



**UNIVERSIDAD MICHOACANA  
DE SAN NICOLÁS DE HIDALGO**



FACULTAD DE INGENIERÍA QUÍMICA

FACULTAD DE BIOLOGÍA

FACULTAD DE INGENIERÍA CIVIL

PROGRAMA DE MAESTRÍA EN CIENCIAS

EN INGENIERÍA AMBIENTAL

EVALUACIÓN DE LA CAPACIDAD DE REMOCIÓN DE MATERIA  
ORGÁNICA DE AGUA RESIDUAL DE RASTRO EN UN REACTOR ANAEROBIO A  
FLUJO PISTÓN CON TEMPERATURA CONTROLADA

TESIS

Que para obtener el grado de

**Maestra en Ciencias en Ingeniería Ambiental**

PRESENTA

**IBQ. ALMA EDITH PIÑÓN CHÁVEZ**

DIRECTOR DE TESIS

**Dr. JOSÉ APOLINAR CORTÉS**

**Doctor en Ciencia y Tecnología Ambiental**

Morelia, Michoacán, Septiembre 2015

## RESUMEN

.El agua residual de los rastros sin tratamiento es un potencial contaminante de los cuerpos de agua. Los procesos existentes para el tratamiento de dichos efluentes no son los adecuados ya que consumen grandes cantidades de energía eléctrica, además de que muchos de ellos no tienen la capacidad suficiente de remoción de la contaminación.

En este trabajo se construyó y operó un reactor anaerobio con deflectores y temperatura controlada (35°C). Con una capacidad útil de 22.5L, el cual fue alimentado diariamente con 5L de agua residual de rastro, para evaluar la eficiencia de eliminación de materia orgánica medida como DQO y la producción de biogás. Alimentado diariamente a diferente carga orgánica. El reactor fue inoculado con lodo anaerobio proveniente de un reactor anaerobio de manto de lodos y flujo ascendente (RAFA). Se encontró que hay una eliminación de materia orgánica de 82% en promedio en un rango de entre 73 y 90%. En dicho proceso la producción de biogás fue baja comparada con otros trabajos, obteniendo un rendimiento de entre 0.04 y 0.31m<sup>3</sup> de CH<sub>4</sub>/Kg de DQO removida. No hubo remoción de grasas y aceites por la presencia de un quelato de cobre. También se observó una remoción de nutrientes de entre 50 y 80% para Nitrógeno y entre 10 y 45% para Fósforo. Dicho sistema alcanza porcentajes de remoción de color y turbidez de entre 60-90% y 60-85% respectivamente. La configuración del reactor permite un 100% de remoción de sólidos sedimentables.

Palabras clave: anaerobiosis, DQO, AGV's, deflectores, biogás.

## ABSTRACT

The wastewater slaughterhouse without treatment is a potential contaminant of receptor water. Existing processes for treating such effluents are not adequate as they consume large amounts of electrical energy, and many of them do not have sufficient capacity to remove contamination.

In this work it was built and operated an anaerobic baffled reactor and controlled temperature (35 ° C). With a useful capacity of 22.5L, which was fed daily with 5L wastewater slaughterhouse, to evaluate the efficiency of removal of organic matter measured as COD and biogas production. Fed daily to different organic load. The reactor was inoculated with anaerobic sludge from an anaerobic sludge blanket reactor and upflow (UASB). It was found that a removal of organic matter of 82% on average in the range of between 73 and 90%. In this process the biogas production was low compared with other works, obtaining a yield of between 0.04 and 0.31m<sup>3</sup> of CH<sub>4</sub> / kg COD removed. There was no removal of fats and oils by the presence of a copper chelate. One nutrient removal of between 50 and 80% nitrogen and 10 to 45% for phosphorous was also observed. This system achieves removal percentages color and turbidity of 60-90% and 60-85% respectively. The reactor configuration allows 100% removal of settleable solids.

DEDICATORIA

*A mis Padres José Santiago Piñón Méndez y Ma. Elvia Chávez Juárez, a quienes les debo la vida.*

*A mi esposo Victor Manuel Ramírez Fuentes y mi hija Emily Goretti Ramírez Piñón que son la motivación en mi vida.*

*Los quiero mucho.*

## Índice

RESUMEN.....	1
ABSTRACT .....	2
DEDICATORIA .....	3
Índice de figuras .....	iv
Índice de tablas.....	v
NOMENCLATURA .....	vi
AGRADECIMIENTOS.....	1
CAPITULO I.....	2
INTRODUCCIÓN.....	2
GENERALIDADES.....	3
ANTECEDENTES .....	5
ESTADO DEL ARTE.....	7
JUSTIFICACIÓN.....	13
<b>HIPÓTESIS</b> .....	13
<b>OBJETIVO GENERAL</b> .....	14
CAPITULO II .....	15
MARCO TEÓRICO.....	15
RASTROS .....	16
CONTAMINANTES DEL AGUA RESIDUAL DE LOS RASTROS.....	18
PROCESOS ANAEROBIOS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES .....	21
ANAEROBIOSIS.....	23
FACTORES QUE AFECTAN LA ANAEROBIOSIS .....	25
Oxígeno.....	25
pH.....	25
Temperatura.....	25
Sustancias tóxicas.....	27
Ácidos grasos volátiles .....	28

Alcalinidad .....	28
Carga orgánica .....	29
REACTOR ANAEROBIO CON DEFLECTORES.....	33
ARRANQUE Y OPERACIÓN DEL REACTOR RAP.....	35
Arranque .....	35
Selección del inóculo .....	36
Monitoreo.....	38
FACTORES DESESTABILIZANTES .....	39
Sobre carga orgánica.....	39
Operación intermitente .....	39
Temperatura.....	39
CÁPITULO III .....	43
METODOLOGÍA.....	43
REACTOR ANAEROBIO A FLUJO PISTÓN.....	44
CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL DE RASTRO .....	47
ETAPA DE ARRANQUE Y ESTABILIZACIÓN DEL REACTOR ANAEROBIO A FLUJO PISTÓN.....	47
Obtención del inóculo .....	47
Inoculación.....	48
Alimentación del agua residual de rastro al reactor .....	48
Operación del reactor .....	48
Carga orgánica .....	49
Monitoreo del comportamiento del reactor .....	49
EQUIPO Y TÉCNICAS EMPLEADAS.....	49
CAPÍTULO IV.....	52
RESULTADOS.....	52
CASO DE ESTUDIO: FRIGORÍFICO Y RASTRO DE MORELIA S. A. DE C. V. ....	53
UBICACIÓN DEL REACTOR .....	53
PREPARACIÓN DEL INÓCULO.....	55
INOCULACIÓN .....	60
CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL DE RASTRO .....	61
ETAPA DE ARRANQUE Y ESTABILIZACIÓN.....	64

CAPÍTULO V.....	79
CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	79
CONCLUSIONES.....	80
RECOMENDACIONES.....	81
BIBLIOGRAFÍA.....	82

## Índice de figuras

FIGURA 1. AGUA RESIDUAL DE UN RASTRO DESCARGADA A UN CANAL .....	4
FIGURA 2. REACTOR ANAEROBIO A FLUJO PISTÓN .....	34
FIGURA 3. DIMENSIONES DEL REACTOR .....	46
FIGURA 4. PARTES DEL REACTOR ANAEROBIO A FLUJO PISTÓN .....	46
FIGURA 5. EQUIPO DE DIGESTIÓN PARA $N_{TK}$ , DIGESDHAL .....	50
FIGURA 6. MUFLA PARA DETERMINACIÓN DE SÓLIDOS .....	50
FIGURA 7. DESECADOR PARA ENFRIAMIENTO DE LAS MUESTRAS .....	50
FIGURA 8. ESPECTROFOTÓMETRO HACH DR 4000U, PARA LECTURA DE DIFERENTES PARÁMETROS .....	50
FIGURA 9. DIGESTOR HACH PARA DQO Y FT .....	51
FIGURA 10. VISTA FRONTAL DEL EQUIPO COMPLETO .....	54
FIGURA 11. PUNTOS DE MUESTREO .....	55
FIGURA 12. COMPORTAMIENTO DEL PH EN LA ESTABILIZACIÓN DEL LODO ANAEROBIO .....	56
FIGURA 13. COMPORTAMIENTO DE LA ALCALINIDAD EN LA ESTABILIZACIÓN DEL LODO ANAEROBIO .....	57
FIGURA 14. COMPORTAMIENTO DE LOS AVES EN LA ESTABILIZACIÓN DEL LODO ANAEROBIO .....	58
FIGURA 15. COMPORTAMIENTO DE LA RELACIÓN A EN LA ESTABILIZACIÓN DEL LODO ANAEROBIO .....	59
FIGURA 16. INOCULACIÓN DEL REACTOR .....	61
FIGURA 17. COMPORTAMIENTO DEL PH EN EL REACTOR .....	67
FIGURA 18. COMPORTAMIENTO DE LA CONDUCTIVIDAD EN EL REACTOR .....	69
FIGURA 19. COMPORTAMIENTO DE LA ALCALINIDAD EN EL REACTOR .....	70
FIGURA 20. COMPORTAMIENTO DE LOS AGV'S EN EL LODO ANAEROBIO .....	71
FIGURA 21. COLOR DE LAS MUESTRAS DE AGUA DEL REACTOR: SALIDA, AGUA CÁMARA 2, AGUA CÁMARA 1 Y ENTRADA .....	73
FIGURA 22. PORCENTAJE DE REMOCIÓN DE QDO EN CADA CÁMARA (EL PORCENTAJE ES RESPECTO A LA DQO DE ENTRADA EN CADA CASO) .....	74
FIGURA 23. MUESTRA DEL AGUA RESIDUAL DE RASTRO .....	76
FIGURA 24. MUESTRA DEL AGUA TRATADA EN EL REACTOR .....	76
FIGURA 25. EFICIENCIA TOTAL DE REMOCIÓN DE DQO EN EL REACTOR .....	77



## Índice de tablas

TABLA 1. <b>CONSUMO DE AGUA EN RASTROS, COFEPRIS (2006).</b> ....	17
TABLA 2. CONCENTRACIONES PROMEDIO DE CONTAMINANTES EN EL AGUA RESIDUAL DE PLANTAS DE SACRIFICIO ( SIGNORINI <i>ET AL.</i> , 2006 EN GARCÍA 2012) .....	19
TABLA 3. DATOS TÉCNICOS DEL REACTOR ANAEROBIO FLUJO PISTÓN .....	45
TABLA 4. NORMAS MEXICANAS Y TÉCNICAS DE MEDICIÓN DE LOS PARÁMETROS A ANALIZAR .....	51
TABLA 5. PARÁMETROS DE VIABILIDAD DEL INÓCULO .....	60
TABLA 6. CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL DE RASTRO .....	62
TABLA 7. PARÁMETROS DE VIABILIDAD DEL INÓCULO EN CADA CÁMARA A TEMPERATURA CONTROLADA.....	65
TABLA 8. CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL TRATADA EN EL REACTOR ANAEROBIO A FLUJO PISTÓN.....	66

## NOMENCLATURA

Símbolo	Descripción
AGV	Ácidos Grasos Volátiles
CaCO <sub>3</sub>	Carbonato de Calcio
CH <sub>3</sub> COOH	Ácido Acético
CH <sub>4</sub>	Metano
DQO	Demanda Química de Oxígeno
G y A	Grasas y Aceites
M A	Materia Flotante
N <sub>TK</sub>	Nitrógeno total Kjeldahl
ST	Sólidos Totales
SS	Sólidos Suspendidos
P <sub>T</sub>	Fósforo Total
T	Temperatura
STV	Sólidos Totales Volátiles
SST	Sólidos Suspendidos Totales
SSV	Sólidos Suspendidos Volátiles
SDT	Sólidos Disueltos Fijos
RAFA o UASB	Reactor Anaerobio de Flujo Ascendente ( <i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket</i> )
RAP	Reactor Anaerobio Flujo Pistón
ABR	<i>Anaerobic Reactor Baffled</i>

# AGRADECIMIENTOS

## **A Dios.**

Por darme la oportunidad de concluir una etapa más en mi vida.

## **A mis padres José Santiago Piñón Méndez y Ma. Elvia Chávez Juárez.**

Por el apoyo incondicional en la toma de decisiones.

## **A mi esposo Victor Manuel Ramírez Fuentes.**

Por su apoyo y confianza para realizar este sueño.

**A la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Posgrado de Química, Facultad de Química, Maestría en ciencias en Ingeniería Ambiental, la Coordinación de la Investigación Científica y al Concejo Nacional de Ciencia y Tecnología.**

Por brindarme los medios y posibilidades para crecer profesionalmente.

## **Al Frigorífico y Rastro de Morelia S.A de C.V.**

Por facilitarme el acceso a sus instalaciones para llevar a cabo el estudio.

## **Al Dr. José Apolinar Cortés.**

Por dirigir este trabajo, gracias por su confianza.

**A la Dra. Ma. Del Carmen Chávez Parga. La Dra. Maricela Villicaña Méndez, el Dr. Marco Antonio Martínez Cinco, el Dr. J. Jesús Pacheco Ibarra.**

Por sus conocimientos, cooperación y asesoría, que hicieron posible el desarrollo del trabajo.

# **CAPITULO I**

## **INTRODUCCIÓN**

## GENERALIDADES

En México, uno de los problemas más graves que afectan al medio ambiente son las descargas de aguas residuales, sobre todo aquellas provenientes de los rastros, ya que contienen altas concentraciones de materia orgánica, proteínas, grasas y nutrientes, entre otros.

El impacto que causan a las aguas superficiales la descarga de aguas residuales de los rastros sin tratar es destructivo: acaba con el oxígeno disuelto, además de aumentar notablemente la turbidez y favorecer el crecimiento excesivo de materia orgánica provocando un crecimiento acelerado de algas y otras plantas verdes, evitando que la luz solar llegue; al disminuir la luz, el fitoplancton muere al no poder realizar la fotosíntesis (COFEPRIS, 2005). Debido a la alta concentración de contaminantes orgánicos, esto hace que cada litro de agua residual proveniente de un rastro sea equivalente a la contaminación aportada por 60 personas (Castañeda *et al.*, 2007).



**Figura 1.** Agua residual de un rastro descargada a un canal

Las causas principales de ausencia de tratamiento de las aguas son los altos costos de construcción, operación, y mantenimiento de las plantas de tratamiento, entre otros factores (Ballardes, 1998, Gutiérrez *et al.*; 2004, CONAGUA 2007).

Debido a las altas concentraciones de contaminantes que presenta el agua residual de rastro, ésta debe ser tratada con reactores anaerobios, que se encargan de la degradación de sólidos y grasas principalmente, además de ser en tratamiento menos costoso en comparación con los procesos convencionales.

## ANTECEDENTES

Un proceso anaerobio empleado en México para el tratamiento de aguas residuales con alta carga orgánica es el Reactor Anaerobio de Flujo Ascendente (RAFA), también conocido como UASB por sus siglas en inglés, (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) (CONAGUA, 2010). Este tipo de reactor ha sido empleado para tratar aguas residuales industriales, domésticas, municipales y lodos residuales, obteniendo excelentes resultados (Ramalho, 2003; Crites, 2004).

El reactor anaerobio de flujo ascendente y manto de lodos (UASB) se desarrolló en Países Bajos (Lettinga *et al*, 1980) y se utiliza ampliamente en Europa y en América del Sur. El Líquido que va a ser tratado se introduce en el fondo del reactor, desde donde fluye hacia arriba a través del manto de lodos compuesto de partículas o gránulos biológicos densamente formados. Los gases que se producen bajo condiciones anaerobias (en especial, metano y dióxido de carbono) sirven para mezclar los contenidos del reactor a medida que ascienden hacia la superficie. El gas que asciende ayuda a formar y a mantener los gránulos, mientras que el material, que se mantiene a flote gracias a los gases, se estrella contra los tabiques degasificadores y se deposita de nuevo sobre la zona en reposo de sedimentación arriba del manto de lodos. El gas es atrapado en un domo colector de gases localizado en la parte superior del reactor. Sin embargo en este tipo de reactores aparecen cortocircuitos que provocan que parte del agua salga sin reaccionar. Otro reactor que fue desarrollado por Osorio (2010), es el Reactor Anaerobio de Flujo Pistón (RAP), para temperaturas inferiores a

20°C, tomando la ventaja de la mayor eficiencia de remoción de sustrato que se obtiene con el flujo pistón causado por los deflectores o baffles. El reactor anaerobio a flujo pistón tiene un rendimiento con respecto a la remoción de la materia orgánica inicial entre 70% y 90%. Variando dicho rendimiento en función de la temperatura mínima (Hock 2012).

De este reactor se han construido plantas a escala real, que han operado con eficiencias de 70% de remoción de DQO, a temperaturas entre 13 y 17°C, que pueden ser mejoradas a medida que la retención de sólidos sea más efectiva, pues el alto contenido de SS en el efluente representa la mayor parte del DQO del mismo (Osorio, 2010).



## ESTADO DEL ARTE

En México existen trabajos previos sobre el tratamiento de agua residual de rastro. Sayed *et al.*, (1993) llevaron a cabo investigaciones a nivel de laboratorio con reactores anaerobios de flujo ascendente con lecho de lodos (UASB), haciendo la comparación con lodos en flóculos y lodos en gránulos y demostrando que la digestión de la DQO insoluble es más fácil con el lodo floculado, mientras que los lodos en gránulos permiten con mayor facilidad la digestión de la DQO soluble. Además, concluyeron que al usar sistemas de tratamiento anaerobio de una sola etapa, ya sea lodo granular o floculado, solo se proporciona un tratamiento parcial de los efluentes de rastros.

Rivera *et al.*, (1997) emplearon un sistema que consistía de un digestor anaerobio seguido de un humedal artificial de flujo horizontal subsuperficial. Evaluaron la eficiencia del tratamiento durante un periodo de 12 meses, en promedio la remoción de DQO fue del 87.4%, la temperatura de operación fluctuó entre los 13 y 25°C.

Rodríguez *et al.*, (2002) emplearon un sistema de degradación anaerobia para la remoción de DQO de efluente de rastros. Utilizaron un reactor UASB-híbrido filtro anaerobio, que fue empacado con bauxita, la temperatura de operación fue de 38°C y obtuvieron eficiencias de remoción del 80% para cargas de 5-6 kg DQO/L\*d.

Gutiérrez *et al.*, (2004) evaluaron el desempeño de un sistema que incluía un humedal para el tratamiento del efluente de un rastro en el estado de Hidalgo, México. El sistema de tratamiento completo consistía

en un tanque de sedimentación primario, una laguna anaerobia y un humedal artificial de flujo subsuperficial en serie. La eficiencia de remoción de DQO, SST Y  $DBO_5$  fue de 91%, 89% y 85% respectivamente. A pesar de que el sistema alcanzó niveles satisfactorios de remoción, no se alcanzaron los límites máximos permisibles que establece la normatividad mexicana.

En 2005 Jiménez y Mójica evaluaron el comportamiento de dos reactores anaerobios de flujo pistón (RAP) a escala de laboratorio para tratar aguas residuales domésticas en condiciones ambientales de Tunja, Colombia (14°C para el desecho); analizaron el proceso con respecto a la remoción de materia orgánica y sólidos totales, y buscaron definir condiciones específicas de su funcionamiento. Pusieron en funcionamiento dos reactores sin inóculo de lodo anaerobio, los cuales se diferencian entre sí por la existencia o no de un medio de soporte de la biomasa. Antes de estabilizar el proceso tuvieron una remoción de DQO promedio del 50% con un tiempo hidráulico (THR) de 16 horas; después de cuatro meses de estabilizado lograron una remoción de DQO del 81.6% para el reactor 1 y de 86.4% para el reactor 2 con un THR de 10 horas. Obtuvieron lodo floculento con buena capacidad de sedimentación.

En Nepal fue desarrollado un reactor anaerobio con deflectores y un humedal artificial por Singh *et al.*, en 2008, el sistema trató aguas residuales de alta tasa de 80 familias (400 personas). El reactor anaerobio con deflectores fue muy eficaz en la eliminación de contaminantes orgánicos y pudo lograr una remoción de SST hasta de

91%, en DBO hasta de 78% y DQO de 77%. La eficiencia promedio del sistema fue de 96% de SST, 90% de DBO<sub>5</sub>, 90% de DQO y N-NH<sub>4</sub> 70%.

Tarek Sabry en 2009 construyó y probó en un pueblo pequeño de Egipto un reactor anaerobio con deflectores y flujo ascendente. Durante casi un año de operación y monitoreo continuo, encontró que este sistema tiene resultados de remoción satisfactorios, en los que los resultados promedio de DQO, DBO y eficiencia de remoción de SST fueron de 84%, 81% y 89% respectivamente, y los resultados del experimento mostraron que el segundo compartimento (del reactor anaerobio con deflectores) fue la unidad principal de tratamiento en la eliminación de los contaminantes durante la puesta en marcha y en la etapa de estabilización. Sin embargo, después de este periodo y durante el estado de equilibrio en las condiciones de operación, el segundo compartimento sirvió como un paso de pulido. Además observó que el sistema no se vio afectado por las cargas de choque impuestas por el flujo máximo y los periodos orgánicos. Los resultados mostraron que el sistema está ligeramente influenciado por el descenso de la temperatura, decreciendo en remoción de DBO y DQO en un factor de 9% que se observó cuando disminuyó la temperatura media de 35°C en tiempo de verano, a la media de 22°C en tiempo de invierno. Considerando que la remoción de SST no se vio afectada por el descenso de la temperatura. Sabry asegura que el sistema de tanque séptico de flujo ascendente con deflectores podría convertirse en una prometedora alternativa a las plantas de tratamiento convencionales en los países con desarrollo rural.

Motteran informa de un estudio de la eficiencia de un reactor anaerobio con deflectores compuesto por tres cámaras de trabajo como

la primera etapa de un sistema de tratamiento biológico de aguas residuales porcinas, durante un periodo de 116 días. El valor promedio de la velocidad de carga orgánica volumétrica fue de 17.8 Kg DQO total/m<sup>3</sup>d, los índices biológicos orgánicos de carga basados en efluentes totales y filtrados de DQO de 14.381 mg/L y 3610 mg/L, respectivamente fueron 1.3 Kg DQO total kg SVT/d y 0.98 kg filtrada kg SVT/d, respectivamente, y la tasa de carga hidráulica fue de aproximadamente 1.4 m<sup>3</sup>/m<sup>3</sup>d. La eficiencia media de eliminación de DQO total fue de 80% en un tiempo de retención hidráulico de aproximadamente 18 horas. La media de alcalinidad en el efluente fue de 3801mg CaCO<sup>3</sup>/L. las eficiencias promedio de remoción de grasas y aceite y sólidos disueltos totales fueron de 41% y 78%, respectivamente. La producción de granulación de lodos y biogás en el reactor fueron muy diferentes entre el primer y tercer compartimento, que muestran un consorcio microbiano distinto en cada cámara. A través de esta investigación confirmó que este tipo de reactor es empleado como la primera etapa en un sistema de tratamiento de aguas residuales porcinas.

Ayaz *et al.*, en 2012 compararon la eficiencia de un reactor de flujo ascendente y manto de lodos y un reactor anaerobio con deflectores para el tratamiento de aguas residuales domésticas a temperatura ambiente. Los dos reactores anaerobios fueron operados durante dos años en condiciones ambientales con temperaturas psicrófilas y/o submesofílicas. La eliminación de la DQO total en los periodos invierno y verano fue de 56 y 58% en el reactor UASB, mientras que en el reactor con deflectores fue de 41% y 50% respectivamente. La cantidad de producción de gas metano fue de 0.05 y 0.18 m<sup>3</sup> de CH<sub>4</sub>/kg DQO

removida en el reactor UASB, aunque en el reactor ABR no observaron producción de gas. Aseguran que la temperatura no fue un factor limitante en los reactores anaerobios que fueron operados en condiciones ambientales. Y debido a su mayor eficiencia, el reactor UASB lo recomiendan sobre el reactor ABR para el tratamiento de aguas residuales domésticas a temperaturas del rango psicrófilico y mesófilico bajo. Sin embargo, el tratamiento anaerobio de aguas residuales domésticas lo recomiendan sólo como una etapa de pretratamiento, ya que requiere una mayor eliminación de nutrientes.

Dado que la cría de cerdos concentra una gran cantidad de estiércol de cerdo en áreas pequeñas, se considera por los organismos gubernamentales del medio ambiente ser una de las actividades potencialmente más contaminantes. Por tal motivo Lopes *et al.*, evaluaron por criterios de funcionamiento y eficiencia de remoción, el rendimiento de un reactor anaerobio con deflectores, trabajando como un pretratamiento biológico de efluentes de ganadería porcina. Los análisis fisicoquímicos realizados fueron: DQO total, DBO<sub>5</sub>, sólidos totales, fijos y volátiles, temperatura, pH, nitrógeno total Kjeldhal, fósforo, acidez total y alcalinidad. La unidad de ABR trabajó con una eficiencia promedio de remoción de DQO total y DBO<sub>5</sub>, de 65.2% y 76.2% respectivamente con un TRH de 15 horas.

En 2012 García operó un reactor UASB para el tratamiento de aguas de rastro, en el Frigorífico y Rastro de Morelia S.A. de C.V. Durante la operación del reactor, el proceso lo monitoreó constantemente con la finalidad de evaluar el funcionamiento del mismo, midiendo los parámetros: pH, temperatura, alcalinidad, DQO, AGV y

producción de biogás. El reactor lo mantuvo en operación por 127 días. El TRH se redujo de 40 días a 24 horas. Se lograron porcentajes de remoción de DQO de 75 a 90%. El color del agua residual disminuyó en un 51 y 80% a un TRH de 24 y 48 horas, respectivamente. El pH y la alcalinidad dentro del reactor se mantuvieron sin variaciones importantes y dentro de valores recomendados. El volumen de biogás generado fue en promedio 1.64 m<sup>3</sup>/d. se alcanzó la estabilización del reactor para tiempos de residencia hidráulica mayores a 48 horas.

En 2013 Palomares evaluó la operación de un reactor UASB escala piloto con temperatura controlada, el cual operó en un rango mesofílico (35°C±1°C) y con carga orgánica variable (mínima de 3.14Kg/d y máxima de 11.28 Kg/d, de donde obtuvo una remoción de la DQO de 84.5% en un TRH de 48h con una producción de biogás máxima de 3.6m<sup>3</sup>/d, la que generó un equivalente de 16.47kW/h por cada 500L de agua residual alimentada, de los cuales para mantener la temperatura en 35°C consumió 2.44kW/h.

Ambos estudios presentaron el problema de la aparición de cortocircuitos en el reactor que provocan que parte del agua alimentada al reactor salga sin tratar, reduciendo la eliminación de la carga de materia orgánica con el consiguiente descenso en la producción de biogás.

## **JUSTIFICACIÓN**

Como ha sido descrito por algunos autores, los reactores UASB son muy convenientes para el tratamiento de aguas residuales con elevada carga orgánica, pues la formación de flóculos o gránulos en el interior de éste permite aumentar el contacto entre los microorganismos y el agua residual por tratar, además, de disponer de una alta concentración de biomasa y una elevada diversidad microbiana. Sin embargo uno de los aspectos más importantes a controlar en este tipo de reactores es la aparición de cortocircuitos que provocan que parte del alimento abandone el sistema sin reaccionar, con el consiguiente descenso en la producción de biogás y en la eficiencia de depuración. (Vereda *et al.*, 2006)

El desarrollo de esta investigación se justifica en la necesidad de implementar una propuesta tecnológica, capaz de mejorar la eficiencia de remoción de materia orgánica, sin que haya cortocircuitos dentro del reactor, en un proceso simple y económico para el tratamiento de aguas residuales con alta carga orgánica, como es el caso de las provenientes de los rastros.

## **HIPÓTESIS**

El tratamiento de aguas residuales con alta carga orgánica como es el caso del agua residual de rastro, en un reactor anaerobio a flujo pistón y temperatura controlada mejora la remoción de carga orgánica e incrementa la capacidad de producción de biogás.

## **OBJETIVO GENERAL**

Evaluar la capacidad de remoción de materia orgánica (medida como DQO) en el agua residual de rastro en un reactor anaerobio a flujo pistón en operación intermitente bajo condiciones de temperatura controlada.

## **OBJETIVOS PARTICULARES**

- Obtener inóculo anaerobio a partir de estiércol de cerdo
- Diseñar, construir, arrancar, estabilizar y operar un reactor anaerobio con deflectores
  - Caracterizar física, química y biológicamente el agua residual que se alimentará al reactor anaerobio a flujo pistón cuando se mantiene una temperatura controlada de 35°.
  - Caracterizar física, química y biológicamente el agua residual tratada en el reactor anaerobio a flujo pistón cuando se mantiene una temperatura controlada de 35°C
  - Cuantificar la producción de biogás en el reactor.



## **CAPITULO II**

### **MARCO TEÓRICO**

## **RASTROS**

Los rastros son establecimientos donde se realiza la matanza de animales y actividades posteriores para la obtención de carne para consumo humano. Dependiendo del tipo de rastro, la carne y los subproductos comestibles de ésta, son empacados, envasados y clasificados para su posterior comercialización.

En general se consideran como rastros a los establecimientos que rebasan la capacidad mínima diaria de sacrificio establecida en la Norma Oficial Mexicana NOM-1194-SSA1-2004 “especificaciones sanitarias en los establecimientos dedicados al sacrificio y faenado de animales para abasto, almacenamiento, transporte y expendio”. Aquellos establecimientos que tengan una capacidad de sacrificio y faenado menor a la especificada son considerados mataderos (SSA, 2004).

La problemática ambiental generada por los rastros municipales se debe principalmente al alto consumo de agua y a las descargas de efluentes con alta carga orgánica (COWI, 2001).

## **PROCESOS QUE GENERAN AGUAS RESIDUALES EN LOS RASTROS**

La cantidad de agua residual generada en los rastros está directamente relacionada con la cantidad de agua utilizada. En algunos

estudios se estima que de un 80% a un 95% del agua que se usa se desecha (Signorini *et al.*, 2006 en García 2012).

En México no se tienen datos nacionales sobre el consumo promedio de agua en esta industria. Los datos disponibles se basan en promedios obtenidos en un estudio de la FAO (1994), “manual para la instalación del pequeño matadero modular”, debido a que los procedimientos que se aplican en el mencionado estudio son de gran similitud a los que se desarrollan en México. En la tabla se presentan los valores de consumo estimados para el país.

Tabla 1. Consumo de agua en rastros, COFEPRIS (2006).

Especie	Agua promedio requerida (L)
Animales mayores	1000
Porcinos	450
Ovinos y caprinos	100

El agua se requiere en los procesos de matanza en los siguientes pasos:

- Bebida del ganado
- Limpieza o baño del ganado
- Escaldado en la producción de cerdos y aves (para facilitar la eliminación de pelos y plumas)
  - Lavado de la superficie del animal, posterior al escaldado (aves y cerdos)
  - Remoción de piel (según sea el caso)

- Lavado de la evisceración
- Lavado del animal en canal
- Transporte de algunos subproductos y residuos
- Limpieza y esterilización de cuchillos y equipo
- Limpieza de pisos y superficies de trabajo
- Enfriamiento de maquinaria (compresoras, condensadores, entre otras)
- Proveer de líquido a los calefactores

## **CONTAMINANTES DEL AGUA RESIDUAL DE LOS RASTROS**

Esta agua contiene una gran cantidad de microorganismos patógenos, los cuales generan un gran número de enfermedades como fiebre tifoidea, disentería, cólera, hepatitis, etc. Los principales contaminantes de las aguas residuales de los rastros y mataderos se originan de las heces, orina, sangre, pelusa, residuos de la carne y grasas, alimentos no digeridos por los intestinos (Muñoz, 2005).

La cantidad de contaminantes que la planta de sacrificio produce depende del tipo y cantidad de especies que se sacrifiquen, así como de los residuos que se desechen y el tipo de tecnología empleada, entre otros factores. Sin embargo, las aguas residuales se pueden caracterizar de manera general por especie, como se muestra en la tabla. (Signorini *et al.*, 2006 en García 2012).

**Tabla 2.** Concentraciones promedio de contaminantes en el agua residual de plantas de sacrificio ( Signorini *et al.*, 2006 en García 2012)

Parámetro (unidad)	Especies faenadas		
	Porcinos	Bovinos	Aves
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	1250	2000	1550
DQO (mg/L)	2500	4000	2500
Sólidos suspendidos (mg/L)	700	1600	ND
Nitrógeno total (mg/L)	150	180	150-400
Fósforo total (mg/L)	25	27	16-50
Grasa (mg/L)	150	270	ND
pH	7.2	7.2	ND

La materia orgánica que contiene el agua residual se origina en todos los procesos de la planta, ya que el agua está en contacto con las canales, excremento y sangre entre otros elementos. El nitrógeno presente en el agua residual proviene, de manera general, del amonio de la orina y de excremento, que está íntimamente ligado a la especie que lo produce, donde la naturaleza del amonio dependerá del pH que presente el agua residual. El fósforo se origina a partir del contenido estomacal no digerido, pero también puede generarse si la sangre se procesa para elaboración de subproductos. El sodio proviene del excremento, del alimento presente en los estómagos de los animales, así

como de los procesos de rendimiento de la canal y encurtido (Signorini *et al.*, 2008 en García 2012).

Otros constituyentes que se pueden encontrar son algunos residuos de plaguicidas (presentes en el alimento de los animales), cloro (limpieza de instalaciones), salmuera, etc. Todas estas características de las aguas residuales de los rastros convierten a las descargas en un contaminante potencial del suelo y el agua, en el que proliferan los malos olores por la descomposición de la materia orgánica (COFEPRIS, 2006; IFC, 2007).

## **PROCESO DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DE RASTRO**

Para remover las altas cargas orgánicas que poseen las aguas residuales de los rastros se han ensayado, con éxito, diferentes tipos de tratamientos fisicoquímicos y bacteriológicos (aerobios y anaerobios) (Morales *et al.*, 2009).

Las aguas residuales de rastro pueden ser tratadas por digestión anaerobia, ya que contienen altas concentraciones de carga orgánica biodegradable, la alcalinidad adecuada y las concentraciones de fósforo, nitrógeno y micronutrientes para el crecimiento bacteriano (Romero *et al.*, 2011)

## **PROCESOS ANAEROBIOS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES**

La tecnología de la digestión anaerobia constituye una de las herramientas más importantes de la Ingeniería Ambiental con su aplicación se pretende degradar materiales de una elevada complejidad química, que inciden en el entorno desfavorablemente, causando problemas de contaminación ambiental. Por ello el aprovechamiento de las capacidades de la actividad metabólica de los microorganismos anaerobios en la biodegradación de la carga contaminante de los residuos permite disminuir su impacto ambiental.

Los procesos anaerobios son bastante apropiados para depurar las aguas residuales provenientes de los rastros, debido a la naturaleza de estos desechos. Altas cargas de DBO y sólidos en suspensión, son características propias de las descargas de los rastros y son, además, puntos clave para el éxito del tratamiento anaerobio ( Braile y Cavalcanti, 1993).

Para el tratamiento de efluentes con alta carga orgánica se ha demostrado que el tratamiento anaerobio provee una alternativa efectiva en términos de costos, ya que en comparación con los procesos aerobios puede ahorrarse energía, adición de nutrientes y el volumen del reactor.

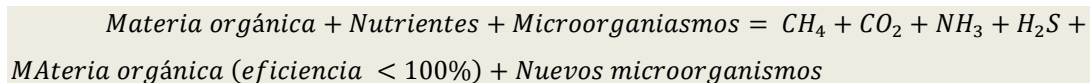
Para mantener un sistema de tratamiento anaerobio que estabilice un desecho orgánico de forma eficiente, las bacterias hidrolíticas, acetogénicas, acidogénicas y las metanogénicas deben encontrarse en

un estado de equilibrio dinámico. Para establecer y mantener tal estado, los contenidos del reactor deben estar desprovistos de oxígeno disuelto y libre de concentraciones inhibitorias de tales constituyentes, como metales pesados y sulfuros. Así mismo el pH debe oscilar entre 6.6 y 7.6. Debe haber suficiente alcalinidad presente para asegurar que el pH no descenderá por debajo de 6.2, ya que las bacterias metanógenicas no pueden actuar por debajo de este punto. Cuando la digestión se está llevando a cabo a satisfacción, la alcalinidad varía normalmente de 1000 a 5000 mg/L, y los ácidos grasos volátiles serán menos de 250 mg/L. Una cantidad suficiente de nutrientes, como el nitrógeno y el fósforo, debe estar disponible para asegurar el crecimiento adecuado de la comunidad biológica. De acuerdo con la naturaleza de las aguas residuales que se van a digerir serán necesarios ciertos factores de crecimiento. La temperatura es otro parámetro ambiental importante. El rango óptimo de temperatura para las bacterias mesófilas es de 30 a 38°C y para las termófilas es de 49 a 57°C. La mayoría de los tratamientos con procesos anaerobios se operan en el rango mesófilo de temperatura. A pesar de que los tratamientos con procesos anaerobios en condiciones termófilas de operación son técnicamente viables, han demostrado ser difíciles de implementar en el sentido operativo (Tchobanoglous, 2004).



## ANAEROBIOSIS

En la transformación de materia orgánica compleja hasta metano interviene un consorcio de microorganismos que forman una cadena trófica compleja y equilibrada. El proceso global es:



Hay cuatro categorías de bacterias involucradas en la transformación de substratos inorgánicos complejos en CH<sub>4</sub> y CO<sub>2</sub>. Estos grupos operan de manera consecutiva y sinérgica.

Grupo I: bacterias hidrolíticas.

Consortio de bacterias anaerobias que hidrolizan la materia orgánica compleja (proteínas, carbohidratos, lípidos) hasta monómeros solubles (aminoácidos, glucosa, ácidos grasos, glicerol), los cuales son utilizados por el siguiente grupo. Estas rupturas están catalizadas por enzimas extracelulares, tales como celulasas, proteasas y lipasas. Esta fase es relativamente lenta y puede ser la etapa limitante de la digestión anaerobia (ej. *Clostridium*, *Staphylococcus* y *Bacteroides*).

Grupo II: bacterias fermentativas y β-oxidación

Convierten los monómeros anteriores en ácidos orgánicos (láctico, succínico, etc.) alcoholes y cetonas (metanol, etanol, glicerol, acetona) CO<sub>2</sub> e H<sub>2</sub>. El acetato es el producto principal (*Clostridium*, bacterias del ácido láctico).

Grupo III: bacterias acetogénicas

Convierten los ácidos grasos y alcoholes en acetato,  $\text{CO}_2$  e  $\text{H}_2$ , que son utilizados por las metanogénicas. Este grupo (*Syntrophobacter wolinii*, *Syntrophomonas wolfei*) requiere presiones parciales de  $\text{H}_2$  para convertir los ácidos grasos volátiles. A presiones relativamente altas la formación de acetato se reduce y aparece etanol en lugar de  $\text{CH}_4$ . Existe una estrecha relación simbiótica entre acetogénicas y metanogénicas (o sulfato-reductoras), puesto que estas últimas ayudan a reducir la presión parcial de  $\text{H}_2$  requerida por las acetogénicas.

#### Grupo IV: metanobacterias.

Las arqueobacterias metanogénicas son las más sensibles al  $\text{O}_2$  de los microorganismos conocidos. No pueden utilizar productos orgánicos complejos y su metabolismo energético está dirigido hacia la producción de  $\text{CH}_4$  como único producto final. Crecen lentamente, con tiempos de generación desde 3 días a  $35^\circ\text{C}$  hasta 50 días a  $10^\circ\text{C}$ . Se subdividen en dos categorías:

-Metanogénicas hidrogenotróficas (1/3 del  $\text{CH}_4$ ).  
*Methanobacterium*, *Methanospirillum*.

-Metanogénicas acetotróficas o acetoclásticas (2/3 del  $\text{CH}_4$ ).  
*Methanosarcina*, *Methanosaeta*.

#### Bacterias sulfato-reductoras

Compiten con las metanogénicas por sus sustratos, haciéndolas sus características cinéticas más eficientes. (*Desulfovibrio*). Esto causa menor rendimiento en  $\text{CH}_4$  y producción de  $\text{H}_2\text{S}$  (corrosivo y tóxico) (Martí, 2006).

## **FACTORES QUE AFECTAN LA ANAEROBIOSIS**

Dada la naturaleza biológica del proceso de depuración los factores que afectan a la operación de un reactor lo hacen porque afectan a sus poblaciones microbianas.

### **Oxígeno**

Muchos de los grupos bacterianos presentes en los digestores anaerobios son anaerobios facultativos por lo que la presencia de  $O_2$  no les afecta. Mientras que las bacterias metanogénicas, anaerobias estrictas cuya actividad se inhibe incluso con pequeñas cantidades de  $O_2$ . Sin embargo, cuando se encuentran formando agregados con otros grupos bacterianos se sitúan en su interior y pueden tolerar concentraciones de  $O_2$  relativamente altas. (Martí, O. N. 2006)

### **pH**

La mayor parte de las bacterias son capaces de crecer en un rango de 3 unidades de pH, si bien el pH óptimo suele estar comprendido entre 6.5-7.5. Las metanobacterias son especialmente sensibles al pH, con un rango próximo a la neutralidad. En cada fase del proceso los microorganismos presentan máxima actividad en un rango de pH diferenciado: hidrolítico entre 7.2 y 7.4; acetogénico entre 7 y 7.2 y metanogénico entre 6.5 y 7.5. (Morales, 2005).

### **Temperatura**

Uno de los principales factores que influyen sobre la digestión anaerobia, pues afecta directamente a la actividad y tiempo de generación de los microorganismos es la temperatura, con lo que ejerce

una fuerte influencia sobre el proceso. Podemos considerar tres rangos de temperatura:

Psicrofílico:  $5 < T < 20^{\circ}\text{C}$

Mesofílico:  $20 < T < 40^{\circ}\text{C}$

Termofílico:  $45 < T < 65^{\circ}\text{C}$ .

Con el aumento en el rango de temperaturas se aumenta la tasa de hidrólisis, la velocidad de crecimiento de las bacterias y con ello la velocidad en la producción de biogás. Trabajando en el rango termofílico se asegura, la destrucción de patógenos. A pesar de las grandes ventajas de los sistemas termofílicos, éstos requieren mayor control y seguimiento, debido a que a altas temperaturas, el nitrógeno amoniacal se comporta como inhibidor (Guardado, 2007).

Hasta el momento, el rango psicrofílico ha sido poco estudiado, y en general, se plantea como poco viable debido al gran tamaño del reactor necesario. Sin embargo, presenta menores problemas de estabilidad que en los otros rangos de operación.

El régimen mesofílico de operación es el más utilizado a pesar de que en la actualidad se está utilizando cada vez más el rango termofílico para conseguir una mayor velocidad en el proceso (lo que significa un aumento en la eliminación de la materia orgánica y en la producción de biogás) y una mejor eliminación organismos patógenos. Sin embargo, el régimen termofílico suele ser el más inestable a cualquier cambio de las condiciones de operación y presenta además mayores problemas de inhibición del proceso por la mayor toxicidad de determinados

compuestos a elevadas temperaturas, como el nitrógeno amoniacal o los ácidos grasos de cadena larga (Martí, 2006).

### **Sustancias tóxicas**

Los procesos de digestión anaerobia pueden ser inhibidos en mayor o menor grado por sustancias tóxicas presentes en el sistema. Estas sustancias pueden ser:

-Productos intermedios generados por las reacciones metabólicas de las bacterias del digestor (que pueden acumularse y exceder la capacidad tampón del reactor):  $H_2$ ,  $H_2S$ ,  $NH_3$ .

-Sustancias que acompañan de forma habitual a la alimentación

-Sustancias que de forma accidental o puntual se introducen en el sistema

Para residuos ganaderos en general, los compuestos críticos son el nitrógeno amoniacal, los antibióticos y los desinfectantes, así como el cobre y el zinc para residuos de porcino. Se ha comprobado que concentraciones de Spiramicina de 50mg/L en los residuos pueden provocar una disminución del 56% en la producción de gas, mientras que otros antibióticos se han mostrado inactivos. Los desinfectantes son mucho más activos, llegando a provocar disminuciones en la producción hasta del 90% a bajas concentraciones.

El cobre es inhibidor a partir de 40mg/L y el zinc lo es a partir de 400mg/L. Ambos son tóxicos a partir de 70mg/L y 600mg/L respectivamente. Estos metales son introducidos en las dietas de porcino, y aunque las concentraciones de zinc en las deyecciones

difícilmente pueden llegar a las de inhibición, para el cobre se han llegado a encontrar valores que superan los límites de inhibición en granjas de engorde (Flotats *et al.*, 1997).

Hay que destacar la gran capacidad de adaptación y aclimatación de los sistemas anaerobios, lo que significa que las bacterias pueden tolerar la presencia de los tóxicos tras un periodo de exposición a concentraciones sub-letales de los mismos.

### **Ácidos grasos volátiles**

La inestabilidad de un reactor anaerobio se manifiesta generalmente por un rápido incremento en la concentración de los ácidos grasos volátiles (AGV), lo que indica un fallo en las poblaciones metanogénicas debido a sobre carga, variación del efluente, falta de nutrientes, o la infiltración de sustancias tóxicas. La concentración de ácidos grasos volátiles en el efluente debe ser baja y debe mantenerse en estos niveles, ya que el incremento de los mismos por encima de la capacidad amortiguadora del sistema tiene un efecto inhibitor de los compuestos intermedios del proceso de digestión anaerobia. Díaz *et al.*, (2002) mencionan que la concentración debe ser menor a 250mg/L, sin embargo, Tchobanoglous *et al.*, (1994), consideran que para el proceso de digestión anaerobia de aguas residuales concentradas, el valor máximo debe ser de 700mg/L.

### **Alcalinidad**

La alcalinidad de las aguas residuales es una capacidad para evitar la acidificación del medio, y por tanto, el desempeño eficiente de los microorganismos en el proceso de digestión anaerobia. Las bacterias acidogénicas en un reactor a anaerobio tienen un metabolismo más

rápido que las metanogénicas, por lo que pueden ocasionar problemas de acidificación que se evitan manteniendo en el digestor una óptima concentración de alcalinizantes. En el caso de aguas residuales que contienen una alta fracción orgánica y son sometidas a tratamiento, puede suceder que se liberen moléculas, que al combinarse con moléculas solubles del alcalinizante empleado alteren la alcalinidad de las aguas (Terry *et al.*, 2008).

La alcalinidad, se mide en mg de  $\text{CaCO}_3/\text{L}$ , es debida principalmente a la presencia de iones bicarbonato e hidroxilo (Caicedo, 2006). Sandoval *et al.*, (2007) aseguran que la alcalinidad puede ser tan alta como 12000-18000 mg/L, para el proceso de digestión anaerobia de aguas residuales concentradas sin ocasionar desequilibrios en el sistema.

### **Carga orgánica**

Se refiere a la cantidad de materia orgánica aplicada diariamente al reactor, por unidad de biomasa presente en el mismo.

La DQO es una estimación indirecta de la carga orgánica que posee el efluente y se determina a través del consumo de oxígeno, debido a la oxidación de la materia orgánica por medio de un agente oxidante fuerte (dicromato de potasio en un ambiente ácido teniendo como catalizador sulfato de plata). En condiciones controladas del reactor, la remoción de DQO puede ser relacionada con la cantidad de biogás producido, es decir, a mayor disminución de DQO se dará una mayor generación de biogás. (Caicedo, 2006; Metcalf y Eddy 2003).

Experiencias recientes con reactores anaerobios, tratando aguas residuales indican que durante el arranque del reactor, se pueden aplicar cargas orgánicas del orden de 0.3 a 0.5 Kg DQO /Kg SSV\*d y durante el régimen permanente puede alcanzar los 2.0KgDQO/Kg SSV\*d. (Ortiz, 2013).

## **Sólidos**

La materia flotante, sedimentable, coloidal y en suspensión que se encuentra en un agua residual recibe el nombre de sólidos totales y éstos se dividen a su vez, en volátiles totales y fijos totales dentro de los cuales existe una fracción de suspendidos y disueltos. Los sólidos fijos, son los que comprenden los residuos remanentes después de la calcinación de la muestra y son volátiles los que se obtienen a partir de la pérdida de peso de la muestra a  $500^{\circ}\text{C} \pm 50^{\circ}\text{C}$  y en su mayoría son materia orgánica, los sólidos suspendidos son una prueba arbitraria, ya que dependen del tamaño de poro del filtro de fibra de vidrio empleado (0.45-2micras), dentro de éstos se encuentran los sólidos sedimentables los cuales son expresados en mililitros por litro y sedimentan en un periodo específico de tiempo (1h), del mismo modo los sólidos disueltos comprenden la porción del agua residual que pasa por el papel filtro y posee un alto contenido coloidal (Metcalf y Eddy, 2003).

## **Composición del sustrato**

Los nutrientes a veces pueden ser el material limitante para la síntesis y el crecimiento celular microbiano. Los principales nutrientes inorgánicos requeridos por los microorganismos son: N, S, P, K, Mg, Ca, Fe, Na, Cl. Los nutrientes que se requieren en menores cantidades, pero



de gran importancia, incluyen: Zn, Mn, Se, Co, Cu, Ni, W (Mata, 2003; Robles, 2008; Tchobanoglous *et al.*, 1994). Es importante mencionar que la presencia de los micronutrientes en cantidades pequeñas puede estimular el crecimiento. Sin embargo, si un determinado umbral es sobrepasado, su presencia puede tener efectos inhibidores.

La relación recomendada de DQO/N/P durante el arranque de un reactor anaerobio es 300/5/1, durante la operación en estado estable debe ser de 600/5/1 (Mata, 2003). La relación carbono-nitrógeno (C/N) óptima se encuentra entre 20 y 35, ya que los microorganismos consumen de 15 a 30 veces más carbono que nitrógeno. Para tener datos más exactos de esta relación es necesario tener en cuenta la disponibilidad y biodegradabilidad de las fuentes de carbono y nitrógeno según el sustrato de interés. Si la relación C/N es muy alta (mayor de 35), la biodegradación se verá limitada por la carencia de nitrógeno, y si la relación es baja (menor de 5) el nitrógeno excedente es liberado bajo la forma de amoníaco. El ión amonio es benéfico a bajas concentraciones, debido a que es un nutriente necesario en los procesos anaerobios; en altas concentraciones es un inhibidor de la metanogénesis. De manera general, se puede afirmar que la presencia de iones amonio, indica una buena degradación de la materia orgánica nitrogenada (Caicedo, 2006; Tchobanoglous *et al.*, 1994). El nitrógeno amoniacal en concentraciones de 600-900 mg/L, contribuye a la alcalinidad y por tanto a la estabilidad del proceso, por encima de 1500mg/L, lo inhibe a altos valores de pH.

A una alta relación C/N los microorganismos metanogénicos consumen rápidamente el nitrógeno y disminuyen la velocidad de

producción de biogás. A una baja relación C/N causa una acumulación de amoníaco y el pH excede de 8.5, el cual es tóxico para las bacterias metanogénicas.

La relación C/P óptima para la digestión anaerobia se encuentra entre 100 y 150. El fósforo es utilizado por los microorganismos en forma de ión fosfato, principalmente; sin embargo, esta utilización no resulta fácil, ya que el fósforo es comúnmente un factor limitante para el desarrollo de los microorganismos debido a la baja solubilidad de varios fosfatos inorgánicos.

Los microorganismos requieren de azufre en forma reducida (sulfuros) para la biosíntesis del material celular; es por ello que la formación de sulfuros es indispensables para los microorganismos metanogénicos como fuente de azufre aunque también puede ser un inhibidor a concentraciones mayores a 200mg/L. los sulfuros tienden a precipitar metales (Cu, Zn, Hg), lo que resulta benéfico cuando éstos se encuentran en concentraciones inhibitorias, pero resulta negativo cuando los metales son indispensables para el metabolismo microbiano (Robles, 2008).

La aclimatación de las poblaciones bacterianas juega un papel importante en el momento de definir concentraciones críticas, así como el efecto sinérgico o antagónico que la presencia de una sustancia puede tener sobre la actividad tóxica de otra.

La naturaleza y la composición del sustrato condicionan la composición cualitativa de la población bacteriana de cada etapa, de manera que se establece un equilibrio fácilmente alterable cuando algún

tóxico no permite el desarrollo de alguna de las poblaciones. Mientras que en las fases de hidrólisis-acidogénesis los microorganismos involucrados suelen ser facultativos, para la metanogénesis los microorganismos son estrictos, y con tasas máximas de crecimiento del orden de 5 veces menores a las acidogénicas. Esto significa que si las bacterias metanogénicas tienen algún problema para reproducirse y consumir los ácidos, estos se acumularán, empeorando las condiciones para las bacterias metanogénicas, responsables de la producción de metano.

## **REACTOR ANAEROBIO CON DEFLECTORES**

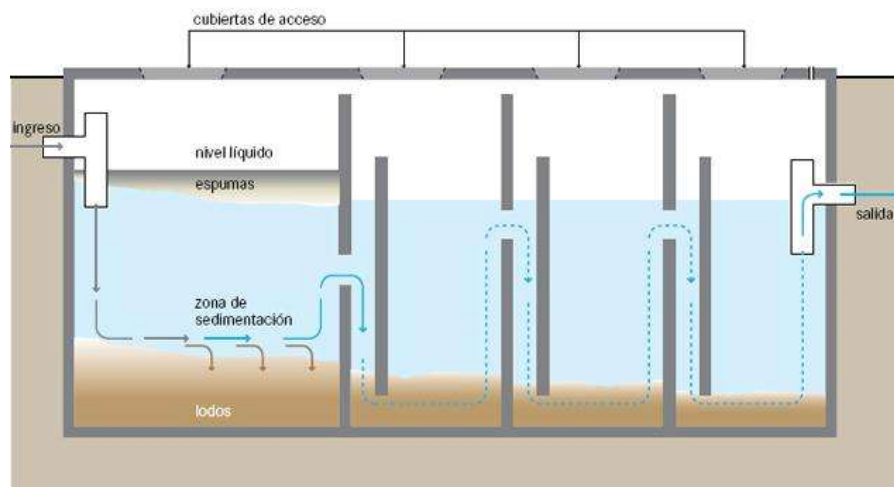
Un reactor anaerobio a flujo pistón es una fosa séptica mejorada debido a la serie de deflectores por debajo de los cuales se fuerza el flujo de las aguas residuales. El mayor tiempo de contacto con la biomasa activa (lodos) mejora el rendimiento del tratamiento.

El efluente es forzado a pasar de manera ascendente y descendente por los lodos, con el objeto de generar el contacto necesario con los microorganismos, produciendo así una alta remoción biológica.

A medida que se avanza en el proceso, la cantidad de lodos acumulados es cada vez menor, saliendo el fluido más puro a medida que se avanza en el mismo.

La mayoría de los sólidos de sedimentación son eliminados en la cámara de sedimentación en el inicio del RAP, que normalmente representa el 50% del volumen total. Las cámaras de flujo ascendente proporcionan eliminación adicional y digestión de la materia orgánica: la

DBO puede reducirse hasta un 90%. Los parámetros críticos de diseño incluyen un tiempo de retención hidráulico entre 48 y 72 horas, velocidad de flujo ascendente de las aguas residuales de menos de 0.6m/h y el número de camas de flujo ascendente de 2 a 3.



**Figura 2.** Reactor anaerobio a flujo pistón

En los reactores anaerobios de flujo a pistón la biomasa puede crecer adherida a un medio de soporte de alta porosidad o suspendida (Jiménez *et al.*, 2005).

Es importante hacer hincapié en la modelación matemática de los reactores está ampliamente explicada en Orozco y Salazar (1895), de dónde se deduce que el reactor a flujo pistón es teóricamente más eficiente que el reactor completamente mezclado (Orozco, 2003).

## **ARRANQUE Y OPERACIÓN DEL REACTOR RAP**

### **Arranque**

En el arranque de reactores anaerobios, el inicio está caracterizado por una baja actividad biológica, relacionada con el crecimiento de las bacterias acidogénicas, acetogénicas y metanogénicas como biomasa dispersa y adherida. Tradicionalmente el arranque es la etapa considerada más inestable y crítica en el proceso anaerobio, por lo que debe iniciarse con tiempos de retención hidráulicos elevados, para asegurar una buena asimilación del sustrato por parte de las bacterias y mantener una carga orgánica inicial baja, la cual puede ir aumentando a medida que el reactor se estabiliza (Hulshoff, 1987).

Por tal motivo es conveniente la inoculación. De hecho, esta es una de las principales desventajas del proceso. Sin embargo, una vez que el sistema ha sido arrancado y se opera adecuadamente es posible considerar que el problema se resuelve en definitiva en términos generales, es necesario que el volumen del lodo de inóculo sea lo más grande posible en relación con el volumen del reactor y que tenga suficiente actividad y adaptación a las propiedades específicas del agua residual. No hay reglas claras para estimar el volumen conveniente para inocular reactores anaerobios. Un intervalo entre un 10 y un 30% del volumen del reactor puede considerarse aceptable. En general, mientras más inóculo se utilice, mayor será la carga orgánica de arranque.

Pero la consideración anterior dependerá sobre todo de la actividad del lodo, entendida como la capacidad del lodo de degradar la materia orgánica a metano por unidad de masa de lodo.

## Selección del inóculo

La selección del inóculo constituye uno de los primeros pasos para realizar un tratamiento biológico a un agua residual, y de ello depende mantener las condiciones de estabilidad operacional del reactor. Las características intrínsecas del inóculo, como la presencia de un consorcio bacteriano balanceado, que le permita su adaptación al medio sin mayores cambios, son de vital importancia para llegar a la formación de los gránulos activos y estables, además de lograr la consecuente disminución de la carga orgánica contaminante. El hecho de seleccionar un lodo proveniente de fuentes naturales como inóculo, además de evitar problemas de costo, exige conocer la composición del mismo para detectar y eliminar aquellos elementos que puedan afectar el proceso de tratamiento y por otro lado, aprovechar las ventajas que nos brinde el consorcio que posea. (Terry *et al.*, 2008).

Pacheco (2003), Pérez *et al.*, (2009) y Rodríguez, (2002), mencionan que la cantidad de inóculo es un factor que influye en el tiempo de arranque y tipo de gránulo formado; indican que se debe garantizar una concentración mínima de entre 10 a 15 kg SSV/m<sup>3</sup> en el inóculo. Es necesario utilizar inóculos obtenidos a partir de ambientes anaerobios, es por ello que se usan inóculos naturales como el rumen de diferentes animales y lodos anaerobios de lagunas. También se emplea el lodo de digestores rurales u otros digestores (Fajardo *et al.*, 1997). Domínguez *et al.*, (2006) plantean que las excretas vacuna y porcina juegan un papel fundamental en el proceso de metanogénesis de la digestión anaerobia, por lo que pueden ser usados como inóculos, debido a que las mismas están enriquecidas con muchas bacterias que

posee el animal. Se han utilizado como inóculos excretas porcina y vacuna, con el fin de estudiar posibles vías de incrementar la eficacia del proceso de arranque de la digestión anaerobia del agua residual objeto de análisis (Domínguez *et al.*, 2006, Terry *et al.*, 2004).

### Estabilización

El criterio general para decidir si se aumenta el flujo másico al reactor (kg DQO/d) es su capacidad de generar alcalinidad, ya que uno de los problemas más comunes durante la etapa de arranque es la acumulación de ácidos grasos volátiles (AGV's), lo cual puede llevar a una total acidificación si no se procede con cuidado. Los AGV's son productos intermediarios del proceso de digestión anaerobia y su concentración en el efluente puede ayudar a determinar la extensión de dicha digestión. Si durante las primeras semanas de arranque, la concentración de AGV's en el efluente es mayor a la del influente, indica que la fermentación se efectúa a una tasa mayor que la metanogénesis y el desarrollo bacteriano procede adecuadamente. Sin embargo, después de que se acumule bastante lodo deberá registrarse una disminución de la concentración de AGV's, hasta llegar a ser ésta menor a la del influente. Esto último es consecuencia de la realización completa de la digestión anaerobia hasta el paso de la metanogénesis.

Tal y como establece Jenkins *et al.*, (1983), el seguimiento de la evolución de la operación del reactor se debe efectuar por medio de la relación de alcalinidades  $\alpha$ , definida como:

$$\alpha = \frac{\text{alcalinidad a pH 5.75}}{\text{alcalinidad a pH 4.3}}$$

Jenkis propone simplemente determinar la alcalinidad titulando hasta un valor de pH de 5.75 aparte del valor 4.3, ya que en este valor se mide la capacidad amortiguadora de los bicarbonatos del sistema respecto a la disociación de todos los ácidos débiles involucrados, precisamente los AGV. Cuanto más cercano a la unidad es el valor de  $\alpha$ , el sistema es más estable y se puede proceder al incremento de carga (López *et al*)

### Monitoreo

Durante el arranque y operación de los reactores anaerobios se recomienda el seguimiento de algunos parámetros fisicoquímicos y el uso de algunas herramientas que permitan evaluar su desempeño. El monitoreo de los sistemas anaerobios puede agruparse en tres tipos (Chernicharo, 2007):

Monitoreo de la eficiencia: busca establecer el comportamiento de la unidad y su desempeño frente a las especificaciones de diseño. Medición de parámetros como sólidos suspendidos totales (SST), demanda química de oxígeno (DQO), demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y organismos patógenos.

Monitoreo de la estabilidad: tiene como objetivo evaluar la prevalencia de la fermentación acidogénica sobre la metanogénica que puede ocasionar la acidificación del sistema. Medición de pH, ácidos grasos volátiles, alcalinidad (total, bicarbonática y debida a AGV), composición del biogás (incremento del CO<sub>2</sub>)

Monitoreo de la cantidad y calidad del lodo: las características cuantitativas del lodo pueden evaluarse con la medición de sólidos



totales y sólidos volátiles totales y los aspectos cualitativos con herramientas como la actividad metanogénica específica, ensayos de sedimentabilidad y perfil de lodos.

## **FACTORES DESESTABILIZANTES**

### **Sobre carga orgánica**

En los efluentes industriales es común que existan sobrecargas de materia orgánica que provocan una desestabilización e inhibición de los microorganismos, lo que induce a un incremento en la concentración de ácidos grasos volátiles dentro del reactor, provocando una acidificación del medio y una inhibición de los microorganismos metanogénicos, llevando al colapso del sistema.

### **Operación intermitente**

Se debe tener cuidado cuando un reactor anaerobio opera con alimentación intermitente para no exceder el espacio de tiempo entre cada carga, ya que comienza un proceso de desintegración de los gránulos. Carozzi (1993) asegura que se pueden dar espacios de tiempo entre una y otra alimentación hasta de 60 horas, sin que haya alguna disminución de la remoción de materia orgánica ni en la producción de biogás.

### **Temperatura**

Este factor determina las especies existentes así como la remoción de materia orgánica y por lo tanto la producción de biogás, el impacto de cambio de temperatura depende del tiempo de exposición y la rapidez con la que se de este proceso, ya que si el cambio térmico es súbito,

provoca una serie de efectos adversos dentro del reactor (Lettinga *et al.*, 1990). Si disminuye la temperatura 10°C debajo de los 35°C, el incremento y desarrollo de las bacterias metanogénicas disminuye a la mitad, mientras que las bacterias acidificantes se ven afectadas en menor medida por este cambio, lo que traerá como consecuencia la disminución del pH por el aumento de la concentración de ácidos grasos volátiles (Caicedo, 2006).

Un incremento en la temperatura tiene dos efectos opuestos sobre los microorganismos ya que a medida que se da éste, las reacciones químicas y enzimáticas se aceleran conjuntamente con el crecimiento bacteriano. Sin embargo, por encima de cierta temperatura algunas proteínas particulares pueden sufrir daños irreversibles y llevar a la completa disminución de la actividad bacteriana, de igual manera influye el tiempo en el que la temperatura es aumentada ya que si éste es muy corto (1°C en un minuto) concluye con un choque térmico, independientemente de la resistencia a la temperatura que presentan las bacterias (Madigan *et al.*, 2003).

Se puede decir que, de forma general, a altas temperaturas las tasas de reacciones químicas y biológicas tienen mayor cinética que a baja temperatura. Esta velocidad de reacción depende, de la velocidad de crecimiento de los microorganismos responsables y esta, a su vez, de la temperatura (Van Lier, 1995).

El proceso de producción de biogás puede ser llevado a cabo en un intervalo de temperaturas que abarca desde los 0°C a los 70°C (algunos autores citan que puede llegar hasta los 97°C). Sin embargo, al ser distintas las bacterias que intervienen en cada proceso, se debe

tener en cuenta las temperaturas óptimas de supervivencia de dichas bacterias.

En general, por debajo de los 17°C en el interior del reactor, el proceso fermentativo se ralentiza, por lo que la producción de biogás resulta extremadamente lenta, lo que repercute en reactores de mayor tamaño. Por debajo de 5°C se puede decir que la cinética del proceso se detiene casi por completo.

En general, el balance de temperatura se cumple mejor en el rango mesofílico. Por otro lado, en el rango de temperaturas termofílicas, los gérmenes patógenos se desactivan (si el tiempo de retención es superior a 23 horas), lo cual puede ser de gran importancia en función de a dónde se destine el efluente.

El mantenimiento de la temperatura es un parámetro fundamental: variaciones de  $\pm 2^\circ\text{C}$  pueden producir una disminución en la producción de biogás que puede llegar al 20%.

La solubilidad de los gases presentes ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2$ ,  $\text{H}_2\text{S}$ ,  $\text{NH}_3$ ) desciende conforme aumenta la temperatura. De esta forma, se favorece la transferencia de líquido-gas, desapareciendo los gases del medio acuoso, lo cual favorece el proceso.

Como posible desventaja se encuentra la disminución de la solubilidad del  $\text{CO}_2$ , lo cual se traduce en un aumento del pH en reactores operando en condiciones termofílicas, pudiendo ser negativo si existieran altas concentraciones de amonio. Asimismo, las sales aumentan su solubilidad al aumentar la temperatura (siendo las sales orgánicas las más solubles). En el caso de compuestos tóxicos esto

podría explicar la inhibición que producen algunas sustancias en el rango de temperaturas termofílico.

La viscosidad de los líquidos y semisólidos también aumenta con la temperatura, lo que resulta en una mejor sedimentación de los sólidos.

# **CÁPITULO III**

## **METODOLOGÍA**

## REACTOR ANAEROBIO A FLUJO PISTÓN

El reactor consiste en un tanque rectangular de láminas de acrílico transparente (polimetacrilato de metilo), de 6mm de grosor, con un volumen total de 27 L, una altura de 30 cm, largo de 45 cm y ancho de 20 cm, tiene 4 deflectores verticales, dispuestos a lo largo del reactor, cada 9cm, para permitir el ascenso y descenso de la corriente de agua que provoque un flujo pistón, de una altura de 25cm cada uno de ellos; además de 2 conjuntos de deflectores en los compartimentos donde el flujo es ascensional (de ángulo de aluminio de  $\frac{1}{2}$ "), esto para retener la mayor cantidad de sólidos posibles y separar el gas del líquido. Los deflectores verticales forman un total de 3 cámaras; se ha dispuesto en la parte superior de cada cámara un tanque de almacenamiento del biogás que consiste en un garrafón conectado a la parte superior del reactor por una manguera de látex y una válvula para gas; la entrada del agua residual al reactor está ubicada en la parte inferior del tanque en el primer compartimento, la salida del agua tratada se encuentra en el último compartimento en la parte superior (válvulas tipo compuerta de  $\frac{1}{2}$ "). Está provisto además de 5 válvulas (tipo compuerta de  $\frac{1}{2}$ ") para muestrear el contenido del reactor y analizar sus condiciones: 3 para muestrear el lodo bacteriano (nombradas Lodo 1, Lodo 2 y Lodo 3) y 2 para muestrear el agua que se está tratando (nombradas Agua Cámara 1 y Agua Cámara 2).

Las láminas de acrílico están soportadas en la parte exterior por una estructura de ángulo de hierro, a su vez está dispuesto en una base de madera, cubierta con fibra de vidrio como aislante para evitar que se

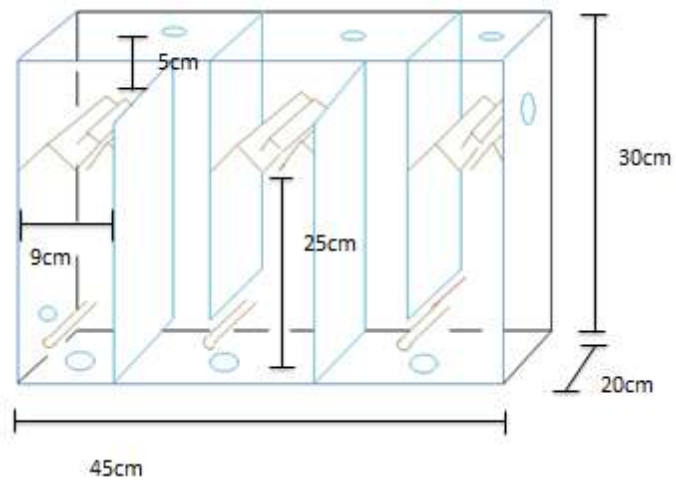
pierda calor a través de las paredes del reactor. Sobre la misma base de madera están colocados los bidones de almacenamiento del biogás y el controlador de temperatura.

**Tabla 3.** Datos técnicos del reactor anaerobio flujo pistón

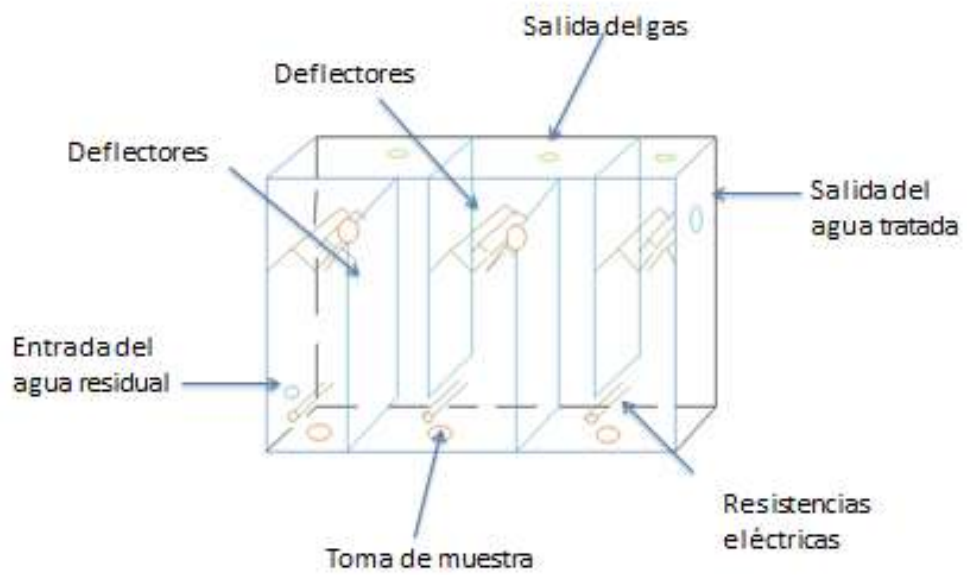
Datos técnicos del reactor		
Alto	3 0	c m
Ancho	2 0	c m
Largo	4 5	c m
Volumen útil	2 2.5	L
Volumen del agua	1 5.75	L
Volumen del lodo	6 .75	L

En cada una de las cámaras hay una resistencia eléctrica (de cubierta de aluminio, de 10 cm de largo, con forma de U en el extremo) para provocar el calentamiento del contenido del reactor, colocadas a 2.5cm de la base del reactor, éstas a su vez están conectadas a un controlador de temperatura (Marca Autonics serie TZ4ST/TZ4SP), con un termopar como sensor, situado en la última cámara, justo arriba de la resistencia eléctrica.

Para alimentar el agua al reactor se utiliza una bomba dosificadora (Marca HANNA, serie BL1.5.BL.3.BL5.BL7.BL10.BL15.BL20).



**Figura 3.** Dimensiones del reactor



**Figura 4.** Partes del reactor anaerobio a flujo pistón



## **CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL DE RASTRO**

Para conocer las características del agua residual de rastro se realizó la caracterización. Los parámetros medidos en la caracterización fueron: DQO (Demanda Química de Oxígeno),  $N_{TK}$  (Nitrógeno total Kjeldhal),  $P_T$  (Fósforo total), SS (Sólidos Sedimentables), ST (Sólidos Totales), STV (Sólidos Volátiles Totales), SST (Sólidos Suspendidos Totales), Color, Temperatura, pH, Alcalinidad, Grasas y Aceites, Materia Flotante y Turbiedad.

## **ETAPA DE ARRANQUE Y ESTABILIZACIÓN DEL REACTOR ANAEROBIO A FLUJO PISTÓN**

Para la puesta en marcha del reactor se optó por la inoculación de lodo anaerobio con la finalidad de reducir el tiempo de estabilización del mismo.

### **Obtención del inóculo**

El inóculo se obtuvo a partir de un lodo anaerobio ya estabilizado, sin embargo éste lodo ya no estaba siendo alimentado por lo que no se encontraba en condiciones de ser utilizado de inmediato, así que fue necesario llevar a cabo una estabilización que tardó 2 meses.

## Inoculación

Para conocer la viabilidad del lodo anaerobio y llevar acabo la inoculación del reactor fue necesario medir algunos parámetros que fueron: Alcalinidad, Relación  $\alpha$ , AGV's y pH.

## Alimentación del agua residual de rastro al reactor

La alimentación del agua residual del rastro al reactor se inició al observar que las condiciones del lodo anaerobio eran las adecuadas para que se realizara adecuadamente la anaerobiosis.

## Operación del reactor

El agua se alimentó al reactor de forma intermitente, que es una estrategia necesaria para la estabilización de los lodos, además de que se alimentó en igual número de horas de trabajo en el rastro. Las cargas se realizaron con un caudal promedio de 1.2L/h, realizando la carga del reactor en un promedio de 4h ya que se alimentaron 5L del agua residual del rastro diariamente, para permitir que cada carga esté en contacto con el lodo anaerobio en las distintas cámaras por 24h.

## Carga orgánica

La carga orgánica del reactor no se mantuvo constante ya que depende de las actividades de matanza que se realizan en el rastro.

## Monitoreo del comportamiento del reactor

El comportamiento del reactor en la etapa de arranque y operación se monitorearon por medio de las siguientes variables: pH, Temperatura, Alcalinidad, Relación  $\alpha$ , AGV's y Conductividad; estas mediciones fueron realizadas en los puntos de muestreo (Agua Cámara 1 y Agua Cámara 2), en la Entrada y Salida del agua residual al reactor, así como en el lodo (Lodo 1, Lodo 2 y Lodo 3).

## EQUIPO Y TÉCNICAS EMPLEADAS

Para realizar las determinaciones de la Tabla 4, se empleó el espectrofotómetro Hach DR 4000U para hacer las mediciones de DQO,  $N_{TK}$ ,  $P_T$ , color y turbiedad. Para la determinación de pH, Temperatura y Conductividad, se empleó el multiparamétrico Conductronic PC18. Para la digestión de la materia orgánica (DQO) se utilizó el reactor Hach. Para la determinación de  $N_{TK}$  se usó el equipo de digestión Digesdhal



**Figura 5.** Equipo de digestión para  $N_{TK}$ , Digesdhal



**Figura 6.** Mufla para determinación de sólidos



**Figura 7.** Desecador para enfriamiento de las muestras



**Figura 8.** Espectrofotómetro Hach DR 4000U, para lectura de diferentes parámetros



**Figura 9.** Digestor HACH para DQO y FT

Los métodos y técnicas empleados para la determinación de los parámetros que fueron medidos se resumen en la siguiente tabla.

**Tabla 4.** Normas Mexicanas y técnicas de medición de los parámetros a analizar

Parámetro	Método o Norma
Determinación de pH	NMX-AA-008-SCFI-2000
Determinación de acidez y alcalinidad en aguas naturales, residuales y residuales tratadas	NMX-AA-036-SCFI-2001
Determinación de temperatura	NMX-AA-007-SCFI-2000
Conductividad	NMX-AA-093-SCFI-2000
Determinación de grasas y aceites recuperables en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.	NMX-AA-005-SCFI-2000
Determinación de materia flotante en aguas residuales y residuales tratadas	NMX-AA-006-SCFI-2000
Sólidos y sales	NMX-AA-034-SCFI-2001
Determinación de color verdadero y aparente unidades platino –cobalto en aguas naturales, residuales y residuales tratadas	Método 8025 HACH
Determinación de la turbiedad en aguas naturales, residuales y residuales tratadas	Método 10047 HACH
Determinación de ácidos grasos volátiles como ácido acético	Método 8196 HACH
Determinación de la demanda química de oxígeno	Método 8000 HACH
Determinación de nitrógeno total Kjeldhal en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.	Método 8075 HACH
Fósforo total	Método 10127 HACH
Muestreo	NMX-AA-003-1980
Determinación de sólidos sedimentables en aguas naturales, residuales y residuales tratadas	NMX-AA-004-SCFI-2000
Determinación de fósforo total en aguas naturales, residuales y residuales tratadas	Método 10127 de Hach

# **CAPÍTULO IV**

## **RESULTADOS**

## **CASO DE ESTUDIO: FRIGORÍFICO Y RASTRO DE MORELIA S. A. DE C. V.**

En el frigorífico y rastro de Morelia S. A. de C. V., se inicia el proceso de matanza de los animales a las 8:00 am. Lo que da inicio a la generación de aguas residuales. La matanza se prolonga hasta alrededor de las 12:00pm y continúa el proceso de limpieza del área y equipo de matanza, lo que sigue generando aguas residuales hasta alrededor de las 4:00pm, de lunes a viernes.

El agua residual generada durante las horas de trabajo en el rastro, es evacuada por un canal de 40 cm de ancho, 70 cm de profundidad y 300 m de longitud; este canal va desde el área de matanza hasta la planta de tratamiento de aguas residuales del rastro. A lo largo del canal llegan otras descargas que provienen del lavado de los corrales y de escurrimientos.

El personal que labora en el rastro agrega un quelato de cobre al agua que se utiliza en las distintas etapas del proceso de matanza de las especies, como parte del tratamiento del agua residual.

### **UBICACIÓN DEL REACTOR**

El reactor está instalado en el laboratorio de Ingeniería Ambiental del Posgrado de Ingeniería Química en la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.



**Figura 10.** Vista frontal del equipo completo

Se nombraron los puntos de muestreo de acuerdo a la ubicación de los mismos puntos en el reactor, así se tiene la Entrada de agua residual al reactor; la Salida del agua tratada; los puntos de muestreo que corresponden a las muestras líquidas, es decir, de la parte superior: Agua Cámara 1 y Agua Cámara 2; tres puntos de muestreo para el lodo anaerobio: Lodo 1, Lodo 2 y Lodo 3; y tres bidones para el biogás uno por cada cámara: Gas Cámara 1, Gas Cámara 2 y Gas Cámara 3.



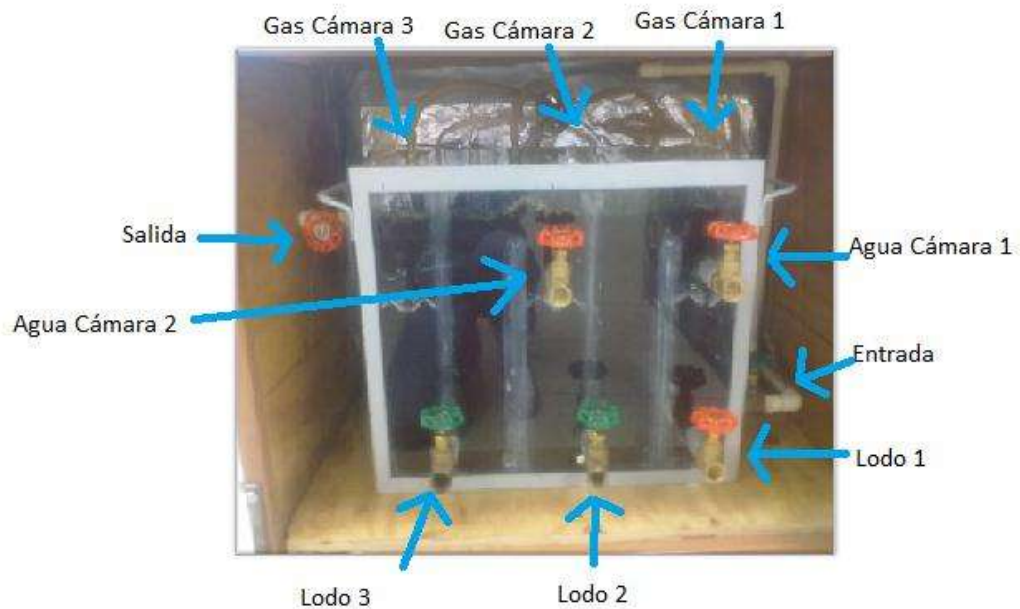
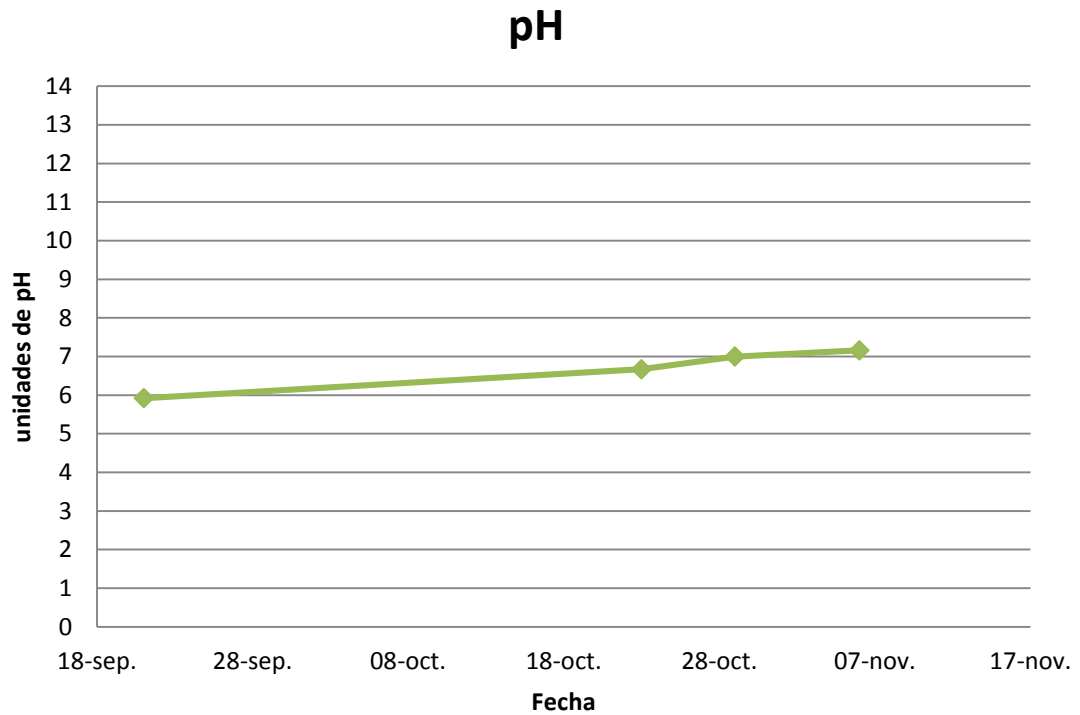


Figura 11. Puntos de muestreo

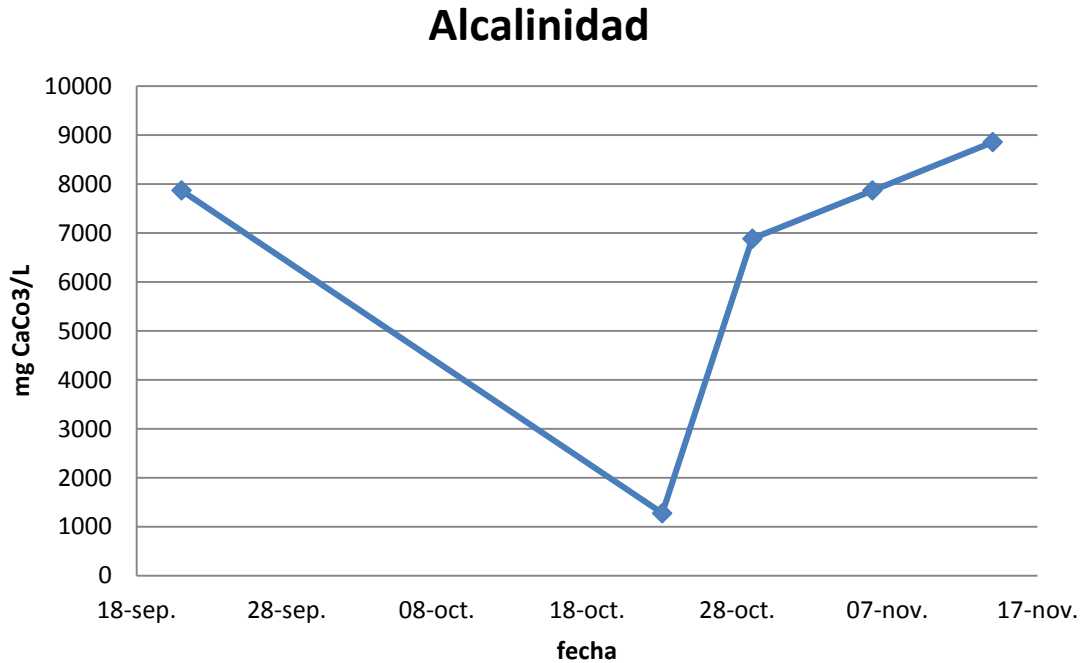
## PREPARACIÓN DEL INÓCULO

Previo a este trabajo, se hicieron dos estudios con un reactor anaerobio de flujo ascendente y manto de lodos, por lo que ya se contaba con lodo anaerobio para la inoculación del reactor del presente estudio. Sin embargo antes de empezar a trabajar el reactor anaerobio a flujo pistón, fue necesario estabilizar el lodo anaerobio con el que se contaba. La estabilización tardó 2 meses (del 17 de septiembre hasta 17 de noviembre de 2014), alimentado el lodo anaerobio con agua residual de rastro una vez por semana a diferentes cargas orgánicas, ya que estas dependen de las condiciones de trabajo del rastro. Se monitorearon las variables de pH, Alcalinidad, AGV's y Relación  $\alpha$ , ya que dichos parámetros nos indican las condiciones del lodo que permiten a éste realizar la degradación de la materia orgánica.



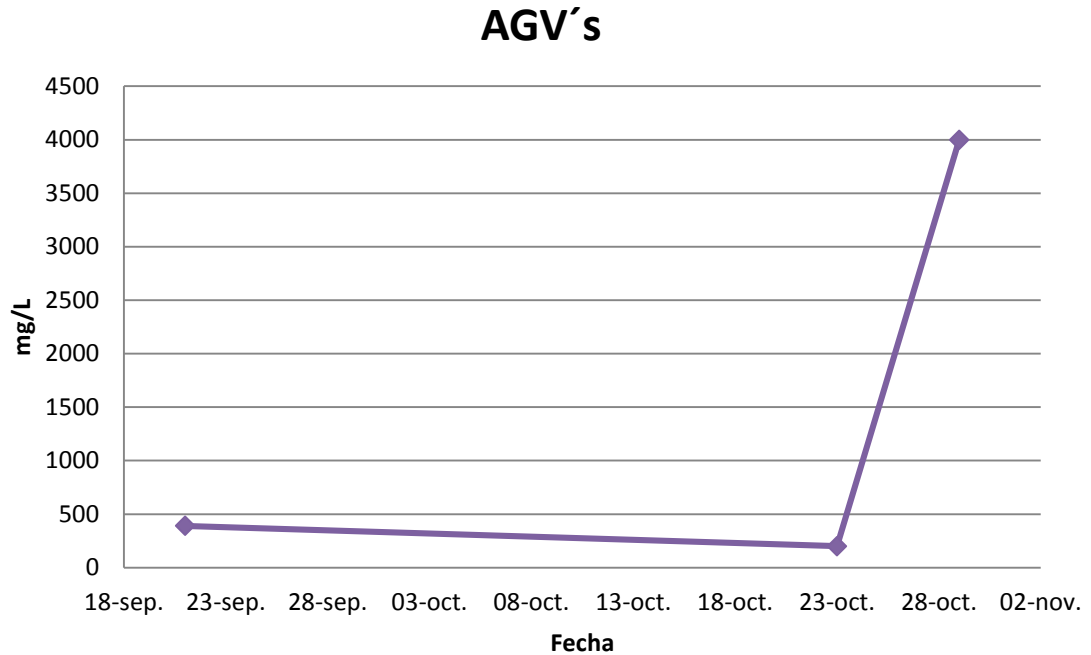
**Figura 12.** Comportamiento del pH en la estabilización del lodo anaerobio

Al momento de iniciar la estabilización del lodo anaerobio el pH se encontraba por debajo de las 6 unidades, debido a que tenía algunos meses sin ser alimentado, en tal condición no era posible que se llevara a cabo la anaerobiosis satisfactoriamente, sino hasta alcanzar la neutralidad. En la figura se puede observar que se alcanzó un valor de pH de 7.3 unidades, que es una condición necesaria para llevar a cabo adecuadamente la anaerobiosis como lo menciona Tchobanoglous, 2004.



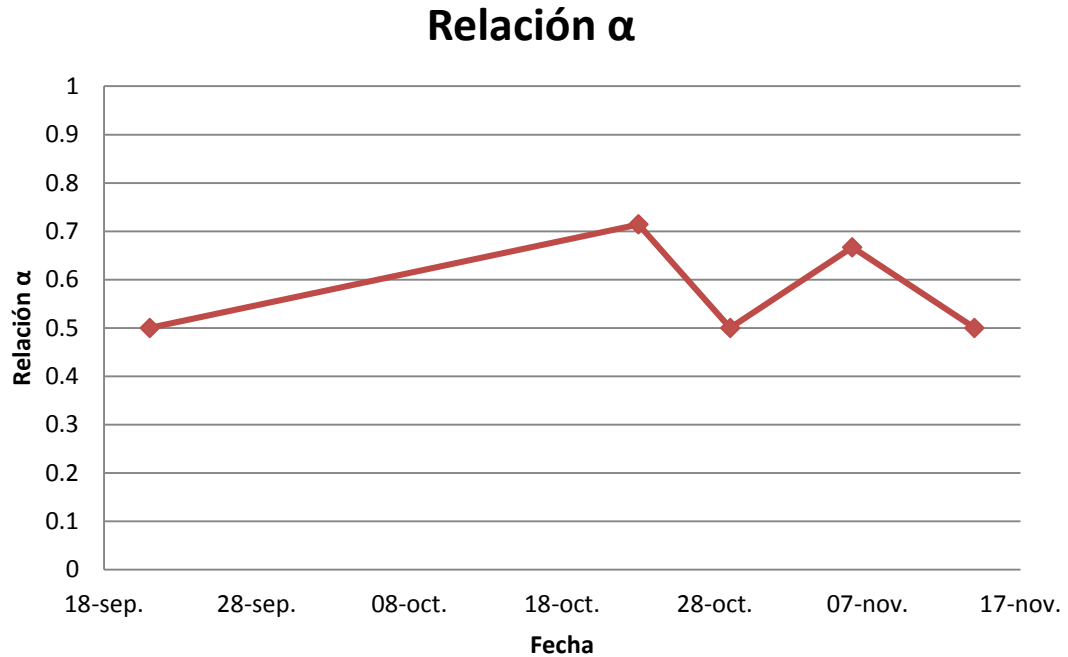
**Figura 13.** Comportamiento de la alcalinidad en la estabilización del lodo anaerobio

En la figura 14 se muestra el comportamiento de la alcalinidad, se observa que hay un cambio, descendiendo de un valor de 8000 mgCaCO<sub>3</sub> /L hasta un valor de 1200 mgCaCO<sub>3</sub> /L puesto que fue en este punto donde se inició la alimentación del agua residual, para aumentar dicho valor de alcalinidad fue necesario adicionar óxido de calcio, es entonces que se observa el aumento de la alcalinidad en el lodo anaerobio, hasta alcanzar un valor cercano a los 9000 mgCaCO<sub>3</sub> /L.



**Figura 14.** Comportamiento de los aves en la estabilización del lodo anaerobio

La concentración de AGV's aumentó hasta alcanzar un valor de 4000 mg/L, muy por encima del valor recomendado, 700mg/L (Tchobanoglous *et al.*, 1994) , sin que se viera afectado el proceso de la degradación anaerobia ya que no se ve reflejado en el pH ni en la relación  $\alpha$ . Este aumento en la concentración de AGV's es debido a que el proceso de fermentación se estaba realizando a una mayor tasa que la metanogénesis, puesto que no había consumo de AGV's.



**Figura 15.** Comportamiento de la relación  $\alpha$  en la estabilización del lodo anaerobio

A pesar de que la relación  $\alpha$  siempre se mantuvo por encima del valor recomendado 0.5 (López *et al*), tuvo variaciones, durante la estabilización del lodo, alcanzando valores de hasta 0.72 unidades y descendiendo hasta 0.5, resultado del crecimiento de la población metanogénica y consumo de los AGV' s, así como del aumento de la capacidad amortiguadora por la adición de óxido de calcio. De estas manera es posible observar que entre las fechas del 18 y 28 de octubre la relación  $\alpha$  cambia en el mismo sentido que lo hace la alcalinidad, por lo que el sistema está haciendo uso de la alcalinidad disponible para amortiguar los cambios debidos a la concentración de AGV' s.

## INOCULACIÓN

Cuando se observó producción de biogás por parte del lodo anaerobio y estuvo construido el reactor se decidió inocular el reactor y empezar la alimentación aumentando la temperatura hasta llegar al valor deseado de 35°C. Las condiciones del lodo en el momento de la inoculación fueron las que se muestran en la siguiente tabla. Se muestra el promedio de tres mediciones realizadas para cada caso.

**Tabla 5.** Parámetros de viabilidad del inóculo

Parámetro	Valor
Alcalinidad	6553
AGV's (mg/L)	5000
Relación $\alpha$	0.6
PH	7.3

De acuerdo a los parámetros de viabilidad del inóculo, éste logró las condiciones necesarias para realizar satisfactoriamente la anaerobiosis.



**Figura 16.** Inoculación del reactor

## **CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL DE RASTRO**

Para conocer las características del agua residual de rastro y poder comparar dichas condiciones con el efluente tratado en el reactor anaerobio a flujo pistón, se realizaron algunas pruebas de calidad del agua, obteniéndose los siguientes resultados, los resultados muestran el promedio de cuatro caracterizaciones realizadas en diferentes días de la semana. Las muestras de agua residual fueron tomadas en el canal que dirige el agua a la planta de tratamiento del rastro, justo después de la última descarga.

**Tabla 6.** Caracterización del agua residual de rastro

Parámetro	Valor	Desviación estándar
C (mS/cm)	2.97	0.78
pH	6.5	0.49
Alcalinidad (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	1864	327.45
DQO (mg/L)	13250	4605.49
Sólidos sedimentables (ml/L)	17	1.29
Color (U-Pt-Co)	14900	3870.14
Turbidez (FAU)	1430	463.15
Materia flotante	Presente	---
N <sub>TK</sub> (mg/L)	750	25.16
P <sub>T</sub> (mg/L)	330	168.04
Grasas y aceites (mg/L)	136	---
ST (mg/L)	12917	---
SVT(mg/L)	9649	---
SSF(mg/L)	1380	---
SST(mg/L)	2832	---
SDT(mg/L)	8668	---

En la tabla se presentan los promedios de cuatro caracterizaciones, para todos los parámetros excepto para la DQO, Alcalinidad y pH que se midieron diariamente.

En cuanto al valor de pH el agua residual de rastro se encuentra en alrededor de 6.5 unidades, valor límite para que se lleve a cabo satisfactoriamente la anaerobiosis.



De acuerdo a lo reportado en la tabla el agua residual generada en el rastro se encuentra contaminada con materia orgánica, pues la DQO se encuentra en alrededor de 13250 mg/L. Sin embargo este valor es variable dependiendo de las actividades de matanza, ya que difiere la cantidad y tipo de animal que es sacrificado, encontrándose dicho valor desde 4000 mg/L hasta 25000mg/L. Los contaminantes causantes de la eutrofización,  $N_{TK}$  y  $P_T$ , se encuentran por encima de los límites máximos permisibles, cuyos resultados son: 750 mg/L para  $N_{TK}$  y 330mg/L para  $P_T$ .

Por otro lado el agua residual del rastro cuenta con una capacidad amortiguadora suficiente, con un valor de 1864 mg/L de  $CaCO_3$  para que se lleve a cabo la anaerobiosis, como lo recomiendan Díaz *et al.*, (2002), con un valor de alcalinidad desde 1000 a 5000mg/L de  $CaCO_3$ .

Otro valor que destaca son los SS, con un valor promedio de 17ml/L, de acuerdo a lo establecido por la NOM-001-SEMARNAT el valor máximo permitido es de 2ml/L. Los SST también rebasan los límites máximos permitidos, por lo que se puede decir que el agua residual de rastro se encuentra contaminada con sólidos.

El nitrógeno al igual que el fósforo son nutrientes requeridos por las bacterias anaerobias para su crecimiento y es por ello que durante todo el proceso de operación es importante mantener la relación apropiada de estos nutrientes con la carga orgánica, cuyos valores son: 100:5:1 para DQO: N: P, respectivamente (Gray, 2010; Pacheco *et al.*, 2003; Ammary, 2004).

Al respecto cabe mencionar que dicha relación se encontró en 100/5.66/2.49, por lo que se observa, la concentración de fósforo es 1.49 veces más de lo apropiado para que se realice adecuadamente la anaerobiosis.

## **ETAPA DE ARRANQUE Y ESTABILIZACIÓN**

Para arrancar la operación del sistema se empezó la alimentación del agua residual de rastro al reactor reduciendo el tiempo entre cada carga, y estabilizando la velocidad de alimentación, puesto que la bomba de alimentación maneja la velocidad de acuerdo a la viscosidad del líquido con que se está trabajando. Par fijar al velocidad de alimentación se cuidó que ésta no fuera capaz de levantar los sólidos del lodo anaerobio, y que al mismo tiempo no fuera tan lenta.

Al momento de llegar a la temperatura deseada dentro del reactor, se inició con una alimentación de agua residual de 5 litros cada 24 h para asegurar que el agua a tratar esté en contacto con el lodo en cada cámara el tiempo suficiente para que se lograra una buena degradación.

En el rastro y frigorífico de Morelia hubo una cambio en el sitio de matanza, debido a remodelación de las instalaciones, lo cual modificó las condiciones del agua residual, ya que hubo división de las corrientes de agua descargada de acuerdo a las especies faenadas, por lo que hubo problemas para estabilizar el sistema, se continuó con la alimentación al reactor para evitar la desintegración de los gránulos ya formados del lodo

anaerobio, por tanto se muestran los resultados a partir de que se regularizó el proceso de descarga de aguas residuales en el rastro.

Ya en operación del sistema se realizó la medición de los parámetros de monitoreo en cada cámara con la finalidad de conocer las posibles diferencias de operación, donde se obtuvieron los siguientes datos:

**Tabla 7.** Parámetros de viabilidad del inóculo en cada cámara a temperatura controlada

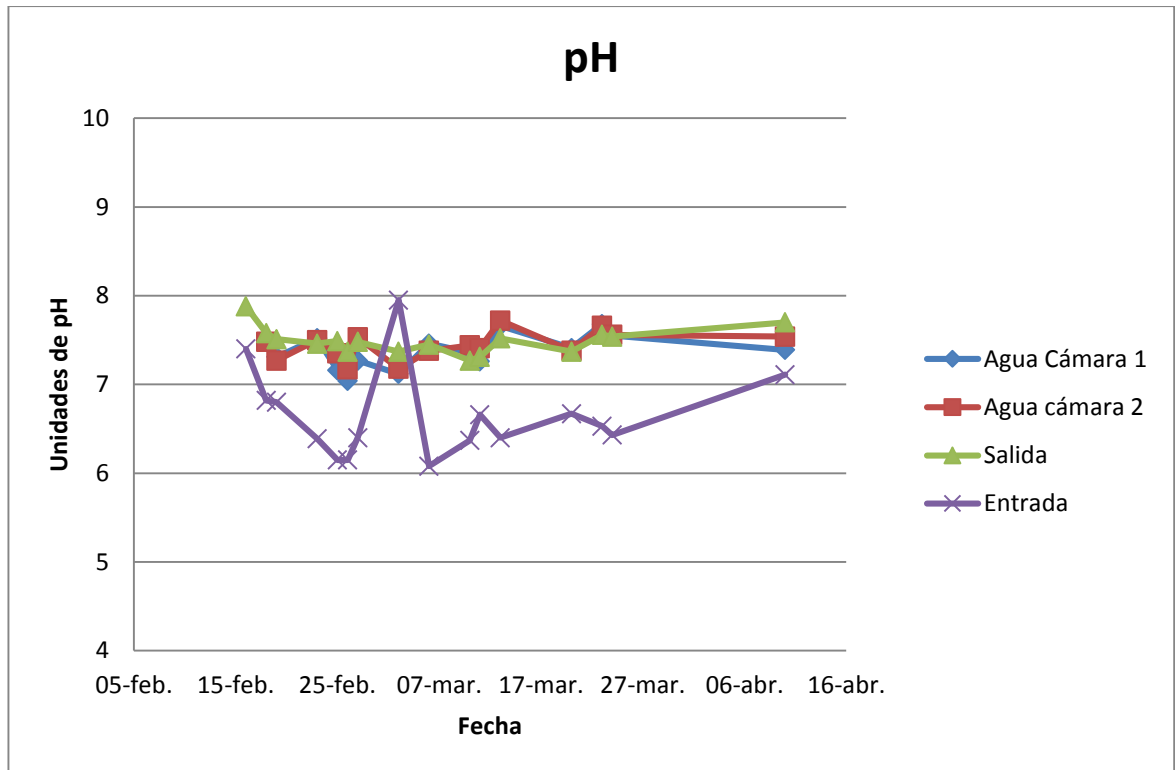
Parámetro	Lodo 1	$\sigma$	Lodo 2	$\sigma$	Lodo 3	$\sigma$
AGV's (mg/L)	137 33	9 568.63	1086 3.33	630 2.38	1 4416	12338. 78
Relación $\alpha$	0.7 45	0 .088	0.66	0.1 17	0 .67	0.154
pH	7.6	- --	7.6	---	7 .5	---
Alcalinidad (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	624 3		5202		7 283	

Es posible notar que el reactor se encontró trabajando dentro de los valores recomendados para los diferentes parámetros, así el pH tuvo un valor dentro de la neutralidad en las tres cámaras del reactor. La alcalinidad fue la suficiente para que se llevara a cabo la anaerobiosis. La relación  $\alpha$  fue diferente entre las tres cámaras, pero en cada una de ellas el valor se encontró dentro de lo recomendado. Mientras que los AGV's se mantuvieron muy elevados en las tres cámaras, más de 10000mg/L.

## Caracterización del agua de la salida del reactor

**Tabla 8.** Caracterización del agua residual tratada en el reactor anaerobio a flujo pistón

Parámetro	Valor	$\sigma$
C (mS/cm)	7.24	0.96
pH	7.49	0.15
Alcalinidad (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	3368	0.46
DQO (mg/L)	2190	643.35
Sólidos sedimentables (ml/L)	0	---
Color (U-Pt-Co)	2950	820.36
Turbidez (FAU)	317	8.25
Materia flotante	Ausente	---
N <sub>TK</sub> (mg/L)	584	154.54
P <sub>T</sub> (mg/L)	84.15	61.15
Grasas y aceites (mg/L)	140	---
ST (mg/L)	6900	---
SVT(mg/L)	2400	---
SSF(mg/L)	980	---
SST(mg/L)	1000	---
SDT(mg/L)	5300	---



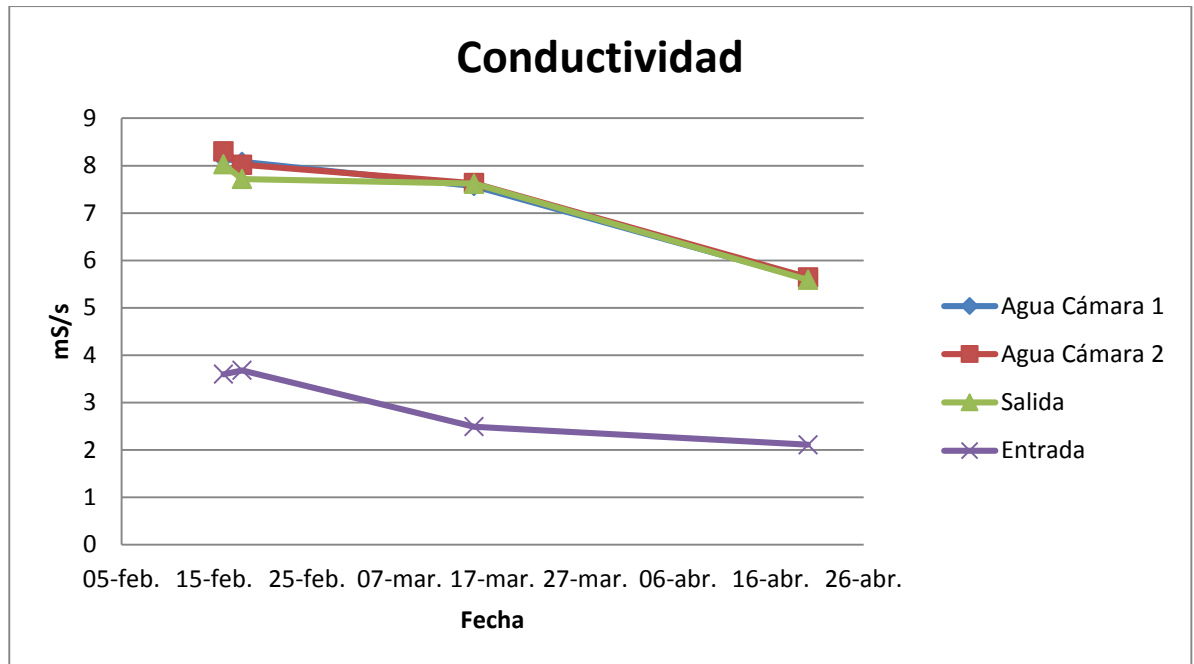
**Figura 17.** Comportamiento del pH en el reactor

En la figura se muestran los resultados obtenidos de la medición de pH en los puntos de muestreo Agua Cámara 1, Agua Cámara 2 y la Salida del reactor así como del agua residual del rastro que se alimentó al reactor, la Entrada.

Solo se determinó continuamente el pH de los puntos de muestreo que corresponden a muestras de agua, mientras que para el lodo no se midió constantemente, ya que en estos puntos de muestreo lo que se encuentra es el lodo anaerobio y debido al volumen que se requiere para realizar dicha medición y el volumen total con el que se cuenta dentro del reactor, por su baja reproducción y lenta recuperación del volumen necesario para mantener el reactor, no fue viable realizar dicha medición.

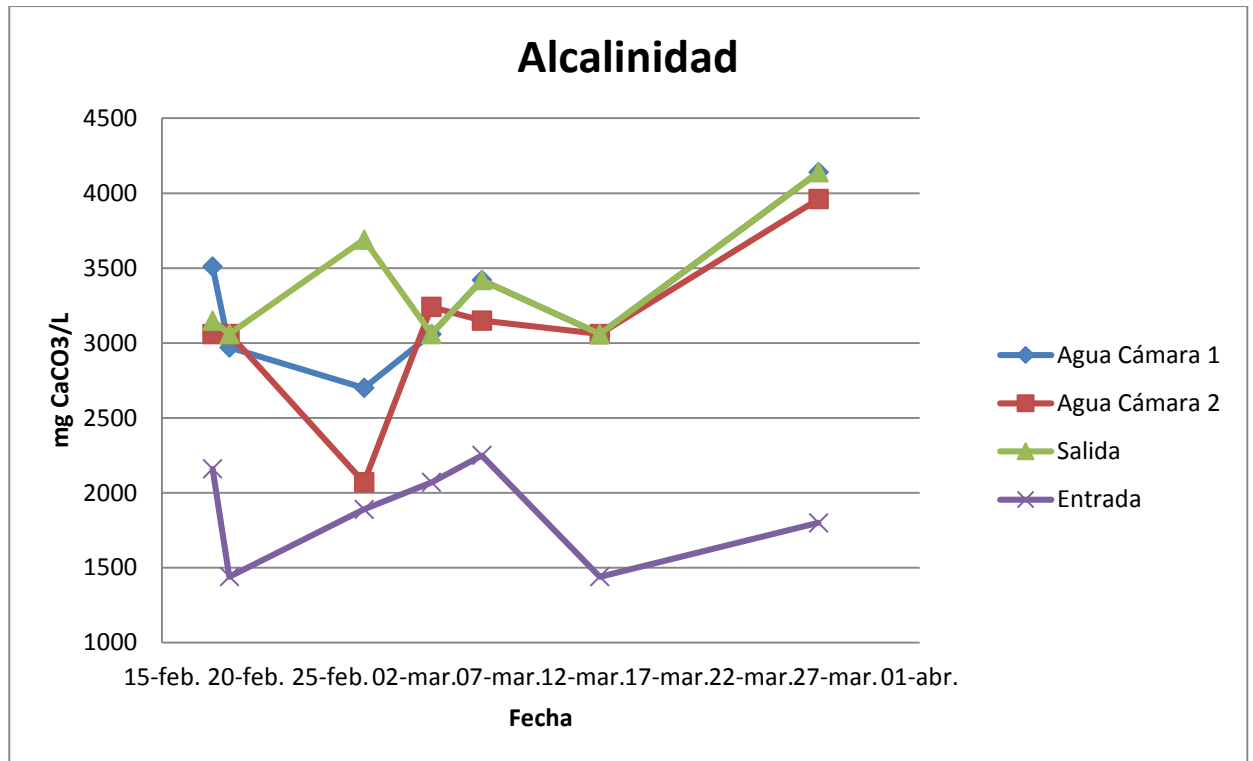
Se observa como el pH se encontró dentro del rango de la neutralidad para los tres puntos medidos, condición necesaria para que se lleve a cabo la metanogénesis adecuadamente, notándose variación en ellos que depende de las condiciones del agua residual alimentada al reactor, con sus consecuentes cambios por el proceso de metanogénesis ya que al alimentar un agua con una mayor carga orgánica hubo una mayor producción de AGV' s , provocando una disminución del pH, ocurriendo lo contrario cuando el agua alimentada al reactor tuvo una carga orgánica menor. Sin embargo el valor es prácticamente constante.

Una vez estabilizado el proceso fermentativo el pH se mantuvo en valores que oscilan entre 7 y 7.8. Debido a los efectos buffer que producen los compuestos bicarbonato- dióxido de carbono ( $\text{CO}_2\text{-HCO}_3$  y Amonio- Amoniaco ( $\text{NH}_4\text{-NH}_3$ ) el proceso en sí mismo tiene capacidad de regular diferencias en el pH del material de entrada.



**Figura 18.** Comportamiento de la conductividad en el reactor

La conductividad eléctrica indica la presencia de sales disueltas. La conductividad eléctrica se midió de la misma manera, solo en los puntos de muestreo que corresponden al agua, así como al agua residual del rastro alimentada al reactor, para dicha muestra la conductividad se encontró entre 3.7 y 2 mS/s. Mientras que para los puntos de muestreo del reactor el valor no difiere entre un punto y otro, mostrando este parámetro valores desde 8.3 hasta 5.5 mS/s, donde es posible observar que la conductividad eléctrica de los puntos de muestreo del reactor cambia casi en la misma proporción como lo hace dicho parámetro en el agua residual del rastro. Indicando que el agua arrastra sales disueltas del proceso anaerobio.

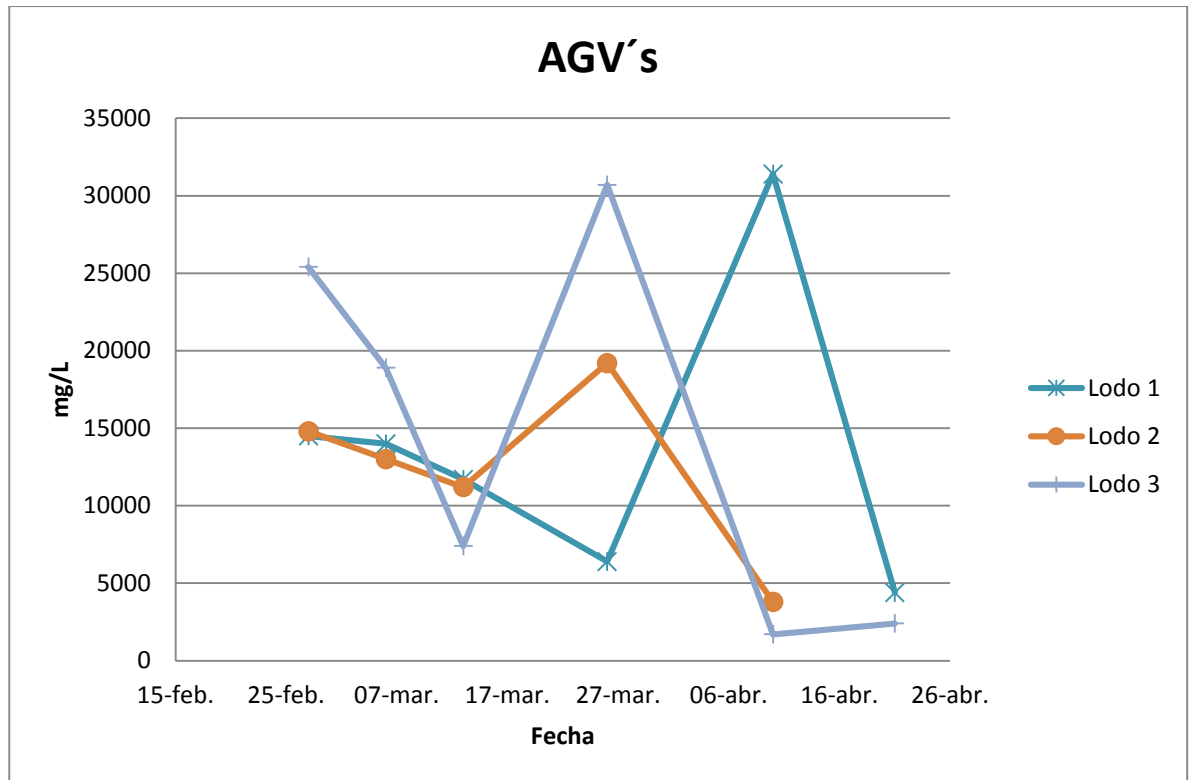


**Figura 19.** Comportamiento de la alcalinidad en el reactor

A pesar de que el agua residual de rastro cuenta con la capacidad de amortiguamiento suficiente para el proceso de degradación anaerobia hubo la necesidad de agregar óxido de calcio para evitar una acidificación del medio, ya que la concentración de AGV' s se encontró por encima del valor recomendado.

Se presenta la alcalinidad para los puntos de muestreo que corresponden muestras líquidas, con la finalidad de conocer el comportamiento de tal parámetro en todo el reactor. Para las muestras que corresponden al lodo la alcalinidad está implícita en la relación  $\alpha$ . Las variaciones observadas entre los distintos puntos de muestreo se deben a que fue en esa fecha que se adicionó el óxido de calcio, una vez que se dejó de adicionar las distintas muestras presentan el mismo comportamiento y concentración de alcalinidad.





**Figura 20.** Comportamiento de los AGV's en el lodo anaerobio

Por otro lado los ácidos grasos volátiles son los más importantes intermediarios del proceso anaerobio, siendo, por ello, fundamental conocer su evolución. Juegan un papel muy importante en el monitoreo y control de reactores anaerobios, mostrando una rápida respuesta a las variaciones en el sistema, por ejemplo en el caso de sobrecargas orgánicas, o en el caso de la introducción de tóxicos. El aumento de su concentración está relacionado con la disminución en la producción de biogás (Hill *et al.*, 1987). Dicho parámetro tuvo variaciones que no repercutieron en el proceso de degradación anaerobia, puesto que al haber una alta alcalinidad, permitió amortiguar el sistema asegurando que el pH no descendiera y la relación  $\alpha$  se mantuviera dentro de lo recomendado. Sin embargo los resultados de la tabla muestran como cambió su concentración en las diferentes cámaras y a lo largo de la

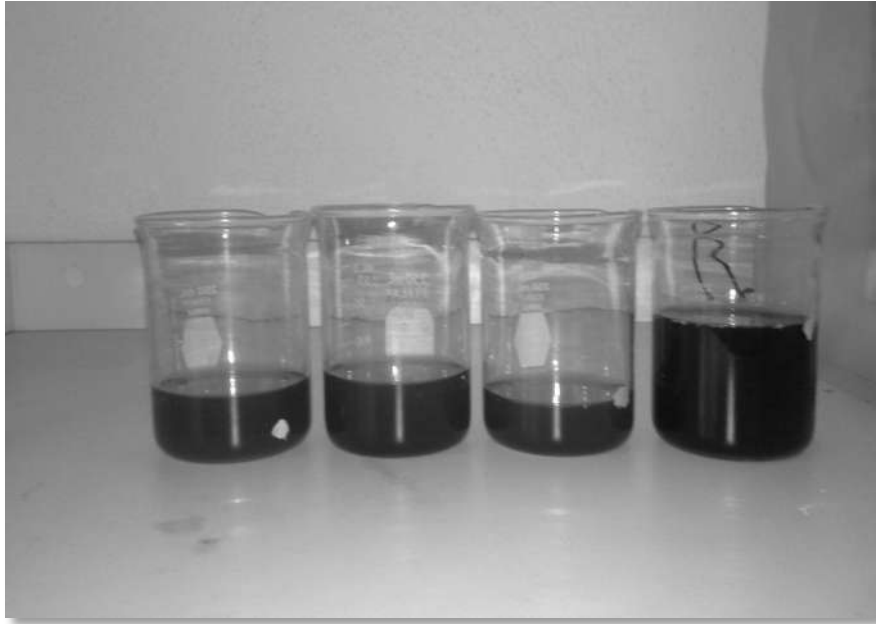
experimentación, los primeros puntos de la gráfica muestran que la acidogénesis se estaba realizando en la tercer cámara del reactor anaerobio a flujo pistón, entre el 17 y 27 de marzo se observa que también aumenta la concentración de AGV's en la segunda cámara indicando dichos resultados una evolución en el proceso, de esta manera el mayor porcentaje de hidrólisis se realiza en la primera cámara, en la segunda cámara se realiza una menor proporción de esta etapa junto con la acidogénesis y en la última cámara prevalece esta etapa. Para finales de marzo y principios de abril se observa la disminución en la concentración de AGV's para las tres cámaras del reactor, este acontecimiento se debió a que no hubo alimentación de agua residual al reactor porque no hubo matanza en el rastro por motivo de la celebración de la Semana Santa.

La determinación de nitrógeno y fósforo es importante debido a que estos parámetros son los causantes principales de la eutrofización de los cuerpos de agua. En los procesos anaerobios se esperan porcentajes de remoción bajos, debido a que estos procesos no remueven totalmente estos nutrientes, para remover dichos contaminantes se requieren necesariamente tratamientos específicos (Romero y *et al.*, 2011).

Respecto a la remoción de nitrógeno y fósforo se alcanza un porcentaje de remoción de entre un 50 y 80% para nitrógeno, y de 10 a 45% para fósforo.

El color de las aguas residuales de los rastros es uno de los parámetros más importantes debido a la pérdida estética de cuerpos de agua causado por la sangre y residuos orgánicos contenidos en el agua. Su remoción es por lo tanto uno de los principales objetivos en los

sistemas de tratamiento de estas aguas. Para el agua tratada en el reactor anaerobio a flujo pistón se alcanza una remoción de color desde un 60 hasta un 90%.



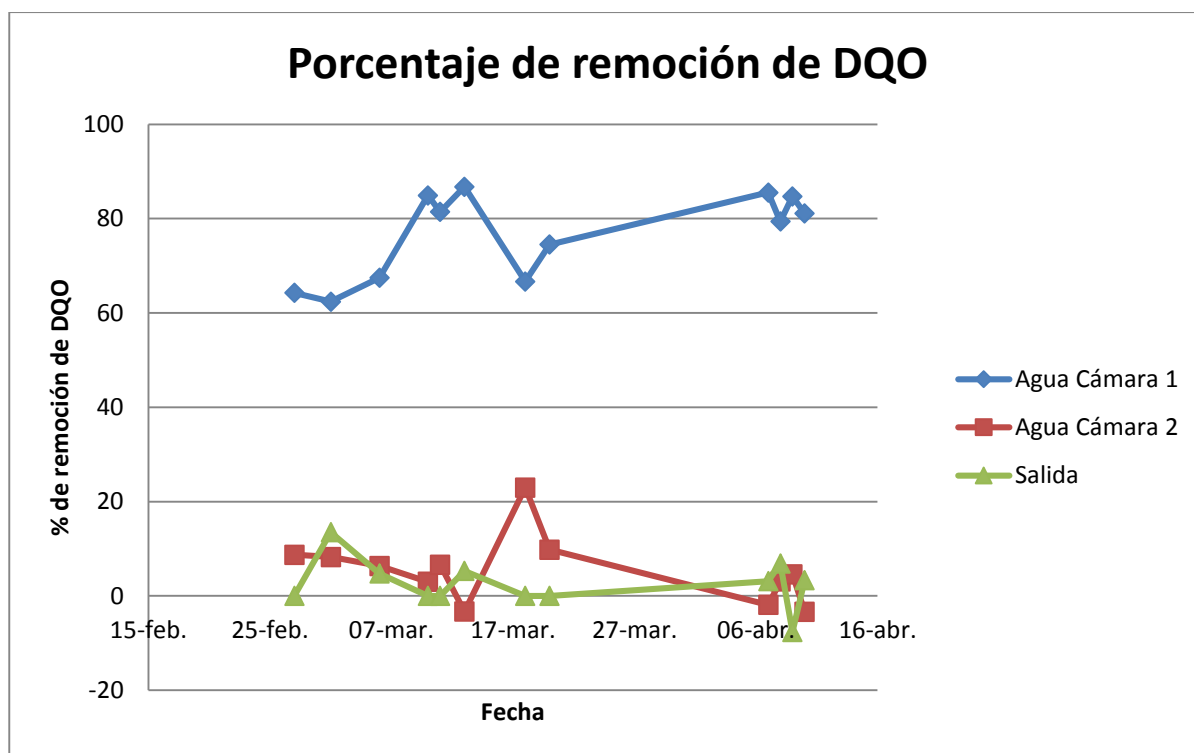
**Figura 21.** Color de las muestras de agua del reactor: Salida, Agua Cámara 2, Agua Cámara 1 y Entrada

La turbidez es una medida del grado en el cual el agua pierde su transparencia debido a la presencia de partículas en suspensión. La turbidez puede impactar los sistemas acuáticos al: afectar la fotosíntesis (limita el paso de la luz solar), respiración y la reproducción de la vida acuática. Las partículas suspendidas absorben calor de la luz del sol, haciendo que las aguas turbias se vuelvan más calientes, y así reduciendo la concentración de oxígeno en el agua.

Las partículas suspendidas también ayudan a la adhesión de metales pesados y muchos otros compuestos orgánicos tóxicos y pesticidas (Leantro *et al.*, 2004).

En el reactor anaerobio a flujo pistón se alcanzó una remoción de la turbidez entre 60 y 85%

## REMOCIÓN DE MATERIA ORGÁNICA MEDIDA COMO DQO



**Figura 22.** Porcentaje de remoción de QDO en cada cámara (el porcentaje es respecto a la DQO de entrada en cada caso)

El principal objetivo de esta investigación es evaluar la remoción de materia orgánica medida como DQO.

En promedio en la primera cámara del reactor anaerobio se removió el 76% de la DQO, en la segunda cámara un 9% y en la tercera cámara un 6%.

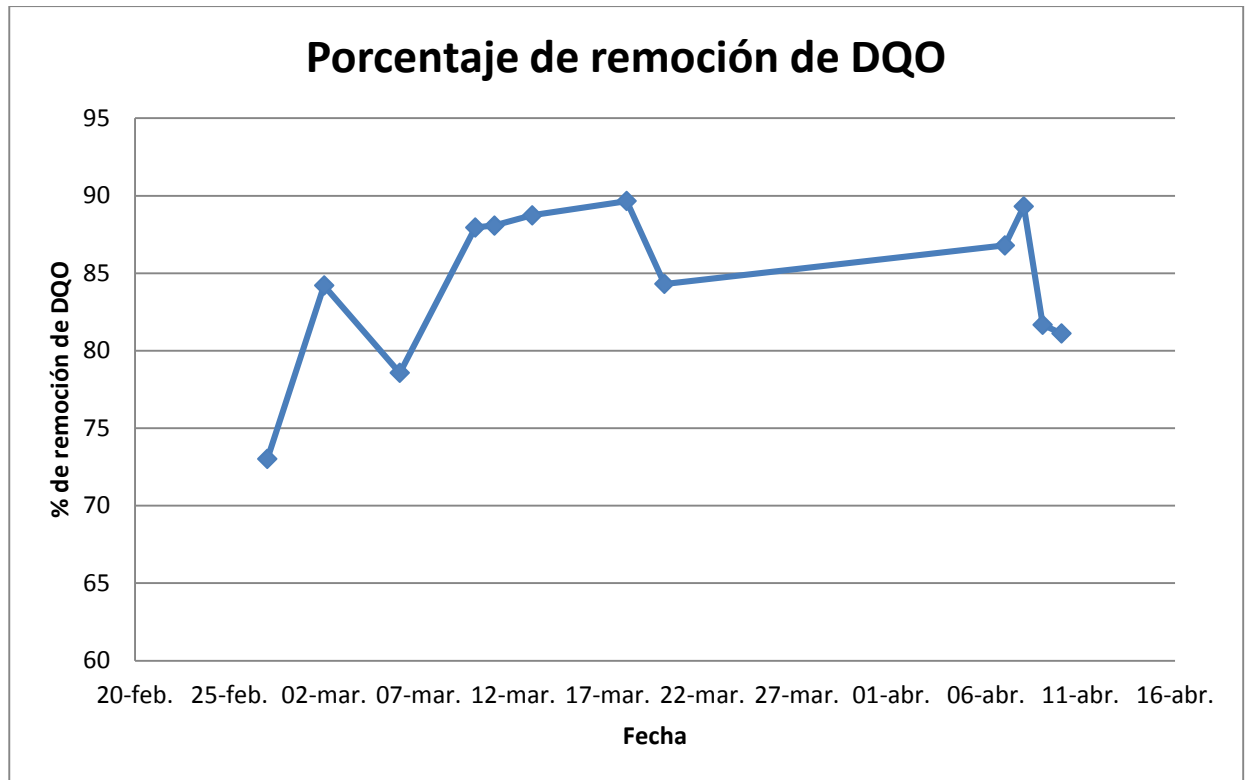
La remoción de la DQO se atribuye al proceso de degradación anaerobia, dicho proceso no se realizó completamente puesto que la producción de biogás es baja comparada con otras investigaciones, a pesar de que no es fácil la comparación por todas las variables implicadas. La remoción de DQO también es debida a la retención de sólidos por los deflectores instalados en los compartimentos donde el agua asciende, ya que el agua residual de rastro entra con un promedio de 17ml/L de sólidos sedimentables y el efluente del reactor sale sin sólidos sedimentables.



**Figura 23.** Muestra del agua residual de rastro



**Figura 24.** Muestra del agua tratada en el reactor



**Figura 25.** Eficiencia total de remoción de DQO en el reactor

## PRODUCCIÓN DE BIOGÁS

Los valores tanto de producción como de rendimiento en gas de agua residual de rastro presentan grandes diferencias entre distintos autores. Esto es debido al sin número de factores intervinientes que hacen muy difícil la comparación de resultados.

Durante todo el periodo de experimentación se registró el volumen de gas de manera independiente en las tres cámaras, observándose que en la primera cámara nunca hubo producción de biogás, mientras que en la segunda y tercera cámara sí. Tal producción varió dependiendo de la carga orgánica que se alimentara al reactor, de manera que a cargas

orgánicas menores a 9000mg/L de DQO, no se registró producción de biogás.

Se obtiene en un rendimiento de biogás entre un 0.04 y 0.31 m<sup>3</sup> de CH<sub>4</sub>/kg DQO.



# **CAPÍTULO V**

## **CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.**

## CONCLUSIONES

El sistema de tratamiento de agua residual de rastro a temperatura controlada es eficiente para la remoción de DQO, alcanzando porcentajes de remoción de 90%, sin embargo no se realiza completamente la degradación anaerobia ya que hay acumulación de AGV's y la producción de biogás es baja (entre un 0.04 y 0.31 m<sup>3</sup> de CH<sub>4</sub>/kg DQO), comparada con otros sistemas de tratamiento anaerobio, ya que se inhibe la última fase del proceso que es la metanogénesis por la presencia del quelato de cobre que se agrega al agua que se utiliza en el rastro. El sistema tampoco es capaz de remover grasas y aceites por la presencia del quelato de cobre ya que las mantiene suspendidas en el efluente, pero por otro lado mostró que hay remoción de nutrientes (entre 50 y 80% para Nitrógeno y entre 10 y 45% para fósforo). También dicho sistema alcanza porcentajes de remoción de color y turbidez de entre 60-90% y 60-85% respectivamente. Y finalmente la configuración del reactor permite un 100% de remoción de sólidos sedimentables.

## RECOMENDACIONES

- Monitorear grasas y aceites para determinar su comportamiento dentro del reactor
- Construir un reactor más grande para facilitar la medición de los distintos parámetros
- Determinar los consorcios bacterianos existentes
- Alimentar con un efluente de rastro que no contenga el quelato de cobre
- Analizar la eficiencia de tratamiento con menor tiempo de retención hidráulico

# BIBLIOGRAFÍA

**Ammary**, Y. B. 2004. Nutrients requirements in biological industrial wastewater treatment. African journal of Biotechnology. 3(4). Pp. 236-238.

**Ayaz**, S. Ç., Akça, L., Aktaş, Ö., Fındık, N. y Öztürk, İ. 2012. Pilot-scale anaerobic treatment of domestic wastewater in upflow anaerobic sludge bed and anaerobic baffled reactors at ambient temperatures. pp.60-67.

**Ballardes**, A. 1998. Rellenos sanitarios y tratamiento de residuos líquidos de mataderos municipales. CEPIS/OPS/BVS. 150pp

**Braile** P.P. y Cavalcanti J.E.W.A (1993). Manual de tratamiento de águas residuárias industriais. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Brasil. 764p

**Caicedo**, M. F. y Marín, A. J. 2006. Diseño, construcción y arranque de un reactor UASB piloto para el tratamiento de lixiviados. Tesis de especialidad (especialización en Ingeniería Ambiental). Universidad Nacional de Colombia. Manizales, Colombia. 49 pp.

**Carozzi** A., 1993. Pretratamiento de las aguas residuales de la industria lechera. In Proceedings of the fifth symposium on Waster Anaerobic Treatment. Universidad de Valladolid España.

**Castañeda**, B. y Marco, C. 2007. Tratamiento y aprovechamiento de los efluentes generados en la industria cárnica. Asociación para Investigación en Tecnologías Apropriadas S.C. 99. 1-10).

**Chernicharo**, C. 2007. Principios do tratamento biológico de águas residuárias. Universidad Federal de Minas Gerais. Vol V. Brasil

**COFEPRIS**. (2006). Evaluación de riesgos de los rastros y mataderos municipales. Comisión Federal para la Protección contra riesgos sanitarios. México D.F. 32p.

**COFEPRIS**. Comisión Federal para la Protección contra Riesgo Sanitario. 2005. “Guía para la administración de rastros y mataderos municipales”. México D.F. 24pp

**CONAGUA**. 2007. Sistema Nacional de Información del agua. Comisión nacional del Agua. SEMARNAT. México

**COWI** (2004). Cleaner production assessment in meat processing. Consulting Engineers a Planners AS. Dinamarca. 84p.

**Díaz**, B. M., Espitia, S. y Molina, F. 2002 digestión anaerobia una aproximación a la tecnología. Bogotá, Colombia.

**Eckenfelder**, W, W. Water Quality Engineering for practicing. Engineers. CBI Pub. Co. Inc. pp 35-57 en Acosta L, Y., Obaya A, C. 2005. La digestión anaerobia. Aspectos teóricos. Parte i. ICIDCA. Sobre los derivados de la Caña de Azúcar, vol. XXXIX, núm.1, 2005. Pp. 35-48, Instituto Cubano de Investigaciones de los Derivados de la Derivados de la Caña de Azúcar Cuba.

**Flotats**, X., Campos, E., Bonmatí, A. 1997. Aprovechamiento energético de residuos ganaderos. Departamento de medio

ambiente y ciencias del suelo. Universitat de Lleida. 3r Curso d'Enginyeria Ambiental. Aprofitament energetic de residuos organics. Lleida.

**García, C. C. C.** 2012. Evaluación de la capacidad de remoción de materia orgánica de las aguas residuales de los rastros en un reactor UASB. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.

**Gray N.F.,** 2010. Wáter Technology. An Introduction for Enviromental Scientists and Engineers. Tercera edición, McGraw Hill, Dublin

**Guardado, J.** 2007. Diseño y construcción de plantas de biogás sencillas. Editado por Cubasolar. La Habana Cuba.

**Gutiérrez, A.,** Fernández, G. P., Martínez, N. R. and. Poggi. 2004 "Slaughterhouse Wastewater treatment in a Full Scale System with Constructed Wetlands". Water Env. REsp., 76: 334-343)

**Hock, D.,** Massafro, C. 2012. Sistema de tratamiento de efluentes en matadero de campaña en seclantas (Salta). Centro INTI Salta.

**Hulshoff, POL, L.** 1987. Arranque y operación de sistemas de flujo ascendente con manto de lodos—UASB. Universidad del valle, CVC. Universidad agrícola de Wageningen.

**IFC. (2007).** Enviromental, health and Safety Guidelines for Eat Processing. International finance Corporation. World Bank Group. 14p. Disponible en el sitio de Internet de la Corporación Internacional de Financiamiento (IFC, International Finance Corporation. World Bank Group).

**Jiménez** L, E., Mojica, H. M. L. 2005. Estudio de factibilidad de un reactor anaerobio de flujo a pistón a escala de laboratorio, en el tratamiento de aguas residuales domésticas del municipio de Tunja a una temperatura promedio de 14°C.

**Leandro** M., Azario R., Metzler C. y García C., 2004. La turbidez como indicador básico de calidad de aguas potabilizadoras a partir de fuentes superficiales. Hig. Sanid Ambient. 4: 72-82.

**Lettinga**, G., Hulshoff, Pol. L y Zeeman, G. 1999. Lecture notes: Biological Wastewater treatment. Wageningen university.

**Lopes**, P. E., Montenegro C. C. M. Moterani, F. Physical-chemical and operational performance of an anaerobic baffled reactor (ABR) treating swine wastewater.

**López** J. E., Morgan J. M., Noyola A. Arranque de reactores anaerobios industriales: dos casos de estudio.

**Martí,** O. N. 2006. Phosphorous Precipitation in Anaerobic Digestion Reactor. Boca Raton, Florida, USA.

**Morales** P. M. 2005. Digestión Anaerobia de Lodos de Plantas de Tratamiento de Aguas y su aprovechamiento. Tesis Licenciatura. Ingeniería Química con área en Ingeniería Ambiental. Departamento de Ingeniería Química y Alimentos, Escuela de Ingeniería, Universidad de las Américas Puebla.

**Morales,** F. D., Méndez, N. R., Tamayo, M. 2009. Tratamiento de aguas residuales de rastro mediante semillas de *Moringa oleífera Lam* como coagulante. Tropical and Subtropical Agroecosystems, Universidad Autónoma de Yucatán. México. Vol. 10. Num. 3, pp 523-529.

**Motteran,** F., Pe4reira, E. L., Campos, M. M. The behavior of an anaerobic baffled reactor (ABR) as the first stage in the biological treatment of hog farming effluents Department de Engenharia Agricola, UFLA, Campus Universitario.

**Muñoz,** D. 2005. "Sistema de tratamiento de aguas residuales de matadero: para una población menor de 200 habitantes". Biotecnología en el Sector Agropecuario y agroindustrial. Colombia, 3 (1): 87-98.

**Noyola,** A. (1994) Diseño inoculación y arranque de reactores UASB.

**Orozco,** A. Digestión anaerobia. Elementos de diseño; reactores con bafles. Universidad de los Andes

**Ortiz,** B. p. E. 2013. Control Operacional de Reactores Anaerobios.



**Osorio**, D. M. L. 2010. Arranque del reactor anaerobio de flujo pistón número dos de la planta de tratamiento de aguas residuales de la universidad Pontificia Boliviana sección Bucaramanga. Bucaramanga. 92 pp.

**Pacheco** J., Magaña A. 2003. Arranque de un reactor anaerobio. Ingeniería Revista Académica

**Palomares**, R. C. 2013. Evaluación de la producción de biogás bajo condiciones controladas de temperatura en un reactor UASB con alimentación intermitente de agua residual de rastro. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.

**Romero** O. L., Ramirez V. F., Álvarez S. C., Miranda A. M. 2011. Uso de hidrófitas y un sistema anaerobio para el tratamiento de agua residual de rastro. Polibotánica. 31: 157-167.

**Romero**, O. L., Ramírez, V. F., Álvarez, S. C., Miranda, A. M. 2011. Uso de hidrófitas y un sistema anaerobio para el tratamiento de agua residual de rastro. Polibotánica, Departamento de botánica. México. Núm. 31, pp 157-167.

**Sandoval**, J. C., Carreño, M., Castillo, E., Mendoza, m. 2007. Caracterización microbiológica de lodos anaerobios utilizados en el tratamiento de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos. Sienta et Technica (35): 509-514.

**Signorini**, M., Civit, S., Bonilla, M., Calderón, M., Pérez, A, Espeje, M., Almanza, C. 2006. Evaluación de riegos de los rastros y mataderos municipales. Informe técnico. México D.F.

**Singh**, S., Haberl, R., Moog, O., Shrestha, R. R., Shrestha, R. R., Shrestha, P. y Shrestha, R. 2008. Performance of an anaerobic

baffled reactor and hybrid constructed wetland treating high-strength wastewater in Nepal-A model for Dewast.

**Tarek**, S. 2009. Evaluation of decentralized treatment of sewage employing up flow Septic Tank/Baffled Reactor (USBR) in developing countries. Ain Shams University. Department of Public Works Engineering. Abbasia, Cairo, Egypt.

**Tchobanoglous**, G., Theisen, H. y Vigil, S. 1994. Gestión Integral de Residuos Sólidos. Ed. McGraw-Hill, México, 1087 pp.

**Terry**, B. A., Fernández, B. M., Zenia Almeida, D. 2008. Consideraciones generales para el desarrollo de una estrategia de granulación en reactores UASB. Centro de estudios de biotecnología industrial CEBI, Universidad de Oriente, Tecnología Química Vol. XXVIII, No. 1.

Vereda, A. C., Gómez, L. C., García Herruzo F. y Rodríguez Maroto. 2006. Producción de biogás a partir de residuos vegetales (II) biorreactores anaeróbicos. Departamento de ingeniería química, universidad de Málaga. pág. 1, 2, 3 (5)).

**Virginia** Lahera Ramón. Infraestructura sustentable: las plantas de tratamiento de aguas residuales. Quivera, vol. 12, núm. 2, 2010, pp. 58-69, Universidad Autónoma del Estado de México. México