40(4–5), 235–245. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(99\)00505-3](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(99)00505-3)
- Madigan, M. T., & Martinko, J. M. (2006). *Brock Biology of Microorganisms*. Pearson Prentice Hall.
- Mahmoud, N., Zeeman, G., Gijzen, H., & Lettinga, G. (2004). Anaerobic stabilisation and conversion of biopolymers in primary sludge—effect of temperature and sludge retention time. *Water Research*, 38(4), 983–991. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2003.10.016>
- McDonald, J. (2006). Alkalinity and pH Relationships. *CSTN-Chemistry*, (May), 393–395.
- Metcalf & Eddy. (2003). *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. (H. D. S. George Tchobanoglous, Franklin Louis Burton, Ed.) (4th ed.). McGraw-Hill Education.
- Miron, Y., Zeeman, G., van Lier, J. B., & Lettinga, G. (2000). The role of sludge retention time in the hydrolysis and acidification of lipids, carbohydrates and proteins during digestion of primary sludge in CSTR systems. *Water Research*, 34(5), 1705–1713. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(99\)00280-8](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(99)00280-8)
- Oscar Piña Maldonado, Reyna I. Rodríguez, Yolanda Cruz Venegas, Sergio Espinosa Domínguez, Rocío López Sánchez, G. A. R. (2011). DEGRADACIÓN Y ESTABILIZACIÓN ACELERADA DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS (RSU) POR TRATAMIENTOS AEROBIOS Y ANAEROBIOS, (c).
- Parkin, G. F., & Owen, W. F. (1986). Fundamentals of Anaerobic Digestion of Wastewater Sludges. *Journal of Environmental Engineering*, 112(5), 867–920.
- Prorot, A., Julien, L., Christophe, D., & Patrick, L. (2011). Sludge disintegration during heat treatment at low temperature: A better understanding of involved mechanisms with a multiparametric approach. *Biochemical Engineering Journal*, 54(3), 178–184. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2011.02.016>
- Qiao, W., Takayanagi, K., Niu, Q., Shofie, M., & Li, Y. Y. (2013). Long-term stability of thermophilic co-digestion submerged anaerobic membrane reactor encountering high organic loading rate, persistent propionate and detectable hydrogen in biogas. *Bioresource Technology*, 149, 92–102. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.09.023>
- R. D. Tyagi, Rao Y. Surampalli, Song Yan, Tian C. Zhang, C.M. Kao, B. N. L. (2009). *Sustainable*

## REFERENCIAS

---

- Sludge Management: Production of Value Added Products*. (American Society of Civil Engineers, Ed.). United States of America .
- Rokhina, E. V., Makarova, K., Golovina, E. A., Van As, H., & Virkutyte, J. (2010). Free radical reaction pathway, thermochemistry of peracetic acid homolysis, and its application for phenol degradation: Spectroscopic study and quantum chemistry calculations. *Environmental Science and Technology*, 44(17), 6815–6821. <https://doi.org/10.1021/es1009136>
- Sánchez Rubal, J., Cortacans Torre, J. A., & Del Castillo González, I. (2012). Influence of temperature, agitation, sludge concentration and solids retention time on primary sludge fermentation. *International Journal of Chemical Engineering*, 2012. <https://doi.org/10.1155/2012/861467>
- Sanders, W. (2001). *Anaerobic hydrolysis digestion of complex substrates*.
- Seggiani, M., Vitolo, S., Puccini, M., & Bellini, A. (2012). Cogasification of sewage sludge in an updraft gasifier. *Fuel*, 93, 486–491.
- Semarnat. (2003). Norma Oficial Mexicana NOM-004-SEMARNAT-2002. Lodos y biosólidos. Especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final. *Diario Oficial de La Federación*, México, 15 de agosto de 2003.
- SEMARNAT. (2016). Residuos Residuos, 380.
- Souza, M. E., Fuzaro, G., & Polegato, A. R. (1992). Thermophilic Anaerobic Digestion of Vinasse in Pilot Plant UASB Reactor. *Water Science and Technology*, 25(7), 213–222.
- Speece, R. E., Boonyakiytsombut, S., Kim, M., Azbar, N., & Ursillo, P. (n.d.). Overview of anaerobic treatment : Thermophilic and propionate implications. *Water Environment Research*, 78(5), 460–473.
- Tanaka, S., Kobayashi, T., Kamiyama, K., & Signey Bildan, M. L. N. (1997). Effects of thermochemical pretreatment on the anaerobic digestion of waste activated sludge. *Water Science and Technology*, 35(8), 209–215. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(97\)00169-8](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(97)00169-8)
- Turovskiy, I. S., & Mathai, P. K. (2006). *Wastewater sludge processing*. John Wiley & Sons.
- Tyagi, V. K., Lo, S.-L., Appels, L., & Dewil, R. (2014). Ultrasonic Treatment of Waste Sludge: A Review on Mechanisms and Applications. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 44(11), 1220–1288. <https://doi.org/10.1080/10643389.2013.763587>
- USEPA. (1999). Biosolids generation, use, and disposal in the United States. *Epa530-R-99-009*, (September), 81.
- Van Lier, J. B., Grolle, K. C., Frijters, C. T., Stams, A. J., & Lettinga, G. (1993). Effects of acetate, propionate, and butyrate on the thermophilic anaerobic degradation of propionate by methanogenic sludge and defined cultures. *Appl. Envir. Microbiol.*, 59(4), 1003–1011.
- Van Lier Jules B, Nidal, M., & Grietje, Z. (2008). *Anaerobic Wastewater Treatment. Biological Wastewater Treatment : Principles, Modelling and Design*. <https://doi.org/10.1021/es00154a002>
- Varnero Moreno, M. T. (2011). *Manual de Biogás. Physiological Research* (Vol. 64).

## REFERENCIAS

---

<https://doi.org/10.1073/pnas.0703993104>

- Viguera-Carmona, S. E., Ramírez-Vives, F., Noyola-Robles, A., & Monroy-Hermosillo, O. (2011). Efecto del pretratamiento termo-alcálico en la digestión anaerobia mesofílica y termofílica de lodos residuales secundarios. *Revista Mexicana de Ingeniería Química*, 10(2), 247–255.
- Wingender, J., Neu, T. R., & Flemming, H.-C. (1999). What are bacterial extracellular polymeric substances? In *Microbial extracellular polymeric substances* (pp. 1–19). Springer.
- WINKLER M. (1994). *Tratamiento Biológico de Aguas de Desecho*. (Limusa S.A. de C.V, Ed.). México D.F.
- Yu, B., Lou, Z., Zhang, D., Shan, A., Yuan, H., Zhu, N., & Zhang, K. (2015). Variations of organic matters and microbial community in thermophilic anaerobic digestion of waste activated sludge with the addition of ferric salts. *Bioresource Technology*, 179, 291–298. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.12.011>
- Yu, B., Xu, J., Yuan, H., Lou, Z., Lin, J., & Zhu, N. (2014). Enhancement of anaerobic digestion of waste activated sludge by electrochemical pretreatment. *Fuel*, 130, 279–285. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2014.04.031>
- Yu, H. Q., & Fang, H. H. . (2003). Acidogenesis of gelatin-rich wastewater in an upflow anaerobic reactor: influence of pH and temperature. *Water Research*, 37(1), 55–66. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(02\)00256-7](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00256-7)
- Zhen, G., Lu, X., Li, Y. Y., & Zhao, Y. (2014). Combined electrical-alkali pretreatment to increase the anaerobic hydrolysis rate of waste activated sludge during anaerobic digestion. *Applied Energy*, 128, 93–102.

# Anexo 1

Desarrollo de técnicas de evaluación de cinéticas:

## **Demanda química de oxígeno (DQO):**

- Se midió la demanda química de oxígeno total y soluble.
- Para la DQO soluble se centrifugo muestras de lodo y se tomó el sobrenadante para hacer diluciones 1:25 y 1:50 para medir la DQO con la curva estándar correspondiente.
- Se agregaron 1.5 mL de muestra diluida o agua (blanco) en un tubo que contenía las soluciones digestora y catalítica.
- Se realizó la digestión de las muestras a 150 °C por dos horas. Se midió la concentración de DQO en un espectrofotómetro HACH a una longitud de onda de 610 nm. Se puso a peso constante las cápsulas de porcelana durante 30 min.
- Las unidades para reportar los resultados son mg/L de DQO.

## **Determinación de Sólidos por volumen:**

- Se puso a peso constante las cápsulas de porcelana durante 30 min.
- Una vez concluido el tiempo las cápsulas se dejan enfriar y se registra su peso correspondiente P1.
- Se colocó 25 ml de lodo dentro de las cápsulas.
- Se Introdujeron a la estufa a 103°C hasta que el agua se evaporo totalmente (12hrs).
- Se pasaron las cápsulas al desecador, se dejó que enfriaran y posteriormente se pesaron y registrar su peso P2.
- Las cápsulas se llevaron a la mufla a 550°C durante 30 min y después a la estufa a 103°C durante 15 min.

- Una vez transcurrido el tiempo las cápsulas se colocaron nuevamente en el desecador para permitir que se enfriaran y posteriormente se procedió a registrar el peso correspondiente P3.
- Para obtener las concentraciones se realizaron los cálculos específicos donde:
  - $STT = \frac{(P2-P1)}{\text{Volumen de muestra } L}$
  - 
  - $SVT = \frac{(P2-P3)}{\text{Volumen de muestra } l}$
  - 
  - $SFT = STT - SVT$

### **Determinación de Sólidos por peso:**

- Se puso a peso constante las cápsulas de porcelana durante 30 min.
- Una vez concluido el tiempo las cápsulas se dejan enfriar y se registra su peso correspondiente P1.
- Se colocaron 5 g de lodo dentro de las cápsulas y se registró su peso P2.
- Se Introdujeron a la estufa a 103°C hasta que el agua se evaporo totalmente (12hrs).
- Se pasaron las cápsulas al desecador, se dejó que enfriaran y posteriormente se pesaron y registrar su peso P3.
- Las cápsulas se llevaron a la mufla a 550°C durante 30 min y después a la estufa a 103°C durante 15 min.
- Una vez transcurrido el tiempo las cápsulas se colocaron nuevamente en el desecadores para permitir que se enfriaran y posteriormente se procedió a registrar el peso correspondiente P4.
- Para obtener las concentraciones se realizaron los cálculos específicos.

### **Alcalinidad:**

- Se tomó 25 ml de la muestra y se anotó el pH del lodo.
- Se tituló con H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 0.2 N hasta alcanzar un valor de pH a 5.75 y se anotó el volumen de ácido consumido.
- Se continuo la titulación hasta alcanzar un pH = 4.3.

- Se determinó la relación  $\alpha$  dividiendo los mililitros de ácido consumido a pH<sub>5.75</sub> entre los mililitros de ácido consumido a pH<sub>4.30</sub>.
- $\alpha = \frac{\text{alcalinidad pH}_{5.75}}{\text{alcalinidad pH}_{4.3}}$

### **Caracterización del biogás producido (Cromatografía de gases):**

- Tomar 0.5 mililitros de biogás con una jeringa.
- Inyectar el volumen de biogás a un cromatógrafo de gases con detector de conductividad térmica.
- Medir la altura de los picos de los componentes del biogás (metano y dióxido de carbono).
- Determinar la composición y cantidad de los gases presentes en las muestras.

### **Cuantificación de los ácidos grasos volátiles (AGV's):**

#### **Preparación de la muestra:**

- Se tomaron dos mililitros de lodo con una jeringa y se deposita en el tubo Eppendorf y se agregaron dos gotas de ácido clorhídrico.
- Se centrifugaron por 30min a una velocidad de 3500 rpm.
- Al terminar la centrifugación se extrajo el sobrenadante amarillo y se filtró con una membrana de celulosa con un tamaño de poro de 0.25mm.
- Las muestras se corrieron en un cromatógrafo de gases SRI con una columna de 15m \*0.53mm\*1.00µm e hidrógeno como gas acarreador.
- Las muestras son preservadas en refrigeración a 4°C.

## Anexo 2

### Preparación de estándar para AGV's

Se realizan cálculos para tener una solución madre de 1000 ppm de cada ácido (ácido acético, ácido propiónico y ácido butírico) en 100 ml de agua destilada

**Tabla 17.** Preparación de la solución madre AGV's.

Parámetro	AGV		
	Acético	Propiónico	Butírico
Densidad (g/ml)	1.05	0.99	0.96
Peso molecular (g/mol)	60.05	70.08	88.11
Pureza (%)	99.7	99	99
Solución madre (mg/l)	1000	1000	1000
Cantidad de ácido (ml/100 ml)	0.096	0.102	0.105
Cantidad de ácido ( $\mu\text{L}/100\text{ ml}$ )	96	102	105

Aforar con 10% de volumen de HCL al 50%

Utilizar agua MilliQ para las preparaciones de los estándares

### Preparación de los estándares

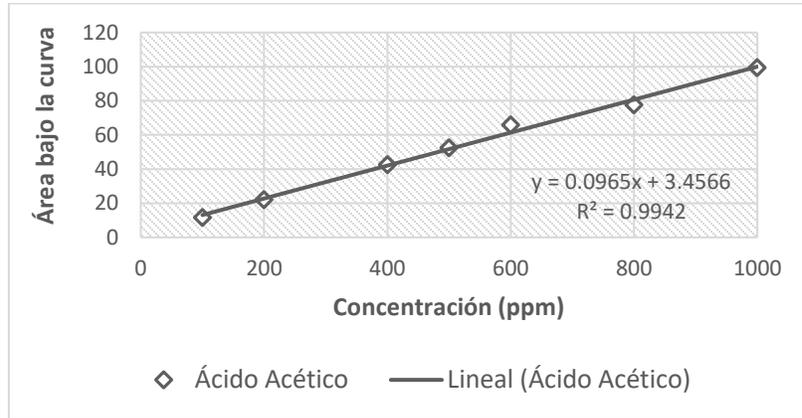
Para la preparación de los estándares la solución madre requirió ser diluida para alcanzar las diferentes concentraciones deseadas en un volumen de 1.5 mL.

**Tabla 18.** Preparación de los estándares AGV's.

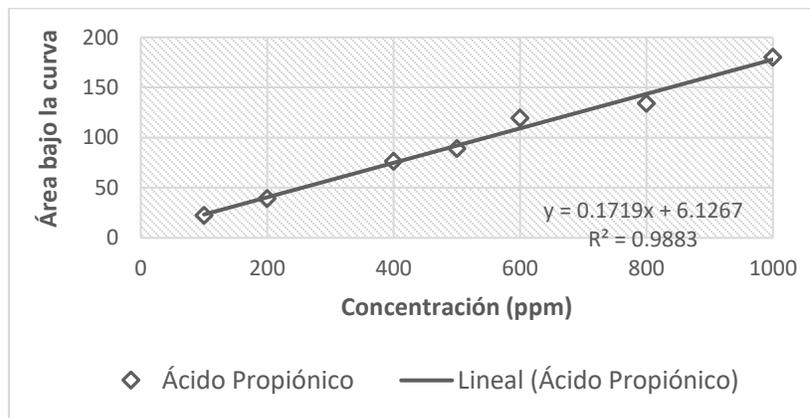
Concentración (ppm)	AGV's ( $\mu\text{L}$ )	Agua ( $\mu\text{L}$ )
100	150	1350
200	300	1200
400	600	900
600	900	600
800	1200	300
1000	1500	0

### Curvas estándar

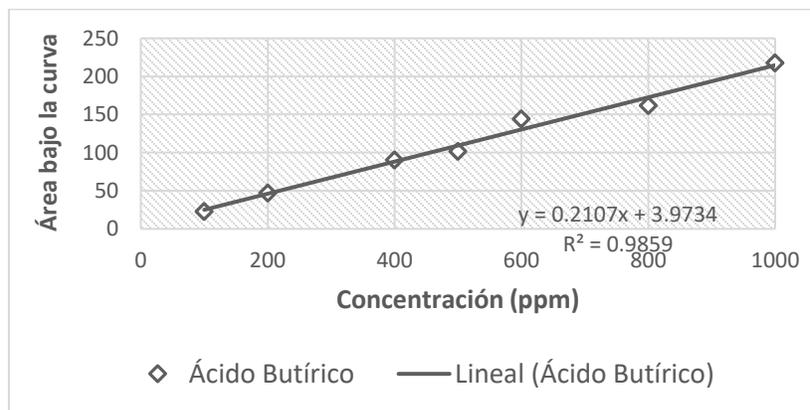
A partir de las concentraciones realizadas se analizan en una cromatógrafo de gases, y se elaboran las curvas estándar.



**Figura 24.** Curva estándar de ácido acético.



**Figura 25.** Curva estándar de ácido propiónico.



**Figura 26.** Curva estándar de ácido butírico.