

Aplicación de la digestión anaerobia para el tratamiento del efluente de la planta de lácteos de Zamorano y evaluación de su potencial energético

Lucas Rocha Melogno

**Escuela Agrícola Panamericana, Zamorano
Honduras**

Noviembre, 2015

ZAMORANO
CARRERA DE INGENIERÍA EN AMBIENTE Y DESARROLLO

Aplicación de la digestión anaerobia para el tratamiento del efluente de la planta de lácteos de Zamorano y evaluación de su potencial energético

Proyecto especial de graduación presentado como requisito parcial para optar
al título de Ingeniero en Ambiente y Desarrollo en el
Grado Académico de Licenciatura

Presentado por

Lucas Rocha Melogno

Zamorano, Honduras

Noviembre, 2015

Aplicación de la digestión anaerobia para el tratamiento del efluente de la planta de lácteos de Zamorano y evaluación de su potencial energético

Presentado por:

Lucas Rocha Melogno

Aprobado:

Victoria Cortés, M.Sc.
Asesora Principal

Laura Suazo, Ph.D.
Directora
Departamento de Ambiente y
Desarrollo

Erika Tenorio, M.Sc.
Asesora

Raúl Zelaya, Ph.D.
Decano Académico

Aplicación de la digestión anaerobia para el tratamiento del efluente de la planta de lácteos de Zamorano y evaluación de su potencial energético

Lucas Rocha Melogno

Resumen. La industria de productos lácteos creció rápidamente en las últimas décadas, incrementando el volumen de aguas residuales que descargan. Estos efluentes tienen altas cargas orgánicas, siendo una amenaza de contaminación para cuerpos receptores. El objetivo de este estudio fue evaluar el tratamiento de los efluentes de la planta de lácteos de Zamorano en Honduras, mediante la digestión anaerobia. El caudal promedio diario del efluente fue cuantificado y muestras compuestas del mismo fueron tomadas durante el periodo Julio-Agosto de 2015. Se evaluó el desempeño de la digestión anaerobia en biorreactores batch operados con cargas orgánicas de 3, 4, 5 y 6 g DQO/L. Los ensayos fueron operados por triplicado monitoreando la producción de metano por 41 días. El Índice de Producción de Metano (IPM) fue calculado y se evaluó su comportamiento a lo largo del tiempo de incubación a condiciones mesófilas ($35\pm 1^\circ\text{C}$). Mediante un análisis de varianza, diferencias significativas fueron encontradas para el IPM del reactor con carga de 6 g DQO/L. La máxima eficiencia de remoción de materia orgánica luego del tratamiento fue de 92%. El mejor escenario de tratamiento tiene un tiempo de retención hidráulica de 16 días, eficiencia de remoción de materia orgánica de 83% y producción de $0.15 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg DQO}$. En este escenario existe una potencial reducción anual del 51% del consumo de diésel. En conclusión, la digestión anaerobia de los efluentes de la planta de lácteos de Zamorano es un tratamiento alternativo viable.

Palabras clave: Anaerobiosis, biodigestores, leche, suero, tratamiento biológico.

Abstract. The dairy industry grew hastily over the past decades, increasing its wastewater's volume. These effluents have high organic loads, posing a risk of contamination when discharged on water bodies. The objective of this study was to evaluate the treatability of Zamorano's (Honduras) dairy plant's wastewater through anaerobic digestion. The average daily flow rate was calculated and composite samples were characterized in July-August 2015. Four treatments were evaluated with organic loads of 3, 4, 5 or 6 g COD/L, in triplicate assays using batch bioreactors. Their methane production was measured through 41 days. The Methane Production Index (MPI) was determined and its behavior was monitored through the incubation time at $35\pm 1^\circ\text{C}$. Significant differences were found for the bioreactors' MPI loaded with 6 g COD/L. The maximum efficiency of organic matter removal after the treatment was of 92%. The best treatment setting was found at an incubation time of 16 days, with an organic matter removal efficiency of 83%, producing $0.15 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg DQO}$, leading to a potential reduction in diesel consumption of 51%. In conclusion, anaerobic digestion of Zamorano's dairy plant's wastewater is a feasible treatment.

Key words: Anaerobiosis, biodigesters, biological treatment, milk, whey.

CONTENIDO

Portadilla	i
Página de firmas	ii
Resumen	iii
Contenido	iv
Índice de Cuadros, Figuras y Anexos.....	v
1. INTRODUCCIÓN.....	1
2. MATERIALES Y MÉTODOS.....	4
3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	4
4. CONCLUSIONES.....	16
5. RECOMENDACIONES.....	17
6. LITERATURA CITADA.....	18
7. ANEXOS	22

ÍNDICE DE CUADROS, FIGURAS Y ANEXOS

Cuadros	Página
1. Caracterización de aguas residuales de la industria de productos lácteos por diferentes autores.....	2
2. Ensayos fisicoquímicos realizados para la caracterización de efluentes de la planta de lácteos.....	5
3. Caracterización del efluente de la planta de lácteos de Zamorano.....	11
4. Estimación del potencial energético del tratamiento anaerobio de los efluentes de la planta de lácteos Zamorano.	15

Figuras	Página
1. Proceso de digestión anaerobia. Adaptado de Angenent <i>et al.</i> 2004.....	1
2. Diseño experimental con cargas orgánicas evaluadas y cantidad de biorreactores	6
3. Montaje del sistema para cuantificación de CH ₄ . Adaptado de Wilkie <i>et al.</i> 2004	6
4. Volumen diario del efluente de la planta de lácteos en Julio-Agosto de 2015.....	9
5. Rendimiento de producción promedio de CH ₄ , según la carga del biorreactor.....	12
6. Índice de Producción de Metano promedio según la carga del biorreactor.	13
7. Eficiencia de remoción de carga orgánica luego del tratamiento anaerobio.	14

Anexos	Página
1. Plano de instalaciones hidrosanitarias de la ampliación de la planta de lácteos de Zamorano.	22
2. Producción de metano en biorreactores batch con diferentes cargas orgánicas....	23

1. INTRODUCCIÓN

La leche es uno de los alimentos más completos para la sociedad y es por eso que está incluida en la dieta tanto de niños como adultos. Por esta razón, la industria procesadora de lácteos se extendió a gran escala alrededor del mundo (Massah y Ahmad 2012). Estas industrias descargan aguas residuales con un alto grado de contaminación y han incrementado su volumen paralelamente al mercado. Al tener elevadas cargas orgánicas y de nutrientes, existe un riesgo de contaminación de cuerpos receptores (Kushwaha *et al.* 2011). Estas aguas residuales requieren un apropiado tratamiento que mitigue su impacto en el ambiente.

Los principales compuestos encontrados en estas aguas residuales son las grasas, proteínas, lactosa y detergentes (Rico Gutierrez *et al.* 1991; Kushwaha *et al.* 2011). Las grasas son compuestos complejos que ocasionalmente generan dificultades para los tratamientos biológicos (Perle y Shelef 1995). Otro estudio observó que los niveles de amoníaco, resultado de la degradación de las proteínas de la leche, se encontraban cerca al nivel de inhibición de actividad microbiana (Vidal *et al.* 2000).

Estos efluentes también se caracterizan por tener todos los nutrientes esenciales para el crecimiento microbiológico y por estar fácilmente disponibles para su aprovechamiento (Munavalli y Saler 2009). La digestión anaerobia es una alternativa de tratamiento biológico de aguas residuales con alta carga orgánica como las de la industria de lácteos.

La digestión anaerobia es un proceso biológico en el que los microorganismos degradan la materia orgánica en ausencia de oxígeno (Figura 1). Mediante este proceso la calidad del agua residual mejora significativamente y la emisión de gases de efecto invernadero reduce indirectamente (Keller y Hartley 2003, Fine y Hardas 2012). Como resultado, se obtiene biogás y un efluente que pueden ser utilizados como fuente de energía renovable y como fertilizante agrícola respectivamente.

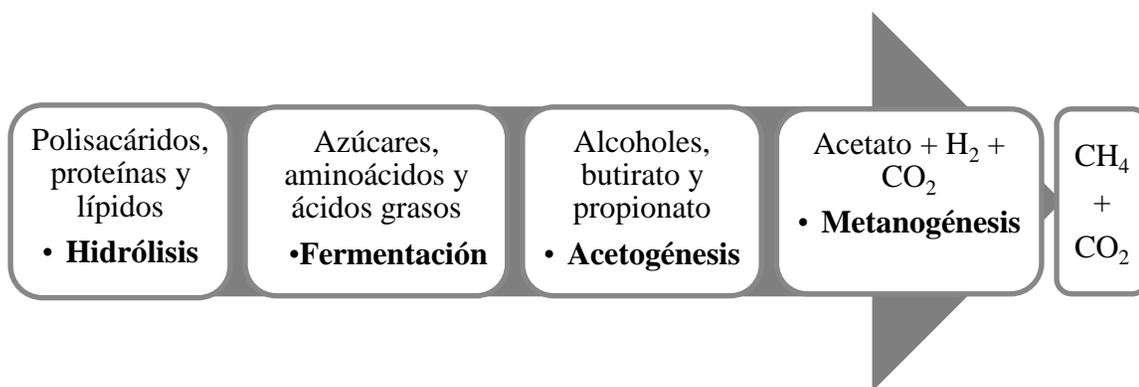


Figura 1. Proceso de digestión anaerobia. Adaptado de Angenent *et al.* 2004.

La planta de lácteos de Zamorano procesa 5,500-7,500 litros de leche al día con una capacidad máxima de 10,000 litros diarios. Consume un promedio de 7.5 litros de agua por litro de leche procesada. Se identificó un consumo máximo de 12.6 litros de agua por litro de leche procesada en el período 2002-2003 (Pua 2010).

El 57% del uso del agua es para enfriar la maquinaria utilizada, y un 17% se consume en los grifos con manguera para limpiar las instalaciones de la planta luego de los procesos productivos (Pua 2010). El restante 26% tiene usos diversos e indefinidos anteriormente.

Estudios previos registraron descargas de 29.74 m³/día de efluentes de la planta (Fuentes 1995). Posteriormente, se determinó un caudal de 30.94 m³/día con una DBO promedio de 171.11 mg/L y DQO de 475.36 mg/L (Paz y Arboleda 1999). Actualmente los efluentes de la planta de lácteos son descargados a una fosa séptica con trampas de grasa y pasan luego a las lagunas de oxidación del campus de Zamorano para su final descarga al Río Yeguaré.

Para establecer un sistema de tratamiento de aguas residuales debe cuantificarse previamente el efluente y determinar su calidad. Las características de los efluentes de la industria de lácteos varían debido a los procesos dentro de las plantas (Cuadro 1).

Cuadro 1. Caracterización de aguas residuales de la industria de productos lácteos por diferentes autores.

DQO (mg/L)	DBO (mg/L)	pH	ST (mg/L)	NT (mg/L)	PT (mg/L)	Referencia
80-95000	40-48000	4.5-9.4	135-85000	15-180	12-132	Rico Gutierrez <i>et al.</i> 1991.
4000 ^a	2600 ^a	8.0-11.0	-	55 ^a	35 ^a	Kasapgil <i>et al.</i> 1994.
785 - 7619	521- 5722	6.2 - 11.3	1837 - 14205	14-140	29-181	Danalewich J.R. <i>et al.</i> 1998.
2000-6000	1200-4000	8-11	-	50-60	20-50	Ince O. 1998.
63100 ^a	-	3.35 ^a	53000 ^a	-	-	Hwan S. y Hansen CL. 1998.
60000 ^a	-	4.7 ^a	-	830 ^a	280 ^a	Gavala <i>et al.</i> 1999.
4500 ^a	2300 ^a	-	-	60 ^a	-	Kotuncu <i>et al.</i> 2001.
1150-9200	680-4500	6-11	2705-3715	14-272	8-68	Demirel B. y Yenigun O. 2003.
2800 ^a	1600 ^a	-	-	140 ^a	30 ^a	Schwarzenbeck <i>et al.</i> 2005.
18045	8239 ^a	-	-	329 ^a	-	Arbeli <i>et al.</i> 2006.
430-15200	650-6240	4.7-11	-	14-90	-	Passeggi <i>et al.</i> 2009.

^a Concentraciones promedio reportadas.

La propuesta de Paz y Arboleda (1999) para el tratamiento de efluentes de la planta de lácteos Zamorano considera un alto consumo de energía eléctrica al ser un tratamiento aerobio. Los requisitos de oxígeno para el tratamiento aerobio de aguas residuales con valores de DQO mayores a 1000 mg/L ocasionan una factibilidad económica cuestionable (Chan *et al.* 2009). Alternativamente, el tratamiento anaerobio no requiere aireación, genera menos lodos y el área necesaria para su infraestructura es menor (Kushwaha *et al.* 2011; Mall 2011).

Investigaciones previas encontraron aguas residuales de la industria de lácteos con pH ácidos, neutros y alcalinos, demostrando un amplio rango de valores en este efluente (Cuadro 1). También determinaron la presencia de nitrógeno y fósforo en concentraciones bajas – 15 mg/L de nitrógeno total (NT) y 9 mg/L de fósforo total (PT) – alcanzando valores de 830 mg/L de NT y 280 mg/L de PT. Estos valores se deben a la variabilidad de actividades desde el lavado de instalaciones hasta la producción de quesos.

Estudios en digestión anaerobia de este tipo de efluentes lograron reducir el 90% de DQO trabajando con cargas de 5.5 kg DQO/m³ y con tiempos de retención hidráulico de 17 horas. Esto fue logrado utilizando dos sistemas de flujo ascendente en paralelo (Passeggi *et al.* 2009). En una ocasión diferente, utilizaron como sustrato un efluente artificial que simulaba las características de aguas residuales de plantas de lácteos. Bajo este esquema, lograron eficiencias de hasta 97% de reducción de DQO trabajando con cargas de 0.92 a 6.11 kg DQO/m³ (Ramasamy *et al.* 2004). Un tercer estudio logró eficiencias de 75% con una carga de 13 kg DQO/m³ y produciendo 0.28 m³ CH₄/kg DQO removido. (Van den Berg y Kennedy 1992). Estas son evidencias de que el tratamiento anaerobio ha sido puesto a prueba en diferentes partes del mundo y que contribuyen a los propósitos de este estudio.

Esta investigación contribuye a estudios realizados por Cevallos, Hidalgo, De Arco y Lopez (2013) y Ventura (2014) que determinaron el potencial energético de purines de cerdo y residuos de cultivos. La recopilación de estos resultados permitirá evaluar la implementación de la digestión anaerobia como una alternativa para el tratamiento y generación de energía a partir de los residuos orgánicos generados en el parque agroindustrial de Zamorano. La identificación de alternativas de tratamiento que optimicen las metodologías de disposición utilizadas hasta la fecha, contribuirá a la reducción de la huella ecológica de Zamorano mediante la captura de emisiones de CH₄, su integración a la matriz energética y el uso los efluentes para actividades agrícolas.

El objetivo de este estudio es evaluar la tratabilidad de los efluentes de la planta de lácteos de Zamorano mediante la digestión anaerobia. Para ello se propuso: i) Caracterizar cuantitativa y cualitativamente los efluentes. ii) Analizar las variables de biodegradabilidad y balance de nutrientes requerido para el tratamiento biológico iii) Calcular la eficiencia de depuración de materia orgánica luego de la digestión anaerobia iv) Determinar la productividad de CH₄ como recurso renovable para ser integrado a los procesos productivos de la planta y estimar el potencial energético de los efluentes de la planta de lácteos de Zamorano a partir de la producción de CH₄.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

Localización del estudio. Se caracterizaron los efluentes de la planta de lácteos de la Escuela Agrícola Panamericana, Zamorano, ubicada en el km. 30 vía Danlí al sureste de Tegucigalpa, Honduras. El 74% del agua utilizada es destinada para las actividades productivas de la planta (Pua 2010). Una vez utilizada, converge en una caja de registro general para pasar a la fosa séptica con trampas de grasa. Al ser éste el punto de convergencia de los efluentes, se decidió tomar las muestras y medir los caudales en ella.

Cuantificación del volumen. Se realizaron aforos diarios durante un mes (Julio-Agosto) en la caja de registro donde convergen los efluentes de la planta. Se utilizó un método indirecto, ya que en la estructura de la caja de registro no permitió el uso de un correntómetro. Se calculó el volumen de agua al mismo tiempo de la toma de muestras puntuales, las cuales se utilizaron para preparar una muestra compuesta diaria. El volumen diario (V) fue obtenido mediante la multiplicación del área (A) de la caja de registro por la altura (H) que alcanzó el agua cada cinco minutos durante cuatro horas para seis días a la semana en funcionamiento.

Se determinó la relación consumo/efluente utilizando los registros históricos de consumo diarios totales de la planta desde el año 2013 hasta el mes de Julio de 2015, ya que en ese mes el medidor presentó averías. Para este cálculo se consideró un 74% del total de volumen diario utilizado para las actividades productivas de la planta y que se dirigen a la fosa séptica (Pua 2010). Para el lavado de cajas y alrededores se consideró el restante 26%, efluente dirigido por otro canal a las lagunas de oxidación de Zamorano. Dentro de este porcentaje se consideraron también las posibles pérdidas por evaporación o fugas.

Toma de muestras. Se muestreó seis veces el efluente durante cuatro semanas en el canal de salida de la planta hacia la fosa séptica. Se registró la temperatura promedio de cuatro muestras individuales por cada día de muestreo. Las muestras puntuales fueron tomadas en botellas de 500 mL. Con estas porciones se preparó un volumen de 2 L de muestra compuesta de acuerdo a la proporción del caudal registrado en la hora que fueron tomadas. Cada una fue registrada con un código, la fecha y hora en que fue preparada. Se muestreó y preservó las muestras compuestas según el método 1060 B y C para realizar los análisis de nutrientes y materia orgánica luego de su recolección (APHA 2012). Se utilizó la última muestra compuesta para el montaje de los biorreactores al ser la más fresca y no estar preservada con H₂SO₄.

Ensayos fisicoquímicos. Una vez obtenida la muestra compuesta, se midieron los parámetros fisicoquímicos generales (Cuadro 2). Se analizaron las muestras el mismo día de la toma de muestras para evitar su alteración. Se preservaron las muestras con H₂SO₄ para almacenarlas a 4°C en un refrigerador de uso exclusivo de preservación de muestras de agua residual.

Cuadro 2. Ensayos fisicoquímicos realizados para la caracterización de efluentes de la planta de lácteos.

Parámetro	Método	Referencia
pH	4500-H ⁺ valor de pH	APHA 2012
Nitrógeno total	FOSS según Kjeldahl	FOSS 2003
Nitrógeno amoniacal	4500-NH ₃ B y C	APHA 2012
Sólidos totales	2540B	APHA 2012
Sólidos volátiles	2540E	APHA 2012
Demanda química de oxígeno	8000 Demanda química de oxígeno	HACH 2004
Demanda biológica de oxígeno	5210 B	APHA 2012
Fósforo total	8190 Digestión ácida de persulfato; 8048 PhosVer 3 (Ácido ascórbico)	HACH 2004

Montaje y arranque de biorreactores batch. Los biorreactores tuvieron un volumen de 200 mL líquidos y fueron sellados herméticamente para evitar la fuga del biogás y la entrada de oxígeno, manteniendo el estado anaerobio del sistema. La inoculación con microorganismos metanogénicos fue realizada con efluente (biol) extraído de biodigestores operando con aguas residuales domésticas del campus de Zamorano. Se caracterizó el biol previamente y los parámetros evaluados fueron: DQO, pH, sólidos totales y sólidos volátiles (Cuadro 2). Se utilizaron 100 mL de biol en todos los biorreactores y el volumen de efluente añadido correspondió a la carga orgánica deseada. Los restantes 100 mL fueron de volumen libre para el biogás producido.

Se trabajó con cuatro cargas orgánicas para determinar cuál respondió mejor al tratamiento tanto en rendimiento de producción de CH₄ como en la calidad del efluente final. Se utilizó la siguiente ecuación para calcular la cantidad de efluente necesaria para las cargas elegidas (Cevallos e Hidalgo 2013).

$$\text{Muestra (L)} = \frac{\text{Volumen del bioreactor (L)} \times \text{Carga orgánica (mg/L)}}{\text{DQO (mg/L)}} \quad [1]$$

Diseño experimental. Se desarrollaron cuatro tratamientos; 3-4-5 y 6 g DQO/L (Figura 2). La digestión tuvo una temperatura controlada de 35±1°C en incubadora. Esta temperatura es ideal para que los microorganismos mesófilos anaerobios degraden de manera estable la materia orgánica del efluente (Latif *et al.* 2011). Cada biorreactor fue montado por triplicado para promediar los resultados debido a la variabilidad de los sistemas biológicos para tratar aguas residuales. Se montaron dos controles; A= Sólo biol, sin sustrato (blanco) para corrección de resultados por el aporte del biol y B = Con biol y glucosa como sustrato para verificar la viabilidad del inóculo.

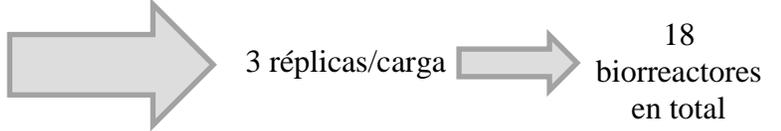
Carga orgánica (g DQO/L)	
α	N/A
∅	N/A
3	
4	
5	
6	
α	
∅	Control: glucosa como sustrato - - - - -

Figura 2. Diseño experimental con cargas orgánicas evaluadas y cantidad de biorreactores.

Evaluación de la producción de metano. Se calculó la cantidad de CH₄ resultado de la degradación anaerobia en los biorreactores por lotes (batch) mediante el método del Potencial Bioquímico de Metano (BMP) (Hamilton s.f). Este tipo de biorreactores son alimentados únicamente al inicio del experimento y los microorganismos degradan la materia orgánica hasta llegar a una fase estacionaria. Al agotarse el sustrato disponible cesa la producción de CH₄ y CO₂, constituyentes principales del biogás.

Se utilizó un método volumétrico donde el gas producido pasa a través de una solución de KOH para capturar el CO₂, convirtiéndolo en carbonatos. El CH₄ es insoluble en esta solución y desplaza un volumen equivalente fuera de la botella (Figura 3). El volumen de la solución desplazada se cuantifica en una pipeta graduada. El procedimiento se repitió cada 3 días hasta el cese de producción de CH₄. Alcanzado este punto se determinó el tiempo de retención hidráulica (TRH) y la producción total de CH₄ por cada kg de DQO agregado al sistema (Wilkie *et al.* 2004).

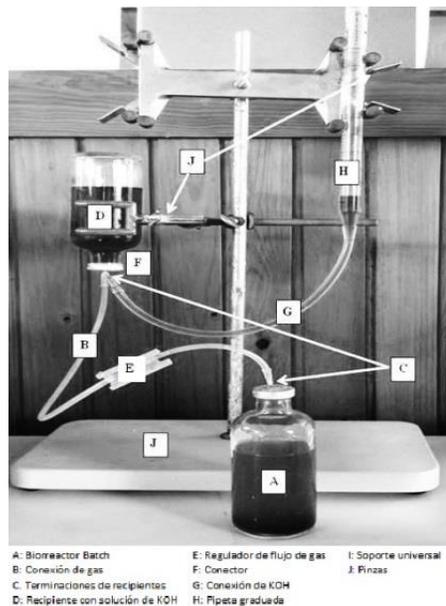


Figura 3. Montaje del sistema para cuantificación de CH₄. Adaptado de Wilkie *et al.* 2004.

Cálculo de corrección de producción de CH₄. Obtenido el volumen de CH₄ generado en los biorreactores, se realiza la corrección a condiciones normales de temperatura y presión atmosférica. Para esto, los parámetros fueron convertidos a grados Kelvin y a bares respectivamente. Se utilizó la siguiente ecuación para la corrección (Dinuccio *et al.* 2009):

$$V = \frac{V_m \times P_m \times T}{P \times T_m} \quad [2]$$

V = volumen de CH₄ luego de corrección
V_m = volumen de CH₄ medido en cada biorreactor
P_m = presión atmosférica en bar al momento de medición

T = temperatura absoluta en grados Kelvin
P = presión atmosférica absoluta en bares
T_m = temperatura absoluta al momento de medición en grados Kelvin

Cálculo del Índice de Producción de Metano (IPM). Obtenidos los valores corregidos de CH₄ para cada carga orgánica, se calculó el volumen de CH₄ generado por la carga orgánica específica de cada tratamiento. La ecuación utilizada fue la siguiente:

$$\text{IPM}(\text{mL CH}_4/\text{g DQO}) = \frac{\text{Volumen CH}_4 (\text{mL})}{\text{Carga orgánica (g DQO/L)} \times \text{Volumen de mezcla (L)}} \quad [3]$$

Evaluación de la eficiencia de remoción de carga orgánica. Al dejar de producirse CH₄, se abrieron los biorreactores y se extrajo el líquido remanente. Se determinó la DQO del mismo para calcular el porcentaje de depuración logrado con el tratamiento comparando con el valor de DQO inicial. Se midió el pH y el porcentaje de conversión de materia orgánica en CH₄. Se evaluaron los parámetros de nitrógeno total y fósforo total. Finalmente se determinó la cantidad de sólidos totales y volátiles finales. La ecuación de eficiencia en reducción de carga orgánica fue la siguiente:

$$\text{Eficiencia de depuración}(\%) = \frac{\text{g DQO inicial} - \text{g DQO final}}{\text{g DQO inicial}} \times 100 \quad [4]$$

Análisis estadístico. Se realizó un análisis de varianza (ANDEVA) para comparar los rendimientos de producción de CH₄ obtenidos por cada tratamiento. Como se realizaron en triplicado, se contó con 11 rendimientos finales debido a la contaminación de un biorreactor. Se utilizó el programa Base Statistical Analysis System (SAS). Se obtuvieron las estadísticas descriptivas de cada tratamiento y la prueba de homogeneidad de varianzas. Este último valor no fue significativo entre tratamientos por lo que se utilizó una prueba post hoc de Duncan para encontrar diferencias entre las medias con un alfa de 0.1 para evitar ignorar diferencias significativas (error tipo II) al tener once repeticiones. Se utilizó la prueba de Duncan al no contar con grupos de igual número de réplicas.

Escenarios de producción de energía. Se comparó la proyección de generación de energía a partir del ensayo de Índice de Producción de Metano (IPM). Se determinó el porcentaje de consumo de combustibles fósiles que se reduciría al utilizar el CH₄ obtenido del tratamiento anaerobio de los efluentes. Se realizó la comparación de los siguientes escenarios en relación

a los objetivos del tratamiento: i) Máxima productividad de CH₄ ii) Máxima eficiencia de remoción de carga orgánica y iii) Menor TRH.

Se consideraron las siguientes variables: 1) Tamaño necesario del biodigestor de acuerdo al volumen de efluente en un TRH determinado más un 50% del volumen para el biogás generado. 2) Tiempo de Retención Hidráulica para una determinada producción de CH₄ y eficiencia del tratamiento. 3) Eficiencia de remoción de carga orgánica luego del tratamiento. 4) Carga orgánica diaria para la operación del biodigestor. 5) Rendimiento de producción de CH₄ diaria. 6) Producción anual de CH₄. 7) Rendimiento energético diario. 8) Reducción anual en consumo de diésel. 9) Ahorro del gasto económico en diésel. 10) Inversión en el biodigestor.

El tamaño necesario del biodigestor fue calculado con base al caudal promedio de los efluentes en los meses de Julio-Agosto del año 2015. El TRH fue estimado de acuerdo a los resultados obtenidos en los experimentos batch, considerándose también la producción de CH₄ y eficiencias de remoción de materia orgánica del experimento.

La carga orgánica fue calculada considerando el volumen promedio de efluente diario, la DQO promedio del efluente y el TRH para cada escenario. El rendimiento de producción de CH₄ se estimó considerando las anteriores variables a excepción del TRH y diferenciándose por el valor del IPM esperado en cada escenario.

La producción anual de CH₄ fue calculada considerándose 313 días al año, excluyendo 52 domingos del año al haberse realizado el estudio para los días en los que los estudiantes son parte de las actividades de la planta. El valor obtenido es producto del rendimiento diario de producción de CH₄ de cada escenario por los 313 días de alimentación del biodigestor. El rendimiento energético relacionado a la producción anual de CH₄ fue calculado considerándose que 1 m³ contiene 37 MJ de energía en promedio; 1 MJ es igual a 0.2778 kWh por lo que 1 m³ de CH₄ equivale a 10.2786 kWh. Al querer utilizarse el CH₄ para el calentamiento de calderas, este valor fue convertido a BTU considerándose que 1 kWh equivale a 3412.1416 BTU.

La reducción de consumo de diésel fue calculada considerando un consumo promedio de 1300 galones por mes del combustible por la planta. Un litro de diésel equivale a 3,421.40 BTU, sumando anualmente una cantidad de 2,014,732,184.40 BTU. El CH₄ producido en cada escenario se multiplicó por el 100% de requerimiento y se dividió entre los BTU aportados por el diésel para calcular el porcentaje que representaba el CH₄. Este último valor es equivalente a la posible reducción en consumo de diésel con el tratamiento.

El ahorro económico en diésel consideró un valor del combustible de US\$ 3.32 por litro. Este precio se multiplicó por la cantidad de litros utilizada anualmente y por el porcentaje de reducción de combustible al utilizarse el CH₄ generado del biodigestor. La inversión en el biodigestor consideró un precio de US\$ 100 / m³ de infraestructura. Se consideró este valor estimando su incremento comparándose a la cotización por el biodigestor de la unidad de ganado porcino que realizó la empresa Guateverde en 2014.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las características cualitativas y cuantitativas del agua residual de la planta de lácteos de Zamorano son singulares del caso. A continuación se presentan los resultados obtenidos respondiendo a los objetivos del estudio.

Cuantificación del volumen. Se obtuvo un promedio de consumo diario de 33 m^3 de agua en el sector productivo de la planta. El consumo diario de agua desde el año 2013 disminuyó 6 m^3 para el año 2015 pero se observaron variaciones en los últimos 3 años y no existe una tendencia clara a su disminución. Se encontraron picos de $55 \text{ m}^3/\text{día}$ en mayo de 2015. Esto indica heterogeneidad en la cantidad de agua tanto consumida como liberada factor que debe ser considerado en el diseño del biodigestor que tratará los efluentes.

Se cuantificó un promedio de efluente de $30.16 \text{ m}^3/\text{día}$ en la caja de registro en un rango de $19.95 - 40.41 \text{ m}^3/\text{día}$ para el periodo Julio-Agosto de 2015. Esta diferencia con el consumo diario para las actividades productivas puede deberse al método indirecto para su cuantificación y pérdidas por fugas. Los caudales se incrementan por descargas de suero durante la producción de quesos (Figura 4). La desviación estándar del promedio del efluente es cercana al límite superior del promedio calculado en el consumo que asumió el 74% del total de agua que ingresa a la planta (Pua 2010). Esto indica que los cálculos de estimación del volumen de efluente y de agua ingresando a la planta son coherentes. Se determinó una relación consumo : efluente de $1.1:1 \text{ m}^3$.

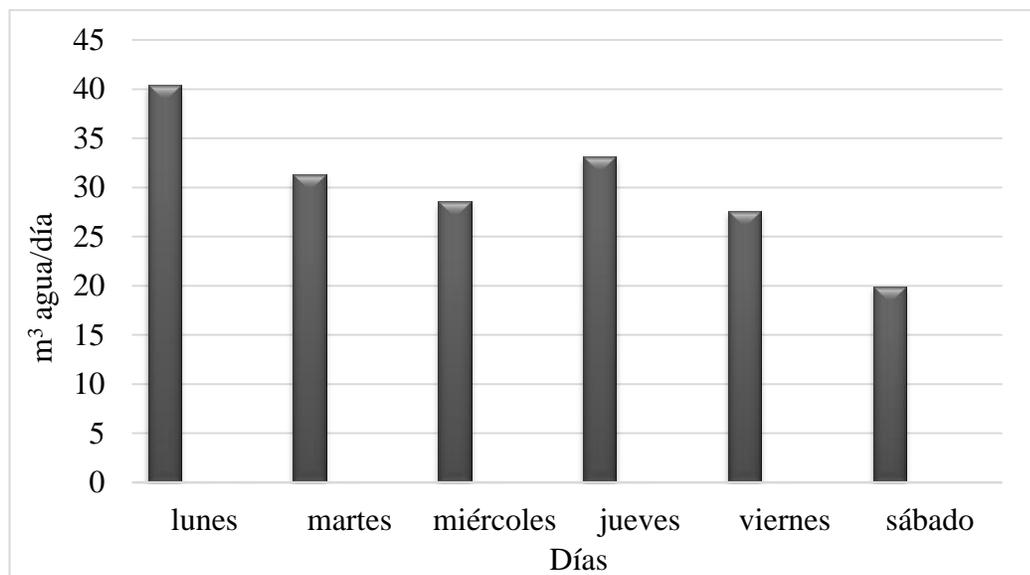


Figura 4. Volumen diario del efluente de la planta de lácteos en Julio-Agosto de 2015.

Durante la cuantificación del efluente y la caracterización de las muestras fueron observadas diferentes partículas en suspensión, descargas de suero, presencia de grasas y crema de leche. Por esta razón los rangos de los parámetros evaluados son heterogéneos. A continuación se presentan las observaciones y discusión sobre los valores obtenidos.

pH. El valor del pH se encuentra en un rango óptimo para una digestión anaerobia al tener un valor promedio de 7.03 y dentro de un rango fácil de neutralizar (Cuadro 3). Esto puede deberse al efecto de dilución del agua de lavado. Pua determinó un consumo de 7.5 litros de agua por litro de leche procesada (Pua 2010); esto corrobora el hecho de una composición diluida del efluente de la planta de lácteos de Zamorano. Valores similares fueron reportados anteriormente en aguas residuales diluidas de plantas de lácteos (Chen y Shyu 1996). Un máximo pH de 8.23 fue encontrado en una de las muestras. Esto puede deberse al uso de detergentes alcalinos comúnmente utilizados para eliminar grasas de superficie, valor que debe controlarse por ser un factor inhibidor de actividad microbológica anaerobia.

Temperatura. La temperatura del efluente se encuentra en un rango de 25.7 - 29.6 °C y se estima un comportamiento homogéneo debido a las actividades rutinarias en la planta. Las temperaturas en Zamorano son ideales para mantener la estabilidad del tratamiento anaerobio bajo condiciones mesofílicas favorables al proceso de degradación. Esto contribuye a que la actividad microbológica se desempeñe sin sufrir estrés por cambios bruscos de temperatura (Chen *et al.* 2007).

DQO y DBO. Los valores encontrados tienen similitudes con estudios anteriores (Rico Gutierrez *et al.* 1991; Arbeli *et al.* 2006; Gavala *et al.* 1999) y también existen diferencias (Schwarzenbeck *et al.* 2005). Estos resultados son influenciados por la inclusión del suero de leche en el efluente, ya que éste líquido contiene elevados valores de DQO alcanzando concentraciones de hasta 100,000 mg/L (Gelegenis *et al.* 2007). Los valores bajos pueden deberse a la dilución de la materia orgánica por un uso excesivo de agua para la limpieza de la planta y la maquinaria.

Sólidos totales y sólidos volátiles. Se determinó un promedio de sólidos totales (ST) de 9,069 mg/L con un 75.43% de sólidos volátiles (SV). Este resultado es similar al 77.68% ST (SV) reportado en una de las plantas estudiadas anteriormente (Danalewich *et al.* 1998). En el mismo estudio se encontró un mínimo de 20.5% de ST (SV) y en los efluentes de la planta de lácteos de Zamorano se encontró un valor de 8.97% valor que representa una limitada proporción de materia orgánica presente. En estos casos no podrá ser transformada en CH₄ y se acumulará en la fracción sólida del tratamiento (lodos). En la caja de registro se observaron rastros de sólidos que permanecieron por más de 10 días. Estudios previos encontraron volúmenes de 95.05 m³ de sólidos en la fosa séptica de la planta, debido a una degradación incompleta de la fracción orgánica del agua residual (Vásquez 2014).

Nitrógeno total y fósforo total. El suero es considerado como la fuente principal de las elevadas concentraciones de nutrientes obtenidas, como el nitrógeno. Sin embargo, pueden existir aportes por desinfectantes de amonio cuaternario y pequeñas cantidades de caseína en restos de lácteos. El nitrógeno proviene principalmente de las proteínas de la leche y se encuentra en diferentes formas; nitrógeno orgánico (proteínas, urea o ácidos nucleicos) o iones (Demirel *et al.* 2005). Se determinó como fuente principal de fósforo a los detergentes

fosforados utilizados para limpiar la planta y los valores elevados pueden deberse al uso ineficiente del insumo. Otra fuente son las mermas de productos lácteos ya que la concentración del fósforo en la leche está relacionada a la concentración de la proteína (Wu *et al.* 2000; Wu *et al.* 2001).

Estas concentraciones de nutrientes coinciden con las halladas en efluentes estudiados con cantidades similares de NT (Rico Gutierrez *et al.* 1991; Danalewich *et al.* 1998; Demirel y Yenigun 2003; Passeggi *et al.* 2009) y PT (Rico Gutierrez *et al.* 1991; Danalewich *et al.* 1998; Gavala *et al.* 1999). Debido a su grado de variabilidad requieren un tratamiento posterior para removerlos eficientemente y evitar su llegada a cuerpos de agua receptores.

Cuadro 3. Caracterización del efluente de la planta de lácteos de Zamorano.

Parámetro	Unidad	Promedio	Rango
pH	-	7.03±0.13	6.57 - 8.23
Temperatura	°C	27.82±1.55	25.70 - 29.60
Demanda química de oxígeno	mg/L	20973.33±11827.75	5839.00 - 36238.00
Demanda biológica de oxígeno	mg/L	4935.92±2164.53	1522.50 - 7044.00
Sólidos totales	mg/L	9069.33±6172.31	2318.00 - 16884.00
Sólidos volátiles	mg/L	6840.67±4882.90	208.00 - 13994.00
Nitrógeno total	mg/L	25.00±7.56	17.77 - 39.48
Nitrógeno amoniacal	mg/L	2.63±1.73	0.99 - 5.92
Fósforo total	mg/L	121.83±103.47	40.00 - 287.50
DBO/DQO	-	0.24±0.10	0.19 - 0.26

Balance de nutrientes y variables de biodegradabilidad. Se determinaron relaciones NT/DQO y FT/DQO < 0.001, indicando deficiencia de nutrientes para degradar la materia orgánica. Estos nutrientes son aprovechados por la comunidad microbiana para continuar el ciclo de los mismos (Francis *et al.* 2007). La relación DBO/DQO indica dificultad para la degradación biológica de compuestos presentes en el agua residual

Rendimiento de producción de CH₄ por gramo de DQO. Se observan rendimientos similares a lo largo del TRH de los biorreactores exceptuando el caso con la mayor carga de 6 g DQO/L (Figura 5). Éste comienza con rendimientos menores al del resto pero la situación cambia el día 22, alcanzando un máximo rendimiento de 213 mL de CH₄ el día 34. Este comportamiento puede deberse a un inicio dificultoso de adaptación a un exceso de sustrato diferente del cual se alimentaban los microorganismos en el biodigestor de donde se extrajo el inóculo. También por la presencia de cadenas largas de ácidos grasos que retardan la producción de CH₄ por la complejidad del sustrato para ser degradado (Hanaki *et al.* 2004).

En el biorreactor de 3 g DQO/L se alcanza el rendimiento máximo de producción de 163 mL CH₄/g DQO el día 28. Sin embargo, el 90% de ese rendimiento es generado en los primeros 16 días por lo que el TRH podría definirse en este valor reduciendo en un 39% el tiempo de tratamiento.

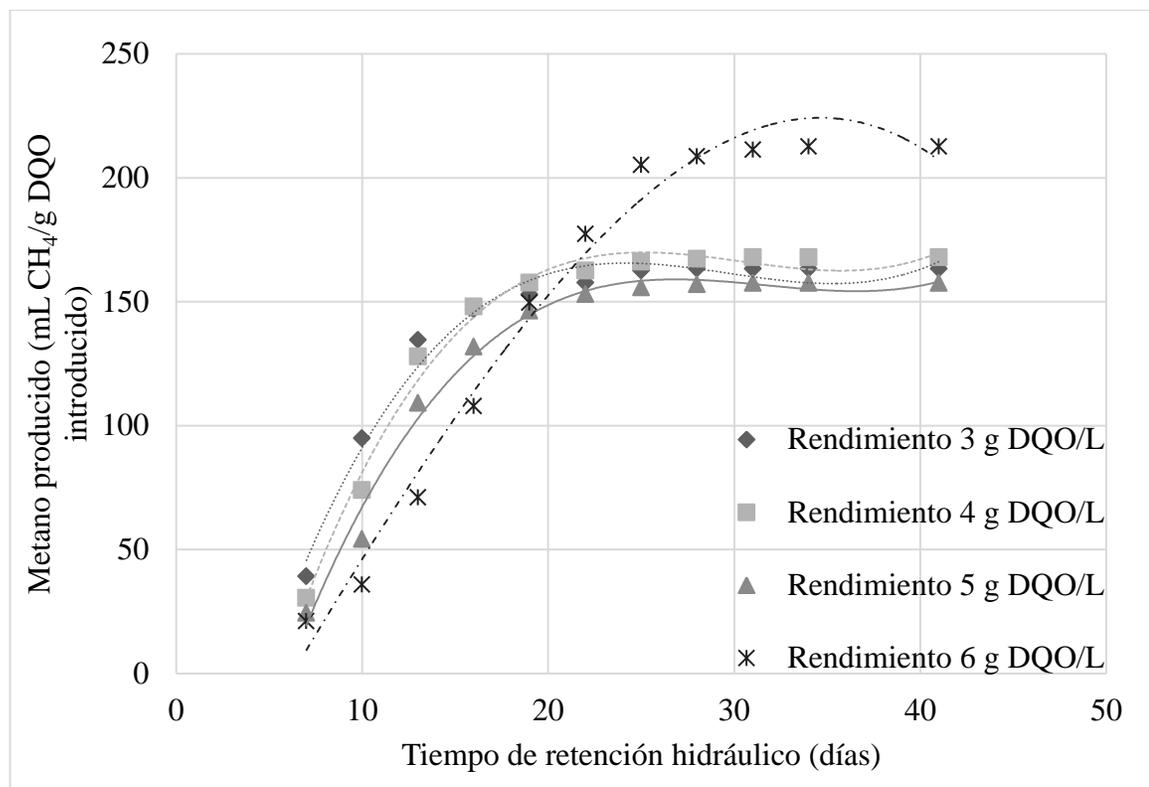


Figura 5. Rendimiento de producción promedio de CH₄, según la carga del biorreactor.

Los rendimientos máximos de producción de CH₄ no varían significativamente entre las cargas de 3-5 g DQO/L (Figura 6). Esto sostiene el argumento de iniciar con las cargas de 3-4 g DQO/L para que los microorganismos se adapten sin dificultad y comiencen con un rendimiento de producción de CH₄ del 90% en 16 días de TRH.

Otro estudio reportó rendimientos de producción de 109.5 mL CH₄/g DQO (Buntner *et al.* 2013). La diferencia puede atribuirse a que en ese caso, el tratamiento fue a temperaturas de 17-25 °C, mientras que en este estudio se mantuvo este parámetro en 35±1 °C. La temperatura tiene influencia directa en la actividad microbológica en biorreactores anaerobios en sus diferentes fases, principalmente en la fermentativa (Donoso-Bravo *et al.* 2009). Cambios en esta fase repercuten en la etapa final metanogénica, ya sea por disponibilidad de sustrato o por una acidificación acelerada del medio resultando en la inestabilidad del sistema. Por esta razón no debe operarse biorreactores a la mayor carga orgánica que soportan.

La diferencia de rendimientos con los de la literatura también puede deberse al tipo de biorreactor utilizado. El biorreactor batch es utilizado en laboratorio para investigación exploratoria para plantear el montaje de biorreactores más complejos si se obtienen resultados prometedores. Este tipo de experimento presenta el mejor escenario de degradación ya que se

proporciona sustrato una sola vez a una comunidad de microorganismos en latencia que entran inmediatamente en la fase exponencial (Rolfe *et al.* 2012). Esto acelera la degradación de la materia orgánica resultando en un mejor desempeño. Esta situación es diferente en sistemas de operación continua en la que se requiere incrementar la carga gradualmente para que los microorganismos se adapten a ella (Yan *et al.* 1989).

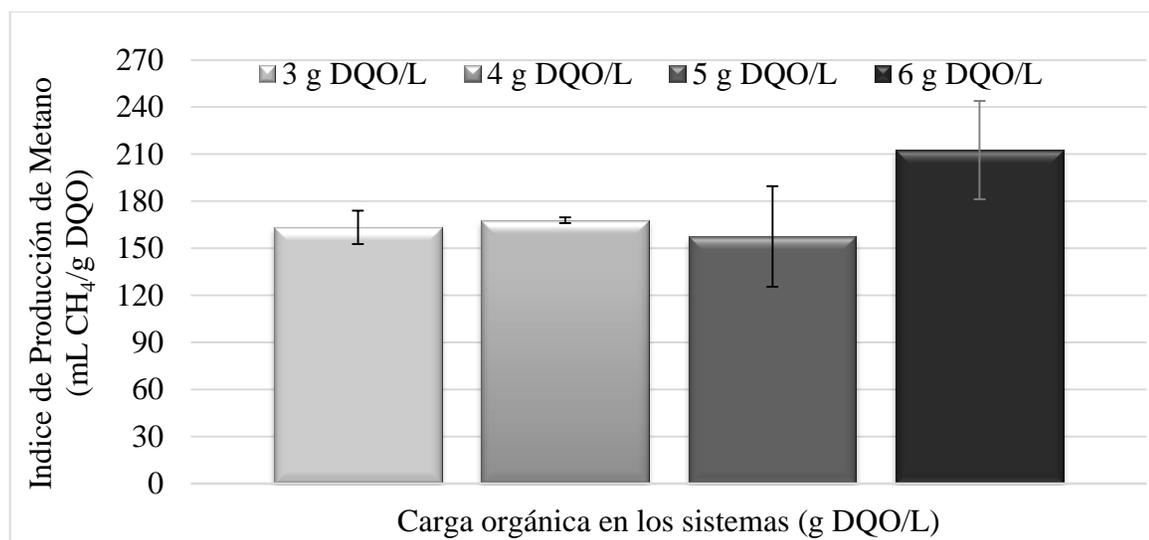


Figura 6. Índice de Producción de Metano promedio según la carga del biorreactor.

Se observó una producción de CH₄ directamente proporcional a la carga orgánica ingresando al sistema. La mayor producción de CH₄ se debe a una mayor disponibilidad de sustrato para la comunidad microbiológica y la posibilidad de degradación de la misma convirtiéndola a CH₄. La diferencia en la producción de CH₄ inicia el día 13 del tratamiento alcanzando la fase estacionaria entre los días 22 a 25. Alcanzada esta fase, la productividad de CH₄ disminuye considerablemente indicando la escasez de sustrato o dificultad de su degradación.

El ANDEVA demostró diferencias significativas entre los tratamientos experimentados ($F = 3.96$, $g.l. = 3$, $p = 0.086$). Mediante la prueba post-hoc de Duncan se determinó una diferencia significativa para el tratamiento con 6 g DQO/L de carga orgánica. Se concluye que los tratamientos de 3-5 g DQO/L tendrán un IPM similar y que 6 g DQO/L es la carga orgánica máxima que soporta el sistema. El comportamiento atípico del biorreactor con carga de 6 g DQO/L puede deberse a la variabilidad en la muestra por la presencia de sólidos suspendidos. Esto posiblemente provocó un error sistemático en el análisis por lo que de forma precautoria, solo deben considerarse las tres primeras cargas orgánicas utilizadas.

Los resultados sugieren una mayor producción significativa de CH₄ si se utilizara la mayor carga orgánica de 6 g DQO/L en comparación a las cargas de 3-5 g DQO/L. Sin embargo, las irregularidades observadas a través del tiempo en el rendimiento productivo del biorreactor indican inestabilidad en su operación. El diseño de un biodigestor para tratar los efluentes de la planta de lácteos de Zamorano funcionaría con las cargas de 3-5 g DQO/L produciendo cantidades de CH₄ y eficiencias de remoción de carga orgánica similares sin correr el riesgo de inestabilidad funcionando a cargas de 6 g DQO/L.

Eficiencia de remoción de carga orgánica. Se determinó una eficiencia máxima de remoción de carga orgánica de 92% y un mínimo de 78% observándose una disminución inversamente proporcional a la carga inicial del bioreactor (Figura 7). La disminución en eficiencia puede deberse a un estrés en la comunidad microbiológica por exceso de sustrato. También, porque las grasas y proteínas de la leche son difíciles de degradar sin aclimatarse previamente a los microorganismos a medios con estos compuestos (Perle y Shelef 1995).

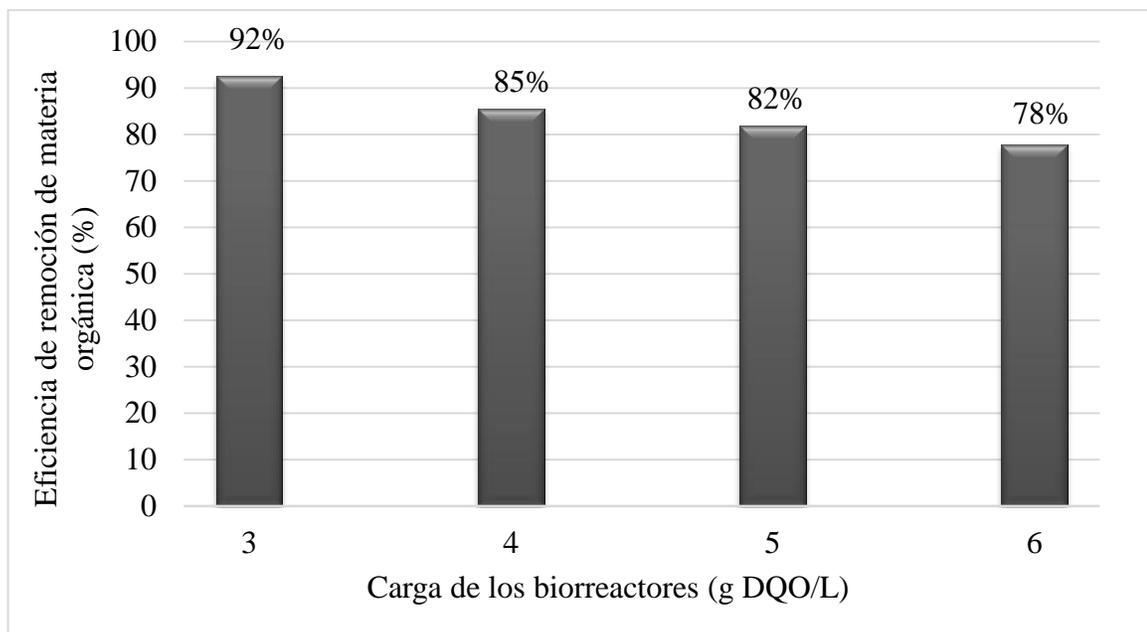


Figura 7. Eficiencia de remoción de carga orgánica luego del tratamiento anaerobio.

Resultados similares fueron encontrados previamente con un 90% de remoción de carga orgánica en biorreactores que soportaron cargas máximas de hasta 5.5 g DQO/L (Passeggi *et al.* 2009). Valores comparables también fueron obtenidos en biorreactores de dos fases con cargas de 5 g DQO/L (Ince 1998). Esto sugiere iniciar con cargas de 3-4 g DQO/L para evitar la inestabilidad del sistema y garantizar la eficiencia del tratamiento en su arranque.

En el biorreactor de menor carga se obtuvo como subproducto un efluente con una carga orgánica del 8% del valor inicial. Esta característica optimiza el efluente final para ser utilizado como fertilizante y riego de cultivos extensivos. Esos resultados no serán iguales en un sistema de operación continua. Debe investigarse su funcionamiento en estas condiciones antes de construir un biodigestor de escala industrial.

Escenarios de producción de energía. Se definieron tres escenarios para el funcionamiento de biorreactores dependiendo del objetivo de su implementación (Cuadro 4). Los valores presentados en la tabla están aproximados a la mayor cifra cercana. La construcción del biodigestor de mayor producción de CH_4 requiere un tamaño de infraestructura 82% más grande que el del escenario de menor TRH. Un menor TRH implica una reducción en la producción de CH_4 para construir un sistema de tratamiento de menor tamaño. Esto tiene una influencia directa en los costos de implementación del sistema, sugiriendo optar por el tercer

escenario. Este escenario tiene una eficiencia de remoción de materia orgánica 2% menor al escenario de mayor productividad de CH₄.

En cualquier escenario se requiere un tratamiento posterior aún si se escoge el de máxima eficiencia. Éste escenario requiere de una infraestructura 65% más grande que el biorreactor de menor TRH, resultando en un incremento en la inversión de aproximadamente US\$ 50,000. Así también, la inversión realizada en la infraestructura del tercer escenario podrá recuperarse en un periodo menor a cinco años. Esto hace que el tratamiento sea atractivo financieramente, obteniéndose beneficios en un margen de tiempo corto.

Cuadro 4. Estimación del potencial energético del tratamiento anaerobio de los efluentes de la planta de lácteos Zamorano.

Parámetro	Escenarios		
	I. Máxima productividad de CH ₄	II. Máxima eficiencia de remoción de DQO	III. Mínimo TRH
Tamaño del biorreactor (m ³)	1403	1267	769
TRH (días)	31	28	16
Eficiencia de remoción de DQO (%)	85	92	83
Carga orgánica diaria (kg DQO/día)	0.68	0.75	1.23
Rendimiento (m ³ CH ₄ /día)	106	103	93
Producción anual de metano (m ³)	33239	32334	29100
Rendimiento energético diario (BTU)	3.72×10 ⁵	3.62×10 ⁵	3.26×10 ⁵
Reducción de consumo de diésel al año (%)	58	56	51
Ahorro de gasto económico en diésel (US\$)	30000	29000	26000
Inversión en biodigestor (US\$)	141000	127000	77000

4. CONCLUSIONES

- La digestión anaerobia es un tratamiento alternativo viable para los efluentes de la planta de lácteos de Zamorano. Se determinó una carga orgánica de 3 kg DQO/m³ y un tiempo de retención hidráulica de 16 días para tratar el efluente y mejorar su calidad al menor costo de inversión en un sistema de tratamiento.
- La cantidad de efluente y sus características cualitativas demostraron diferencias entre las muestras analizadas encontrándose en un amplio rango de variabilidad, resultado de las rutinas operacionales de la planta. Las bajas concentraciones se deben a las descargas de agua de enfriamiento o lavado de maquinaria y un uso ineficiente del recurso. Los valores elevados son asociados a las descargas diarias de suero de leche de la preparación de quesos.
- Los rendimientos de producción de CH₄ en los biorreactores batch de 3-5 kg DQO/m³ de carga orgánica no presentaron variación significativa. Se determinó una máxima carga orgánica de 6 kg DQO/m³, debiendo mantenerse el funcionamiento de un biodigestor en cargas de 3-5 kg DQO/m³ para evitar su posible inestabilidad.
- Se determinó un rendimiento de producción de metano de 0.15 m³ CH₄ por kg de DQO ingresado al sistema para el escenario de menor tiempo de retención hidráulico. El potencial energético de esta productividad de metano equivale a un ahorro anual mayor al 50% en combustibles fósiles para el calentamiento de calderas.
- La carga orgánica del efluente luego del tratamiento se mantuvo debajo de los 55 mg/L de DQO, cumpliendo la normativa hondureña para su deposición en cuerpos receptores. Sin embargo, el efluente obtenido luego de la digestión requiere un posterior tratamiento para la remoción de nitrógeno y fósforo antes de su descarga final. Alternativamente, este efluente puede ser utilizado para fertilización y riego parcial de cultivos extensivos.

5. RECOMENDACIONES

- Investigar el funcionamiento de un biorreactor de flujo continuo siendo alimentado diariamente por un periodo de tiempo de un año con efluentes homogenizados de la planta de lácteos con las mismas cargas orgánicas utilizadas en este estudio. Deberá incrementarse el número de réplicas para una mayor recolección de datos y posterior análisis estadístico. Esto servirá para comparar tanto la eficiencia de remoción de materia orgánica del efluente como la productividad de CH_4 y el TRH requerido en un sistema continuo. La investigación justificará la construcción de un biodigestor para el tratamiento de efluentes del parque agroindustrial.
- Instalar medidores de caudal en la caja de registro de efluentes para cuantificar con mayor precisión su volumen. La exactitud de este valor contribuirá al diseño óptimo del sistema de tratamiento de efluentes de la planta de lácteos de Zamorano.
- Implementar mecanismos de producción más limpia para reducir el consumo de agua de la planta de lácteos. El consumo actual de agua por litro de leche procesado es cuatro veces mayor que el estándar a nivel mundial y este valor debe disminuirse. Esto resultará en la reducción de volumen a tratarse en un biodigestor, disminuyendo el tamaño de infraestructura del mismo y el costo de su construcción.
- Aprovechar el suero de leche para evitar su descarga como efluente. El uso de este subproducto repercutirá positivamente en la calidad del agua saliendo de la planta de lácteos. Paralelamente reducirá la cantidad de proteínas en la composición del efluente, facilitando la digestión anaerobia en el biorreactor a construirse.
- Construir un tanque para contener el efluente diario y homogenizarlo antes de su ingreso parcial o total al biodigestor. Esta infraestructura evitará el ingreso de agua con altas concentraciones de cloro o detergentes fosforados que pueden afectar negativamente la comunidad microbiana.

6. LITERATURA CITADA

Angenent, L.T., Karim, K., Al-Dhahan, M.H., Wrenn, B.A. y Dominguez Espinosa, R. 2004. Production of bioenergy and biochemicals from industrial and agricultural wastewater. *Trends in Biotechnology* 22(9): 477-485.

APHA. 2012. Standard Methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Organization. Washington, EUA. 1360 p.

Arbeli, Z., Brenner, A. y Abeliovich, A. 2006. Treatment of high-strength dairy wastewater in an anaerobic deep reservoir: Analysis of the methanogenic fermentation pathway at the rate-limiting step. *Water Research* 40: 3653-3659.

Buntner D., Sánchez, A. y Garrido, J.M. 2013. Feasibility of combined UASB and MBR system in dairy wastewater treatment at ambient temperatures. *Chemical Engineering Journal* 230: 475-481.

Cevallos, W. e Hidalgo, K. 2013. Estimación del potencial energético a partir del metano producido por las aguas residuales procedentes de la granja porcina de Zamorano. Tesis Ing. Ambiente y Desarrollo. Zamorano, Honduras. Escuela Agrícola Panamericana. 32 p.

Chan, Y.J., Chong, M.F., Law, C.L. y Hassel, D.G. 2009. A review on anaerobic-aerobic treatment of industrial and municipal wastewater. *Chemical Engineering Journal* 155: 1-18.

Chen, Y., Cheng, J.Y. y Creamer, K.S. 2007. Inhibition of anaerobic digestion process: a review. *Bioresource Technology* 99: 4044-4064.

Danalewich, J.R., Papagiannis, T.G., Belyea, R.L., Tumbleson, M.E. y Raskin, L. 1998. Characterization of dairy waste streams, current treatment practices, and potential poor biological nutrient removal. *Water Research* 32(12): 3555-3568.

De Arco, F.E. y Lopez, A. 2013. Evaluación del potencial energético de las aguas rojas originadas en la sala de cosecha de la planta de cárnicos de Zamorano. Tesis Ing. Ambiente y Desarrollo. Zamorano, Honduras. Escuela Agrícola Panamericana. 26 p.

Demirel, B. y Yenigun, O. 2003. Acidogenesis in anaerobic treatment of dairy wastewater. *Proceedings of Asian Waterqual 2003-IWA. Asia Pacific regional conference.* 6 p.

Demirel, B., Yenigun, O. y Onay, T.T. 2005. Anaerobic treatment of dairy wastewaters: A review. *Process Biochemistry* 40: 2583-2595.

Dinuccio, E., Balsari, P., Gioelli, F. y Menardo, S. 2009. Evaluation of the biogas productivity potential of some Italian agro-industrial biomasses. *Bioresource Technology* 101(10): 3780–3783.

Donoso-Bravo, A., Retamal, C., Carballa, M., Ruiz-Filippi, G. y Chamy, R. 2009. Influence of temperature on the hydrolysis, acidogenesis and methanogenesis in mesophilic anaerobic digestion: Parameter identification and modelling application. *Water Science and Technology* 60: 9-17.

Fine, P. y Hardas, E. 2012. Options to reduce greenhouse gas emissions during wastewater treatment for agricultural use. *Science of the Total Environment*: 289-299.

FOSS. 2003. The determination of nitrogen according to Kjeldahl using block digestion and steam distillation. FOSS Analytical AB.

Francis, C.A., Beman, J.M., Kuypers, M.MM. 2007. New processes and players in the nitrogen cycle: The microbial ecology of anaerobic and archaeal ammonia oxidation. *International Society for Microbial Ecology* 1: 19-27.

Fuentes, M. 1995. Evaluación de la calidad de aguas residuales de la Agroindustria Pecuaria de Zamorano. Tesis Ing. Agrónomo. Zamorano, Honduras. Escuela Agrícola Panamericana. 175p.

Gavala, H.N., Kopsinis, H., Skiadas, I.V., Stamatelatou, K., Lyberatos, G. 1999. Treatment of dairy wastewater using an upflow anaerobic sludge blanket reactor. *Journal of Agricultural Engineering Research* 73: 59-63.

HACH. 2004. Manual de Análisis de Agua. Colorimeter SR/890. HACH Company. Colorado, EUA.

Hamilton, D. s.f. Methane production potential of waste materials. Oklahoma Cooperative Extension Service. 1-4.

Hanaki, K., Matsuo, T. y Nagase, M. 1981. Mechanism of inhibition caused by long-chain fatty acids in anaerobic digestion process. *Biotechnology and Bioengineering* 23: 1591-1610.

Hwan, S. y Hansen, CL. 1998. Characterization of and bioproduction of short-chain organic acids from mixed dairy-processing wastewater. *American Society of Agricultural Engineers*: 795-802.

Ince, O. 1998. Performance of a two-phase anaerobic digestion system when treating dairy wastewater. *Water Research* 32: 2707-2713.

Kasapgil, B., Anderson, G.K. e Ince, O. 1994. An investigation into the pre-treatment of dairy wastewater prior to aerobic biological treatment. *Water Science and Technology* 29: 205-212.

Keller, J. y Hartley, K. 2003. Greenhouse gas production in wastewater treatment: Process selection is the major factor. *Water Science and Technology* 47 (12): 43-48.

Koyuncu I., Topacik D., Turan M., Celik M.S. y Sarikaya H.Z. 2001. Influence in filtration conditions on the performance of nanofiltration and reverse osmosis membranes in dairy wastewater treatment. *Water Science and Technology*: 117-124.

Kushwaha, J. P., Srivastava, V. C. y Mall, I. D. 2011. An overview of various technologies for the treatment of dairy wastewaters. *Critical Reviews in Food Science and Nutrition*: 442-452.

Latif, M. A., Ghufran, R., Wahid, Z. A. y Ahmad, A. 2011. Integrated application of upflow anaerobic sludge blanket reactor for the treatment of wastewaters. *Water Research* 45 (16): 4683-4699.

Massah, M., y Ahmad, S. 2013. Dairy factory wastewater from cumulative point of view—A case study. *Environment and Pollution* 2: 96-97.

Munavalli, G. y Saler, P. 2009. Treatment of dairy wastewater by water hyacinth. *Water Science and Technology* 59 (4): 713-722.

Passeggi, M., Lopez, I. y Borzacconi, L. 2009. Integrated anaerobic treatment of dairy industrial wastewater and sludge. *Water Science and Technology* 59: 501-506.

Paz, L. M. y Arboleda, M. 1999. Uso del agua y diseño experimental para el tratamiento de efluentes de la planta de lácteos Zamorano. Tesis Ing. Agrónomo. Zamorano, Honduras. Escuela Agrícola Panamericana. 51 p.

Perle, M., Kimchie, S. y Shelef, G. 1995. Some biochemical aspects of the anaerobic degradation of dairy wastewater. *Water Research* 29: 1549-1554.

Pua, A. 2010. Caracterización del consumo de agua de la planta de lácteos, Zamorano. Tesis Ing. Desarrollo Socioeconómico y Ambiente. Zamorano, Honduras. Escuela Agrícola Panamericana. 32 p.

Ramasamy, E.V., Gajalakshmi, S., Sanjeevi R., Jithesh, M.N. y Abassi, S.A. 2003. Feasibility studies on the treatment of dairy wastewaters with upflow anaerobic sludge blanket reactors. *Bioresource Technology* 93: 209-212.

Rico Gutierrez, J.L., Garcia Encina, P.A. y Fernandez.-Polanco, F. 1991. Anaerobic treatment of cheese-production wastewater using a UASB reactor. *Bioresource Technology* 37: 271-276.

Rolfe, M.D., Rice, C.J., Lucchini, S., Pin, C., Thompson, A., Cameron, A.D.S., Alston, M., Stringer, M.F., Betts, R.P., Baranyi, J., Peck, M.W. y Hinton, J.C.D. 2012. Lag phase is a distinct growth phase that prepares bacteria for exponential growth and involves transient metal accumulation. *Journal of Bacteriology* 194 (3): 686-701.

Schwarzenbeck, N., Borges, J.M., Wildener, P.A. 2005. Treatment of dairy effluents in an aerobic granular sludge sequencing batch reactor. *Applied Microbiology and Biotechnology* 66: 711-718.

Van den Berg, L. y Kennedy, K.J. 1992. Dairy waste treatment with anaerobic stationary fixed film reactors. *Design of anaerobic processes for the treatment of industrial and municipal wastes*. Technomic Publishing Company: 89-96.

Vásquez Tábora, S.D. 2014. Caracterización de los lodos provenientes de las fosas sépticas de Zamorano para la selección de alternativas de tratamiento. Tesis Ing. Ambiente y Desarrollo. Zamorano, Honduras. Escuela Agrícola Panamericana.

Ventura Irias, C.M. 2014. Productividad de metano a partir de residuos de cultivo de maiz y frijol. Tesis Ing. Ambiente y Desarrollo. Zamorano, Honduras. Escuela Agrícola Panamericana. 29 p.

Vidal, G., Carvalho, A., Mendez, R., Lema, J.M. 2000. Influence of contents in fats and proteins on the anaerobic biodegradability of dairy wastewaters. *Bioresource Technology* 74: 231-239.

Wilkie, A., Smith, P. y Bordeaux, F. 2004. An economical bioreactor for evaluating biogas potential of particulate biomass. *Bioresource Technology* 92(1):103-109.

Wu, Z., Satter, L. y Sojo, R. 2000. Milk production, reproductive performance and fecal excretion of phosphorus by dairy cows fed three amounts of phosphorus. *Journal of Dairy Science* (83): 1028-1041.

Wu, Z., Satter, L., Blohowiak, A., Stauffacher, R. y Wilson, J. 2001. Milk production, estimated phosphorus excretion and bone characteristics of dairy cows fed different amounts of phosphorus for two or three years. *Journal of Dairy Science* (84): 1738-1748

Yan, J.Q., Lo, K.V. y Liao, P.H. 1989. Anaerobic digestion of cheese whey using up-flow anaerobic sludge blanket reactor. *Biological Wastes* 27: 289-305.

Anexo 2. Producción de metano en biorreactores batch con diferentes cargas orgánicas.

