



**Universidad Autónoma Metropolitana**  
**Unidad Iztapalapa**

División de Ciencias Biológicas y de la Salud  
Departamento de Biotecnología

# **T E S I S**

**Digestión anaerobia de las aguas cafés: efecto del NaClO y  
del papel higiénico**

**PARA OBTENER EL GRADO DE DOCTOR EN  
BIOTECNOLOGÍA**

**Presenta**

**Carlos Francisco Moreno Cruz**

Matrícula: 2123800637

Directora: Dra. Florina Ramírez Vives

Asesor: Dr. Oscar Armando Monroy Hermosillo

Asesor: Dr. Frederic Thalasso Siret

Iztapalapa, Ciudad de México, Julio de 2021

El doctorado en Biotecnología de la Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa está incluido en el Programa Nacional de Posgrados de Calidad del CONACYT, con la referencia 001466

*El presente trabajo se realizó en el laboratorio de **Microbiología Ambiental y Tratamiento de Aguas Residuales**, perteneciente a la División de Ciencias Biológicas y de la Salud en la Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa.*

Ciudad de México a 27 de julio de 2021

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

**Digestión anaerobia de las aguas cafés: efecto del NaClO y del papel higiénico**

que presentó:

Carlos Francisco Moreno Cruz

Comité tutorial:

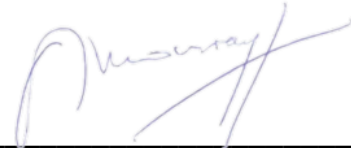
Directora de tesis: Dra. Florina Ramírez Vives

Asesor: Dr. Oscar Armando Monroy Hermosillo

Asesor: Dr. Frederic Thalasso Siret

Jurado:


Presidente: Dr. Oscar Armando Monroy Hermosillo



Secretario: Dr. Frédéric Thalasso Siret



Vocal: Dr. Iván Moreno Andrade



Vocal: Dra. Olivia Tzintzun Camacho



## **AGRADECIMIENTOS**

### **A mi familia**

#### **A la Dra. Florina Ramírez Vives**

Por dirigir esta tesis, por los conocimientos académicos brindados y la oportunidad de desarrollar el proyecto en su equipo de trabajo.

#### **Al Dr. Oscar Monroy**

Por contribuir sustancialmente al desarrollo de esta tesis por su paciencia y el tiempo brindado.

#### **Al Dr. Frederic Thalasso**

Por sus valiosas aportaciones desde la evaluación al ingreso al doctorado y sus atinadas observaciones.

#### **Al consejo Nacional de Ciencia y Tecnología**

Por la beca de doctorado otorgada durante la realización de este trabajo

## ÍNDICE

1. Justificación .....	14
2. Objetivos.....	16
<i>Objetivo general</i> .....	16
<i>Objetivos específicos</i> .....	16
3. Revisión bibliográfica.....	17
3.1. <i>Problemática de la falta de agua en México</i> .....	17
3.2. <i>Separación de los efluentes domésticos en el origen</i> .....	18
3.3. <i>Nuevas tecnologías para el ahorro de agua en los inodoros</i> .....	23
3.4. <i>Características y composición de las aguas cafés</i> .....	25
3.4.1. <i>Importancia de los compuestos desinfectantes presentes en el tratamiento de los efluentes domésticos</i> .....	26
3.4.2. <i>Papel higiénico</i> .....	30
3.5. <i>Hábitos de las personas en el uso y limpieza de los inodoros</i> .....	32
3.6. <i>Digestión anaerobia de efluentes con alto contenido de materia fecal</i> .....	33
3.7. <i>Reactores anaerobios en el tratamiento de aguas negras (heces fecales más orina) y sus características</i> .....	37
4. Hipótesis.....	41
5. Materiales y métodos .....	43
5.1. Estrategia experimental .....	43
5.2. Hábitos sobre el uso y limpieza de los inodoros .....	44
5.3. Muestreo y caracterización de las aguas cafés .....	46
5.4. Inóculo .....	46
5.5. Digestión anaerobia de las aguas cafés con diferentes concentraciones de sólidos volátiles (SV) .....	46
5.6. Bioensayos con hipoclorito de sodio en la digestión anaerobia de las aguas cafés .....	47
5.6.1. <i>Efecto en la biodegradabilidad de las aguas cafés</i> .....	47
5.6.2 <i>Análisis de los lodos granulares expuestos al NaClO (AME, morfología y compuestos exopoliméricos)</i> .....	48
5.6.3. <i>Análisis de la composición mineral de los lodos granulares</i> .....	48
5.7. Co-digestión de las aguas cafés y papel higiénico .....	48
5.8. Estudio y operación de un reactor anaerobio .....	49
5.9 Métodos analíticos.....	51
5.10. Análisis estadístico .....	51
6. Resultados y Discusión .....	53
6.1. <i>Hábitos de las personas en el uso y limpieza de los inodoros</i> .....	53
6.2. <i>Caracterización de las aguas cafés</i> .....	59
6.3. <i>Digestión anaerobia de las aguas cafés con diferentes concentraciones de sólidos volátiles (SV)</i> .....	60
6.4. Efecto del hipoclorito de sodio (NaClO) en la DA de las aguas cafés .....	65
6.4.1. <i>Efecto del NaClO sobre la actividad metanogénica (AME) y la remoción de SV</i>	

6.4.2. Análisis de lodos granulares expuestos a NaClO (compuestos exopoliméricos y morfología) .....	67
6.4.3. Análisis de la composición mineral del lodo granular por difracción de rayos X 70	
6.5. Co-digestión anaerobia del aguas cafés y papel higiénico .....	72
6.6 Estudio y operación de un reactor anaerobio .....	75
7. Conclusiones .....	79
8. Recomendaciones .....	80
9. Bibliografía.....	81

## ÍNDICE DE CUADROS.

	Pág
<b>Cuadro 1.</b> Ejemplos de sistemas descentralizados con un enfoque sostenible.	19
<b>Cuadro 2.</b> Volumen de descarga dependiendo del tipo de inodoro.	23
<b>Cuadro 3.</b> Características de las aguas residuales domésticas, aguas negras y aguas grises.	25
<b>Cuadro 4.</b> Estudio comparativo de la composición de las aguas cafés de diferentes inodoros ahorradores	26
<b>Cuadro 5.</b> Productos comerciales para la limpieza, desinfección y desodorantes de los baños en México.	30
<b>Cuadro 6.</b> Principales estudios de Digestión anaerobia de aguas cafés	36-37
<b>Cuadro 7.</b> Tecnologías aplicadas para el tratamiento de aguas cafés y aguas negras.	39
<b>Cuadro 8.</b> Preguntas contenidas en la encuesta para conocer los hábitos sobre el uso y limpieza de los inodoros.	45
<b>Cuadro 9.</b> Características de las personas encuestadas.	54
<b>Cuadro 10.</b> Número de medicamentos utilizados por hombres o mujeres.	57
<b>Cuadro 11.</b> Correlación de Pearson para el número de productos de limpieza.	58
<b>Cuadro 12.</b> Estudios comparativos de la composición de sustratos que contienen aguas cafés	60
<b>Cuadro 13.</b> Producción volumétrica de metano y producción específica de AGV.	74

## ÍNDICE DE FIGURAS

	Pág
<b>Figura 1.</b> Crecimiento poblacional y extracción de agua para actividades antropogénicas en México.	17
<b>Figura 2.</b> Criterios para el tratamiento de efluentes enfocados al desarrollo sostenible.	20

<b>Figura 3.</b> Separación en el origen de las aguas residuales domésticas y captación del agua de lluvia	22
<b>Figura 4.</b> Representación general de un sistema de inodoro al vacío, y opciones de valorización.	24
<b>Figura 5.</b> Propuesta del mecanismo de afectación de un lodo granular al estar expuesto al NaClO.	29
<b>Figura 6.</b> Etapas de la digestión anaerobia.	34
<b>Figura 7.</b> Sistema acoplado de tratamiento, inodoro al vacío y reactor UASB tanque séptico.	38
<b>Figura 8.</b> Sistema de tratamiento para residuos de cocina y BL W.	40
<b>Figura 9.</b> Diagrama de estrategia experimental.	43
<b>Figura 10.</b> Unidades experimentales para el tratamiento del papel higiénico y aguas cafés.	49
<b>Figura 11.</b> Reactor anaerobio para el tratamiento de las aguas cafés.	50
<b>Figura 12.</b> Hábitos en el uso y limpieza del inodoro.	55
<b>Figura 13.</b> Frecuencia en el consumo de medicamentos por los encuestados.	57
<b>Figura 14.</b> Productos de limpieza empleados para la desinfección de inodoro.	58
<b>Figura 15.</b> Gráficas de ensayo de biodegradabilidad de agua café a diferentes concentraciones de sólidos volátiles.	62
<b>Figura 16.</b> Gráficas de ensayo de biodegradabilidad de agua café a diferentes concentraciones de sólidos volátiles. Producción de amonio y producción de ácidos grasos volátiles.	62
<b>Figura 17.</b> Degradación anaerobia del agua café.	63
<b>Figura 18.</b> Solubilización de la materia orgánica y perfiles de pH durante la degradación anaeróbica del agua café.	65
<b>Figura 19.</b> Efecto del NaClO sobre la remoción de sólidos volátiles a diferentes concentraciones de NaClO.	66
<b>Figura 20.</b> Efecto de NaClO sobre la actividad metanogénica específica (AME) de los lodos granulares.	67
<b>Figura 21.</b> Efecto del NaClO sobre la estructura del lodo granular, liberación de sustancias exopoliméricas	68
<b>Figura 22.</b> Micrografías de los lodos granulares anaerobios expuestos a diferentes concentraciones de NaClO	70
<b>Figura 23.</b> Difractogramas de lodos granulares expuestos a NaClO.	72
<b>Figura 24.</b> Producción de metano en la digestión anaerobia de las aguas cafés en presencia de papel higiénico,	73
<b>Figura 25.</b> Reducción de SV y solubilización en ensayos con papel higiénico,	75
<b>Figura 26.</b> Eficiencia de remoción de DQOt y producción de metano	76
<b>Figura 27.</b> Porcentaje de remoción de los SV bajo los distintos tiempos de retención	77
<b>Figura 28.</b> Esquema del sistema propuesto y alternativas postratamiento.	78

## Resumen

La separación de efluentes domésticos utilizando inodoros ahorradores permite obtener aguas cafés con altas concentraciones de materia orgánica. Sin embargo, el uso de compuestos desinfectantes y celulosa podría afectar los tratamientos anaerobios. Por lo tanto, el objetivo de este trabajo fue evaluar la digestión anaerobia de la materia orgánica de las aguas cafés concentradas considerando el efecto del hipoclorito de sodio (NaClO) y el papel higiénico sobre la producción de metano, empleando lodos granulares anaerobios como fuente de inóculo con una actividad metanogénica específica (AME) de  $2.23 \pm 0.073 \text{ g}_{\text{DQO}}\text{CH}_4/\text{g}_{\text{SSV}}\cdot\text{d}$  y una concentración de SV de 43 g/L. En primera instancia, se aplicó una encuesta a 161 personas para conocer los hábitos sobre el uso y limpieza de los inodoros. Este instrumento fue de utilidad para conocer los principales desinfectantes comerciales utilizados destacando el NaClO. Cabe destacar que para los estudios en lote y continuo se prepararon muestras de aguas cafés simulando inodoros de baja descarga menores a 1.5 L de agua.

Las pruebas de biodegradabilidad de las aguas cafés se desarrollaron a 35°C en botellas serológicas (120 mL) con un volumen de trabajo de 80 mL, empleando cuatro concentraciones de SV (6, 9.2, 14.6 y 17 g/L). Los estudios se desarrollaron durante 30 días y por duplicado. Se utilizaron muestras de aguas cafés sin inóculo como controles. Además se inyectó nitrógeno en cada unidad experimental para desplazar el aire y garantizar condiciones anaerobias.

Para determinar el efecto del NaClO sobre la digestión anaerobia de las aguas cafés (14.5 g/L) se desarrollaron estudios en lote y por triplicado. Se evaluaron diferentes concentraciones de NaClO (50, 125, 250, 500, 1000, 2500 y 7500 mg/L). Las unidades experimentales se incubaron a  $35 \pm 2 \text{ }^\circ\text{C}$  durante 35 días. Las variables de respuesta analizadas fueron el porcentaje de inhibición, morfología de los lodos, AME y compuestos exopoliméricos.

El efecto de la celulosa (contenida en el papel higiénico) sobre la digestión anaerobia del agua café fue evaluado empleando diferentes concentraciones de papel (2.5, 5 y



8.75 g papel/L<sub>agua café</sub>). El agua café utilizada como sustrato contenía 64.47 g/L de DQOt, 21.67 g/L de DQOs y  $36.50 \pm 2.60$  g/L de SV.

Posteriormente, se desarrollaron estudios en continuo donde se evaluó el efecto de la carga orgánica volumétrica en un reactor anaerobio de 3 L utilizando como sustrato aguas cafés (heces fecales diluidas en 0.5 L de agua) a 30 °C y a diferentes TRH (60-280 d). Se utilizó un medidor de flujo volumétrico para cuantificar la producción de biogás. Las variables de respuesta analizadas para los estudios fueron la producción de metano, remoción de SV, DQOt, DQOs, pH, producción de AGV y solubilización.

Como resultado de las pruebas de biodegradabilidad de las aguas cafés se obtuvo una alta degradación de SV alrededor del 60% en un periodo de 27 días para 6, 9 y 14.6 g/L de SV iniciales. La solubilización de la materia orgánica aumentó en todos los controles con concentraciones de AGV mayores a 3 gDQO/L.

En los ensayos del NaClO se observó una degradación de SV iniciales de hasta el 55% en un periodo de 35 días empleando bajas concentraciones de NaClO (<125 mg/L). Mientras que a altas concentraciones de NaClO (> 250 mg/L), se observó la ruptura de los gránulos liberando sustancias exopoliméricas (3080 mg/L). Además, se observó la inhibición de la AME en más de un 90 %. Por consiguiente, estos resultados demuestran que el NaClO actúa como un agente oxidante de los compuestos orgánicos.

Por otro lado, en los ensayos de digestión anaerobia de aguas cafés con celulosa (8.75 g papel/L<sub>agua café</sub>) se obtuvo una producción de metano de 22.7 mL CH<sub>4</sub>/Lr d y  $0.87 \pm 0.02$  gDQO<sub>AGV</sub>/g SVremovido. De esta forma, estos resultados son indicio de una codigestión de los sustratos.

Por otro lado, en los estudios en continuo la remoción de la DQOt fue cercana al 90 % con una producción de metano de 1.26 L CH<sub>4</sub>/Lr empleando cargas orgánicas (Bv) menores a 0.2 gDQO/L d. Mientras que para Bv de 2.3 gDQO/Ld, la remoción de DQOt se mantuvo en un 41 %.

Por lo tanto, los resultados de este estudio revelan que el NaClO (> 125 mg / L) disminuye la eficiencia de los tratamientos de las aguas cafés, y su efecto debe ser considerado para implementar la digestión anaerobia en sistemas de inodoros

ahorradores de agua. Asimismo, el papel higiénico y las aguas cafés son sustratos adecuados para la codigestión anaerobia. Sin embargo, considerando el análisis del diseño de una planta modelo se encuentran dificultades económicas, de ingeniería, operación por ello es importante seguir investigando sobre el tema considerar cosustratos que aumenten el potencial de producción de metano e integrar al proceso tecnologías mixtas para aumentar el potencial del tratamiento y diversidad de productos.

Finalmente, este trabajo contribuye a entender la degradación de las aguas cafés concentradas y los retos del tratamiento anaerobio en presencia de compuestos desinfectantes como el NaClO.

## Abstract

Separation of domestic effluents using low flush toilets allows to obtain brown water with high concentrations of organic matter. However, the use of cellulose and disinfectant compounds could affect the anaerobic treatments. Therefore, the aim of this study was to evaluate the anaerobic digestion of organic matter from concentrated brown water (BW) considering the effect of NaOCl and toilet paper on methane production. Anaerobic granular sludge were used as inoculum with a specific methanogenic activity (SMA) of  $2.23 \pm 0.073 \text{ g}_{\text{COD}}\text{CH}_4/\text{g}_{\text{VSS}}\cdot\text{d}$  and 43 g/L of VS.

A survey was applied to 161 people in order to know the habits of cleaning of toilets. This instrument was used to determine the main commercial disinfectants used highlighting NaOCl. It is important to mention that brown water samples were prepared simulating low-flush toilets smaller than 1.5 L of water for batch and continuous studies.

Biodegradability assays of brown water were conducted at 35 °C using serological bottles (120 mL) with a working volume of 80 mL. In addition, different concentrations of VSo (6, 9.2, 14.6 and 17 g/L) were evaluated. The studies were monitored during 30 days and all analyses were conducted in duplicated. Brown water samples without inoculum were used as the controls. The air was displaced with nitrogen gas to obtain anaerobic conditions.

Batch assays were conducted in triplicate to evaluate the effect of NaOCl on the anaerobic digestion of brown water (14.5 g/L). Different concentrations of NaOCl were evaluated (50, 125, 250, 500, 1000, 2500 and 7500 mg/L). The experiments were conducted at  $35 \pm 2^\circ\text{C}$  during 35 days. In this study were analyzed the SMA, inhibition percentage, soluble exopolymeric compounds and granular sludge morphology.

The effect of cellulose (contained in toilet paper) on the anaerobic digestion of BW was evaluated using different amounts of paper (2.5, 5 and 8.75 g paper/ L brown water). BW used as substrate contained 64.47 g/L of COD, 21.67 g/L of CODs and  $36.50 \pm 2.60$  g/L of VS. Subsequently, continuous assays were developed to evaluate the effect of volumetric organic load on the anaerobic digestion using a 3 L anaerobic reactor with brown water (feces diluted in 0.5 L of water) at 30 ° C and HRT ranging from 60 to 280 d. Biogas production was quantified using a volumetric flow meter. Different response variables such as methane production, degradation of VS, COD, CODs, pH, VFA production and solubilization were analyzed.

As a result of the biodegradability assays of the brown water, high efficiencies of VS degradation were obtained around 60% during 27 d for 6, 9 and 14.6 g/L of VSo. The

solubilization of organic matter increased in all controls with VFA concentrations above to 3 gCOD/L.

In the case of NaOCl assays, VSo degradations up to 55% were observed during 35 d for low concentrations of NaOCl (<125 mg/L). While at high concentrations of NaOCl (> 250 mg/L), the rupture of the granules was observed releasing exopolymeric substances (3080 mg/L). In addition, the inhibition of SMA above 90% was obtained. These findings reveal that NaOCl has a high oxidant potential on organic compounds.

In the assays of anaerobic digestion of brown water using cellulose (3.5 g of toilet paper) were obtained 22.7 mL<sub>CH<sub>4</sub></sub>/Lr d and 0.87 ± 0.02 gCOD<sub>VFA</sub>/g VS<sub>removed</sub>. Therefore, these results suggest a codigestion of substrates.

In continuous studies, the variability of the HRT was observed. In addition, the removal of COD was close to 90% and 1.26 LCH<sub>4</sub>/Lr for organic loads (Bv) less than 0.2 gCOD/L d. Conversely, the COD removal was remained at 41% using Bv of 2.3 gCOD/Ld,

Therefore, the results of this study show that NaOCl (> 125 mg / L) decreases the efficiency of brown water treatments, and its effect should be considered to implement anaerobic digestion treatments in water-saving toilet systems. In addition, the toilet paper and brown water are suitable substrates for anaerobic codigestion. Based on results of designing of a model plant were observed economical, engineering and operational challenges. Further studies are necessary to increase the biomethane production using different co-substrates and mixed technologies in the anaerobic digestion of brown waters.

Finally, this work contributes to understand the degradation of concentrated brown water and the challenges of anaerobic treatments in the presence of disinfectant compounds such as NaClO.

**Justificación**  
**Objetivos y revisión bibliográfica**

## 1. Justificación

Es importante mencionar que en México se trata el 63% de las aguas residuales (135.6 m<sup>3</sup>/s) de un flujo aproximado de 215.2 m<sup>3</sup>/s, recolectados en los sistemas de alcantarillado (CONAGUA, 2018). Los sistemas de tratamientos de las aguas residuales tienen como objetivo disminuir los contaminantes presentes en el agua, para mejorar su calidad y el impacto al medio ambiente y a los seres vivos. Existen normas oficiales para el tratamiento de las aguas residuales, donde se establecen los límites máximos permisibles para ser vertidas o reutilizadas, por ejemplo: NOM-001-SEMARNAT-1996, NOM-002-SEMARNAT-1996 y NOM-003-SEMARNAT-1997.

Una estrategia importante en el tratamiento de las aguas residuales es la separación de los efluentes en el origen, favoreciendo que los sistemas de tratamiento sean más simples, compactos y con menores costos de operación, ya que, las características de los efluentes son diferentes y se generan en distintas cantidades.

La separación de los efluentes en el origen es una alternativa viable para mejorar los sistemas actuales de tratamiento de aguas residuales. En este sentido, se pueden reducir los costos operacionales y disminuir el consumo de agua potable ya que los sistemas convencionales de inodoros gastan de 36 a 72 Litros/persona y por día (L/p.d). Mientras que un inodoro al vacío gasta de 6 a 9 L/p.d, y un inodoro con descarga por gravedad de 2 a 3 L/p.d sin separación de orina; reduciendo el consumo de agua potable en más de un 80 % al comparar un inodoro por gravedad con un inodoro convencional y obteniendo concentraciones de DQO en un rango de 8 a 62 gDQO/L (Lim, 2011; Seong *et al.*, 2014). En este sentido, se pueden reducir tanto los costos operacionales como el consumo de agua al utilizar inodoros no convencionales. El tratamiento de las aguas cafés por digestión anaerobia permite recuperar energía en forma de metano, nutrientes y bio-sólidos como mejoradores de suelo. Sin embargo, en el tratamiento de los efluentes es necesario considerar diversos factores que afectan la degradación, particularmente, en las aguas cafés. Por ejemplo, el uso no controlado de los desinfectantes que contienen NaClO en los hogares podría ocasionar el fracaso del tratamiento de las aguas residuales. Asimismo, la presencia de papel higiénico en los efluentes constituye un factor importante a considerar debido

a su composición química. Debido al periodo actual de contingencia sanitaria por SARS-CoV-2 es importante conocer los hábitos sobre el uso de productos químicos utilizados en la limpieza de los inodoros ya que podrían afectar a los procesos de tratamientos de aguas residuales.

Por lo tanto, este trabajo se centra en conocer los hábitos sobre el uso y limpieza de los inodoros, el tratamiento anaerobio de las aguas café concentradas (simulando inodoros con bajas descargas) evaluando el efecto del NaClO y del papel higiénico sobre la digestión anaerobia, cambios estructurales en los lodos granulares, así como diferentes TRH (tiempo de retención hidráulica) que permitan incrementar la producción la producción de metano.

## **2. Objetivos**

### ***Objetivo general***

Determinar el efecto del hipoclorito de sodio y el papel higiénico sobre la producción de metano, remoción de sólidos, actividad metanogénica específica y la estructura del lodo granular durante la digestión anaerobia de la materia orgánica de aguas cafés concentradas, simulando inodoros de baja descarga a través de estudios en lote y continuo.

### ***Objetivos específicos***

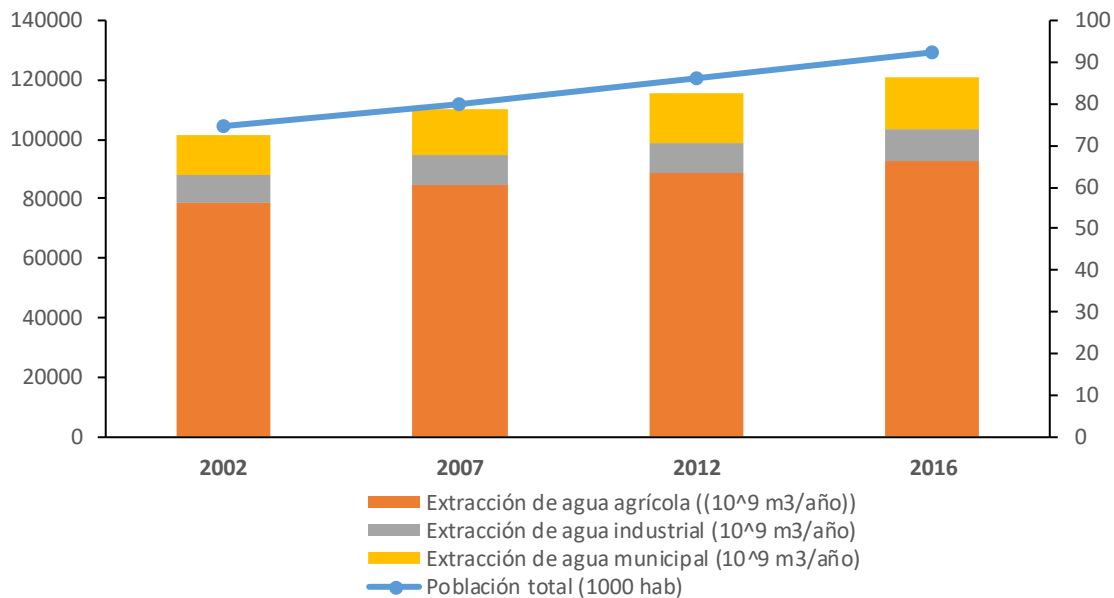
- ✓ Determinar los principales hábitos sobre el uso y limpieza de los inodoros en México a través del estudio de una muestra representativa de la población para identificar los factores que afectan los sistemas de tratamientos de aguas.
- ✓ Evaluar el efecto de la composición fisicoquímica de muestras de aguas cafés concentradas simulando inodoros de baja descarga sobre la producción de metano y remoción de sólidos durante la digestión anaerobia.
- ✓ Determinar la concentración inhibitoria de NaClO sobre la respuesta de la actividad metanogénica y la estructura del lodo granular durante la digestión anaerobia de aguas cafés concentradas.
- ✓ Determinar el efecto de la concentración de papel higiénico sobre la digestión anaerobia de aguas cafés concentradas simulando inodoros de baja descarga.
- ✓ Evaluar el efecto de diferentes cargas orgánicas de aguas cafés concentradas sobre la producción de biogás y remoción de materia orgánica durante la digestión anaerobia en un reactor en continuo.



### 3. Revisión bibliográfica

#### 3.1. Problemática de la falta de agua en México

Las poblaciones actuales migran a las ciudades principalmente por tener acceso a la educación, trabajo, servicios básicos como el agua potable, alumbrado, alcantarillado, entre otros. Con base en las estadísticas nacionales del Banco Mundial (2018), se alcanzó un crecimiento poblacional de más de 126 millones de habitantes para el año 2018 (Figura 1), concentrándose la población principalmente en zonas urbanas. Además, se observó una relación directa entre el crecimiento poblacional y la cantidad de extracción de agua para cubrir la demanda en los sectores agrícola, municipal e industrial. De esta forma, el sector agrícola requiere de una extracción mayor a 66 000 000 000 m<sup>3</sup>/año que representa más del 77 % de la demanda total de agua, seguido del sector municipal con 14 %, y por último el sector industrial con 9 %, ocasionando la explotación del recurso hídrico para mantener el abasto medio de la población.



**Figura 1.** Crecimiento poblacional y extracción de agua para actividades antropogénicas en México.

<http://www.fao.org/nr/water/aquastat/data/query/index.html?lang=es>  
<https://datos.bancomundial.org/indicador/SP.POP.TOTL?locations=MX>

### **3.2. Separación de los efluentes domésticos en el origen**

Los sistemas de tratamiento de aguas residuales se pueden clasificar en centralizados y descentralizados. Los sistemas de tratamiento centralizado son complejos y costosos en términos de construcción, operación y mantenimiento. Mientras que los sistemas descentralizados son simples y con bajos costos de operación (Aiyuk *et al.*, 2004), requieren infraestructura en los sitios de generación o cerca de ellos (Massoud *et al.*, 2009).

Algunos de los sistemas descentralizados consideran combinación de tecnologías para mejorar la calidad de los efluentes, lo anterior se observa en el Cuadro 1, así como las principales aplicaciones y características de los sistemas. Cabe destacar que la capacidad de los sistemas descentralizados (apoyados con los avances tecnológicos) pueden ofrecer diferentes beneficios, como la reutilización del agua tratada y la recuperación de nutrientes para ser empleados en el desarrollo de los cultivos agrícolas, o en su caso, generar electricidad con el metano producido en el tratamiento anaerobio de los efluentes domésticos. Un enfoque viable para el saneamiento de las aguas residuales es el tratamiento descentralizado en el sitio, que puede ser aplicado al tratamiento de las aguas residuales en hogares, en los conjuntos habitacionales y de pequeñas comunidades (Tchobanoglous, 2003; Moussavi *et al.*, 2010).

**Cuadro 1.** Ejemplos de sistemas descentralizados con un enfoque sostenible.

<b>Tecnología</b>	<b>Características</b>	<b>Aplicación</b>	<b>Eficiencia</b>	<b>Costo/enfoque</b>	<b>Referencias</b>
<b>Tecnología hidropónica (Aguas residuales)</b>	Tratamiento primario y secundario.	Producción de hortalizas	Eliminación del 47 al 91% para nutrientes (N y P)	Menores áreas, no requiere un sistema de drenaje, inversión, mano de obra y costo energético alto al inicio del proyecto.	Magwaza <i>et al.</i> , 2020
<b>Reactor anaerobio (condiciones termofílicas)</b>	Lirio acuático FORSU (fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos)	Remoción de sólidos. Biogás como fuente de energía renovable.	Reducción de SV mayor al 60 %	Desarrollo sustentable en el sitio y gestión de residuos.	Romero De León <i>et al.</i> , 2021
<b>UASB-MBR (aguas cafés)</b> <b>SBR (aguas grises)</b>	Cogeneración. Separación de efluentes, inodoro al vacío	Irrigación Calor Electricidad Recomendación para nuevos desarrollos y viviendas.	Reducción de la huella de carbono entre 20-23 %	Altos costos de construcción / periodos cortos de recuperación (5 años), rentables valorizando el agua y la energía.	Arias <i>et al.</i> , 2020
<b>SBR (aguas grises)</b>	Altas cargas orgánicas y velocidades de sedimentación	Efluentes de cocina Biomasa granular aeróbica	80-90 % en la remoción DQOt	Sistemas compactos, con altas eficiencias y TRH cortos, que favorecen costos bajos de inversión.	Rojas-Z <i>et al.</i> , 2017
<b>MBR (filtros de grava) aguas residuales)</b>	Funcionalidad simple. Agua residual municipal. Agua residual industrial Sistemas compactos.	Irrigación Horticultura. Comunidades pequeñas y rurales.	Retención de metales pesados. Altas eficiencias en la eliminación de coliformes totales y <i>E. coli</i> .	Seguridad alimentaria. Calidad de agua para riego. Reducción de costos entre 40 a 50 % vs sistemas tradicionales.	Battilani <i>et al.</i> , 2010
<b>Reactor CSTR en dos etapas.</b> <b>Condiciones mesofílicas (37 °C).</b>	Separación de efluentes. Aguas cafés más residuos de alimentos como sustrato.	Reduce el consumo de agua. Recuperación de nutrientes Aplicación para nuevas ciudades planificadas.	Producción de H <sub>2</sub> (1.35 L/L <sub>R</sub> d), metano (1.78 L/L <sub>R</sub> d)	Reduce costos de mantenimiento y operación. Desarrollo sostenible (Sistema económico, ambiental y socialmente adecuado).	Paudel <i>et al.</i> , 2017

Los sistemas de separación de efluentes en áreas urbanas se pueden ver limitados por las emisiones de olores, principalmente en el tratamiento de las aguas amarillas (Zhang *et al.*, 2013). Sin embargo, entre las ventajas que se obtienen en la separación y tratamiento de los efluentes es el ahorro y reutilización del agua, la obtención de nutrientes y el equilibrio en los ciclos biogeoquímicos (Tervahauta *et al.*, 2013). Con la correcta gestión se pueden tener suelos fértiles, acceso al agua y saneamiento eficiente, por lo que podría ser una alternativa para nuevos desarrollos urbanos, construcciones, ciudades y zonas rurales (Eggen y Maurer, 2009). Para lograr el desarrollo sostenible en el tratamiento de los efluentes domésticos es importante considerar los siguientes criterios al seleccionar una tecnología: diversidad de tecnología, eficiencia energética, recuperación de nutrientes, gestión de residuos, planificación, participación de las sociedades y economía (Figura 2).



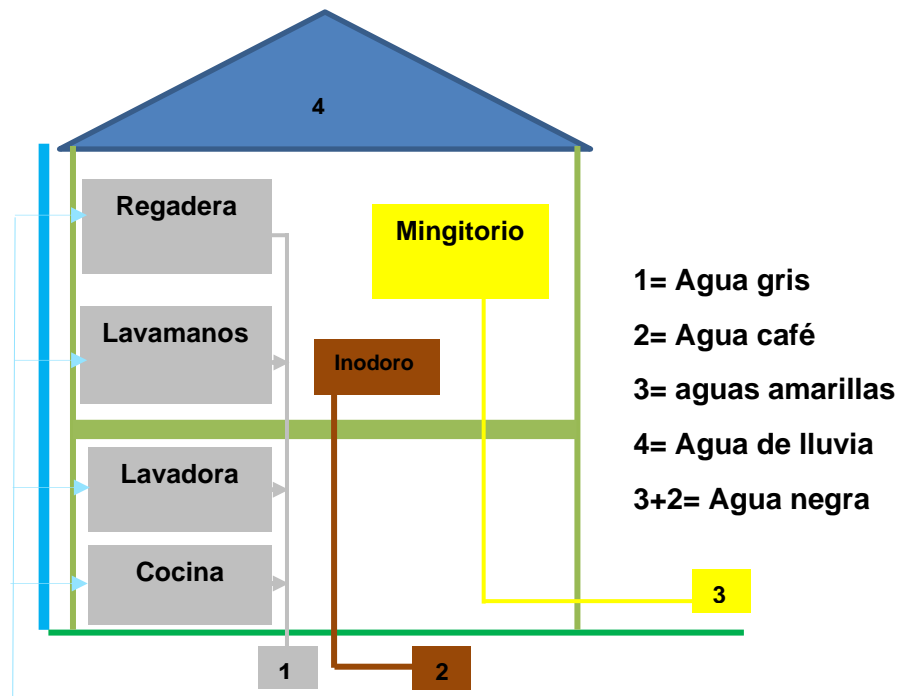
**Figura 2.** Criterios para el tratamiento de efluentes enfocados al desarrollo sostenible. Adaptado de Massoud *et al.*, (2009).

Las aguas residuales domésticas pueden ser divididas en diferentes corrientes dependiendo del origen. Generalmente se distinguen cuatro corrientes: (i) una corriente concentrada llamada **agua negra**, obtenida de los inodoros que contienen

heces, orina y agua; **(ii)** una corriente diluida llamada **agua gris**, proveniente del cuarto de baño, lavandería y de la cocina (Henze y Ledin, 2001; Otterpohl *et al.*, 1999), **(iii)** un efluente con contenido fecal y sin orina denominado **agua café** (Paudel *et al.*, 2017; Rajagopal *et al.*, 2013); **(iv)** y una descarga de orina que por su color se le conoce como **agua amarilla**.

El objetivo de la separación y aprovechamiento de los efluentes generados en el hogar permite la obtención de energéticos, nutrientes para suelos agrícolas, y generar un ahorro económico al realizar sistemas eficientes, compactos y con aplicación en pequeñas comunidades, escuelas o desarrollo de nuevas ciudades, permitiendo que las sociedades tengan sistemas de saneamiento y tratamiento adecuados (Paudel *et al.*, 2017).

La separación de los efluentes domésticos se lleva a cabo porque tienen características diferentes. Además, tanto la calidad como la cantidad en la que se generan estas corrientes son variables. Es importante mencionar que las aguas grises, después de un apropiado tratamiento, tienen un alto potencial para ser reutilizadas en el riego de cultivos, en la infiltración de agua para la recarga del manto freático y reuso para el inodoro (Hernández-Leal, 2010). En la Figura 3, se muestra un esquema general de la separación de las aguas negras, aguas café, aguas grises y de la orina; así como la recolección de aguas pluviales en los hogares, promoviendo un desarrollo sustentable.



**Figura 3.** Separación en el origen de las aguas residuales domésticas y captación del agua de lluvia (de Graaff *et al.*, 2010a).

Las aguas negras no sólo contienen materia orgánica, sino también contienen nutrientes como nitrógeno, fósforo, microorganismos patógenos, hormonas y residuos farmacéuticos (de Graaff, 2010). Cabe destacar que con el tratamiento de las aguas negras se pueden recuperar los nutrientes, obtener energía y remover eficientemente los micro-contaminantes y microorganismos patógenos (de Graaff *et al.*, 2010a). Es importante mencionar que la vía renal es la principal vía de excreción de hormonas, y productos del metabolismo de compuestos farmacéuticos. De esta forma al separar la orina de los efluentes domésticos, se eliminan altos porcentajes de micro-contaminantes orgánicos procedentes del metabolismo humano; además se permite la recuperación de nutrientes como nitrógeno y fósforo (Maurer *et al.*, 2006).

Las aguas cafés se caracterizan por su alto contenido en materia orgánica, nutrientes, patógenos, residuos farmacéuticos y hormonas (Kujawa y Zeeman, 2006). Cabe destacar que las ventajas que presenta la separación y tratamiento de las aguas cafés,

son la recuperación de energía a través del metano producido, y la obtención de agua gris aséptica (con bajo contenido de materia orgánica), muy fácilmente reciclable por los bajos costos de tratamiento.

Por otra parte, el agua de lluvia puede ser captada para reutilizarse en el hogar y reducir el consumo de agua potable. Inclusive después de un tratamiento físico-químico puede ser mezclada con el agua gris tratada y aprovecharse en el hogar.

### **3.3. Nuevas tecnologías para el ahorro de agua en los inodoros**

La demanda de agua para el inodoro depende del tipo de baño y la cantidad de agua requerida para la limpieza del sistema. Los sistemas convencionales de inodoros (sin separación de las aguas domésticas en sitio) gastan 72 L/p.d. El inodoro al vacío (sin separación de orina) permite ahorrar 44.6 L/p.d, y un inodoro por gravedad (sin separación de orina) permitirá ahorrar 51 L/p.d de agua, comparándolos con un inodoro convencional. De acuerdo con la NOM-009-CONAGUA-2001, los inodoros convencionales gastan menos de 6 L por descarga para poder ser comercializados en México. Además, en el mercado encontramos inodoros de bajos flujos 4 L por descarga, sistemas al vacío que gastan menos de 1.5 L, y por gravedad 0.5 L como se observa en el Cuadro 2.

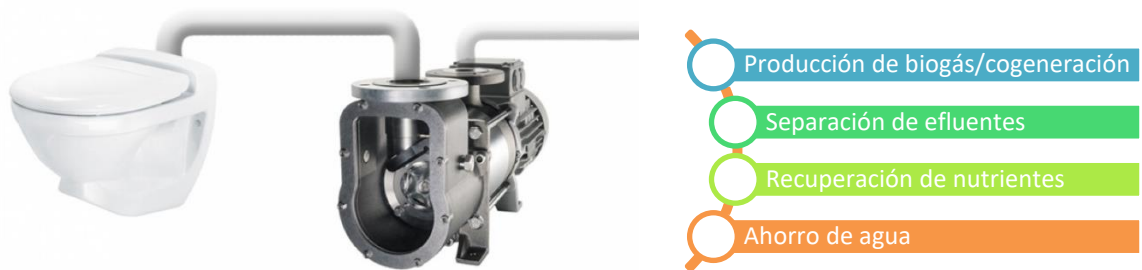
**Cuadro 2.** Volumen de descarga dependiendo del tipo de inodoro.

<b>Tipo de inodoro</b>	<b>Lavado <sup>1</sup> (L/descarga)</b>	<b>Volumen total <sup>2</sup> (L/p.d)</b>
Convencional	<b>6-12</b>	<b>36 – 72</b>
Ecológico	<b>4-5</b>	<b>24 – 30</b>
Vacío con separación de orina	<b>0.8-1.5</b>	<b>5.5</b>
Vacío	<b>0.8-1.5</b>	<b>4.8 – 9</b>
Gravedad	<b>0.5</b>	<b>3</b>

<sup>1</sup> Datos obtenidos de Kujawa *et al.*, (2006) y Ronteltap *et al.*, (2009).

<sup>2</sup> El volumen total de descarga se calculó asumiendo que una persona defeca 1 vez y orina 5 veces al día.

Los inodoros al vacío son sistemas integrados por inodoros y una bomba al vacío o una unidad central de vacío. Estos sistemas son usados en barcos, aviones, trenes, estadios, e inclusive en algunas unidades habitacionales con el propósito de ahorrar agua, como una opción de tratamiento en el sitio (plantas compactas), y en la producción de energéticos y nutrientes (Figura 4). Por otra parte, estos sistemas ya han sido implementados en comunidades que buscan llevar el concepto de sustentabilidad a la práctica; por ejemplo, en la Unidad Residencial Noorderhoek en Sneek, Holanda con 225 habitaciones (Desah, 2020).



**Figura 4.** Representación general de un sistema de inodoro al vacío, y opciones de valorización (<https://theindexproject.org/stories/jets-vacuum-toilet>).

Las ciudades inteligentes han considerado el concepto de sustentabilidad en el desarrollo de la sociedad, aprovechando las innovaciones tecnológicas, así como el uso de inodoros al vacío y la red de separación de efluentes. En este sentido, en el Distrito de Oceanhamnen, Helsingborg en Suecia se implementará este sistema de recuperación y tratamiento para una población aproximada de 1800 personas. Asimismo, se tiene planeado la implementación de estos sistemas en diferentes comunidades, como en "Oude Dokken" en la Ciudad de Gante, Bélgica con 1200 personas, y el centro de negocios Porto do Molle en España con 40 medianas empresas. Es importante mencionar que las ciudades inteligentes mencionadas anteriormente forman parte del Proyecto Run4Life. Este proyecto tiene dos objetivos principales: (a) implementar y desarrollar tecnologías a gran escala (<https://run4life-project.eu/>) que favorezcan la separación de efluentes, (b) implementar tratamientos eficientes para crear ciudades sustentables.



### 3.4. Características y composición de las aguas cafés

Es importante considerar que las características de las aguas residuales dependen del consumo de agua del inodoro y de la separación de los efluentes. En el Cuadro 3 se muestra las principales características de las aguas residuales domésticas, aguas negras y aguas grises generadas en un inodoro convencional.

**Cuadro 3.** Características de las aguas residuales domésticas, aguas negras y aguas grises.

Parámetro (g/L)	Agua residual doméstica	Aguas negras	Aguas grises
DBO	0.12-0.40	0.3-0.6	0.10-0.40
DQO	0.21-0.74	0.9-1.15	0.20-0.70
N Total	0.20-0.80	0.1-0.3	0.008-0.030
P Total	0.006-0.023	0.04-0.09	0.002-0.007

Datos obtenidos de Henze y Ledín (2001).

En el caso de las aguas cafés (heces fecales sin orina), se caracterizan por un alto contenido de DQOt, sólidos volátiles, nitrógeno total (NT) y carbono orgánico total (TOC). Como se observa en el Cuadro 4, la composición de las aguas cafés es muy variable debido a diversos factores como la ingesta y alimentación del individuo; así como el tipo de inodoro empleado, es decir, si cuenta con separación de orina (Gao, *et al.*, 2019; Rose, *et al.*, 2015).

Por el alto contenido de materia orgánica las aguas cafés son un residuo apto para la producción de biogás. Sin embargo, las aguas cafés presentan un alto contenido de fibras de celulosa provenientes del papel sanitario, así como una alta concentración de surfactantes y compuestos clorados debido a los desinfectantes utilizados para la limpieza de los inodoros y compuestos farmacéuticos utilizados en el cuidado de la salud.

**Cuadro 4.** Estudio comparativo de la composición de las aguas cafés de diferentes inodoros ahorradores

Parámetros	Inodoro al vacío <sup>1</sup> (mg/L)	Inodoro al vacío (2 L de agua por L de heces) <sup>2</sup> (mg/L)	Inodoro <sup>3</sup> (mg/L)	Inodoro (6 L por descarga) <sup>4</sup> (mg/L)	Inodoro (2 L por descarga) <sup>5</sup> (mg/L)	Inodoro al vacío <sup>6</sup> (Aguas cafés con orina) (mg/L)	Heces <sup>7</sup> mg/L
pH	6.7	-	6.7–8.3	6.7	6.7 ± 2	-	5.2
DQOt	8160 ± 560	92600 ± 4700	5090–7660	62400	8200 ± 600	13960	98200 ± 4340
DQOs	-	26700 ± 100	-	39000	-	5134	-
ST	4790 ± 60	61700 ± 1100	2359–4587	9450	4800 ± 70	-	18 ± 2.06 (%)
SV	4110 ± 90	55300 ± 900	1676–3978	8980	4140 ± 90	-	81 ± 3.50 (%)
NT	10.62 ± 0.38	-	59–173	3460	-	-	32.9 ± 1.90
PT	-	-	3.2–24.8	-	-	-	8.4 ± 0.5
TOC	513 ± 10.6	-	-	-	-	-	-
AGV	-	-	56–120	-	-	-	-
Azúcares	-	-	-	436.7	-	-	-

Datos tomados de: <sup>1</sup>Lim (2011), <sup>2</sup>Kim *et al.*, (2019), <sup>3</sup> Lavagnolo *et al.* (2017), <sup>4</sup>Seong *et al.* (2014), <sup>5</sup>Rajagopal *et al.* (2013), <sup>6</sup>Wang *et al.* (2018), <sup>7</sup>Singh *et al.* (2021)

### **3.4.1. Importancia de los compuestos desinfectantes presentes en el tratamiento de los efluentes domésticos**

La limpieza y desinfección de los inodoros se realiza con productos químicos que contienen surfactantes, desinfectantes, cloro, ácidos y bases. Estos compuestos provocan cambios en el pH de los efluentes domésticos en intervalos ácidos (1.5-5) y básicos (12), valores que no son óptimos para los procesos biológicos (Luostarinen, 2005). En particular, Bodik *et al.*, (2008) dividieron en dos grupos los desinfectantes utilizados en los hogares. El primer grupo, basado en productos que contienen NaClO; y el segundo grupo, productos que contienen ácido fosfórico, hidróxido de sodio, tensoactivos y sustancias aromáticas. Asimismo, Bodik *et al.* (2008) evaluaron el efecto de los desinfectantes que contienen NaClO sobre el tratamiento de las aguas residuales empleando lodos activados, y obtuvieron una inhibición en la respiración celular cercana al 100 % en dosis mayores a 0.3 mL NaClO/L bajo condiciones de laboratorio.

Por consiguiente, el uso de sustancias químicas puede afectar a los microorganismos durante los procesos de tratamiento de aguas residuales. Por ejemplo, en flóculos de lodos activados con una dosis de 4.75 mg de cloro ( $\text{Cl}_2/\text{gSSV}$ ) y un tiempo de contacto de 20 min, se redujo aproximadamente el 80 % de la actividad respiratoria de las bacterias filamentosas. Mientras que la actividad respiratoria de los flóculos se redujo en un 50-60 %. En comparación cuando se empleó una dosis de 7.96 mg de cloro ( $\text{Cl}_2/\text{gSSV}$ ), se observó una disminución de la actividad respiratoria de los flóculos en un 45-65% con un tiempo de exposición de 10 min (Caravelli *et al.*, 2004).

Entre los compuestos que tienen un amplio espectro sobre la actividad antimicrobiana se encuentra el NaClO, siendo el más empleado por su bajo costo, fácil disponibilidad, alta efectividad en el control bacteriano, y limpieza en diversos procesos (Estrela *et al.*, 2002a; Jiang *et al.*, 2019; Sriyutha Murthy *et al.*, 2005). Además, el NaClO es ampliamente utilizado en sistemas de potabilización de agua (Kumar *et al.*, 2020; Kudlek, 2020), y en el proceso de desinfección durante el tratamiento de aguas residuales (Boni *et al.*, 2020). Por otra parte, el NaClO también es utilizado en la disposición de los lodos activados generados en el proceso aerobio del tratamiento de las aguas residuales. Particularmente, se ha reportado que el NaClO puede ocasionar daños en la composición de los lodos. En este sentido, Wei *et al.*, (2019) evaluaron tres diferentes oxidantes (entre ellos el NaClO) observándose un daño estructural en los flóculos del lodo; liberando sustancias exopoliméricas y lisis celular. Debido al poder oxidante del NaClO, éste puede reaccionar con sustancias orgánicas y microorganismos (Cai *et al.*, 2020).

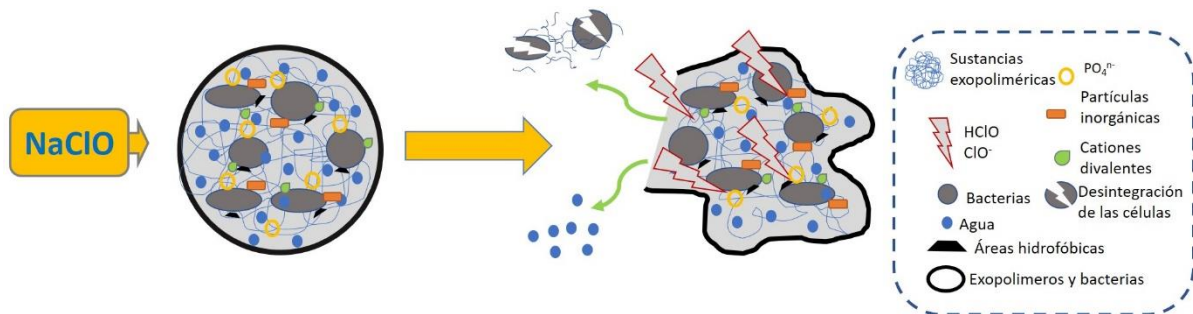
El NaClO es utilizado ampliamente como desinfectante o blanqueador doméstico encontrándolo en soluciones comerciales con un 5.25 %-6.15% de NaClO (Kataki *et al.*, 2021a). Sin embargo, el NaClO produce irritación en la piel y ojos, también puede causar irritación en el tracto respiratorio, y lesión pulmonar en caso de inhalación (Peck *et al.*, 2011). Otras desventajas del uso del NaClO es la corrosividad de los metales, así como la reducción en su poder oxidante en presencia de una alta carga de materia

orgánica, y cuando se mezcla con amoníaco libera cloro en forma gaseoso que se caracteriza por ser tóxico (Kataki *et al.*, 2021).

Cabe destacar que bajo las condiciones actuales de contingencia sanitaria por SARS-CoV-2, el uso del NaClO como desinfectante y virucida ha incrementado durante los últimos meses. Bajo este contexto, la presencia de desinfectantes en los efluentes domésticos es mayor, ocasionando serios problemas para los tratamientos de aguas residuales, ya que, altas concentraciones de desinfectantes pueden inhibir el proceso de digestión anaerobia. Estudios recientes reportan el tratamiento de descargas de aguas residuales de hospitales COVID, empleando NaClO con dosis de 800 a 6700 g/m<sup>3</sup> y tiempos de exposición de 1.5 h, con el objetivo de degradar el ARN del virus del SARS-CoV-2 en tanques sépticos (Zhang *et al.*, 2020). Asimismo, las sobredosis de NaClO pueden generar altas concentraciones de subproductos de desinfección, representando riesgos ecológicos. De aquí la importancia de considerar y evaluar el efecto del NaClO sobre el tratamiento de las aguas residuales.

Diversos estudios han tratado de dilucidar el mecanismo de acción por el cual el NaClO destruye los microorganismos o daña la estructura de los gránulos anaerobios (Ding *et al.*, 2020; Lee *et al.*, 2019a; Neyens y Baeyens, 2003; Wei *et al.*, 2019). En la Figura 5, se muestra una propuesta de acción del NaClO sobre un lodo granular. Cabe destacar que los lodos granulares están formados por exopolímeros (carbohidratos y proteínas, lípidos), bacterias, agua, cationes, partículas inorgánicas; estos componentes permiten mantener unidos a toda la comunidad microbiana. La estructura del lodo puede verse afectada por el NaClO utilizado en los procesos de limpieza de inodoros. La forma no disociada del NaClO es el HClO (ácido hipocloroso), el cual tiene una actividad microbicida alta en comparación con el ClO<sup>-</sup> (ión hipoclorito) (Khawaga *et al.*, 2020). Por lo tanto, el daño o inactivación puede deberse a varios factores: (a) oxidación de enzimas sulfhidrilo y aminoácidos, (b) disminución de la absorción de nutrientes, (c) inhibición de la síntesis de proteínas, (d) disminución de la producción de trifosfato de adenosina (ATP) (Kataki *et al.*, 2021), y (e) pérdida de contenido intracelular (Wei *et al.*, 2019). De esta forma se hipotetiza que el NaClO

daña las células de los lodos activados al perforar la pared y membrana celular, y probablemente causa desnaturalización de ADN y enzimas (Cai *et al.*, 2020), causa la oxidación de material orgánico (material exopolimérico extracelular), y pérdida de agua (Wei *et al.*, 2019).



**Figura 5.** Propuesta del mecanismo de afectación de un lodo granular al estar expuesto al  $\text{NaClO}$ .

Debido a que existe una gran cantidad de productos comerciales empleados para la limpieza, desinfección y desodorantes de los sanitarios en México, en el Cuadro 5 se muestra el resultado de una búsqueda que se realizó para el presente estudio. El listado incluye los principales productos utilizados para estos fines. Se destacan productos surfactantes, productos a base de cloro, hipoclorito de sodio, hidróxido de sodio y amonio.

**Cuadro 5.** Productos comerciales para la limpieza, desinfección y desodorantes de los baños en México.

Producto	Productor	Ingredientes activos
Pinol	Alen del norte	Agua suavizada, <u>emulsificantes</u> , aceite de pino, agente de control de calidad
Cloralex	Alen del norte	Agua, hipoclorito de sodio (4.0 – 6.0 %), hidróxido de sodio (0.02 – 0.10 %)
Ajax (amonía)	Colgate	Agua, carbonatos, alquil sulfonato de sodio < 10 %, alcohol < 10 %, hidróxido de amonio, perfume
Clorox	The Clorox Company	Hipoclorito de sodio, hidróxido de sodio, carbonatos
Pato advanced Mr. Músculo	S.C. Johnson	<u>Alquil éter sulfato de sodio 0.55 %</u> , <u>espesante</u> , NaOH 0.01 %, fragancias y colorantes
Fabuloso	Colgate-Palmolive	Agua, <u>tensoactivo aniónico</u> , <u>tensoactivo no iónico</u> , perfumes, regulador de pH, glutaraldehído 0.05 %, colorantes
Harpic (Pastilla)	Reckitt Benckiser	Sulfato de sodio, <u>dodecil bensulfonato de sodio</u> , fragancia, colorante, bicarbonato de sodio, carbonato de sodio, aceite mineral, sílica
Pato Mr. Músculo (pastilla con aroma)	S.C. Johnson	<u>Surfactante</u> , sulfato de sodio, fragancia, <u>espesante</u> , cloro metil isotiazolin 0.5 %
Pato Mr. Músculo Pastilla	S.C. Johnson	Sulfato de sodio, colorante, <u>espesante</u> , bórax, fragancia, preservador y ácido ascórbico 0.1 %
Pato (discos activos)	S.C. Johnson	Agua, <u>surfactante</u> , <u>lauril sulfato de sodio 11.2 %</u> , glicerina, fragancia, polietilenglicol, aceite mineral, colorante
Clorox (pastilla limpiadora para inodoro)	The Clorox Company	1-bromo-3-5-5-dimel hidantoina, 1,3-dicloro-5.5-dimetil hidantoina, 1,3-dicloro-5-etil-5-metil hidantoina, cloro disponible 37,7 %

### 3.4.2. Papel higiénico

Las fibras de celulosa que se encuentran en las aguas residuales proceden principalmente del papel higiénico y tienen un intervalo de longitud de 1-1.2 mm en promedio, la cual no cambia durante el transporte en la red de alcantarillado (Ruiken *et al.*, 2012). El consumo per cápita anual de papel sanitario en América Latina es de 4.2 kg/hab.año, en América del Norte el consumo es de 23.0 kg/hab.año, Europa 13.8 kg/hab.año mientras que para Asia y África el consumo es de 1.8 y 0.4 kg/hab.año respectivamente (Worldwatch, 2007). En México, el papel sanitario utilizado se

desecha en botes o cestos, generando focos de contaminación, malos olores y dificulta su tratamiento, por lo que es una buena práctica de higiene desechar en el inodoro el papel sanitario utilizado.

La celulosa es la materia orgánica renovable más abundante de la tierra; las fuentes vegetales como los árboles contienen entre el 35-50 % de celulosa, y las paredes secundarias de las fibras de algodón contienen 94 % (Pérez y Samain, 2010).

La celulosa presenta varios sitios (residuos de glucosa) donde se pueden llevar a cabo reacciones para la modificación de su estructura. El C-1 y C-4 son regiones de interés en la degradación con respecto a la reducción de los grupos terminales de la cadena. El átomo de oxígeno del anillo y el enlace glucosídico juegan un papel importante en las interacciones intermoleculares. Además, en los tres grupos hidroxilo de cada una de las unidades de glucosa se pueden llevar reacciones de oxidación, eterificación, acilación y desoxigenación (Pérez y Samain, 2010).

La temperatura es un factor importante en la degradación de las fibras celulósicas. De acuerdo con lo reportado por Ruiken *et al.*, (2012) la temperatura tiene un impacto en la biodegradación de la celulosa; donde obtuvieron sólo un 10% de degradación de celulosa empleando una temperatura de 9 °C bajo condiciones anaerobias y un periodo de 20 días. Mientras que, a 24 °C se alcanzó una remoción completa en tan sólo 12 días. De esta forma Ruiken *et al.*, (2012) concluyen que se requiere estudiar los procesos de conversión de la celulosa, las cinéticas de degradación, el efecto de la temperatura, el oxígeno, nitratos y pH. Adicionalmente, se ha reportado que el tratamiento de las aguas residuales se ve afectado por un alto contenido en celulosa y lignina empleando procesos tradicionales aerobios o anaerobios (You *et al.*, 2009; Liang *et al.*, 2012). Particularmente, en los procesos aerobios la degradación de la celulosa es incompleta y requiere energía, aunado a que la eficiencia en los sedimentadores primarios es reducida debido a fibras de baja sedimentabilidad (S. Li *et al.*, 2020; Van Der Hoek *et al.*, 2016).

En el caso de procesos anaerobios, se ha reportado una adecuada hidrólisis de la celulosa a altas concentraciones de amonio que van de 2.4 - 7.8 g NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N gL<sup>-1</sup> (Fernandes *et al.*, 2012). Asimismo, Yue *et al.*, (2008) realizaron un estudio para

degradar la celulosa usando estiércol de vaca como inóculo, y obtuvieron eficiencias de producción de 2.8 mmol-H<sub>2</sub>/g-celulosa y 5.8 mmol-EtOH/g-celulosa. Estudios realizados por Li *et al.*, (2019) obtuvieron el 83 % de la degradación de las fibras del papel higiénico empleando tiempos de retención de sólidos (TRS) mayores a 40 días durante el tratamiento secundario de aguas residuales. Otros autores utilizaron un biorreactor de membrana anaerobia para el tratamiento de aguas residuales con papel higiénico, obteniendo un 100 % de degradación al emplear cargas orgánicas de 2.02 g DQO/L d (Chen *et al.*, 2016).

### **3.5. Hábitos de las personas en el uso y limpieza de los inodoros**

Al proponer sistemas de separación de efluentes en el origen es importante conocer los principales hábitos que tienen las personas en el uso y limpieza de los inodoros. Por tal motivo, el uso de encuestas ha significado un elemento importante a la hora de definir un problema, siendo esta herramienta la clave para el éxito en la aceptación de un nuevo sistema, o en la introducción de nuevas tecnologías (Lamichhane y Babcock, 2013).

De acuerdo con los estudios de Lamichhane y Babcock, (2013) al aplicar una encuesta a la población de Hawai con una muestra de 132 personas, se obtuvo que más del 60 % de la población estaría dispuesta a pagar más por un sistema UDT (*urine-diverting toilets*) que permite desviar la orina, y sólo el 22 % de la muestra conocía la existencia de estos sistemas. No se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre hombres y mujeres en el total de preguntas de la encuesta. Sin embargo, las mujeres tenían una mayor disposición a pagar que los hombres. Algunos de los encuestados expresaron su preocupación por las disposiciones legales para el reciclado de los residuos humanos. Los resultados de este estudio indicaron que con un programa de educación pública, la mayoría de las personas estarían dispuestas a adoptar sistemas de separación. Un estudio similar fue realizado por Ishii y Boyer, (2016) en la Universidad de Florida, en donde se evaluó la percepción que tienen los estudiantes en el campus sobre la separación en el origen de la orina. Los encuestados después de ver un video sobre los beneficios y riesgos previstos, el 84 % indicó que estaba a

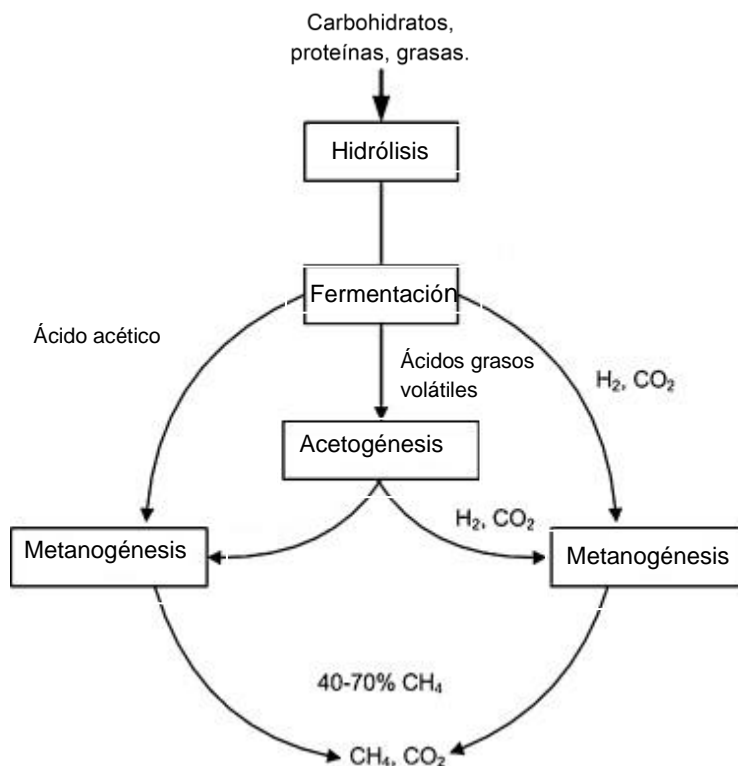


favor de la separación en el origen en sus residencias. Sin embargo, el apoyo fue menor cuando se trató el tema sobre los costos a pagar, ya que, el 33 % de los encuestados no estaban dispuestos a pagar más por los sistemas de separación. La tendencia que se observa en la implementación de estos sistemas es el ahorro de agua potable, pero existe poco interés en la obtención de fertilizantes a partir de la orina separada y del uso de las aguas cafés como fuente de energía.

De acuerdo con la revisión de la literatura actual, en México no se cuentan con estudios que se hayan enfocado en conocer los hábitos de la sociedad sobre el uso y limpieza de los inodoros. Se tienen reportes de como han cambiado los sistemas sanitarios con el paso de los años hasta la actualidad. De esta forma las ventajas de conocer los hábitos en el uso y limpieza de los inodoros puede ayudar a establecer estrategias de mejoras para el tratamiento de las aguas residuales. Además de brindar conocimiento sobre los contaminantes y patógenos emergentes en los efluentes (Hube y Wu, 2021). La descentralización en el tratamiento de efluentes domésticos conducirá a una reducción en los costos de operación y electricidad, la reutilización de agua, se evitarán inundaciones de aguas residuales, descargas a cuerpos de agua, riego de cultivos con aguas residuales, por lo que se deben considerar los sistemas descentralizados y de separación de efluentes como una alternativa integral a estas problemáticas (De Anda, 2017). Sin embargo, es importante estudiar las limitaciones económicas, sociales y ambientales, así como de gestión, optimización y ciclos de vida al decidir un sistema de tratamiento específico (Torre *et al.*, 2021).

### **3.6. Digestión anaerobia de efluentes con alto contenido de materia fecal**

La digestión anaerobia (DA) es un proceso biológico que permite la recuperación de energía y de nutrientes pues la materia orgánica se transforma a metano, el cual puede ser utilizado para la producción de energía eléctrica y calor (Kujawa y Zeeman, 2006). Se lleva a cabo por distintos grupos de microorganismos anaerobios, facultativos y estrictos, que efectúan la transformación en cuatro etapas distintas (Figura 6).



**Figura 6.** Etapas de la digestión anaerobia (Li *et al.*, 2011).

Las dos primeras etapas en el proceso de DA son la hidrólisis y acidogénesis. En la hidrólisis se produce la reducción de los compuestos orgánicos en oligómeros y monómeros (ácidos grasos, glicerol, carbohidratos, bases púricas, aminoácidos). Esto debido a la acción de enzimas extracelulares como glucosidasas, pectinasas, celulasas, hemicelulasas, amilasas, proteasas, lipasas y fosfolipasas. Cabe destacar que las enzimas son excretadas por microorganismos fermentativos como *Clostridium* y *Streptococcus* (Adekunle y Okolie, 2015; Magdalena *et al.*, 2018; Odnell, 2018). De acuerdo con lo reportado por Lim y Wang (2013) se obtuvo una mejora en la etapa de hidrólisis utilizando como fuentes de carbono aguas cafés y residuos de alimentos aplicando microaireación (0.0375 L O<sub>2</sub>/Lreactor/d) como pretratamiento. Esto favoreció la producción de metano entre un 10 y 20 % más, aunado a la adición de un cosustrato que mejoró la estabilidad de la DA al proporcionar nutrientes y capacidad de amortiguamiento de los cambios de pH (Lim *et al.*, 2013).

En la etapa de acidogénesis se fermentan los productos solubles de la hidrólisis hasta ácidos grasos volátiles como propiónico, acético, butírico, valérico por diferentes microorganismos los cuales pueden ser facultativos o anaerobios. Asimismo, se generan cantidades considerables de H<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub>, etanol y NH<sub>4</sub>; necesarios para las etapas siguientes (Odnell, 2018). Diversas especies de los géneros *Lactobacillus* y *Acetobacter peroxydans* LMG 1633 se han reportado que favorecen la solubilización y acidificación de las aguas cafés y residuos de alimentos en reactores acidogénicos CSTR (Lim *et al.*, 2013).

La etapa de acetogénesis se le conoce como fermentación secundaria donde los AGV de cadena larga son degradados a acetato, H<sub>2</sub> y CO<sub>2</sub>. Durante esta etapa se pueden alcanzar pH cercanos a 7 por la oxidación de los AGV y de compuestos nitrogenados (Van *et al.*, 2020). En esta etapa existe una relación simbiótica entre especies que permiten la producción de CH<sub>4</sub> a partir de hidrógeno y CO<sub>2</sub> favoreciendo que no haya inhibición por altas presiones parciales de H<sub>2</sub> (Adekunle y Okolie, 2015).

En la etapa de metanogénesis, el CH<sub>4</sub> es producido a partir del ácido acético, H<sub>2</sub> y CO<sub>2</sub> por arqueas metanógenas anaerobias obligadas. En esta etapa de la digestión, el pH aumenta hasta 7 produciéndose biogás que contiene un 65 a 70 % de CH<sub>4</sub>. A partir del acetato se puede producir alrededor del 70 % de CH<sub>4</sub> y el 30 % restante es H<sub>2</sub> o CO<sub>2</sub> el (Odnell, 2018).

Asimismo, se ha reportado una asociación sintrófica de diferentes tipos de microorganismos acetógenos (*Smithella propionica*, *Syntrophus sp.*) con metanógenos hidrogenotróficos (Chaiprasert *et al.*, 2017).

En el Cuadro 6 se muestran los principales trabajos de digestión anaerobia de efluentes con alto contenido de materia fecal que estudian la importancia de la DA para el tratamiento de estos efluentes. La mayoría de los estudios utilizan la digestión anaerobia como una alternativa en el tratamiento de las aguas cafés. Sin embargo, también consideran residuos de cocina como el principal cosustrato para mejorar la producción de metano. Algunos estudios también demostraron que la incorporación de orina hasta en un 30 % en condiciones mesófilas pueden mejorar la producción de

metano (280 ml CH<sub>4</sub>/gSV) esto debido a la incorporación de micronutrientes en el tratamiento (Lavagnolo *et al.*, 2017). Por consiguiente, es importante estudiar las propiedades y composición de los efluentes, como la concentración de amoníaco debido a que afecta la estabilidad de los sistemas de tratamiento (Zuo *et al.*, 2021). Otros trabajos han evaluado procesos electroquímicos y termoquímicos acoplados a los tratamientos anaerobios para mejorar la biodegradabilidad de los sustratos, el amortiguamiento de pH, y el desarrollo de comunidades microbianas que permitan el éxito de los tratamientos descentralizados de manera sostenible (Huang *et al.*, 2021; Shekhar Bose *et al.*, 2021). Por lo tanto, el tratamiento anaerobio de las aguas cafés es considerado una opción sustentable y adecuada para un tratamiento en el sitio, debido a su bajo consumo de energía y a los pequeños requerimientos de espacios y diseños simples de reactores (Luostarinen, 2007).

**Cuadro 6.** Principales estudios de Digestión anaerobia de aguas cafés

<b>Tipo de efluente</b>	<b>Alternativa de tratamiento</b>	<b>Principales resultados</b>	<b>Perspectivas del estudio</b>	<b>Referencia</b>
Agua café + orina	Tratamiento anaerobio biológico (UASB), con filtración  Biorreactor de membranas anaerobio y aerobio.	La DQO removida en el efluente fue mayor al 86 %, y los porcentajes de residuales de nitrógeno y fósforo fueron superiores al 84% para los tres sistemas	Estudios sobre la producción de metano en sistemas de membrana y evaluación de los compuestos solubles en el sistema.	van Voorthuizen <i>et al.</i> , 2008
Agua café + orina	Tratamiento anaerobio utilizando un reactor tipo UASB.	Remoción de 78 % de DQO, Reactor a escala real de 63 L por persona.	Los efluentes del sistema requieren un tratamiento adicional para eliminar la DQO restante, recuperar nutrientes (N y P)	de Graaff <i>et al.</i> , 2010
Agua café Residuos de cocina	Digestión anaerobia Sistema continuo de mezcla completa y secuencial en dos etapas.	Remoción de SV y DQO mayor al 60 %. Sustratos con alto potencial para producción de biogás. Estudio de poblaciones microbianas (FISH) ausencia de metanógenos en el reactor acidogénico.	Aplicación de sistemas descentralizados en nuevas ciudades.	Rajagopal <i>et al.</i> , 2013
Agua café Residuos de cocina Orina	Codigestión anaerobia (pruebas en lote) a diferentes relaciones de sustratos a condiciones mesófilas y termófilas.	Mejores rendimientos de metano en las mezclas de agua café y residuos de cocina (520 mLCH <sub>4</sub> /gSV). Inhibición en la producción de metano al contener más 30 % de orina para condiciones mesófilas.	Estudios de composición óptima para instalación de sistemas de digestión anaerobia.	Lavagnolo <i>et al.</i> , 2017

Continuación del Cuadro 6: Principales estudios de Digestión anaerobia de aguas cafés

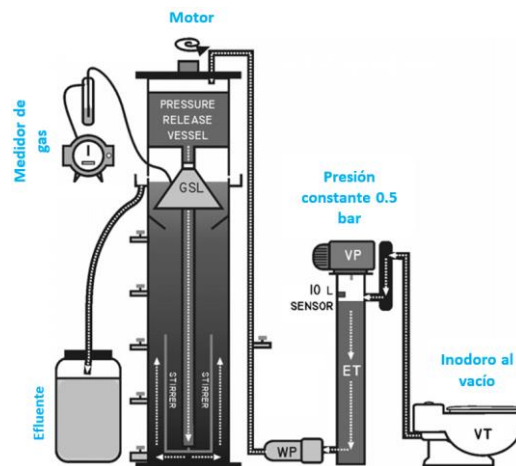
Tipo de efluente	Alternativa de tratamiento	Principales resultados	Perspectivas del estudio	Referencia
Agua café + orina  Residuos de cocina	Digestión anaerobia Reactor sólido de flujo ascendente	Eficiencia de remoción DQO total y soluble cercanas al 90 % con una eficiencia de conversión a metano del 71 %.	Los efluentes podrían utilizarse en agricultura acompañado con sedimentación y desinfección para remover sólidos y patógeno.	Wang <i>et al.</i> , 2018
Agua café + orina	Digestión anaerobia para inodoros secos	Inhibición inicial de la DA por nitrógeno amoniacal total (3673.3 mg/L), posteriormente una adaptación logrando un potencial de metano 402.36 mLCH <sub>4</sub> /gSV.	Proceso de desinfección adicional después de la digestión anaerobia para la reutilización de aguas negras.	Zuo <i>et al.</i> , 2021
Agua café + orina	Tratamiento anaerobio	La remoción promedio de la DQO fue del 61 %, remoción de nutrientes (N y P) alrededor del 30 %. Las características del sustrato promovieron una mayor diversidad microbiana.	Recuperación de carbono y nutrientes y descargas seguras para su reutilización.	Kuramae <i>et al.</i> , 2021
Aguas negras sintéticas	Tratamiento anaerobio  Biocarbón	El biocarbón como aditivo, permitió la estabilidad del proceso a cargas mayores de 2 g DQO/ L d y promovió el enriquecimiento de comunidades microbianas.	Evaluar la efectividad del biocarbón como aditivo en fosas sépticas operadas con aguas negras reales.	Shekhar Bose <i>et al.</i> , 2021

### 3.7. Reactores anaerobios en el tratamiento de aguas negras (heces fecales más orina) y sus características

Los reactores anaerobios utilizados en el tratamiento de las aguas negras son muy similares a los utilizados en el tratamiento de las aguas cafés, la diferencia en estos últimos es la presencia de orina. En este tipo de efluentes se utilizan los reactores UASB (reactor anaerobio de manto de lodos de flujo ascendente) con modificaciones operacionales. En algunos casos se han acoplado sistemas para la recuperación de nutrientes.

En la última década ha crecido el interés por el tratamiento de las aguas negras y se han empleado este tipo reactores. Por ejemplo, Luostarinen *et al.*, (2007) reportaron el empleo de un sistema UASB tanque séptico (UASB<sub>TS</sub>) (Figura 7) para evaluar el efecto de la temperatura sobre el tratamiento anaerobio de las aguas negras, obtenidas de un inodoro al vacío con un gasto de 1 L por descarga. Las condiciones de operación

fueron 15 °C (con un volumen de inóculo de 80 L) y 25 °C (sin inóculo). Además, se empleó un tiempo de retención hidráulico (TRH) de 29 días y un TRS de 365 d para ambas temperaturas. Se evaluó una carga orgánica de 0.33 y 0.42 kgDQO/m<sup>3</sup>d, respectivamente. La eficiencia de ambos sistemas fue alrededor del 75-80% DQOss, y la producción de metano fue de 2 m<sup>3</sup>CH<sub>4</sub>/m<sup>3</sup> de agua negra.



**Figura 7.** Sistema acoplado de tratamiento, inodoro al vacío y reactor UASB tanque séptico (Imagen tomada de Luostarinen *et al.*, 2007).

Por otra parte, Graaff *et al.*, (2010) reportaron una mayor remoción de la DQOs del 93% y una producción de metano de 1.8 m<sup>3</sup>CH<sub>4</sub>/m<sup>3</sup> en el tratamiento de aguas negras, al emplear un reactor UASB con un TRH de 8.7 d y un TRS de 254 d a una temperatura de 25 °C y con una carga orgánica de 1 kgDQO/m<sup>3</sup>d. Posteriormente, de Graaff *et al.*, (2011) acoplaron un reactor anaerobio de nitrificación parcial seguido de un reactor de lote secuenciado (ANAMOX), ambos sistemas removieron entre el 85%-89% del nitrógeno total.

Es importante destacar que la materia orgánica del agua café está compuesta de materiales que son difícil de degradar por métodos biológicos empleando TRH reducidos. Por tal motivo, se ha demostrado que la adición de desechos de alimentos es muy eficaz en la digestión anaerobia del agua café debido al suministro de carbohidratos. La relación óptima de la mezcla de los residuos de alimentos y agua café es de 70/30 respetivamente (Seong *et al.*, 2014). De esta forma, la mayoría de los estudios se centran en mejorar la relación carbono/nitrógeno (C/N) utilizando

diferentes cosustratos. En el Cuadro 7 se muestran los principales estudios enfocados a la degradación de aguas cafés empleando diferentes residuos de alimentos como cosustratos.

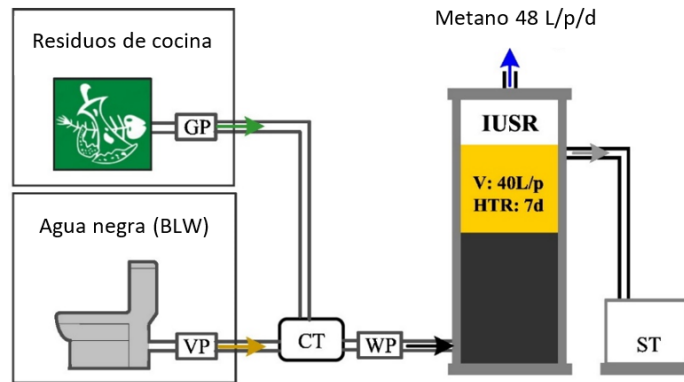
**Cuadro 7.** Tecnologías aplicadas para el tratamiento de aguas cafés y aguas negras.

Reactor	Sustrato	Características del influente (g/L)				Condiciones de operación			Remoción (%)			AGV	Observaciones	
		DQO <sub>t</sub>	DQO <sub>s</sub>	SV	AGV	TRH (d)	COV	T °C	DQO <sub>t</sub>	DQO <sub>s</sub>	SV			
Dos fases CSTR	BW+FW	35.2 ± 10.4	13.0 ± 4.4	16.9 ± 3.2	1.1 -2.1	20	1.5 gDQO/L d	-	68.4 ± 6.4	75.9 ± 1.1	68.6 ± 2.0	2-3 (gDQO/L)	0.4-0.21 LCH <sub>4</sub> /g SV <sub>alimentado</sub>	1
SeqBR						16	2-3 gDQO/L d		76.7 ± 5.1	92.0 ± 3.0	75.7 ± 6.6	<0.8	0.37-0.46 LCH <sub>4</sub> /gSV <sub>alimentado</sub>	
Dos fases CSTR	BW+FW	127 ± 5.17	52.5 ± 3.00	4.78 ± 0.41 %	5.3 - 5.8	2	106 gSV/L d (Reactor acidogénico)	37	18.6 ± 1.63	-	26.04 ± 1.44	9000 mg/L	99.8 mLH <sub>2</sub> /g SV <sub>alimentado</sub>	2
						20	1.24 gSV/L d (Reactor metanogénico)		62 ± 1.92	-	52.5	2100 mg/L	728 mLCH <sub>4</sub> /gSV <sub>alimentad</sub>	
RA	BW+FW	-	12.3 ± 3.77	22.19 ± 7.00	1.3 gDQO /L	6	0.5 -0.8 gSV/L d	35	-	-	-	19367 ± 7799 gDQO/L	-	3
RM						29			-	91.79 ± 3.30	81.42 ± 6.09	1146 ± 401	1.57 ± 0.61 LCH <sub>4</sub> /g SV d	
RS						35			-	94.19 ± 0.74	56.50 ± 6.05	215 ± 36 mgDQO/L	0.65 ± 0.20 LCH <sub>4</sub> /g SV d	
CSTR	BW	18.7	11.7	2.7	-	2		37	40	-	-	4500 mg/L	25.03 mmol H <sub>2</sub> /gDQO <sub>removida</sub>	4
	FW	104.6	47.1	173.7										
IUSR	BL W	28.5	13.04	-	1.07	8.3	3.4 KgDQO/m <sup>3</sup> d	33	89	92	-	10	43 L / persona / día	5
	FW				gDQO /L							mgDQO/L		

Agua café (BW); agua negra (BL W), residuos de comida (FW), RA (reactor acidogénico), RM (reactor metanogénico de dos fases), RS (reactor CSTR de una fase), SeqBR (reactor secuencial por lote en una sola etapa), IUSR (reactor de flujo ascendente mejorado)

1. Rajagopal *et al.* 2013 ; 2. Paudel *et al.* 2017; 3. Lim *et al.* 2013; 4. Seong *et al.* 2014; 5. Wang *et al.* 2018

En la Figura 8 se esquematiza el sistema propuesto para tratar aguas negras concentradas y residuos de cocina.



**Figura 8.** Sistema de tratamiento para residuos de cocina y aguas negras (BL W) (H. Wang et al., 2018)

En los estudios presentados en el Cuadro 7, el tratamiento de aguas cafés y los residuos de cocina favorecen la actividad biológica de los microorganismos anaerobios. Además, las aguas cafés proporcionan una capacidad de amortiguamiento del pH (Rajagopal *et al.*, 2013). También se destaca el uso de reactores CSTR en una y dos fases, IUSR y SeqBR. En el caso de los reactores SeqBR se alcanzan remociones del 76 % de la DQOt y el 92 % como DQOs, con cargas orgánicas de 2-3 g DQO/L d (TRH de 16 d). Resultados similares se obtuvieron en el reactor IUSR con un TRH de 8.3 d. Cabe destacar que para todos los casos mostrados en el cuadro 7, se lograron eficiencias de remoción de SV mayores al 50 % con producciones de metano superiores a 0.2 LCH<sub>4</sub>/g SV<sub>alimentado</sub>, además del interés en la producción de hidrógeno. Sin embargo, es necesario estudiar el efecto que tienen los compuestos químicos utilizados como desinfectantes en la limpieza y desinfección de los inodoros en el tratamiento de las aguas cafés y su efecto en el inóculo anaerobio. Asimismo, es relevante evaluar el efecto que tiene el papel higiénico en la DA de las aguas cafés para evaluar si se realiza la codigestión de ambos sustratos.



#### **4. Hipótesis**

Altas concentraciones de hipoclorito de sodio afectan la producción de metano y reducción de sólidos durante la digestión anaerobia de aguas cafés concentradas debido a la modificación de la estructura del lodo granular y reducción en la actividad metanogénica específica.

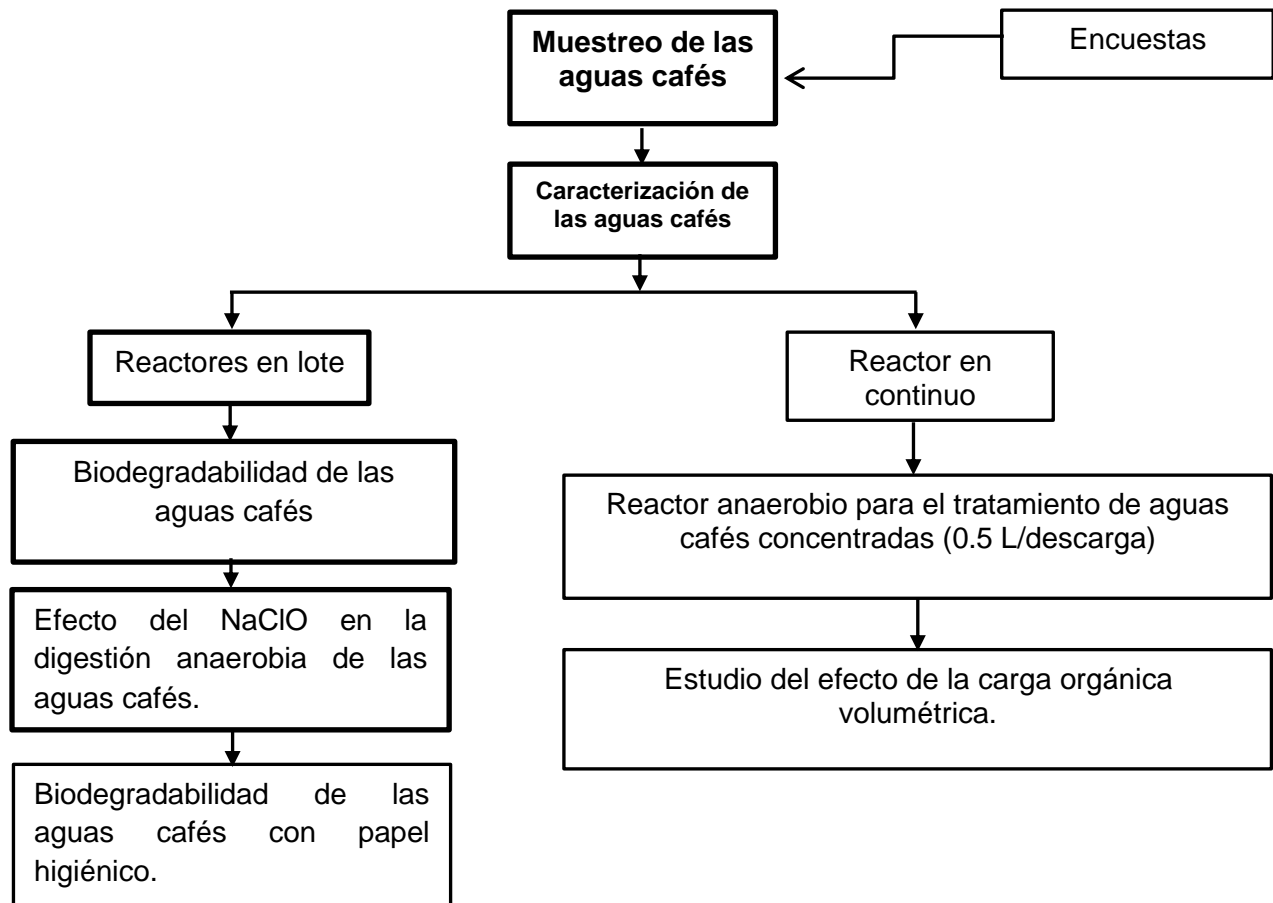
El papel higiénico favorece la producción de biogás al ser empleado como cosustrato en la digestión anaerobia de aguas cafés concentradas simulando inodoros de baja descarga.

# **Materiales y métodos**

## 5. Materiales y métodos

### 5.1. Estrategia experimental

En la Figura 9 se presenta de manera general el desarrollo experimental de cada una de las etapas del estudio. En la primera etapa se aplicó una encuesta para conocer los hábitos sobre el uso y limpieza de los inodoros. Posteriormente, se realizó la caracterización de las muestras de agua café diluidas con 1.5 L de agua, se estudió la degradación de sólidos y la evaluación del NaClO sobre la degradación de las aguas cafés, así como el efecto del papel higiénico en el tratamiento de estos efluentes. En la última etapa se evaluó la operación de un reactor anaerobio tipo UASB para el tratamiento de aguas cafés simulando descargas de 0.5 L.



**Figura 9.** Diagrama de estrategia experimental.

## 5.2. Hábitos sobre el uso y limpieza de los inodoros

Se diseñó y aplicó una encuesta para conocer los hábitos de las personas sobre el uso del inodoro, y los productos empleados para su limpieza. La encuesta se elaboró en un formulario de Google docs. En noviembre del 2012 se distribuyó la encuesta a través de correo electrónico, Facebook y páginas de internet relacionadas con temas de digestión anaerobia. Se mando la invitación y el enlace de la encuesta en línea (<https://forms.gle/6TxaviAWge8kqABa8>). La encuesta permaneció abierta del 11 de noviembre del 2012 hasta el 21 de marzo del 2013.

En general, la encuesta fue diseñada para conocer la percepciones y hábitos de las personas sobre el uso del inodoro, y los productos empleados para su limpieza. En la encuesta se solicitó información como la edad, el sexo, la región donde vive, ocupación. Además, las preguntas de la encuesta se diseñaron para conocer el consumo de papel sanitario, desinfectantes, desodorantes para baño y consumo de medicamentos. Asimismo, se incluyeron aspectos relacionados con la separación de efluentes domésticos y su tratamiento para obtener información sobre las características del inodoro que utilizan.

La población de estudio estuvo integrada por mexicanas y mexicanos mayores a 18 años ubicados en el territorio nacional con acceso a dispositivos electrónicos e internet. En este trabajo, se consideró una muestra representativa de la población con 95% de confianza y un error máximo de 8%, lo que significa que de 100 muestras sólo 5 tendrían un error mayor al 8 por ciento (INEGI, 2011). La muestra de estudio para el desarrollo de la encuesta fue calculada considerando la ecuación de Cochran (Adam, 2020; Addisu *et al.*, 2016).

$$n_o = \frac{Z^2 \times P(1-P)}{e^2} \dots\dots\dots \text{Ecuación 1}$$

Donde:

- ( $n_o$ ) tamaño de la muestra.
- ( $e$ ) nivel de precisión deseado (margen de error),
- ( $1 - P$ ) es el nivel de confianza deseado.
- ( $Z$ ) valor estadístico de tablas.

Las preguntas que se incluyeron en la encuesta se muestran en el Cuadro 8. Cabe destacar que, para el análisis estadístico de la encuesta se utilizó el paquete estadístico NCSS (NCSS, Kaysville, Utah, USA), ya que, este programa nos permite analizar un número amplio de datos y mediante las herramientas del programa se puede extraer información importante del comportamiento, similitudes y diferencias en las preguntas planteadas.

**Cuadro 8.** Preguntas contenidas en la encuesta para conocer los hábitos sobre el uso y limpieza de los inodoros.

No	Pregunta	Respuestas
1	¿Con qué frecuencia en el día acude al baño?	De 1 a 10
2	¿Cuántas veces al día va al baño a orinar?	De 1 a 10
3	¿Cuántas veces al día va al baño a defecar?	De 1 a 10
4	¿Cuál o cuáles de los medicamentos que se enlistan consume regularmente?	
5	¿Cuánto papel sanitario utiliza cuando va al baño? Medida por cuadro de papel sanitario	1-3, 4-7, 8-11, 12-15, 16-19
6	¿Cuál marca/modelo de papel sanitario utiliza frecuentemente?	
7	¿Qué producto utiliza cómo desodorante o desinfectante en su inodoro?	
8	¿Comúnmente, Dónde desecha el papel sanitario?	Inodoro, bote/cesto
9	¿Por qué no se tira/deposita el papel sanitario en el inodoro?	libre
10	¿Cuántos litros de agua gasta su inodoro? Elegir de la siguiente lista, la cantidad de litros que gasta su inodoro por cada descarga	4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11 y 12
11	¿Usted estaría dispuesto a cambiar su inodoro por uno que gaste de 1 a 1.5 L de agua?	Si, No
	¿Permitiría que en su casa se separen los efluentes?	Si, No
12	En agua gris (Cuarto de baño, lavamanos y cocina), agua negra (inodoro) y orina (agua amarilla) Esto con el fin de mejorar los tratamientos y su posible reutilización y evitar problemas en el drenaje.	

### **5.3. Muestreo y caracterización de las aguas cafés**

Con el propósito de simular muestras provenientes de un inodoro al vacío, se recolectaron muestras de excretas sin orina y se diluyeron con 1.5 L de agua de la llave. Se mezclaron para obtener muestras homogéneas y se almacenaron a 4 °C hasta su uso. Las variables analizadas en las muestras fueron: pH, conductividad, demanda química de oxígeno (DQO) soluble y total, sólidos totales (ST), sólidos volátiles (SV) y amonio.

### **5.4. Inóculo**

El inóculo empleado para los estudios fueron lodos granulares anaerobios provenientes de un reactor que trata aguas residuales de una industria procesadora de alimentos, con una actividad metanogénica específica (AME) de  $2.23 \pm 0.073$   $g_{DQO}CH_4/g_{SSV.d}$  y una concentración de SV de 43 g/L.

### **5.5. Digestión anaerobia de las aguas cafés con diferentes concentraciones de sólidos volátiles (SV)**

Con el fin de estudiar el efecto de la concentración de los SV sobre la degradación anaerobia de las aguas cafés, se llevaron a cabo ensayos por lote en botellas serológicas con un volumen de 80 mL, empleando como sustrato cuatro concentraciones de SV (6, 9.2, 14.6 y 17 g/L). La velocidad de degradación de los SV se determinó realizando experimentos con una concentración de 17 g/L de SV. Las variables de respuesta analizadas fueron el porcentaje de degradación de SV, DQO total, DQO soluble, porcentaje de solubilización con base en el método descrito por Achu and Liu, (2009), pH, amonio, ácidos grasos volátiles (AGV) y la producción de metano. La concentración de inóculo fue de 6.9 g/L de SV para cada unidad experimental, y se desplazó el aire de las botellas con N<sub>2</sub> durante 1 min para lograr las condiciones anaerobias. Los análisis se desarrollaron por duplicado y como controles se emplearon muestras de aguas cafés sin inóculo.

## 5.6. Bioensayos con hipoclorito de sodio en la digestión anaerobia de las aguas cafés

### 5.6.1. Efecto en la biodegradabilidad de las aguas cafés

Para determinar el efecto del NaClO sobre la biodegradabilidad de las aguas cafés, se desarrollaron bioensayos en lote. Se empleó un diseño completamente al azar, con un factor y seis niveles por triplicado, se seleccionó la concentración de NaClO como variable independiente (factor). Se evaluaron diferentes concentraciones de NaClO grado reactivo (14 % de NaClO): 50, 125, 250, 500, 1000, 2500 y 7500 mg/L. Se emplearon 1.5 L de agua de la llave para diluir las muestras de heces fecales y simular un inodoro al vacío. La DQOt de cada unidad experimental fue de 14.5 g/L y 6.8 g de SV/L como inóculo. Para asegurar las condiciones anaerobias, se burbujeó nitrógeno durante 1 min a cada unidad experimental y se incubaron a  $35 \pm 2$  °C durante 35 días. La producción de metano se determinó mediante el desplazamiento de una solución de NaOH al 3 % (p/v). Como controles se emplearon muestras de aguas cafés sin NaClO. Las variables evaluadas fueron la producción de metano a través del tiempo, la degradación de SV, DQO y el porcentaje de inhibición (el cuál se obtuvo a partir de la máxima producción de metano mLCH<sub>4</sub>/d, comparándola con el control).

Los resultados de las pruebas se expresaron como porcentaje de inhibición (% I) empleando la ecuación 1:

$$\% I = \left(1 - \frac{P_t}{P_c}\right) \times 100 \quad \dots\dots\dots \text{Ecuación 2}$$

Donde:

P<sub>c</sub>= Velocidad de producción de metano (control: sin NaClO).

P<sub>t</sub>= Velocidad de producción de metano en las unidades experimentales expuestas con NaClO.

### **5.6.2 Análisis de los lodos granulares expuestos al NaClO (AME, morfología y compuestos exopoliméricos)**

Para determinar el efecto del NaClO sobre la actividad metanogénica del lodo granular, se desarrollaron bioensayos empleando las concentraciones evaluadas en el apartado 2.5.1. La Actividad Metanogénica Específica (AME) se determinó siguiendo el método descrito por Durán *et al.*, (2008). Se emplearon botellas serológicas con 80 mL de medio mineral Visser y glucosa como fuente de carbono y energía. Como controles se emplearon botellas serológicas sin la adición de sustrato. La producción de biogás se determinó mediante el desplazamiento de una solución salina a pH de 2.

Para evaluar el efecto del NaClO sobre la estructura del inóculo, los lodos granulares fueron expuestos a las concentraciones de NaClO descritas anteriormente. Después de 25 días de exposición al NaClO, se observó la morfología de los gránulos en un microscopio óptico (Olympus BX50, objetivo 4X, cámara Evolution™ VF). Posteriormente, se determinó la concentración de compuestos exopoliméricos solubles (proteínas y carbohidratos). Como controles se utilizaron lodos sin exponerse al NaClO.

### **5.6.3. Análisis de la composición mineral de los lodos granulares**

Para estudiar los cambios en la composición mineral de los lodos granulares debido a la exposición al NaClO, los lodos fueron secados a 100 °C por 24 h y calcinados a 500 °C por 50 min, posteriormente se tamizaron con una malla de 0.100 mm. Los patrones de difracción se obtuvieron usando un difractómetro de rayos X (Marca Siemens D500) con radiación de Cu-K $\alpha$  ( $\lambda = 1,5406 \text{ \AA}$ ), y un monocromador de haz secundario. La identificación se determinó mediante la comparación de intensidades relativas utilizando la base JCPDS «Joint Committee on Powder Diffraction Standards».

## **5.7. Co-digestión de las aguas cafés y papel higiénico**

Con el fin de estudiar el efecto de la celulosa presente en el papel higiénico sobre la digestión anaerobia de las aguas cafés, se llevaron a cabo ensayos por lote en matraces Erlenmeyer de 400 mL como unidades experimentales, empleando 3



concentraciones de papel higiénico doble hoja (2.5, 5 y 8.75 g papel/L<sub>agua café</sub>), los cuales fueron introducidos en cuadros con un área de 4 cm<sup>2</sup> aproximadamente. El agua café utilizada como sustrato contenía 64.47 g/L de DQOt, 21.67 g/L de DQOs y 36.50 ± 2.60 g/L de SV, el pH inicial fue de 5.85 ± 0.01. Las variables de respuesta analizadas fueron la producción de metano, el porcentaje de degradación de SV, DQOt, DQOs, pH y producción de AGV. La concentración de inóculo (lodos granulares anaerobios) fue de 5.48 g/L de SV para cada unidad experimental, se desplazó el aire de las botellas con N<sub>2</sub> durante 3 min, para lograr condiciones anaerobias. Los análisis se desarrollaron por triplicado y como controles se emplearon muestras de aguas cafés sin papel higiénico. Todas las unidades experimentales fueron incubadas a una temperatura de 30 °C, con agitación manual y sin control de pH (Figura 10).

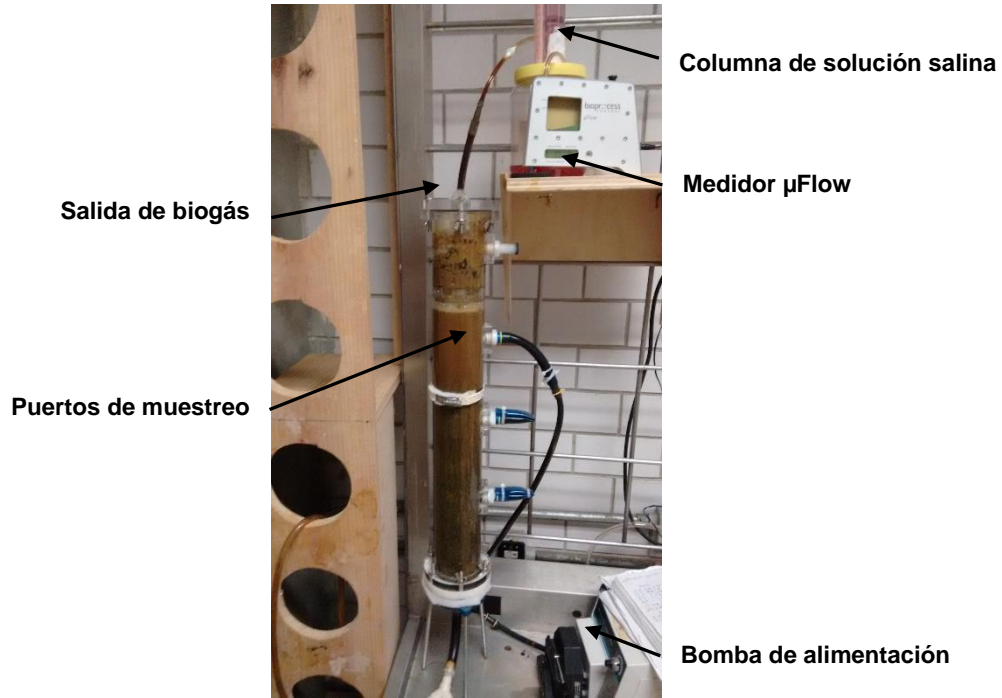


**Figura 10.** Unidades experimentales para el tratamiento del papel higiénico y aguas cafés.

### 5.8. Estudio y operación de un reactor anaerobio

Se operó un reactor anaerobio tipo UASB alimentado con aguas cafés provenientes de la simulación de un inodoro al vacío con una descarga de 0.5 L, el sistema operó a una temperatura de 30 °C y cinco TRH diferentes (60, 70, 80 120 y 280 d). En la Figura 11, se muestra una imagen del reactor utilizado para el desarrollo del estudio con un volumen de operación de 3L, puertos de salida y alimentación adecuados para la alimentación de aguas cafés, con un medidor de biogás  $\mu$ Flow de bioprocess control,

y una columna de captura con solución salina para monitorear la composición del biogás.



**Figura 11.** Reactor anaerobio para el tratamiento de las aguas cafés.

Uno de los parámetros utilizados para evaluar la eficiencia del sistema de tratamiento es la carga orgánica volumétrica ( $B_v$ ), la cual fue calculada a partir de la ecuación 3 y 4.

Ecuación 3.

$$B_v = \frac{DQO \cdot Q_0}{V}$$

Donde:

$B_v$  = Carga orgánica volumétrica (g DQO / L·d)

DQO = Demanda química de oxígeno en la alimentación (g/L)

$Q_0$  = Flujo de alimentación (L/d)

$V$  = Volumen del reactor (L)

Donde:

TRH = Tiempo de retención hidráulica (d)

Qo = Flujo de alimentación (L/d)

V = Volumen del reactor (L)

Ecuación 4. 
$$TRH = \frac{V_{\text{reactor}}}{Q_o}$$

## 5.9 Métodos analíticos

El pH y la conductividad fueron determinados por potenciometría. Los ST, SV, DQO fueron determinados de acuerdo con los métodos estándares (APHA/AWWA/WPCF, 2005). La composición del biogás se determinó por cromatografía de gases con detector de conductividad térmica (Gow-Mac Serie 580), empleando una columna empacada Carbosphere 80/100, helio como gas acarreador con un flujo de 25 mL/min. Las temperaturas de la columna, inyector y detector fueron de 140°C, 170°C y 190°C, respectivamente. El volumen de metano se corrigió a condiciones estándar de presión (760 mm Hg) y temperatura (0 °C). Los compuestos solubles se determinaron en los sobrenadantes de las muestras centrifugadas a 14000 rpm por 30 min. Los carbohidratos solubles fueron determinados de acuerdo con la técnica de Dubois *et al.*, (1956), y las proteínas solubles por el método de Lowry (1951). El amonio se determinó con un electrodo de ión selectivo Orion Thermo Scientific (9512HPBNWP). Los AGV fueron analizados por cromatografía de gases con detector de ionización de flama (HP 5890), y una columna AT-1000 (0.53 mmx1.2 mmx10 m). Las temperaturas de trabajo fueron 120 °C (10°C/min) del horno, 250 °C en el inyector y 200 °C en el detector. Se utilizó nitrógeno como gas acarreador a un flujo de 3 mL/min y el volumen de inyección de muestras fue de 2 µL.

## 5.10. Análisis estadístico

El diseño experimental de los ensayos en lote se desarrolló aplicando un diseño experimental completamente aleatorio. Los análisis estadísticos se evaluaron a través de un análisis de varianza (ANOVA) con un nivel de significancia  $\alpha < 0.05$ . El análisis de comparación de medias se realizó por Duncan test con un nivel de significancia  $\alpha < 0.05$ . Se empleó el paquete estadístico NCSS Number Cruncher Statistical System (NCSS) software (Kaysville, Utah, USA).

## **Resultados y discusión**

## 6. Resultados y Discusión

### 6.1. Hábitos de las personas en el uso y limpieza de los inodoros

En el Cuadro 9 se muestra las características de la muestra de estudio para la aplicación de la encuesta. El tamaño de la muestra fue de 161 encuestados ( $n=161$ ), no se encontraron duplicados en las respuestas. La muestra estuvo integrada por 63 hombres (39%) y 98 mujeres (61%). Se asignaron 5 categorías de edad (21-30, 31-40, 41-50, 51-60, 61-70) y 4 categorías de región de acuerdo a la distribución de la división geográfica de México por INEGI (2016), lo que permitió conocer las características demográficas de la muestra, el 61 % de los encuestados corresponde a la zona centro del país:

**Región centro** (Ciudad de México, Guerrero, Hidalgo, Estado de México, Morelos, Puebla, Tlaxcala y Oaxaca),

**Región occidente** (Aguascalientes, Colima, Guanajuato, Jalisco, Michoacán de Ocampo, Nayarit, Querétaro, San Luis Potosí y Zacatecas),

**Región norte** (Baja California, Baja California Sur, Chihuahua, Coahuila, Durango, Nuevo León, Sinaloa, Sonora y Tamaulipas),

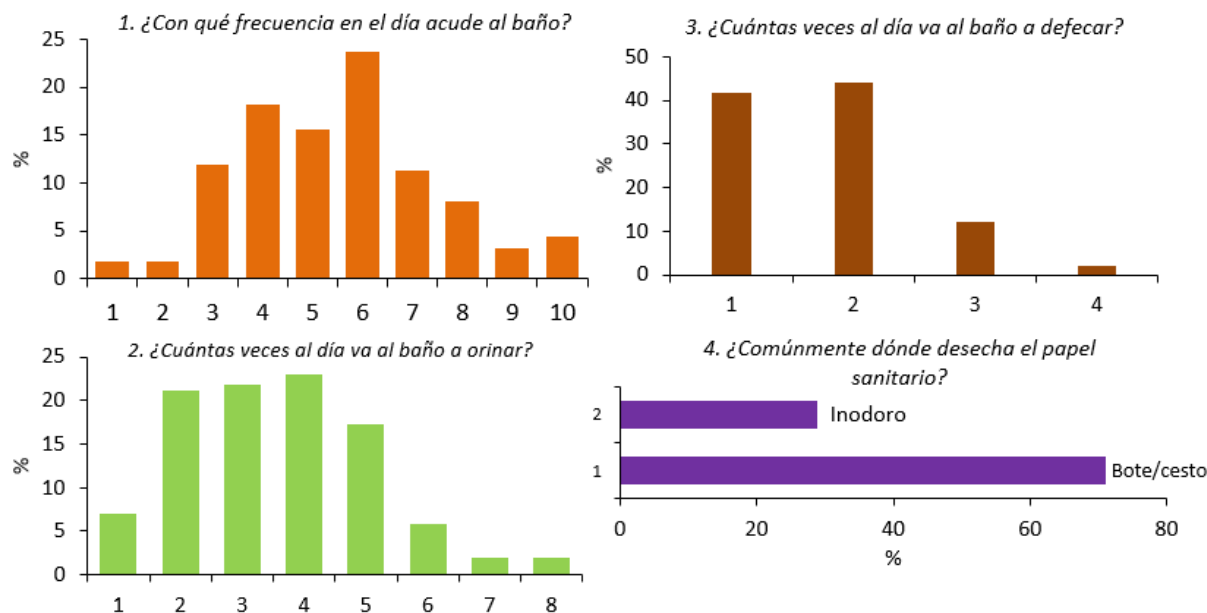
**Región sureste** (Campeche, Chiapas, Quintana Roo, Tabasco, Veracruz de Ignacio de la Llave y Yucatán).

Los 161 encuestados son una muestra representativa de la población con un nivel de confianza del 95% y 8 % de margen de error. El tamaño mínimo para poder hacer estimaciones sobre la población de México considerando la ecuación 1, es de 151 encuestados. La mayoría de estudios recomiendan un nivel de confianza del 95 % y un margen de error menor al 10 % para encuestas (Addisu *et al.*, 2016; Hu *et al.*, 2015; Riley *et al.*, 2019; Wasib *et al.*, 2019; Yaseen *et al.*, 2020).

**Cuadro 9.** Características de las personas encuestadas.

Características	Total (n)	% del total	Mujeres	Hombres
			Número	Número
<b>Edad</b>				
21-30	82	51	61	21
31-40	44	27	24	20
41-50	21	13	6	15
51-60	11	7	7	4
61-70	3	2	0	3
<b>Sexo</b>				
Mujer	98	61	98	
Hombre	63	39		63
<b>Región de México</b>				
Centro	99	61	58	41
Norte	22	14	15	7
Occidente	18	11	11	7
Sureste	22	14	14	8

La encuesta permitió conocer algunos hábitos diarios, propios de la fisiología y alimentación de los participantes. En la Figura 12, se muestran los gráficos de frecuencia para 4 preguntas de interés. Para la pregunta 1 ¿Con qué frecuencia en el día acude al baño?, el 58 % de los encuestados acuden al baño de 4 a 6 veces al día, de las cuáles de 2 a 5 veces van al baño a orinar (83 %) y de 1 a 2 veces a defecar correspondiente al 85 % de los encuestados. Estudios reportan que en individuos sanos la producción fecal es de 1.2 defecaciones por día, una de las principales causas de variación en la generación y composición fecal puede ser afectada por la ingesta de fibra ( Rose *et al.*, 2015).

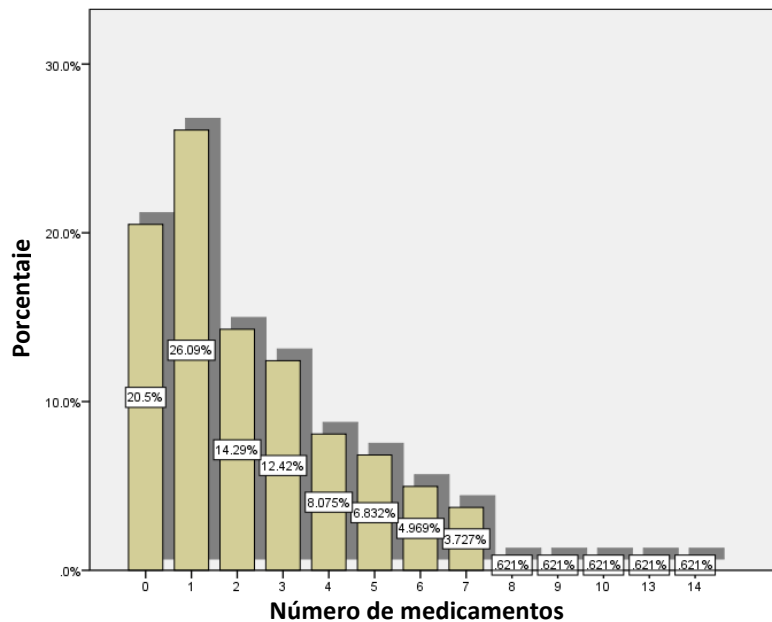


**Figura 12.** Hábitos en el uso y limpieza del inodoro.

Como se observa en la Figura 12, en la pregunta ¿Dónde se desecha el papel sanitario? el 70 % de los encuestados desecha el papel sanitario en el cesto del baño, la mayoría señala que no lo depositan en el inodoro por atascos (taponamientos), un mayor gasto de agua, problemas en el drenaje por no tener instalaciones adecuadas o por costumbre. En el caso de Estados Unidos, Canadá y Países Europeos el papel sanitario se deposita en los inodoros (WeExpats, 2018). Investigadores de la UNAM mencionan que la acumulación y manipulación de los papeles con heces, puede diseminar microorganismos patógenos que habitan en el aparato digestivo de los humanos, principalmente *Enterobacterias* y sus endotoxinas podrían causar problemas de salud (UNAMIRADA, 2009). Agencias ambientales promueven desechos el papel higiénico en los inodoros para reducir la transmisión potencial de patógenos a través de los residuos sanitarios (EPA, 2020). Algunos países como China han retirado los botes o cestos de papel sanitario de los baños públicos para evitar la transmisión de virus por materia fecal (Sun y Han, 2020)

Con el fin de conocer el número de medicamentos utilizados por las personas encuestadas, se preguntó ¿Cuál o cuáles de los medicamentos que se enlistan consume regularmente?, las respuestas fueron muy variadas desde personas que no utilizan ningún medicamento (20.5 %) hasta personas que utilizan más de 10 medicamentos al día ( $\leq 1$  %), 52.8 % de la población consume de 1 a 3 medicamentos y solo el 23.6 % consume de 4 a 7 medicamentos (Figura 13). En el Cuadro 10, se indica que el número promedio de medicamentos para hombres y mujeres es de 2.5. Al analizar los percentiles se puede observar que el 50 % de los hombres toman 1 medicamento, al compararlo con las mujeres ellas consumen 2 medicamentos. Los fármacos con mayor consumo son paracetamol (44.1 %), aspirina (28.6 %), vitaminas (26.7 %), naproxeno (19.3 %), diclofenaco (17.4 %), ibuprofeno (13 %), omeprazol (13.7 %), ampicilina (10.6 %), amoxicilina (8.7 %). Al comparar el número de productos con la edad de las personas la correlación no fue significativa indicando que el consumo de medicamento no incrementa conforme la edad. Sin embargo, de acuerdo a estudios médicos sobre el consumo de medicamentos por grupos de personas de mayor edad, aproximadamente el 50 % de las personas de 65 años consumen 5 o más medicamentos (Reeve *et al.*, 2020). Resultados similares reportaron Sirois *et al.*, (2016) para personas mayores de 65 años y Weir *et al.*, (2018) para grupos de personas de 75 años o más.





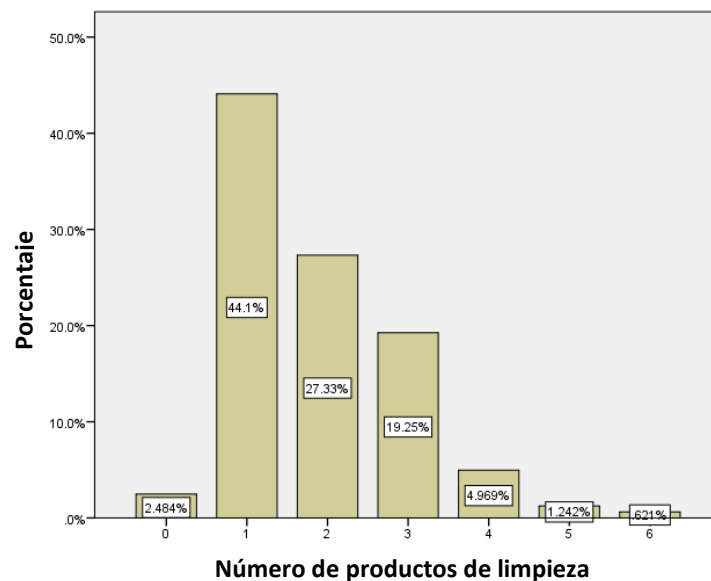
**Figura 13.** Frecuencia en el consumo de medicamentos por los encuestados.

**Cuadro 10.** Número de medicamentos consumidos por hombres y mujeres.

femenino	N	Válidos	98
		Perdidos	0
	Media		2.47
	Mínimo		0
	Máximo		10
	Percentiles	25	1.00
		50	2.00
masculino	N	Válidos	63
		Perdidos	0
	Media		2.49
	Mínimo		0
	Máximo		14
	Percentiles	25	1.00
		50	1.00
	75	4.00	

Con respecto al uso de productos de limpieza y desinfectantes en el hogar (Figura 14), 44% de los encuestados utilizan un producto, mientras que el 46.58 % utilizan de 2 a 3 productos para la limpieza. La media de productos utilizados fue de 1.86. Entre los productos con mayor uso destacan los siguientes; pinol (37.3 %), cloralex (31.1 %),

clorox (23 %), fabuloso (19.3 %), harpic pastilla (13 %), otros (18 %). Además, al analizar la relación entre la edad de las personas con el número de productos de limpieza se obtiene una correlación negativa y significativa (-0.227), indicando que personas con mayor edad utilizan menos productos de limpieza (Cuadro 11). El uso de productos de desinfección favorece una disminución de microorganismos y virus en el inodoro y superficies cercanas, y para ello es importante considerar el tipo de desinfectante y los tiempos de contacto (Ms *et al.*, 2017).



**Figura 14.** Productos de limpieza empleados para la desinfección de inodoros.

**Cuadro 11.** Correlación de Pearson para el número de productos de limpieza.

		Edad	No. prod. limpieza
Edad	Correlación de Pearson	1	-.227**
	Sig. (bilateral)		.004
	N	161	161
No. prod. limpieza	Correlación de Pearson	-.227**	1
	Sig. (bilateral)	.004	
	N	161	161

\*\* La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral).

Con respecto a la percepción de las personas por el cambio de un inodoro convencional a un inodoro de baja descarga, el 90 % de los encuestados estarían dispuestos a cambiar su inodoro por uno que gaste de 1 a 1.5 L de agua por descarga. Además, permitirían que en sus casas se instalen sistemas de separación de efluentes para su aprovechamiento. Sin embargo es importante considerar a las heces fecales como un recurso en lugar de un desecho desagradable para facilitar el uso y transferencia de inodoros ecológicos (Davies y Smith, 2012).

Los sistemas con separación de orina y heces revelan desafíos de diseño, como el tamaño del sistema y disposición de las heces (Tobias *et al.*, 2017). Asimismo, el descargar el papel sanitario al inodoro implicará retos debido a las tasas en el consumo de papel las cuales aumentan junto con el desarrollo socioeconómico, con un valor promedio de 10 kg/persona\*año (Karadagli *et al.*, 2021). Por lo tanto, es necesario investigar el efecto de los papel higiénico sobre el potencial de obstrucción cuando se mezclan con muestras de desechos fecales (Shuaeb y Han, 2018) y su potencial en la producción de metano.

## **6.2. Caracterización de las aguas cafés**

La caracterización de las muestras de aguas cafés simulando descargas provenientes de un inodoro al vacío se muestran en el Cuadro 12. Como resultado se observó una concentración de materia orgánica de  $25.25 \pm 10.58$  g/L como DQOt, y una concentración de materia orgánica soluble de  $6.80 \pm 3.58$  g/L DQOs. Asimismo, se observó un contenido del 85 % de SV con respecto a los ST, similar a lo reportado por Rajagopal *et al.*, (2013) con una proporción SV/ST del 87 % y 89 % (Kim *et al.*, 2019), indicando que es un sustrato adecuado para la digestión anaerobia. De acuerdo con lo reportado por Rose *et al.*, (2015) la fracción orgánica de las heces fecales está compuesta por biomasa bacteriana (25-54%), fibra (25%), proteínas (2-25%), grasas (2-15%), y fosfatos de calcio y hierro (7.5-16%). La biomasa bacteriana por cada gramo de heces fecales contiene  $3 \times 10^{10}$  bacterias (Vaahrovuo *et al.*, 2005).

**Cuadro 12.** Estudios comparativos de la composición de sustratos que contienen aguas cafés (n=5)

Parámetro	Unidad	Sustrato				
		AC <sup>1</sup>	AC <sup>2</sup>	2 L AC <sup>3</sup> 150 g RA	AC <sup>4</sup>	2 L AC <sup>5</sup> 300 g RA
pH	-	6.4 ± 0.51	6.7	6.2 ± 0.6	6.70	6.23 ± 0.07
Conductividad	µS/cm	2211.4 ± 748	-	-	-	-
Amonio	mgNH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /L	136.2 ± 8.03	-	-	-	-
NT	g/L	-	3.46	-	9.75	-
DQOt	g/L	25.3 ± 10.58	62.4	35.0 ± 10.4	8.16 ± 0.56	-
DQOs	g/L	6.80 ± 3.58	39	13.0 ± 4.4	-	12.29 ± 5.27
SV	g/L	15.05 ± 5.76	8.98	19.89 ± 3.74	4.41 ± 0.9	22.19 ± 8.08
ST	g/L	17.60 ± 5.76	9.45	21.41 ± 4.09	5.19 ± 0.07	24.44 ± 10.11
SV/ST	%	85.66 ± 2.70	95	93	85	90

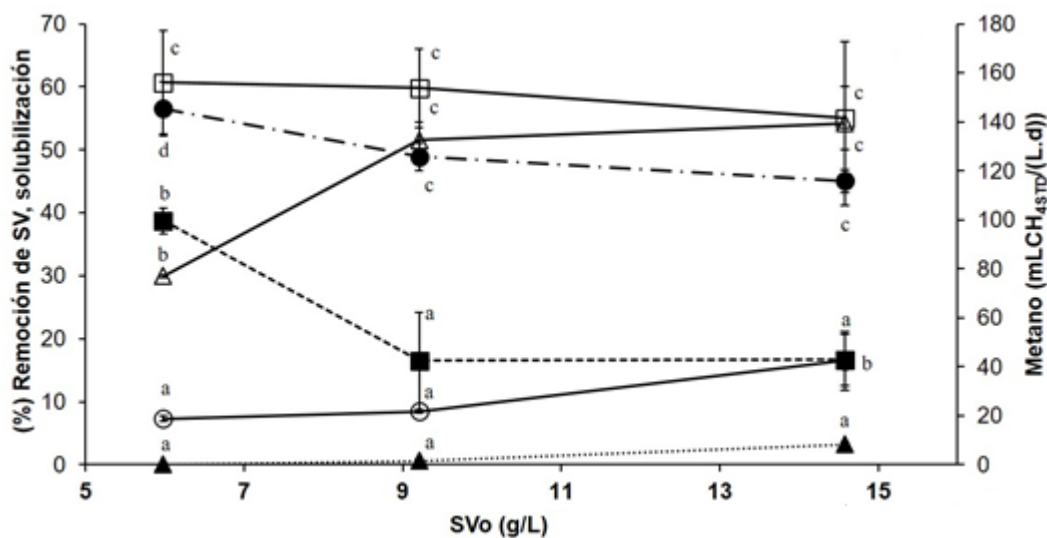
<sup>1</sup>Este estudio; <sup>2</sup>Seong *et al.*, 2014; <sup>3</sup>Rajagopal *et al.*, 2014; <sup>4</sup>Lim, 2011, <sup>5</sup>Lim *et al.*, 2013.  
AC = agua café, RA= residuos de alimentos

La alta variabilidad en la caracterización de las muestras de aguas cafés depende de varios factores, como la composición de los alimentos consumidos por las personas (Vinnerås y Jönsson, 2002). Además la composición de las excretas humanas varía en función de la región geográfica, la edad de la persona y la hora del día (Ronteltap *et al.*, 2009).

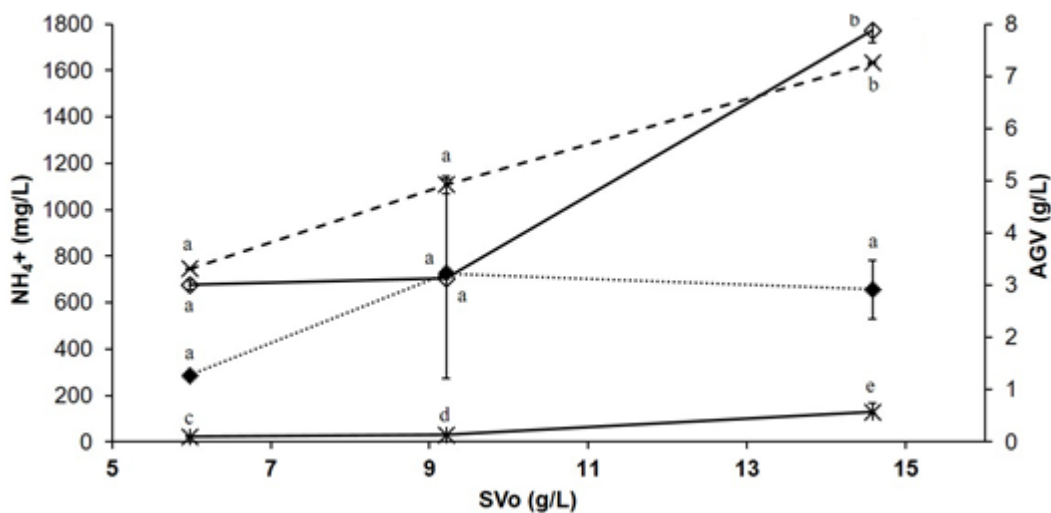
### **6.3. Digestión anaerobia de las aguas cafés con diferentes concentraciones de sólidos volátiles (SV)**

Con el objetivo de evaluar el efecto de la concentración de los SV sobre la degradación de las aguas cafés, solubilización de la materia orgánica y producción de metano se emplearon tres concentraciones de SV (6, 9 y 14.6 g/L). Como se muestra en la Figura 15 se obtuvo una alta degradación de sólidos (60 %) empleando una concentración de 6 g/L de SV en comparación con los controles (aguas cafés sin inóculo) y los demás tratamientos. Sin embargo, la solubilización de materia orgánica aumentó en todos los controles (aguas cafés sin inóculo) durante los 27 días de evaluación, para una concentración de 6 g/L se obtuvo una solubilización de 56.5 ± 4.2%, para 9 g/L SV de

49 ± 2.2 % y para 14.6g/L SV de 45.0 ± 1.8 %. Estos resultados pueden atribuirse a que la producción de metano fue mayor a las concentraciones más altas de SV, debido a una mayor cantidad de materia orgánica. Por ejemplo, la producción de metano a una concentración de 14.6 g/L SV fue de 139.48 ± 23.6 mLCH<sub>4</sub>/(L\*d). Por el contrario, en todos los controles las concentraciones de AGV fueron mayores a 3 gDQO/L, indicando una acumulación de estos ácidos y disminución en el pH a 5.6, lo que explica el bajo rendimiento en la producción de metano y un alto porcentaje de solubilización (Figura 16). Estos resultados sugieren que el inóculo (lodos anaerobios granulares) favoreció la degradación de SV y un aumento en la producción volumétrica de metano. La alta concentración de SV provocó una acumulación de amonio y el aumento de pH (Figura 16). Específicamente, se obtuvieron 1800 mgNH<sub>4</sub><sup>+</sup>/L para las concentraciones de 14.6 g/L de SV, lo que equivale a 1.4 g/L de nitrógeno en el agua café. Resultados similares fueron reportados por López-Avilés *et al.*, (2017), donde explican este comportamiento el cual es debido a la influencia de la relación entre la concentración inicial de sustrato y la concentración de biomasa. Los resultados en la remoción de los SV obtenidos en este trabajo fueron similares a los reportados por Lim (2011), reportando remociones de SV del 50 % pero con concentraciones de sólidos mucho menores (0.3-2.5 g/L) y en un periodo de 30 días, mostrando que se puede obtener una mayor remoción de los SV y de producción de metano con altas concentraciones de materia orgánica en las aguas cafés. La variabilidad de la desviación estándar se puede explicar por el alto contenido de sólidos en las aguas cafés (sustrato heterogéneo), trabajar sin un sistema de agitación, el inóculo y errores en la medición de metano por métodos volumétricos (Hafner *et al.*, 2020).



**Figura 15.** Ensayos de biodegradabilidad de agua café a diferentes concentraciones de sólidos volátiles. Reducción de sólidos volátiles (control - ■ - y tratado \_ □ \_), solubilización de materia orgánica (control - ● - y tratado \_ ○ \_) y producción de metano (control - ▲ - y tratado \_ △ \_).

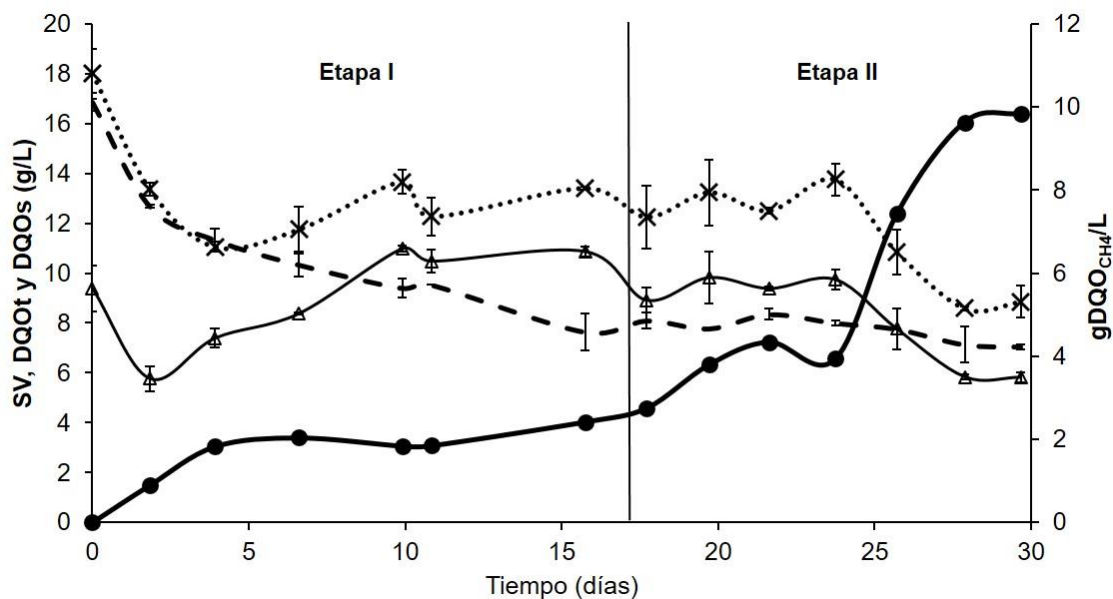


**Figura 16.** Producción de amonio (control - ◆ - y tratado \_ ◇ \_) y producción de ácidos grasos volátiles (control-- x - y tratado - \* -), después de 30 días de digestión. Las medias con la misma letra no son significativamente diferentes (prueba de Duncan,  $\alpha \leq 0.05$ ,  $n = 2$ ).

Con el propósito de determinar la velocidad de degradación de los SV, se realizaron ensayos a una concentración de 17 g/L de SV. La hidrólisis se expresó considerando los cambios en la concentración de la DQO soluble (Chen *et al.*, 2007), y la reducción

de sólidos volátiles como puede observarse en la Figura 17. La DQO total disminuyó un 50 % después de 30 días y la DQO soluble aumentó en un 88 %, durante un período de 2 a 16 días. Durante el mismo período se obtuvo una reducción de SV del 50 % resultado de la hidrólisis y fermentación de los sólidos contenidos en el agua café causando una disminución en el pH. Bajo estas condiciones la velocidad de degradación de sólidos fue de 0.49 gSV/(Ld). A partir del día 17 y hasta el día 30 se observó un aumento en la producción de metano.

Estos hallazgos sugieren que el proceso de digestión anaerobia de los SV ocurre en dos etapas (i) hidrólisis y fermentación (durante los primeros 17 días) y (ii) una etapa metanogénica (últimos 13 días).



**Figura 17.** Degradación anaerobia del agua café. Sólidos volátiles (---), demanda química total de oxígeno (... x...), demanda química de oxígeno soluble (\_Δ\_) y producción de metano (\_●\_).

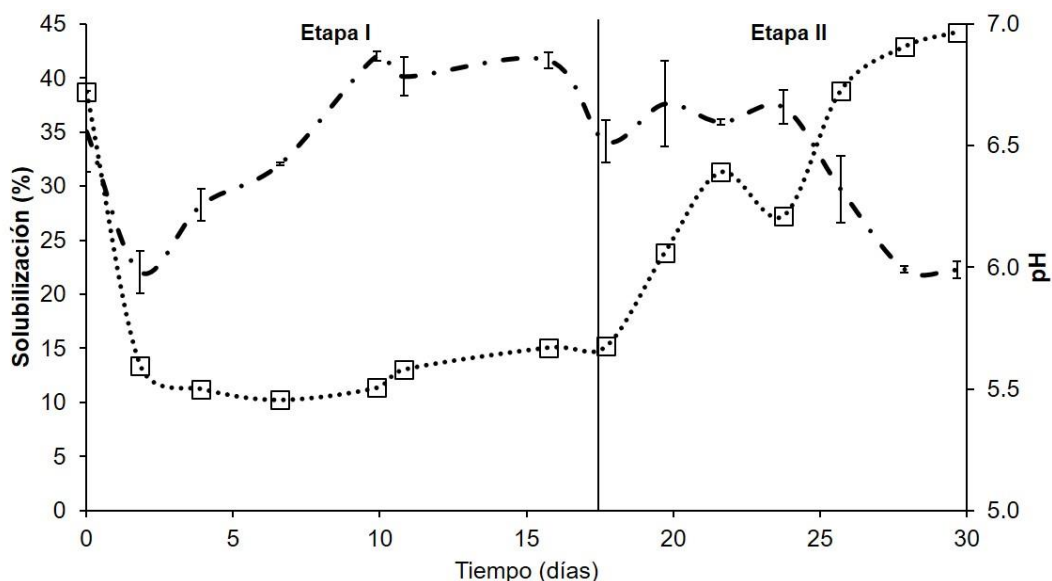
Sin embargo, este estudio mostró las dos etapas en el mismo reactor. Estos resultados podrían explicarse por la interacción entre compuestos nitrogenados, AGV, pH y la actividad de los lodos biológicos durante la digestión anaerobia de las aguas cafés, esta interacción favorece la capacidad amortiguadora del proceso evitando la acidificación del sistema. Además, la concentración de nitrógeno amoniacal puede

estar relacionada con el rendimiento en la producción de metano y la actividad biológica del inóculo, ya que, a concentraciones menores de 0.5 g/L se ha observado una deficiencia de nitrógeno como nutriente, bajo rendimiento de metano y pérdida de biomasa (Procházka *et al.*, 2012).

Estudios similares han reportado reactores de una sola etapa utilizando como sustrato heces humanas (Colón *et al.*, 2015). Otros autores consideran estudiar la co-digestión de heces con otros sustratos para evitar fenómenos de inhibición y obtener altas eficiencias de degradación y producción de metano (Arias *et al.*, 2020; Lalander *et al.*, 2018; Lim y Wang, 2013; Paudel *et al.*, 2017; Rajagopal *et al.*, 2013)

La solubilización de la materia orgánica fue monitoreada durante la digestión anaerobia del agua café (Figura 18). Los resultados mostraron que durante el día 4 al día 15 la DQO soluble aumentó en un 41 %, y coincidió con la mayor velocidad de degradación de los sólidos volátiles. Durante el experimento se observaron dos etapas de cambios en el pH: (i) el pH disminuyó a 5.6 (durante los primeros tres días de tratamiento) y se mantuvo constante (entre 5.5 y 5.7) hasta aproximadamente el día 16, esto se puede atribuir a la hidrólisis de los sólidos contenidos en el agua café observado en la (figura 17); (ii) el pH aumentó hasta 7 después de 30 días de tratamiento. Estos resultados indican que se favoreció la actividad de las arqueas metanogénicas sobre la actividad de las bacterias fermentativas. Además, la capacidad tampón podría explicarse por la hidrólisis de proteínas (producción de  $\text{NH}_4^+$ ) y la formación de AGV a partir de la fuente de carbono. En particular, esto contribuye a una mayor eficiencia en las diferentes etapas de la digestión anaerobia. La producción de  $\text{NH}_4^+$  y AGV por bacterias acidogénicas hidrolíticas crea un sistema amortiguador débil (Mohan *et al.*, 2009; Q. Wang *et al.*, 2013). Además, en presencia de  $\text{CO}_2$ , los productos de la hidrólisis de proteínas dan como resultado la formación de  $\text{NH}_4^+$  y bicarbonato de amonio (Ec. 4 y Ec. 5), su capacidad amortiguadora depende del equilibrio entre el  $\text{CO}_2$ , el bicarbonato y los AGV producidos (Dahiya *et al.*, 2015).





**Figura 18.** Solubilización de la materia orgánica y perfiles de pH durante la degradación anaerobia del agua de café. % de solubilización (— □ —) y pH (... □ ...).

Ec. 4.  $\text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O} \leftrightarrow \text{H}_2\text{CO}_3^* \leftrightarrow \text{H}^+ + \text{HCO}_3^-$  (pKa= 6.1, amortiguador de bicarbonatos)

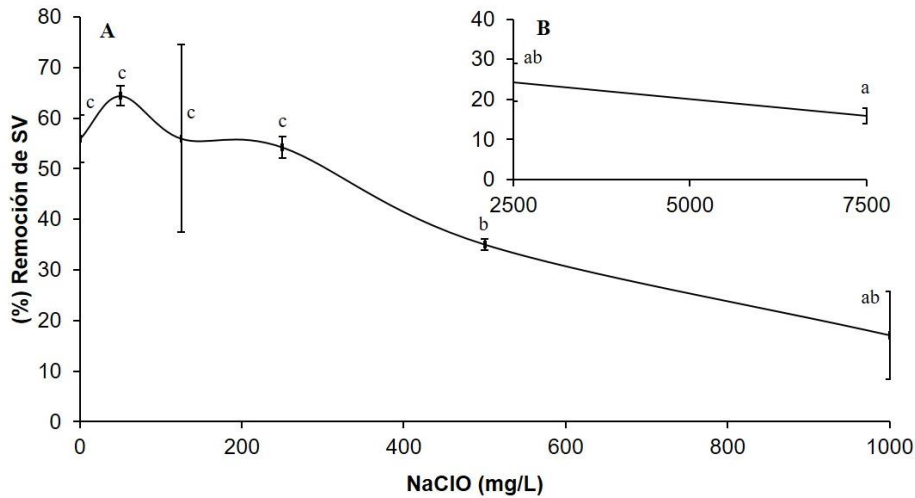
Ec. 5.  $\text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O} \leftrightarrow \text{H}_2\text{CO}_3^* + \text{NH}_4^+ \leftrightarrow \text{NH}_4\text{HCO}_3 + \text{H}^+$  (pKa= 6,35/9.35)

#### 6.4. Efecto del hipoclorito de sodio (NaClO) en la DA de las aguas de café

##### 6.4.1. Efecto del NaClO sobre la actividad metanogénica (AME) y la remoción de SV

Se evaluó el efecto del NaClO sobre la AME y la reducción de SV durante la biodegradabilidad de las aguas de café. Los resultados obtenidos indican que los niveles de degradación de SV fueron similares cuando las concentraciones de NaClO fueron 50 y 125 mg/L. Se obtuvo una degradación del 51 % de los SV en presencia de 250 mg/L de NaClO debido a la actividad de las bacterias fermentativas. Sin embargo, la degradación de SV disminuyó significativamente hasta 15% con una concentración de 7500 mg/L de NaClO, lo que indica que el NaClO causó la oxidación química de los SV (Figura 19). Lo anterior se puede explicar por el efecto del ión  $\text{ClO}^-$  sobre la solubilización de los sólidos volátiles de las aguas de café, liberando al medio proteínas y polisacáridos solubles, debido al rompimiento de la estructura celular, tal como lo reportaron Ye *et al.*, (2016) para lodos activados residuales. Por otra parte, Wei *et al.*, (2019) observaron que el NaClO daña las células de los lodos activados al perforar la

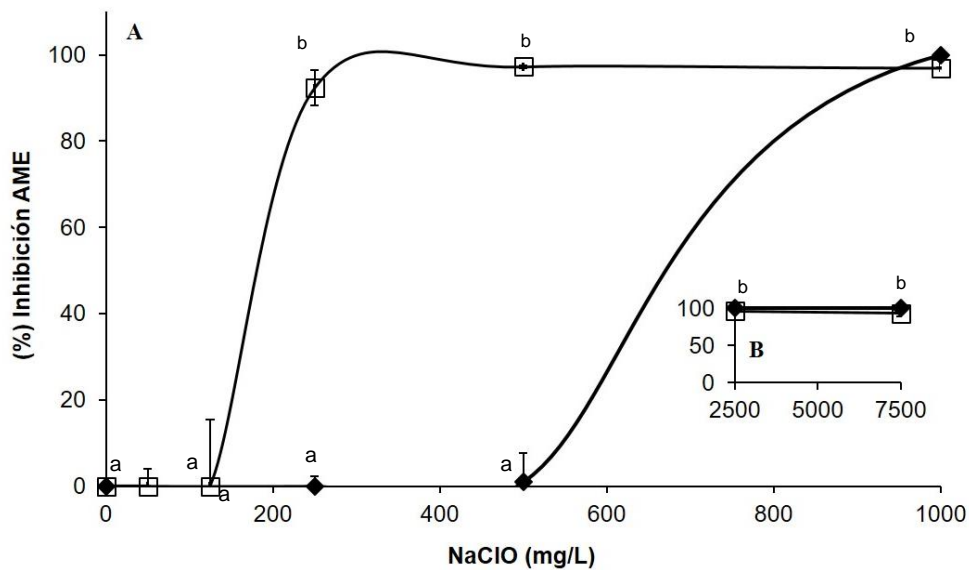
pared y membrana celular, causando la oxidación de material orgánico y pérdida de agua.



**Figura 19.** Efecto del NaClO sobre la remoción de sólidos volátiles a diferentes concentraciones de NaClO. A) 50, 125, 250, 500, 1000 mg / L. B) 2500 y 7500 mg / L. Las medias con la misma letra no son significativamente diferentes, prueba de Duncan ( $\alpha \leq 0.05$ ,  $n = 2$ ).

La AME se utilizó para evaluar la concentración inhibitoria del NaClO sobre la digestión anaerobia de las aguas cafés. Como se muestra en la Figura 20, la AME disminuyó significativamente a medida que aumentó la concentración de NaClO. La inhibición de la AME alcanzó el 92% a 250 mg/L de NaClO, además la AME disminuyó en un 50 % a una concentración de 190 mg/L de NaClO empleando agua café como sustrato. Mientras que la AME alcanzó el 100% de inhibición a 1000 mg/L de NaClO usando glucosa como sustrato. Estos resultados se pueden explicar debido a que el agua café contiene una alta concentración sólidos que causa problemas de transferencia de masa y disminuye la actividad del inóculo en comparación con la glucosa. Estudios anteriores han reportado que el NaClO afecta los tratamientos biológicos cuando el NaClO se usa de manera incontrolada (Bodík *et al.*, 2008) sumando su capacidad reactiva y el efecto oxidante (Cai *et al.*, 2020; Kataki *et al.*, 2021). Además, valores de inhibición de la AME cercanos al 100% indican un efecto negativo sobre la actividad biológica de las arqueas metanogénicas como lo

observaron previamente Yu *et al.* (2016). Estudios recientes obtuvieron que a concentraciones superiores a 100 mg/L se inhibió la actividad metanogénica en biorreactores de membrana fluidizada (Lee *et al.*, 2019). Por lo tanto, nuestros hallazgos indican que el agua café es un sustrato difícil de degradar y la presencia de NaClO como desinfectante en los inodoros a concentraciones mayores a 125 mg/L puede disminuir significativamente su degradación por vía anaerobia, esto debido a la disminución del transporte celular limitado por el daño a la pared y membrana celular del inóculo, además del daño directo a enzimas limitando así la producción de metano (Cai *et al.*, 2020; Kataki *et al.*, 2021). La AME sin NaClO y con glucosa fue de 0.10 gDQOCH<sub>4</sub> / (gSV.d), mientras que con aguas cafés fue de 0.056 gDQOCH<sub>4</sub> / (gSV.d).

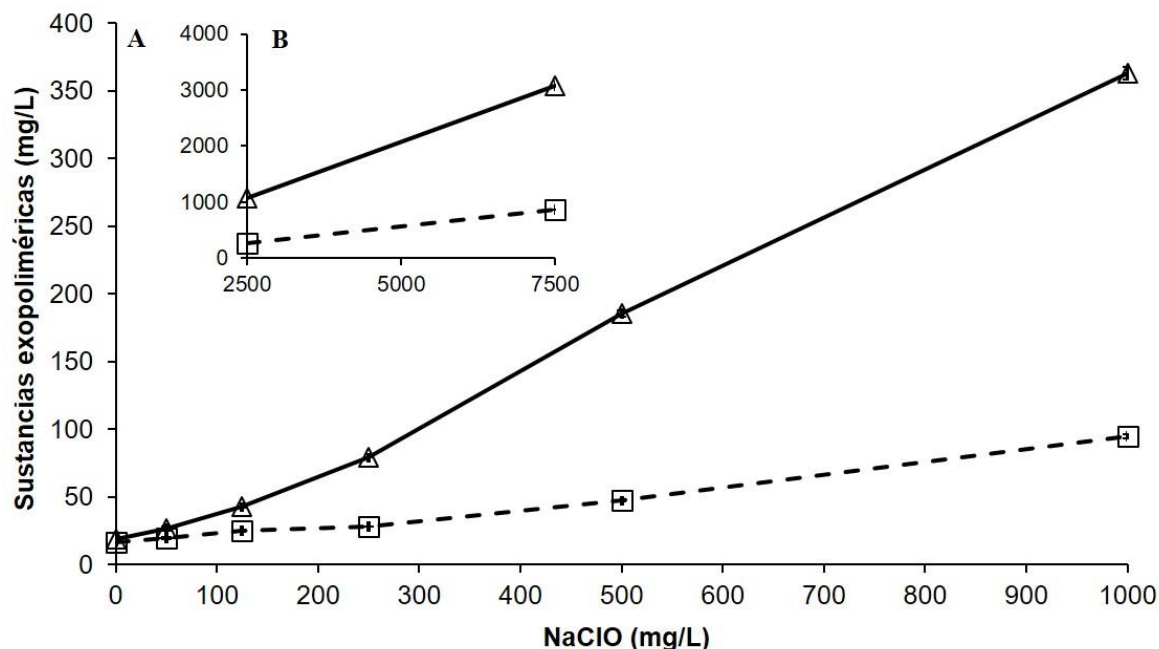


**Figura 20.** Efecto de NaClO sobre la actividad metanogénica específica (AME) de los lodos granulares, muestra de aguas cafés (- □ -) y medio con glucosa (- ◆ -). Con diferentes concentraciones de NaClO: A. (50, 125, 250, 500, 1000 mg / L); B. (2500 y 7500 mg / L).

#### 6.4.2. Análisis de lodos granulares expuestos a NaClO (compuestos exopoliméricos y morfología)

Se analizaron las sustancias exopoliméricas (proteínas y carbohidratos) para evaluar los daños en la estructura del lodo granular debido a la presencia de NaClO. Como se muestra en la Figura 21, las sustancias exopoliméricas aumentaron a medida que

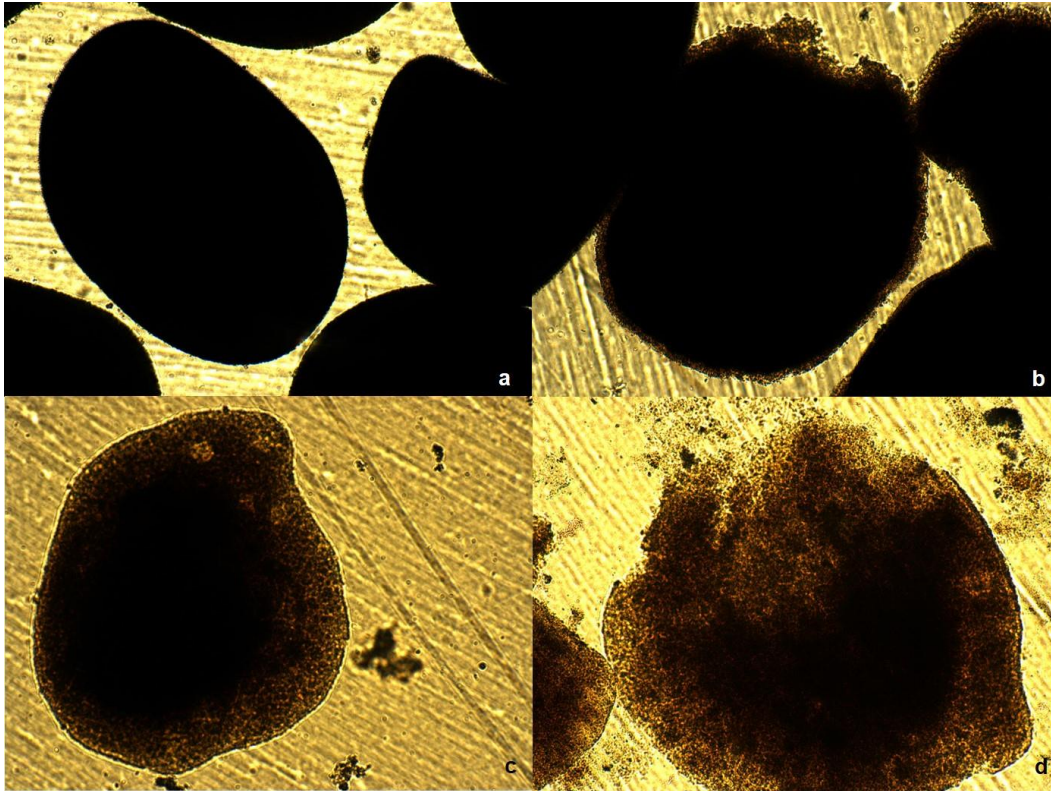
aumentaba la concentración de NaClO (3080 mg/L de compuestos exopoliméricos). Los resultados sugieren que el daño estructural de los lodos granulares se debe a la liberación de proteínas y carbohidratos. En particular, los compuestos exopoliméricos contribuyen a estabilizar los gránulos anaerobios, mantener la integridad estructural de la matriz microbiana y mejorar el proceso de granulación. Por lo tanto, si se liberan compuestos exopoliméricos, el lodo granular perderá su integridad conformacional, lo que a su vez influye en la eficiencia de los sistemas de tratamiento de aguas residuales (Ismail *et al.*, 2010; Liu *et al.*, 2004). Estos resultados son evidencia de que la solubilización de los lodos granulares fue causada por oxidación de NaClO a la fracción orgánica del lodo, lo cual favoreció la ruptura granular y la destrucción de células microbianas (Chang *et al.*, 2004; Liao *et al.*, 2004; Navarro *et al.*, 2016) , pérdida de agua (Wei *et al.*, 2019) y células suspendidas que han sido afectadas por el NaClO (Lee *et al.* 2019).



**Figura 21.** Efecto del NaClO sobre la estructura del lodo granular, liberación de sustancias exopoliméricas carbohidratos (- □ -) y proteínas (- Δ -). Concentraciones de NaClO: (A) 50, 125, 250, 500, 1000 mg / L; (B) 2500 y 7500 mg / L.

Con el objetivo de corroborar los daños estructurales en el gránulo causado por el NaClO, se observaron las muestras, en un microscopio óptico (Figura 22). Se observó la ruptura del lodo granular a medida que aumentaba la concentración de NaClO. Por ejemplo, se observaron zonas dañadas en el contorno del lodo granular expuesto a 1000 mg/L de NaClO (Figura 22b); mientras que se observó una clara ruptura de los lodos expuestos a 7500 mg/L (Figura 22 d). Estos resultados se pueden atribuir a la pérdida de masa de los lodos granulares (3000 mg/L de proteínas exopolimérica). De acuerdo con estudios enfocados a evaluar el efecto del NaClO sobre la estructura de superficies, Kaiser y Guggenberger (2003) reportaron que el NaClO causó un aumento en el área superficial específica de las partículas del suelo, por lo que se puede relacionar con lo observado en la Figura 22 donde la disrupción del gránulo es mayor al aumentar la concentración del NaClO. Debido a la conformación de los gránulos anaerobios el área superficial específica se reduce (Zheng *et al.*, 2005), de tal manera que el NaClO afectó la formación y estabilidad del gránulo. Los resultados sugieren que el efecto que tiene el NaClO al entrar en contacto con los gránulos anaerobios (asociación de bacterias, materia orgánica e inorgánica, compuestos exopoliméricos y cationes) es la ruptura de la estructura del lodo con pérdida de contenido intracelular (Wei *et al.*, 2019). Lo cual está relacionado con el aumento de la concentración de NaClO, lo que resulta en una disminución en el transporte de sustratos hacia los distintos consorcios microbianos limitando la producción de metano debido al daño de la pared y membrana celular (Cai *et al.*, 2020). Además de suponer un daño directo a sitios enzimáticos esenciales que promueven la inactivación irreversible originado por los iones hidroxilo y acción de cloraminación como lo han reportado diferentes estudios (Estrela *et al.*, 2002; Kataki *et al.*, 2021). Estos resultados tienen relación con el posible mecanismo de daño a la estructura del gránulo anaerobio y bacterias detallado en la Figura 5. Debido a las condiciones sanitarias por SARS-CoV-2 se han estandarizado los procedimientos para garantizar la eliminación del virus y otros patógenos en superficies e inodoros, se ha recomendado el uso del NaClO al 1 % por parte del (Ministro de Salud y bienestar de la familia del Gobierno de la India, [MOHFW], 2020). Para la desinfección de inodoros la Organización Panamericana de la Salud

recomienda utilizar 0.1 % de hipoclorito de sodio al menos dos veces al día y un tiempo de contacto de 1 min (PAHO, 2020), los estudios realizados en el presente trabajo se encuentran en los rangos de 0.005 % y 0.75 % de NaClO.



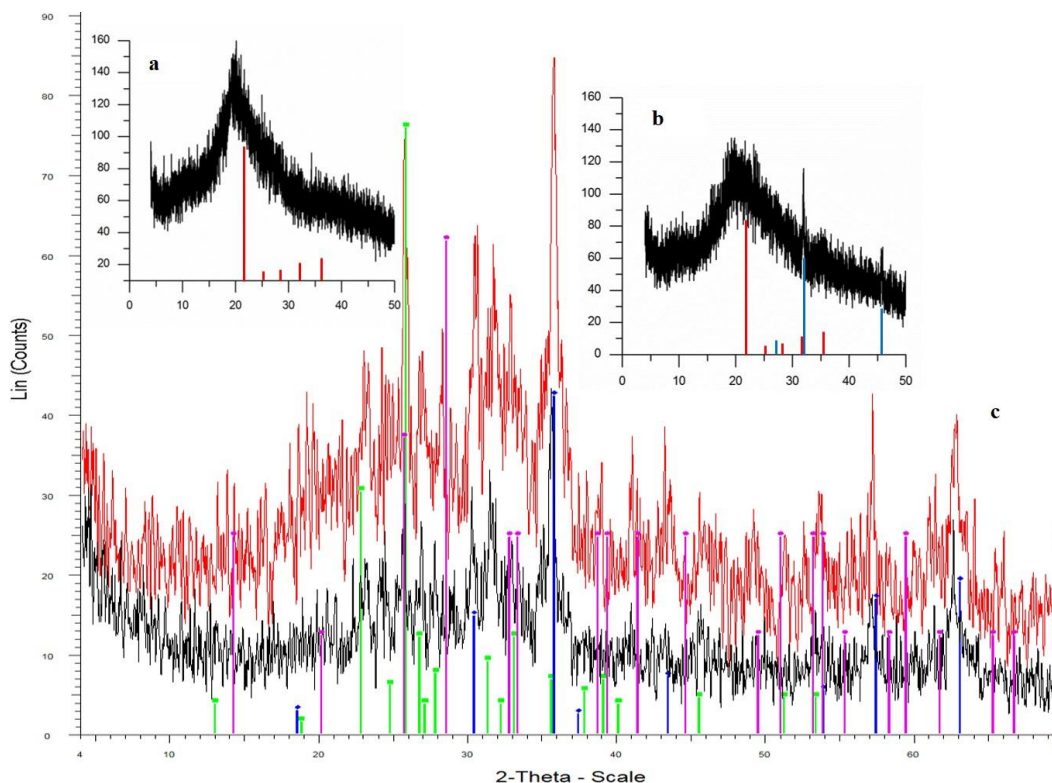
**Figura 22.** Micrografías de los lodos granulares anaerobios expuestos a diferentes concentraciones de NaClO: (a) control (sin NaClO); (b) 1000 mg/L; (c) 2500 mg/L; (d) 7500 mg/L.

#### **6.4.3. Análisis de la composición mineral del lodo granular por difracción de rayos X**

Para confirmar el efecto del NaClO sobre la estructura de los gránulos anaerobios, se realizaron análisis por difracción de rayos X (DRX). Los resultados revelaron que los lodos están constituidos principalmente por una fracción amorfa y otra cristalina. En la Figura 23a, se muestra un difractograma correspondiente a los lodos sin la exposición al NaClO (control); destacando orientaciones que pertenecen a la fase cristobalita ( $\text{SiO}_2$ ) con número de identificación (77-1316) y una fase amorfa constituida principalmente por material orgánico.



De acuerdo con estudios previos, Certucha *et al.*, (2010) obtuvieron perfiles similares en lodos granulares y mencionan que la sílice cristalina está asociada a la matriz que compone los lodos y la sílice amorfa a las diatomeas que se encuentran embebidas en la matriz de sílice. Por otra parte, en la Figura 23b se muestra el difractograma de los lodos expuestos a 7500 mg/L de NaClO durante un periodo de 30 días. Como resultado se observó un arreglo microcristalino en la región  $2\theta$ : 5-25 grados, indicando que el NaClO oxidó una fracción de la materia orgánica del lodo, además se observaron precipitados de NaCl (05-0628). Por otra parte, Zimmermann *et al.*, (2007) trabajaron con muestras de suelo expuestas a NaClO, como resultado no se observaron cambios en las estructuras de los minerales del suelo. Resultados similares se observaron en este estudio (Figura 23c), con muestras de lodo control y lodos expuestos a NaClO, en ambas muestras la composición mineral es similar. Por lo tanto, estos resultados corroboran que el NaClO tiene un efecto en la oxidación de la materia orgánica pero no modifica la estructura mineral de los lodos.



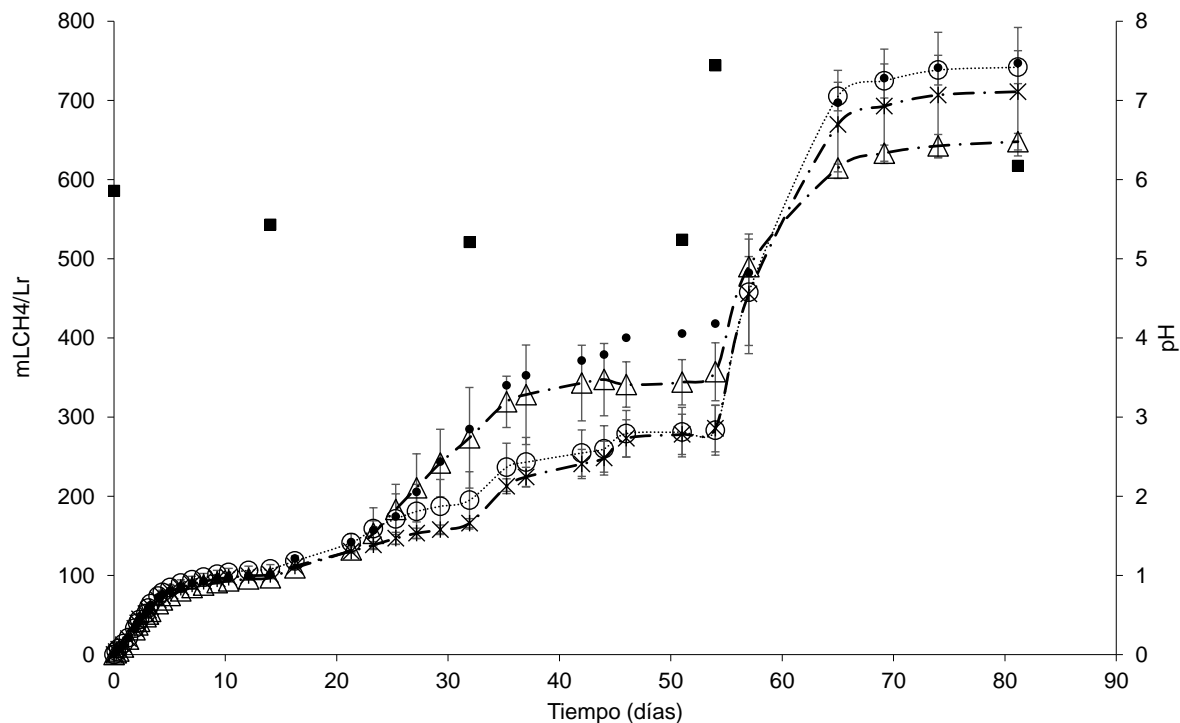
**Figura 23.** Difractogramas de lodos granulares expuestos a NaClO. (a) Perfil de difracción de rayos X (XRD) del lodo de control (sin NaClO), línea roja 77-1316 - cristobalita baja, syn - SiO<sub>2</sub>; (b) Perfil XRD de lodos expuestos a 7500 mg / L de NaClO, línea azul 05-0628 - halita, syn - NaCl; (c) Perfiles XRD de control (rojo) y lodos expuestos a NaClO (negro). Línea verde 27-1280 - óxido de manganeso y molibdeno (MnMoO<sub>4</sub>), línea azul 24-0354 - óxido de cobre, cromo y manganeso (CuCr<sub>0.5</sub>Mn<sub>1.5</sub>O), línea rosa 08-0018 - coesita (SiO<sub>2</sub>).

### 6.5. Co-digestión anaerobia del aguas cafés y papel higiénico

La encuesta aplicada para conocer los hábitos de las personas en México sobre el uso del inodoro y los productos empleados para su limpieza, permitió determinar el gasto de papel higiénico en 3.7 Kg/hab\*año.

La Figura 24 muestra los resultados de la digestión anaerobia de aguas cafés en presencia de diferentes cantidades de papel higiénico. Se puede observar que la concentración de papel higiénico no afectó la producción de metano a partir de las aguas cafés, esto debido a que no se observaron diferencias significativas entre los tratamientos y el control (aguas cafés sin papel higiénico). Sin embargo, se consideró amortiguar el pH a 7 a partir del día 56 ya que hasta el día 50 el valor estuvo por abajo de 6. A partir del cambio de pH se mejoró la producción de metano en los últimos 30 días. El Cuadro 13 muestra las producciones volumétricas antes y después del ajuste de pH, obteniendo a pH ácidos 22.7 mL CH<sub>4</sub>/ Lr d y  $0.87 \pm 0.02$  gDQO<sub>AGV</sub>/g SVremovido para el tratamiento con 8.75 g de papel/L<sub>agua café</sub>, lo que indica un porcentaje de acidificación mayor al 80 %, resultados similares se obtienen para el tratamiento con 2.5 g de papel/L<sub>agua café</sub>. La baja producción de metano se puede explicar por el desarrollo del estudio sin ajuste de pH los primeros 56 días (pH =5.5) , favoreciendo la etapa de fermentación de los compuestos orgánicos, aunado a la complejidad de la composición de las aguas cafés (Kim *et al.*, 2019; Rose *et al.*, 2015), y aunque el papel higiénico está compuesto de carbono orgánico, su hidrólisis es lenta porque se compone principalmente de celulosa (Zavala y Funamizu 2006).





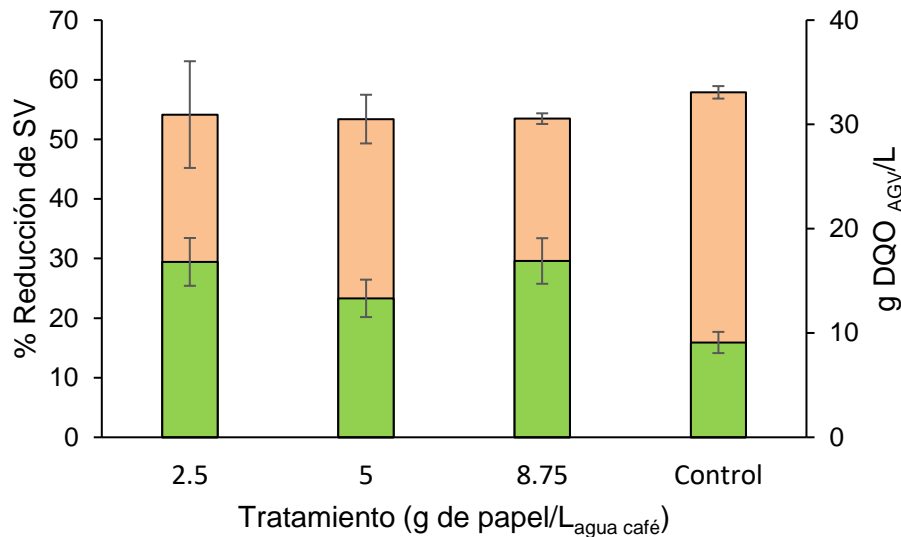
**Figura 24.** Producción de metano en la digestión anaerobia de las aguas de café en presencia de papel higiénico, Cantidades de papel utilizadas en el estudio: 2.5 (●), 5 (- \* -), 8.75 (...○...) g de papel/L agua de café, control (- Δ -), pH (- ■ -).

La alta producción específica de ácidos grasos volátiles como DQO, se vio favorecida en un 50% en los tratamientos que contenían una cantidad de papel higiénico de 1 y 8.75 g de papel/L agua de café y en un 35 % para 5 g de papel/L agua de café, con respecto al control. Con la acumulación de AGV el pH se mantuvo en promedio en 5.5 y bajas producciones de metano (Cuadro 12), este comportamiento fue observado por Li *et al.* (2018) al evaluar la producción de metano utilizando como sustrato celulosa. Los valores de pH ácidos favorecen la hidrólisis de la celulosa, por lo que se mejora la ruptura de los enlaces  $\beta$ -(1-4) –glucosídicos, obteniendo unidades de glucosa libres que pueden ser fácilmente fermentadas por los microorganismos hasta ácidos grasos volátiles, H<sub>2</sub> y CO<sub>2</sub>, favoreciendo la acidogénesis (Konkol y Cenian, 2020). Otros autores mencionan que agregar residuos de papel (entre ellos papel higiénico) podría aumentar significativamente los rendimientos totales de bioenergía en la co-digestión de residuos de comida y papel.

**Cuadro 13.** Producción volumétrica de metano y producción específica de AGV.

Tratamiento Papel higiénico (g papel/L agua café)	mL CH <sub>4</sub> / Lr d Sin ajuste de pH	mL CH <sub>4</sub> / Lr d Con ajuste de pH	Producción específica gDQO <sub>AGV</sub> /g SVremovido
2.5	12.7	17.4	0.87 ± 0.15
5	5.7	20.8	0.67 ± 0.05
8.75	5.68	22.7	0.87 ± 0.02
Control	11.19	13.62	0.43 ± 0.01

Por otra parte, para la reducción de los SV se obtuvieron valores cercanos al 50 % para las tres cantidades de papel higiénico, no se observaron diferencia significativa con respecto al control (Anexo A). Al inicio del experimento las concentraciones iniciales de los ácidos acético, propiónico y butírico fueron de 2.53, 0.84 y 0.23 gDQO/L respectivamente. Al finalizar el experimento se lograron cuantificar los ácidos valérico e iso butírico. Se produjeron concentraciones totales de AGV mayores a 13 gDQO<sub>AGV</sub>/L con 5 g de papel/L<sub>agua café</sub>, 16.8 gDQO<sub>AGV</sub>/L para 2.5 y 8.75 g de papel/L<sub>agua café</sub>, y para el control de 9 gDQO<sub>AGV</sub>/L (Figura 25). Algunos autores señalan que el papel higiénico y otros residuos domésticos se pueden utilizar como cosustratos en la digestión anaerobia, ya que, no generan un efecto antagonista en el proceso, lo que podría beneficiar en una gestión y tratamiento integral de los residuos domésticos (Kim *et al.*, 2019; Qin *et al.*, 2019).



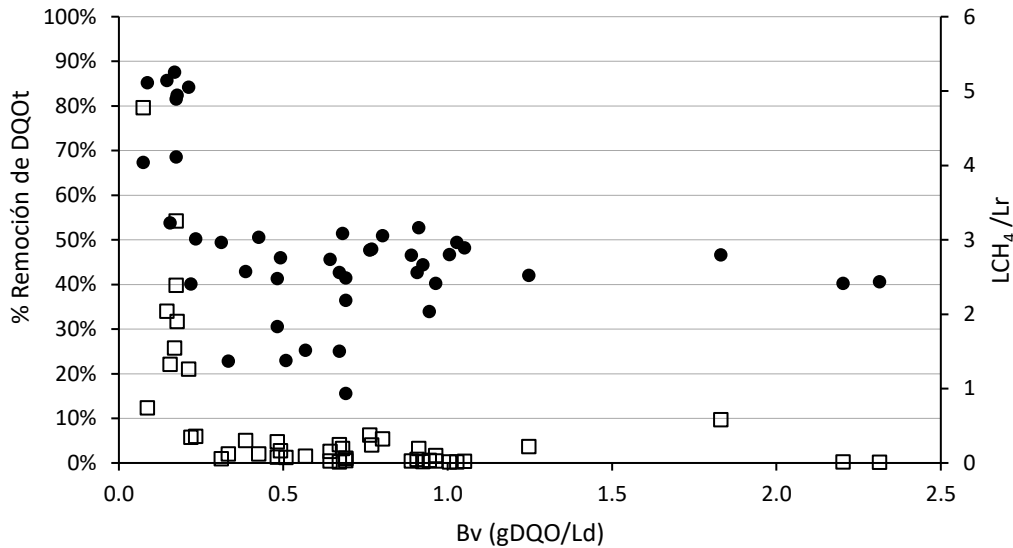
**Figura 25.** Reducción de SV y solubilización en ensayos con papel higiénico, porcentaje de reducción de SV ( ■ ), producción de AGV ( ■ ).

### 6.6 Estudio y operación de un reactor anaerobio

Con el objetivo de llevar a cabo la digestión anaerobia en un reactor en continuo, se operó un reactor de 3 L, ajustando la alimentación a pH 7 (sección 2.7 de materiales y métodos) en un periodo de 480 días.

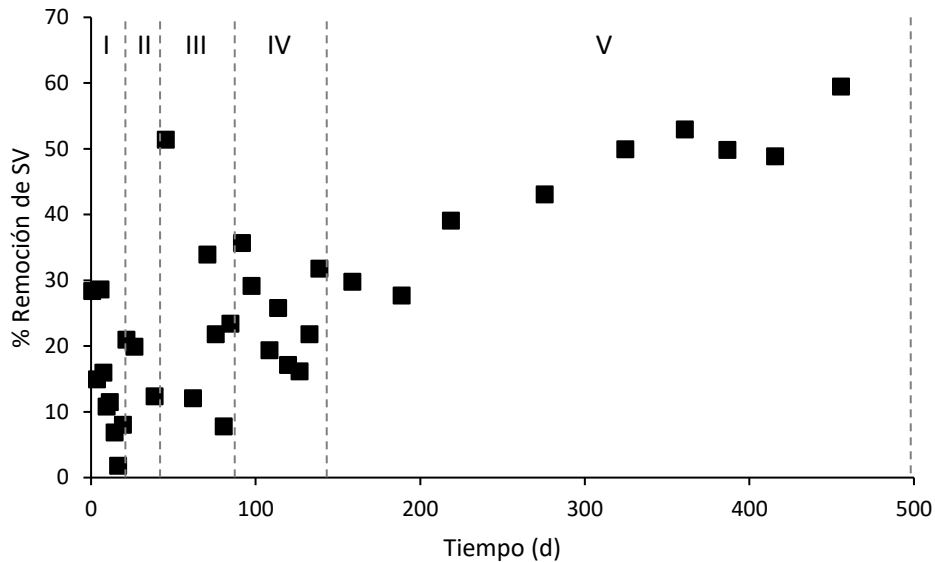
Las eficiencias de remoción de la DQOt obtenidas en el reactor anaerobio fueron cercanas al 90 % con valores de metano mayores a 1.26 L CH<sub>4</sub>/Lr para cargas orgánicas (Bv) menores a 0.2 gDQO/L d. Mientras que para Bv mayores a 0.5 se lograron eficiencias alrededor del 45 %, con valores de producción de metano de 0.5 L CH<sub>4</sub>/Lr (Figura 26). El aumento en la carga orgánica volumétrica disminuyó la producción de metano en el reactor. Este comportamiento ha sido reportado por Gao *et al.*, (2019) evaluando cargas orgánicas de 4.9 gDQO/Ld de aguas negras disminuyendo la tasa de metanización en un 20 % y 47 % en la remoción de DQO. Otro estudio con reactores CSTR reportan que al aumentar la Bv en un 33 % se afectó el rendimiento de producción de metano en un 25 % y la remoción de DQO en un 20 % (Wendland *et al.*, 2007). En este estudio, la remoción de DQOt se mantuvo en un 41% para valores altos de TRH y una Bv de 2.3 gDQO/Ld. Resultados mayores fueron obtenidos por Rajagopal *et al.* (2013) donde alcanzaron eficiencias de remoción de la

DQOt de 68 % pero con una Bv de 1.5 gDQO/Ld utilizando mezclas de residuos de alimentos y aguas cafés en un sistema de tratamiento de dos fases.



**Figura 26.** Eficiencias de remoción de DQOt ( ● ) y producción de CH<sub>4</sub> ( □ ) a diferentes Bv en el reactor anaerobio.

Por otro lado, la reducción de los SV aumentó conforme aumentaron los valores de TRH, alcanzándose resultados cercanos al 40 % con valores de TRH de 120 días (Figura 27). De acuerdo con lo reportado por Kujawa-Roeleveld *et al.*, (2006), los tiempos de retención prolongados y la selección adecuada del inóculo al inicio de la operación de un reactor permiten lograr una estabilización del sistema. Lo cual se puede observar del día 141 al 479 periodo en el que se logra una remoción mayor al 50 % de remoción de sólidos con un TRH de 280 d. Sin embargo, para evitar tiempos prolongados de retención hidráulica y grandes volúmenes de los reactores, los sólidos deben ser retenidos en el sistema y la fase líquida requerirá menores TRH (Kujawa-Roeleveld y Zeeman, 2006).



**Figura 27.** Porcentaje de remoción de los SV bajo los distintos tiempos de retención hidráulica (I: 60, II: 80, III: 120, IV:70 y V:280 d de TRH)

A continuación, se presenta una propuesta de diseño de un reactor tipo UASB tanque séptico para el tratamiento de las aguas cafés para un edificio de 150 personas considerando la información obtenida en la encuesta aplicada en este estudio. Asimismo, se consideró la caracterización de las aguas cafés, el uso de un inodoro de 1.5 L/descarga y las ecuaciones propuestas por Kujawa-Roeleveld, (2005) para el diseño. Como resultado se obtuvo que el volumen del reactor debe ser de 3.5 m<sup>3</sup> y el volumen de inóculo empleado de 0.6 m<sup>3</sup>, con una producción aproximada de 1 m<sup>3</sup> de CH<sub>4</sub>/d, se espera una descarga de papel de 1.4 kg/d (Figura 28). Los biosólidos producidos pueden emplearse como mejoradores de suelo, producción de biocarbón, producción de composta, los postratamientos dependerán de las aplicaciones a las que se destine el biosólido.

**Ecuación para cálculo del inóculo requerido**

$$V_{inóculo} = \frac{F [(DQO_p * 0.7) + (DQO_s - AGV)(0.8) + AGV]}{AME * SV_{inóculo}}$$

### Ecuación para cálculo del volumen mínimo del reactor

$$V_{reactor} = \frac{[(F * DQO_p * 0.7)]}{X * R(1 - H_{max})P + V_{inóculo}}$$

Donde:

$DQO_p$  = Demanda química de oxígeno particulada (gDQO/L)

$DQO_s$  = Demanda química de oxígeno soluble (gDQO/L)

$AME$  = Actividad Metalogénica específica (gCOD/gSV\*d)

$F$  = Flujo (L/d)

$V_{inóculo}$  = Volumen del inóculo (L)

$V_{reactor}$  = Volumen del reactor (L)

$X$  = Concentración de sólidos en el reactor (gDQO/L)

$R$  = Fracción de las partículas retenidas (0.8)

$H_{max}$  = Fracción de sólidos que puede ser hidrolizada

$P$  = Periodo mínimo de acumulación de lodos (d)

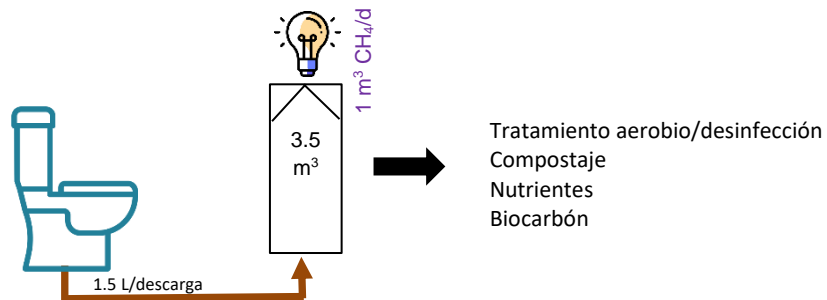


Figura 28. Esquema del sistema propuesto y alternativas postratamiento.

## 7. Conclusiones

Entre los principales hábitos de los encuestados se identificó que el 86 % acuden al inodoro a defecar de 1 a 2 veces al día, el 70 % no desecha el papel higiénico en el inodoro, 46.58 % utilizan de 2 a 3 productos de limpieza y desinfección, se destaca al NaClO como el principal producto desinfectante. Además de conocer que el 53 % consume de 1 a 3 medicamentos.

La digestión anaerobia es una alternativa viable para el tratamiento concentrado de las aguas cafés que resulta en altas tasas de degradación de sólidos (0.49 gSV/L.d), eficiencias de remoción de SV (60%) y producción de metano (139.48 mLCH<sub>4</sub>/L.d). Los ensayos de biodegradabilidad anaerobia sugieren que este proceso puede implementarse en una sola etapa debido a la capacidad amortiguadora del pH de las aguas cafés.

Concentraciones de hipoclorito de sodio mayores a 250 mg/L inhiben la actividad metanogénica del inóculo en un 90 % y la reducción de los SV se ve afectada a concentraciones mayores de 500 mg/L. Los gránulos anaerobios se desintegran debido a los daños en la estructura del lodo, pared y membrana celular liberando al medio altas concentraciones de sustancias exopoliméricas

El papel higiénico presente en las aguas cafés, puede ser utilizado como cosustrato en la digestión anaerobia, ya que, no causa efecto negativo en el proceso biológico y favorece la degradabilidad de ambos sustratos al obtener un 50 % de solubilización como ácidos grasos volátiles sin control de pH.

En la digestión anaerobia de las aguas cafés concentradas (0.5 L/descarga) en el reactor anaerobio en continuo, se observó que el aumento de las cargas orgánicas no afecta la eficiencia de remoción de la DQOt y SV, manteniéndose alrededor del 50 %. Sin embargo, la producción de metano se vio favorecida con cargas menores a 0.2 gDQO/L d, (5 LCH<sub>4</sub>/d).

## 8. Recomendaciones

Con base en los resultados obtenidos en este trabajo, se proponen las siguientes recomendaciones para estudios posteriores:

Realizar estudios de degradación anaerobia utilizando residuos orgánicos domésticos para favorecer el incremento en la producción de metano y la remoción de materia orgánica.

Estudiar la dinámica de las poblaciones microbianas involucradas en la degradación de aguas cafés y su posible afectación por la presencia de compuestos químicos como el hipoclorito de sodio.

Estudiar los mecanismos de acción de las sustancias químicas que se desechan en los inodoros que pudieran afectar los sistemas biológicos de tratamiento de aguas cafés como medicamentos, ácidos, desinfectantes etc.

Estudiar un sistema integral de tratamiento de efluentes domésticos donde se evalúen tecnologías como digestión anaerobia, electroquímica y termoquímica.



## 9. Bibliografía

- APHA Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 21st edn. American Public Health Association/ American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington, DC, USA.
- Adam, A. M. (2020). Sample Size Determination in Survey Research. *Journal of Scientific Research and Reports*, 26(5), 90–97. <https://doi.org/10.9734/jsrr/2020/v26i530263>
- Addisu, S., Fissaha, G., Gediff, B., & Asmelash, Y. (2016). Perception and adaptation models of climate change by the rural people of lake Tana Sub-Basin, Ethiopia. *Environmental Systems Research*, 5(1), 1–10. <https://doi.org/10.1186/s40068-016-0059-0>
- Adekunle, K. F., & Okolie, J. A. (2015). *A Review of Biochemical Process of Anaerobic Digestion*. March, 205–212.
- Arias, A., Rama, M., González-García, S., Feijoo, G., & Moreira, M. T. (2020). Environmental analysis of servicing centralised and decentralised wastewater treatment for population living in neighbourhoods. *Journal of Water Process Engineering*, 37(June), 101469. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101469>
- Battilani, A., Steiner, M., Andersen, M., Back, S. N., Lorenzen, J., Schweitzer, A., Dalsgaard, A., Forsslund, A., Gola, S., Klopmann, W., Plauborg, F., & Andersen, M. N. (2010). Decentralised water and wastewater treatment technologies to produce functional water for irrigation. *Agricultural Water Management*, 98(3), 385–402. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2010.10.010>
- Bodík, I., Gašpariková, E., Dančová, L., Kalina, A., Hutňan, M., & Drtil, M. (2008). Influence of disinfectants on domestic wastewater treatment plant performance. *Bioresource Technology*, 99(3), 532–539. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.01.016>
- Boni, M. R., Copelli, S., & Raboni, M. (2020). *Study of the performance of disinfection with sodium hypochlorite on a full-scale sewage treatment plant Estudo do desempenho da desinfecção com hipoclorito de sódio em uma planta de tratamento de esgoto em escala real*. 1–8. <https://doi.org/10.4136/1980-993X>
- Cai, W., Han, J., Zhang, X., & Liu, Y. (2020). Formation mechanisms of emerging organic contaminants during on-line membrane cleaning with NaOCl in MBR. *Journal of Hazardous Materials*, 386(December 2019), 121966. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121966>
- Certucha-Barragan Maria Teresa; Duarte-Rodriguez María Teresa; Acedo-Felix Glenda; Almendariz-Tapia Evelia; Monge-Amaya F. Javier; Valenzuela-García Onofre; Jesús L. & Leal-Cruz, A. L. (2010). (Recibido diciembre 2008, aceptado diciembre 2009). *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 26(2), 101–108. <http://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S0188->

49992010000200001&script=sci\_arttext&tlng=pt

- Chaiprasert, P., Hudayah, N., & Auphimai, C. (2017). Efficacies of Various Anaerobic Starter Seeds for Biogas Production from Different Types of Wastewater. *BioMed Research International*, 2017. <https://doi.org/10.1155/2017/2782850>
- Chang, W. C., Jou, S. J., Chien, C. C., & He, J. A. (2004). Effect of chlorination bulking control on water quality and phosphate release/uptake in an anaerobic-oxic activated sludge system. *Water Science and Technology*, 50(8), 177–183. <https://doi.org/10.2166/wst.2004.0513>
- Chen, Y., Jiang, S., Yuan, H., Zhou, Q., & Gu, G. (2007). Hydrolysis and acidification of waste activated sludge at different pHs. *Water Research*, 41(3), 683–689. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.07.030>
- Colón, J., Forbis-Stokes, A. A., & Deshusses, M. A. (2015). Anaerobic digestion of undiluted simulant human excreta for sanitation and energy recovery in less-developed countries. *Energy for Sustainable Development*, 29, 57–64. <https://doi.org/10.1016/j.esd.2015.09.005>
- Dahiya, S., Sarkar, O., Swamy, Y. V., & Venkata Mohan, S. (2015). Acidogenic fermentation of food waste for volatile fatty acid production with co-generation of biohydrogen. *Bioresource Technology*, 182, 103–113. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.01.007>
- Davies-Colley, C., & Smith, W. (2012). Implementing environmental technologies in development situations: The example of ecological toilets. *Technology in Society*, 34(1), 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.techsoc.2011.12.002>
- De Anda, J. (2017). Saneamiento descentralizado y reutilización sustentable de las aguas residuales municipales en México. *Sociedad y Ambiente*, 14, 119–143. [http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S2007-65762017000200119&lng=es&nrm=iso&tlng=es](http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2007-65762017000200119&lng=es&nrm=iso&tlng=es)
- de Graaff, M. S., Temmink, H., Zeeman, G., & Buisman, C. J. N. (2010). Anaerobic treatment of concentrated black water in a UASB reactor at a short HRT. *Water (Switzerland)*, 2(1), 101–119. <https://doi.org/10.3390/w2010101>
- Dev Kumar, G., Mishra, A., Dunn, L., Townsend, A., Oguadinma, I. C., Bright, K. R., & Gerba, C. P. (2020). Biocides and Novel Antimicrobial Agents for the Mitigation of Coronaviruses. *Frontiers in Microbiology*, 11(June), 1–12. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2020.01351>
- Ding, W., Jin, W., Zhou, X., Yang, Q., Chen, C., & Wang, Q. (2020). Role of extracellular polymeric substances in anaerobic granular sludge: Assessing dewaterability during Fe(II)-peroxydisulfate conditioning and granulation processes. *Journal of Cleaner Production*, xxxx, 124968. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124968>
- Eggen, R. I. K. I. L., & Maurer, M. A. X. (2009). *Source Separation : Will We See a Paradigm Shift in Wastewater*. 43(16), 6121–6125.

<https://doi.org/10.1021/es803001r>

- Estrela, C., Estrela, C. R. A., Barbin, E. L., Spanó, J. C. E., Marchesan, M. A., & Pécora, J. D. (2002a). Mechanism of action of sodium hypochlorite. In *Brazilian dental journal* (Vol. 13, Issue 2, pp. 113–117). <https://doi.org/10.1590/S0103-64402002000200007>
- Estrela, C., Estrela, C. R. A., Barbin, E. L., Spanó, J. C. E., Marchesan, M. A., & Pécora, J. D. (2002b). Mechanism of action of sodium hypochlorite. *Brazilian Dental Journal*, 13(2), 113–117. <https://doi.org/10.1590/S0103-64402002000200007>
- Gao, M., Zhang, L., Guo, B., Zhang, Y., & Liu, Y. (2019). Enhancing biomethane recovery from source-diverted blackwater through hydrogenotrophic methanogenesis dominant pathway. *Chemical Engineering Journal*, 378(June), 122258. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.122258>
- Hafner, S. D., Fruteau de Laclos, H., Koch, K., & Holliger, C. (2020). Improving Inter-Laboratory Reproducibility in Measurement of Biochemical Methane Potential (BMP). *Water*, 12(6), 1752. <https://doi.org/10.3390/w12061752>
- Hu, Y., Birman, V., Demyier-Black, A., Schwartz, A. G., Thomopoulos, S., & Genin, G. M. (2015). Stochastic interdigitation as a toughening mechanism at the interface between tendon and bone. *Biophysical Journal*, 108(2), 431–437. <https://doi.org/10.1016/j.bpj.2014.09.049>
- Huang, Q., Liu, Y., & Dhar, B. R. (2021). Pushing the organic loading rate in electrochemically assisted anaerobic digestion of blackwater at ambient temperature: Insights into microbial community dynamics. *Science of The Total Environment*, 781, 146694. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146694>
- Hube, S., & Wu, B. (2021). Science of the Total Environment Mitigation of emerging pollutants and pathogens in decentralized wastewater treatment processes: A review. *Science of the Total Environment*, 779, 146545. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146545>
- INEGI. (2016). Encuesta Nacional de Acceso a la Información Pública y Protección de Datos Personales . <https://www.inegi.org.mx/rnm/index.php/catalog/223/datafile/F25/V3358>
- INEGI. (2011). Diseño de la muestra en proyectos de encuesta. *Catálogo INEGI*, 7, 23.
- Ishii, S. K. L., & Boyer, T. H. (2016). Student support and perceptions of urine source separation in a university community. *Water Research*, 100, 146–156. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.05.004>
- Ismail, S. B., de La Parra, C. J., Temmink, H., & van Lier, J. B. (2010). Extracellular polymeric substances (EPS) in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors operated under high salinity conditions. *Water Research*, 44(6), 1909–1917. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.11.039>

- Jiang, C. K., Tang, X., Tan, H., Feng, F., Xu, Z. M., Mahmood, Q., Zeng, W., Min, X. B., & Tang, C. J. (2019). Effect of scrubbing by NaClO backwashing on membrane fouling in anammox MBR. *Science of the Total Environment*, 670, 149–157. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.170>
- Karadagli, F., Theofanidis, F., & Eren, B. (2021). Consumers' evaluation of flushable products with respect to post-disposal effects in wastewater infrastructures. *Journal of Cleaner Production*, 278, 123680. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123680>
- Kataki, S., Chatterjee, S., Vairale, M. G., Sharma, S., & Dwivedi, S. K. (2021a). Concerns and strategies for wastewater treatment during COVID-19 pandemic to stop plausible transmission. *Resources, Conservation and Recycling*, 164(July 2020), 105156. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.105156>
- Kataki, S., Chatterjee, S., Vairale, M. G., Sharma, S., & Dwivedi, S. K. (2021b). Resources , Conservation & Recycling Concerns and strategies for wastewater treatment during COVID-19 pandemic to stop plausible transmission. *Resources, Conservation & Recycling*, 164(August 2020), 105156. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.105156>
- Khawaga, R., Abouleish, M., Jabbar, N. A., & Al-asheh, S. (2020). ur n Pr pr oo. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 104903. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104903>
- Kim, J., Kim, J., & Lee, C. (2019). Anaerobic co-digestion of food waste , human feces , and toilet paper : Methane potential and synergistic e ff ect. *Fuel*, 248(November 2018), 189–195. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2019.03.081>
- Konkol, I., & Cenian, A. (2020). *Production of hydrogen and methane from lignocellulose waste by fermentation . A review of chemical pretreatment for enhancing the ef fi ciency of the digestion process.* 267. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121721>
- Kudlek, E. (2020). *Concern ( CECs ) during UV-Catalyzed Processes.* 1.
- Kujawa-Roeleveld, K. (2005). *Anaerobic Treatment of Concentrated Wastewater in Desar Concepts.* 121.
- Kujawa-Roeleveld, Katarzyna, Elmitwalli, T., & Zeeman, G. (2006). Enhanced primary treatment of concentrated black water and kitchen residues within DESAR concept using two types of anaerobic digesters. *Water Science and Technology*, 53(9), 159–168. <https://doi.org/10.2166/wst.2006.265>
- Kujawa-Roeleveld, Katarzyna, & Zeeman, G. (2006). Anaerobic treatment in decentralised and source-separation-based sanitation concepts. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 5(1), 115–139. <https://doi.org/10.1007/s11157-005-5789-9>
- Kuramae, E. E., Dimitrov, M. R., da Silva, G. H. R., Lucheta, A. R., Mendes, L. W., Luz,

- R. L., Vet, L. E. M., & Fernandes, T. V. (2021). On-site blackwater treatment fosters microbial groups and functions to efficiently and robustly recover carbon and nutrients. *Microorganisms*, 9(1), 1–14. <https://doi.org/10.3390/microorganisms9010075>
- Lalander, C., Nordberg, Å., & Vinnerås, B. (2018). A comparison in product-value potential in four treatment strategies for food waste and faeces – assessing composting, fly larvae composting and anaerobic digestion. *GCB Bioenergy*, 10(2), 84–91. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12470>
- Lavagnolo, M. C., Girotto, F., Hirata, O., & Cossu, R. (2017). Lab-scale co-digestion of kitchen waste and brown water for a preliminary performance evaluation of a decentralized waste and wastewater management. *Waste Management*, 66, 155–160. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.05.005>
- Lee, E., Rout, P. R., Shin, C., & Bae, J. (2019a). Effects of sodium hypochlorite concentration on the methanogenic activity in an anaerobic fluidized membrane bioreactor. *Science of the Total Environment*, 678, 85–93. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.396>
- Lee, E., Rout, P. R., Shin, C., & Bae, J. (2019b). Science of the Total Environment Effects of sodium hypochlorite concentration on the methanogenic activity in an anaerobic fluidized membrane bioreactor. *Science of the Total Environment*, 678, 85–93. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.396>
- Li, S., Wu, Z., Wu, Z., & Liu, G. (2020). Enhancing fiber recovery from wastewater may require toilet paper redesign. *Journal of Cleaner Production*, 261, 121138. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121138>
- Li, W., Khalid, H., Zhu, Z., Zhang, R., Liu, G., Chen, C., & Thorin, E. (2018). Methane production through anaerobic digestion : Participation and digestion characteristics of cellulose , hemicellulose and lignin. *Applied Energy*, 226(May), 1219–1228. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2018.05.055>
- Li, Y., Park, S. Y., & Zhu, J. (2011). Solid-state anaerobic digestion for methane production from organic waste. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 15(1), 821–826. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2010.07.042>
- Liao, B. Q., Catalan, L. J. J., Droppo, I. G., & Liss, S. N. (2004). Impact of chemical oxidation on sludge properties and membrane flux in membrane separation bioreactors. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 79(12), 1342–1348. <https://doi.org/10.1002/jctb.1096>
- Lim, J. W., Chen, C. L., Ho, I. J. R., & Wang, J. Y. (2013). Study of microbial community and biodegradation efficiency for single- and two-phase anaerobic co-digestion of brown water and food waste. *Bioresour Technol*, 147, 193–201. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.08.038>
- Lim, Jun Wei. (2011). Anaerobic Co-digestion of Brown Water and Food Waste for

Energy Recovery. *11th Edition of the World Wide Workshop for Young Environmental Scientists (WWW-YES-2011)-Urban Waters: Resource or Risks?* <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00607958>

- Lim, Jun Wei, & Wang, J. Y. (2013). Enhanced hydrolysis and methane yield by applying microaeration pretreatment to the anaerobic co-digestion of brown water and food waste. *Waste Management*, 33(4), 813–819. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.11.013>
- Liu, Y. Q., Liu, Y., & Tay, J. H. (2004). The effects of extracellular polymeric substances on the formation and stability of biogranules. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 65(2), 143–148. <https://doi.org/10.1007/s00253-004-1657-8>
- Luostarinen, S., Sanders, W., Kujawa-Roeleveld, K., & Zeeman, G. (2007). Effect of temperature on anaerobic treatment of black water in UASB-septic tank systems. *Bioresource Technology*, 98(5), 980–986. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2006.04.018>
- Magdalena, J. A., Ballesteros, M., & Gonz, C. (2018). *Efficient Anaerobic Digestion of Microalgae Biomass: Proteins as a Key Macromolecule*. 1–16. <https://doi.org/10.3390/molecules23051098>
- Magwaza, S. T., Magwaza, L. S., Odindo, A. O., & Mditshwa, A. (2020). Hydroponic technology as decentralised system for domestic wastewater treatment and vegetable production in urban agriculture: A review. *Science of the Total Environment*, 698, 134154. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134154>
- Massoud, M. A., Tarhini, A., & Nasr, J. A. (2009). Decentralized approaches to wastewater treatment and management: Applicability in developing countries. *Journal of Environmental Management*, 90(1), 652–659. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.07.001>
- Mohan, S. V., Mohanakrishna, G., Goud, R. K., & Sarma, P. N. (2009). Acidogenic fermentation of vegetable based market waste to harness biohydrogen with simultaneous stabilization. *Bioresource Technology*, 100(12), 3061–3068. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.12.059>
- MOHFW. (2020) Ministro de Salud y bienestar de la familia del Gobierno de la India, <https://www.mohfw.gov.in/pdf/Guidelinesondisinfectionofcommonpublicplacesincludingschools.pdf>.
- Ms, H. P. S., Msp, K. A. R., Pepper, I. L., & Gerba, C. P. (2017). Surfaces after toilet flushing. *AJIC: American Journal of Infection Control*. <https://doi.org/10.1016/j.ajic.2017.11.005>
- Navarro, R. R., Hori, T., Inaba, T., Matsuo, K., Habe, H., & Ogata, A. (2016). High-resolution phylogenetic analysis of residual bacterial species of fouled membranes after NaOCl cleaning. *Water Research*, 94, 166–175. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.02.044>

- Neyens, E., & Baeyens, J. (2003). *A review of thermal sludge pre-treatment processes to improve dewaterability*. 98, 51–67.
- Odnell, A. (2018). *Influencing anaerobic digestion early stage processes for increased biomethane production from different substrate components* (Issue 1807).
- PAHO, 2020. Recommendations for Preparing Disinfecting Solution in Health Establishments, 9 April 2020. <https://iris.paho.org/handle/10665.2/52257>
- Paudel, S., Kang, Y., Yoo, Y. S., & Seo, G. T. (2017). Effect of volumetric organic loading rate (OLR) on H<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> production by two-stage anaerobic co-digestion of food waste and brown water. *Waste Management*, 61, 484–493. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.12.013>
- Peck, B., Workeneh, B., Kadikoy, H., Patel, S. J., & Abdellatif, A. (2011). Spectrum of sodium hypochlorite toxicity in man - Also a concern for nephrologists. *NDT Plus*, 4(4), 231–235. <https://doi.org/10.1093/ndtplus/sfr053>
- Procházka, J., Dolejš, P., MácA, J., & Dohányos, M. (2012). Stability and inhibition of anaerobic processes caused by insufficiency or excess of ammonia nitrogen. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 93(1), 439–447. <https://doi.org/10.1007/s00253-011-3625-4>
- Qin, Y., Li, L., Wu, J., Xiao, B., Hojo, T., Kubota, K., & Cheng, J. (2019). *Bioresource Technology Co-production of biohydrogen and biomethane from food waste and paper waste via recirculated two-phase anaerobic digestion process: Bioenergy yields and metabolic distribution*. 276(December 2018), 325–334. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.01.004>
- Rajagopal, R., Ahamed, A., & Wang, J. Y. (2014). Hydrolytic and acidogenic fermentation potential of food waste with source segregated feces-without-urine as co-substrate. *Bioresource Technology*, 167, 564–568. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.06.024>
- Rajagopal, R., Lim, J. W., Mao, Y., Chen, C. L., & Wang, J. Y. (2013a). Anaerobic co-digestion of source segregated brown water (feces-without-urine) and food waste: For Singapore context. *Science of the Total Environment*, 443, 877–886. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.11.016>
- Rajagopal, R., Lim, J. W., Mao, Y., Chen, C. L., & Wang, J. Y. (2013b). Anaerobic co-digestion of source segregated brown water (feces-without-urine) and food waste: For Singapore context. *Science of the Total Environment*, 443, 877–886. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.11.016>
- Reeve, E., Wolff, J. L., Skehan, M., Bayliss, E. A., Hilmer, S. N., & Boyd, C. M. (2020). *Assessment of Attitudes Toward Deprescribing in Older*. 178(12), 1673–1680. <https://doi.org/10.1001/jamainternmed.2018.4720>
- Riley, R. D., Snell, K. I. E., Ensor, J., Burke, D. L., Harrell, F. E., Moons, K. G. M., & Collins, G. S. (2019). Minimum sample size for developing a multivariable

- prediction model: Part I – Continuous outcomes. *Statistics in Medicine*, 38(7), 1262–1275. <https://doi.org/10.1002/sim.7993>
- Rojas-Z, U., Fajardo-O, C., Moreno-Andrade, I., & Monroy, O. (2017). Greywater treatment in an aerobic SBR: Sludge structure and kinetics. *Water Science and Technology*, 76(6), 1535–1544. <https://doi.org/10.2166/wst.2017.341>
- Romero De León, L. A., Quinto Diez, P., Tovar Gálvez, L. R., Alvarado Perea, L., López Barragán, C. A., García Rodríguez, C. A., & Reyes León, A. (2021). Biochemical methane potential of water hyacinth and the organic fraction of municipal solid waste using leachate from Mexico City's Bordo Poniente composting plant as inoculum. *Fuel*, 285(March 2020). <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2020.119132>
- Ronteltap, M., Khadka, R., Sinnathurai, A. R., & Maessen, S. (2009). Integration of human excreta management and solid waste management in practice. *Desalination*, 248(1–3), 369–376. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2008.05.077>
- Rose, C., Parker, A., Jefferson, B., & Cartmell, E. (2015). The characterization of feces and urine: A review of the literature to inform advanced treatment technology. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 45(17), 1827–1879. <https://doi.org/10.1080/10643389.2014.1000761>
- Seong, C.-Y., Yoon, C.-H., & Seo, G.-T. (2014). Effect of Food Waste Mixing on Hydrogen Gas Production in Anaerobic Digestion of Brown Water from Urine Diversion Toilet. *Journal of Korean Society of Environmental Engineers*, 36(12), 865–872. <https://doi.org/10.4491/ksee.2014.36.12.865>
- Shekhar Bose, R., Zakaria, B. S., Kumar Tiwari, M., & Ranjan Dhar, B. (2021). High-rate blackwater anaerobic digestion under septic tank conditions with the amendment of biosolids-derived biochar synthesized at different temperatures. *Bioresource Technology*, 331(March), 125052. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125052>
- Shuaeb, M. A. M., & Han, M. (2018). Clogging potential of low-flush toilet branch drain system. *Urban Water Journal*, 15(1), 68–74. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2017.1395898>
- Singh, S., Hariteja, N., Sharma, S., Raju, N. J., & Prasad, T. J. R. (2021). Production of biogas from human faeces mixed with the co-substrate poultry litter & cow dung. *Environmental Technology & Innovation*, 23, 101551. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.101551>
- Sirois, C., Pharm, B., Ph, D., Ouellet, N., Ph, D., Reeve, E., Hons, B. P., & Ph, D. (2016). Community-dwelling older people 's attitudes towards deprescribing in Canada. *Research in Social and Administrative Pharmacy*. <https://doi.org/10.1016/j.sapharm.2016.08.006>
- Sriyutha Murthy, P., Venkatesan, R., Nair, K. V. K., Inbakandan, D., Syed Jahan, S., Magesh Peter, D., & Ravindran, M. (2005). Evaluation of sodium hypochlorite for



- fouling control in plate heat exchangers for seawater application. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 55(3), 161–170. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2004.11.001>
- Sun, S., & Han, J. (2020). Unflushable or missing toilet paper , the dilemma for developing communities during the COVID - 19 episode Public Toilet Before : To bin COVID-19: To flush. *Environmental Chemistry Letters*, ASEAN 2012. <https://doi.org/10.1007/s10311-020-01064-z>
- Tervahauta, T., Hoang, T., Hernández, L., Zeeman, G., & Buisman, C. (2013). Prospects of source-separation-based sanitation concepts: A model-based study. *Water (Switzerland)*, 5(3), 1006–1035. <https://doi.org/10.3390/w5031006>
- Tobias, R., O’Keefe, M., Künzle, R., Gebauer, H., Gründl, H., Morgenroth, E., Pronk, W., & Larsen, T. A. (2017). Early testing of new sanitation technology for urban slums: The case of the Blue Diversion Toilet. *Science of the Total Environment*, 576, 264–272. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.057>
- Torre, A., Vázquez-rowe, I., Parodi, E., & Kahhat, R. (2021). Science of the Total Environment Wastewater treatment decentralization : Is this the right direction for megacities in the Global South ? *Science of the Total Environment*, 778, 146227. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146227>
- Vaahntovu, J., Korkeama, M., Munukka, E., Viljanen, M. K., & Toivanen, P. (2005). Quantification of bacteria in human feces using 16S rRNA-hybridization , DNA-staining and flow cytometry. 63, 276–286. <https://doi.org/10.1016/j.mimet.2005.03.017>
- Van, D. P., Fujiwara, T., Tho, B. L., Toan, P. P. S., & Minh, G. H. (2020). A review of anaerobic digestion systems for biodegradable waste: Configurations, operating parameters, and current trends. *Environmental Engineering Research*, 25(1), 1–17. <https://doi.org/10.4491/eer.2018.334>
- Van Der Hoek, J. P., De Fooij, H., & Struker, A. (2016). Wastewater as a resource: Strategies to recover resources from Amsterdam’s wastewater. *Resources, Conservation and Recycling*, 113, 53–64. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.05.012>
- van Voorthuizen, E., Zwijnenburg, A., van der Meer, W., & Temmink, H. (2008). Biological black water treatment combined with membrane separation. *Water Research*, 42(16), 4334–4340. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.06.012>
- Vinnerås, B., & Jönsson, H. (2002). Faecal separation for nutrient management - Evaluation of different separation techniques. *Urban Water*, 4(4), 321–329. [https://doi.org/10.1016/S1462-0758\(02\)00026-2](https://doi.org/10.1016/S1462-0758(02)00026-2)
- Wang, H., Zhu, S., Qu, B., Zhang, Y., & Fan, B. (2018). Anaerobic treatment of source-separated domestic bio-wastes with an improved upflow solid reactor at a short HRT. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 66, 255–264.

<https://doi.org/10.1016/j.jes.2017.05.014>

- Wang, Q., Peng, L., & Su, H. (2013). The effect of a buffer function on the semi-continuous anaerobic digestion. *Bioresource Technology*, 139, 43–49. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.04.006>
- Wasib, S., Shah, H., Ullah, R., Raja, S., Ahmed, J., Onaiz, S., Ansari, J., Naqvi, S., & Iqbal, Z. (2019). *Diagnostic accuracy of GeneXpert and sputum Zeil Nelson Staining in predicting tuberculosis taking Sputum Culture as Gold standard*. 25(2), 68–73.
- Wei, H., Tang, Y., Shoeib, T., Li, A., & Yang, H. (2019). Evaluating the effects of the preoxidation of H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, NaClO, and KMnO<sub>4</sub> and reflocculation on the dewaterability of sewage sludge. *Chemosphere*, 234(2017), 942–952. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.06.131>
- Weir, K., Nickel, B., Naganathan, V., Epi, M. C., Cert, G., Ed, M., Bonner, C., Mccaffery, K., Psych, H., Carter, S. M., Hons, M. P. H., Mclachlan, A., & Jansen, J. (2018). *Decision-Making Preferences and Deprescribing: Perspectives of Older Adults and Companions About Their Medicines*. 73(7), 98–107. <https://doi.org/10.1093/geronb/gbx138>
- Wendland, C., Deegener, S., Behrendt, J., Toshev, P., & Otterpohl, R. (2007). Anaerobic digestion of blackwater from vacuum toilets and kitchen refuse in a continuous stirred tank reactor (CSTR). *Water Science and Technology*, 55(7), 187–194. <https://doi.org/10.2166/wst.2007.144>
- Worldwatch. (2007). Matters of Scale - Into the Toilet. *World Watch Magazine*, 2005, 1–2. <http://www.worldwatch.org/node/5142>
- Yaseen, M. S., Syed, M., Ashraf, A., Hussain, H. T., & Laique, T. (2020). Role of vitamin-D in fibromyalgia development: Cross sectional study. *Pakistan Journal of Medical and Health Sciences*, 14(3), 1511–1540.
- Ye, C., Yuan, H., Lou, Z., & Zhu, N. (2016). Combined Electrochemical and Hypochlorite Pretreatment for Improving Solubilization and Anaerobic Digestion of Waste-Activated Sludge: Effect of Hypochlorite Dosage. *Energy and Fuels*, 30(4), 2990–2996. <https://doi.org/10.1021/acs.energyfuels.5b02884>
- Yu, H., Wang, Z., Wu, Z., & Zhu, C. (2016). Enhanced waste activated sludge digestion using a submerged anaerobic dynamic membrane bioreactor: Performance, sludge characteristics and microbial community. *Scientific Reports*, 6(February), 1–10. <https://doi.org/10.1038/srep20111>
- Zavala, M. A. L., & Funamizu, N. (2006). *Design and operation of the bio-toilet system*. 55–61. <https://doi.org/10.2166/wst.2006.277>
- Zhang, J., Giannis, A., Chang, V. W. C., Ng, B. J. H., & Wang, J. Y. (2013). Adaptation of urine source separation in tropical cities: Process optimization and odor mitigation. *Journal of the Air and Waste Management Association*, 63(4), 472–481.

<https://doi.org/10.1080/10962247.2013.763306>

- Zheng, Y. M., Yu, H. Q., & Sheng, G. P. (2005). Physical and chemical characteristics of granular activated sludge from a sequencing batch airlift reactor. *Process Biochemistry*, *40*(2), 645–650. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2004.01.056>
- Zimmermann, M., Leifeld, J., Abiven, S., Schmidt, M. W. I., & Fuhrer, J. (2007). Sodium hypochlorite separates an older soil organic matter fraction than acid hydrolysis. *Geoderma*, *139*(1–2), 171–179. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2007.01.014>
- Zuo, S., Zhou, X., Li, Z., Wang, X., & Yu, L. (2021). Investigation on Recycling Dry Toilet Generated Blackwater by Anaerobic Digestion: From Energy Recovery to Sanitation. *Sustainability*, *13*(8), 4090. <https://doi.org/10.3390/su13084090>

## Anexos (A)

### ANOVA para % Red SV por Tratamiento

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
Entre grupos	30.1017 3	10.0339	0.36	0.7856	
Intra grupos	196.407 7	28.0581			
Total (Corr.)	226.508 10				

El ANOVA descompone la varianza del % Red SV en dos componentes: un componente entre-grupos y un componente dentro-de-grupos. La razón-F, que en este caso es igual a 0.357612, es el cociente entre el estimado entre-grupos y el estimado dentro-de-grupos. Puesto que el valor-P de la razón-F es mayor o igual que 0.05, no existe una diferencia estadísticamente significativa entre la media de % Red SV entre un nivel de Tratamiento y otro, con un nivel del 95.0% de confianza.



Casa abierta al tiempo

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA

# ACTA DE DISERTACIÓN PÚBLICA

No. 00248

Matrícula: 2123800637

Digestión anaerobia de las aguas café: efecto del NaClO y del papel higiénico.

Con base en la Legislación de la Universidad Autónoma Metropolitana, en la Ciudad de México se presentaron a las 12:00 horas del día 27 del mes de julio del año 2021 POR VÍA REMOTA ELECTRÓNICA, los suscritos miembros del jurado designado por la Comisión del Posgrado:

DR. OSCAR ARMANDO MONROY HERMOSILLO  
DR. IVAN MORENO ANDRADE  
DRA. OLIVIA TZINTZUN CAMACHO  
DR. FREDERIC THALASSO SIRET



Bajo la Presidencia del primero y con carácter de Secretario el último, se reunieron a la presentación de la Disertación Pública cuya denominación aparece al margen, para la obtención del grado de:

DOCTOR EN BIOTECNOLOGIA

DE: CARLOS FRANCISCO MORENO CRUZ

y de acuerdo con el artículo 78 fracción IV del Reglamento de Estudios Superiores de la Universidad Autónoma Metropolitana, los miembros del jurado resolvieron:

*Carlos F. Moreno Cruz*  
CARLOS FRANCISCO MORENO CRUZ  
ALUMNO

## Aprobar

Acto continuo, el presidente del jurado comunicó al interesado el resultado de la evaluación y, en caso aprobatorio, le fue tomada la protesta.

REVISO

*Rosalía Serrano de la Paz*  
MTRA. ROSALÍA SERRANO DE LA PAZ  
DIRECTORA DE SISTEMAS ESCOLARES

DIRECTORA DE LA DIVISIÓN DE CBS

*Sara Lucía Camargo Ricalde*  
DRA. SARA LUCÍA CAMARGO RICALDE

PRESIDENTE

*Oscar Armando Monroy Hermosillo*  
DR. OSCAR ARMANDO MONROY HERMOSILLO

VOCAL

*Ivan Moreno Andrade*  
DR. IVAN MORENO ANDRADE

VOCAL

*Olivia Tzintzun Camacho*  
DRA. OLIVIA TZINTZUN CAMACHO

SECRETARIO

*Frederic Thalasso Siret*  
DR. FREDERIC THALASSO SIRET