



Casa abierta al tiempo

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA
UNIDAD IZTAPALAPA**

**DIVISIÓN DE CIENCIAS BIOLÓGICAS Y DE LA SALUD
DIVISIÓN DE CIENCIAS BÁSICAS E INGENIERÍA
POSGRADO EN ENERGÍA Y MEDIO AMBIENTE**

TESIS

**“PRODUCCIÓN SOSTENIBLE DE METANO MEDIANTE DIGESTION
ANAEROBIA TERMOFILICA DE LIRIO ACUATICO (EICHHORNIA
CRASSIPES)”**

PARA OBTENER EL GRADO DE

MAESTRO EN CIENCIAS (ENERGÍA Y MEDIO AMBIENTE)

PRESENTA

ING. MIGUEL AGUSTÍN DEL VALLE VEGA

Matricula: 2213800976

cbi2213800976@izt.uam.mx / mikeadvv@gmail.com

DIRECTORA: DRA. MÓNICA ALICIA MERAZ RODRÍGUEZ

CODIRECTOR: DR. ULISES DURAN HINOJOSA

ASESORA: DRA. PATRICIA CASTILLA HERNÁNDEZ

JURADO

PRESIDENTE: DR. OSCAR ARMANDO MONROY HERMOSILLO

SECRETARIA: DRA. PATRICIA CASTILLA HERNÁNDEZ

VOCAL: DR. DAVIDE ANTONIO POGGIO

IZTAPALAPA, CIUDAD DE MÉXICO A 23 DE JULIO 2024



Tabla de contenido

Resumen	4
Abstract	5
Capítulo 1. Marco Teórico	6
Introducción	6
1.1 <i>Degradación Ambiental</i>	6
1.2 <i>Contaminación del Agua</i>	6
1.3 <i>Ecosistemas Terrestres y Acuáticos</i>	7
1.4 <i>Contaminación de Ecosistemas Acuáticos por Malezas Invasoras</i>	8
1.5 <i>Lirio Acuático</i>	9
1.5.1 <i>Composición química del lirio acuático</i>	11
1.6 <i>Métodos de Control de Malezas Invasoras</i>	12
1.7 <i>Procesos de Biodigestión de Malezas Acuáticas</i>	13
1.8 <i>Digestión Anaerobia</i>	14
1.8.1 <i>Etapas de la digestión</i>	14
1.9 <i>Factores que afectan la biodigestión de lirio acuático</i>	16
1.9.1 <i>Materia orgánica</i>	16
1.9.2 <i>Concentración de sólidos totales y sólidos volátiles</i>	17
1.9.3 <i>Temperatura</i>	17
1.9.4 <i>Valor de pH y alcalinidad</i>	19
1.9.5 <i>Agitación</i>	19
1.9.6 <i>Tipos de inóculo</i>	20
1.9.7 <i>Carga Orgánica</i>	21
1.10 <i>Pretratamiento mecánico y físico del lirio acuático</i>	22
Capítulo 2. Antecedentes	23
ESTADO DEL ARTE DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA DEL LIRIO ACUÁTICO	23
2.1 <i>Efecto de la Temperatura en la digestión anaerobia del lirio acuático</i>	24
2.2 <i>Efecto de la Carga orgánica del lirio acuático en la digestión anaerobia</i>	24
2.3 <i>Efecto de los pretratamientos en la digestión anaerobia</i>	25
2.4 <i>Co-digestión anaerobia</i>	25
2.5 <i>Co-digestión anaerobia a partir de estiércol animal con lirio acuático</i>	25
2.6 <i>Contenido de Carbono y Nitrógeno</i>	27



2.7 Modelos cinéticos en la digestión anaerobia	28
Capítulo 3. Planteamiento del problema	29
3.1 JUSTIFICACIÓN.....	29
3.2 PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN.....	30
3.3 HIPÓTESIS.....	30
3.4 OBJETIVOS.....	30
Capítulo 4. Metodología.....	31
MATERIALES Y MÉTODOS.....	31
4.1 Diseño experimental.....	31
4.2 Muestreo De Lirio	32
4.3 Caracterización Físicoquímicas del Lirio Acuático	32
4.4 Disminución del Tamaño de la Partícula de Lirio Acuático	33
4.5 Inóculos	34
4.5.1 Lodos Anaerobios.....	34
4.5.2 Lodos Anaerobios Adaptados al Lirio Acuático.....	34
4.6 Caracterización Físicoquímica De Los Componentes.....	35
4.7 Relación Carbono/Nitrógeno.....	36
4.8 Sólidos totales y sólidos volátiles	36
4.9 Pruebas de potencial bioquímico de metano del Lirio acuático.....	36
4.10 Reactores en lote.....	37
4.10.1 Arranque y operación de los reactores discontinuos.....	38
4.10.2 Condiciones de operación	38
4.10.3 Producción volumétrica de gas.....	39
4.10.4 Normalización de la producción de metano.....	40
4.10.5 Modelos de ajuste de resultados de PBM.....	40
a) Ajuste de Gompertz	41
b)Ajuste de Primer orden.....	41
4.11 Técnicas Analíticas	42
Capítulo 5. Resultados y discusión	43
5.1 Caracterización morfológica del lirio acuático.....	43
5.2 Contenido de celulosa, hemicelulosa y lignina.....	44
5.3 Cinéticas de potencial bioquímico de metano.....	46
a)Ajuste de Gompertz con lodos anaerobios.....	52



	<i>b)Ajuste de Gompertz con excreta de caballo</i>	<i>53</i>
	<i>c)Ajuste de primer orden</i>	<i>53</i>
5.4	<i>Perfil de los parámetros en las cinéticas de PBM.....</i>	<i>55</i>
5.5	<i>Evaluación comparativa de los inóculos.....</i>	<i>60</i>
6.	CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	62
6.1	<i>Conclusiones.....</i>	<i>62</i>
6.2	<i>Recomendaciones.....</i>	<i>63</i>
7	REFERENCIAS.....	63
8	Anexos.....	70



Resumen

En la Ciudad de México, el lago de Xochimilco enfrenta un deterioro significativo en gran medida por las actividades humanas y el crecimiento demográfico. Actualmente, los canales se alimentan con 1000 L/s de aguas tratadas provenientes de tres plantas de tratamiento de aguas residuales: Cerro de la Estrella, San Pedro Atocpan y San Luis Tlaxialtemalco. Sin embargo, su contaminación persiste, debido a múltiples fuentes como desechos agrícolas, actividades turísticas y principalmente descargas domésticas, que han provocado contaminación química y de materia fecal de los canales. Este deterioro provoca desequilibrios en el ecosistema, dando lugar a la proliferación de malezas invasoras como el lirio acuático (LA) de la especie *Eichhornia crassipes*. Esta maleza presenta la capacidad de desarrollarse en diferentes ambientes, formando grandes tapetes verdes en 20 días, generando problemas ecológicos y económicos como: el bloqueo de la navegación, limitación de la penetración de luz, agotamiento del oxígeno disuelto y otros nutrientes. Hoy en día, el principal método de control para el LA en Xochimilco es su recolección y su disposición en tiraderos; pero presenta ciertas desventajas como los altos requerimientos de superficies para su descomposición y la generación de malos olores y problemas a la salud derivados de esto. Es por ello que la digestión anaerobia (DA) se ha utilizado como método de control para el aprovechamiento del LA, con la finalidad de producir una fuente alternativa de biocombustible (metano, CH₄). Por lo tanto, la contribución más novedosa en este trabajo fue la implementación de un sistema de degradación del LA bajo condiciones anaerobias termofílicas (45°C) utilizando un inóculo alternativo y de fácil acceso como lo es la excreta de caballo (EC), la cual es considerada actualmente como un residuo. Se realizó un análisis comparativo con cinéticas de potencial bioquímico de metano (PBM), utilizando como inóculos lodos anaerobios y EC, para evaluar la carga idónea (relación sustrato/inóculo), reducir el tiempo de degradación del LA y aumentar el rendimiento de producción de CH₄. A partir de las cinéticas de PBM del LA se obtuvo lo siguiente: (a) utilizando lodos anaerobios, se alcanzó una producción máxima de biogás de 96 ml con un contenido de CH₄ del 70%; (b) con excreta de caballo, la producción máxima de biogás obtenida fue de 446 ml con un contenido de CH₄ del 65%. Para ambos casos, la máxima eficiencia de degradación y producción de CH₄ fue utilizando una relación de carga de 1.0 g SV_{Lirio} / g SV_{Inóculo}. En estas cinéticas, el rendimiento normalizado de metano fue de 920 L CH₄/Kg SV y de 1060 L CH₄/Kg SV para los lodos anaerobios (con y sin adaptación al lirio acuático), con una eficiencia de degradación de celulosa y hemicelulosa de LA de 95 y 85%, respectivamente. Para la EC el rendimiento normalizado de metano fue de 1887 L CH₄/Kg SV con una eficiencia de degradación de celulosa y hemicelulosa de LA de 86%. Demostrando que el sistema propuesto es flexible y permite la degradación de LA utilizando EC como inóculo alternativo, obteniendo con esto una solución sostenible que por un lado reduce los problemas causados por LA mediante su valorización, y por otro generará metano que puede ser aprovechado como biocombustible.



Abstract

In Mexico City, Lake Xochimilco faces considerable deterioration largely due to human activities and population growth. Currently, the canals are fed with 1000 L/s of treated water from three wastewater treatment plants: Cerro de la Estrella, San Pedro Atocpan and San Luis Tlaxialtemalco. However, contamination persists due to multiple sources such as agricultural wastes, tourist activities and mainly domestic discharges, which have caused chemical and fecal contamination of the canals. This deterioration causes imbalances in the ecosystem, leading to the proliferation of invasive aquatic weeds such as the water hyacinth (WH) of the *Eichhornia crassipes* species. This invasive weed has the capacity to develop in different environments, forming large green mats in 20 days, generating ecological and economic problems such as: blocking navigation, limiting light penetration, depletion of dissolved oxygen and other nutrients. Nowadays, the main control method for WH in Xochimilco is gathering and disposal in landfills; but it has certain disadvantages such as the high surface requirements for its decomposition and the generation of bad odors and health problems derived from this. Therefore, anaerobic digestion (AD) has been used as a control method for the utilization of WH, with the purpose of producing an alternative source of biofuel (methane, CH₄). Therefore, the most novel contribution in this work was the implementation of a system for WH degradation under thermophilic anaerobic conditions (45°C) using an alternative and easily accessible inoculum such as horse dung (HD), which is currently considered as a waste. A comparative analysis with biochemical methane potential (BMP) kinetics, using anaerobic sludge and HD as inoculums, was performed to evaluate the suitable loading (substrate/inoculum ratio), reducing WH degradation time and increasing CH₄ production yield. From the BMP kinetics of the WH, the following was obtained: (a) using anaerobic sludge, a maximum biogas production of 96 ml was achieved with a CH₄ content of 70%; (b) with HD, the maximum biogas production obtained was 446 ml with a CH₄ content of 65%. For both cases, the maximum degradation efficiency and CH₄ production was using a loading of 1.0 g VS_{WH}/g VS_{inoculum}. In these kinetics, the normalized methane yield was 920 and 1060 L CH₄/Kg VS for the anaerobic sludge (with and without adaptation to WH), cellulose and hemicellulose degradation efficiencies were 95 and 85%, respectively. For HD the normalized methane yield was 1887 L CH₄/Kg VS; with cellulose and hemicellulose degradation efficiencies of 86%. Demonstrating that the proposed system is flexible and allows the WH degradation using HD as an alternative inoculum, thus obtaining a sustainable solution for, on the one hand, reduces the problems caused by WH through its valorization; and on the other hand, will generate methane that can be used as biofuel.



Capítulo 1. Marco Teórico

Introducción

1.1 Degradación Ambiental

La degradación de los ecosistemas es un problema ambiental que disminuye su capacidad para mantener su equilibrio. Zurríta et al. (2015) indican que es un deterioro ocasionado por el agotamiento de recursos como el suelo, el agua y detrimento de la calidad del aire, produciendo destrucción del ambiente y pérdida de la vida silvestre. Igualmente, se puede describir como el conjunto de procesos que dificultan la capacidad de utilizar un recurso específico.

Estos procesos originan cambios o alteraciones que el ambiente percibe como perjudicial o indeseable. Esto puede deberse a muchas causas, la mayoría está más relacionada con las actividades antropogénicas, un ejemplo de ello es la forma en que ciertas regiones se desarrollan en cuanto actividades económicas y por las cuales requieren explotar recursos naturales, como es el caso del agua (Vega & Peters, 1995). Todas las acciones sobre los ecosistemas naturales han ignorado las múltiples funciones que estos cumplen, entre las cuales las más importantes son las de fuentes de biodiversidad y regulación de los regímenes hidrológicos (Rapport & Whitford, 1999).

1.2 Contaminación del Agua

El agua es un elemento que casi todos los seres vivos del planeta requieren para vivir, además es un derecho humano fundamental. Este elemento es amenazado continuamente por la contaminación, resultado de una combinación compleja de diferentes actividades que se originan por fuentes humanas y fuentes naturales. Esta contaminación genera alteraciones físicas, químicas o biológicas en el agua, lo cual modifica sus características. También, provoca problemas a la salud, afectando no solo a los seres humanos y animales sino también al entorno natural.

El agua es contaminada de forma natural por elementos libres en el ambiente que diferentes organismos y procesos requieren para realizar sus funciones. Sin embargo, las actividades humanas contaminan el agua con grandes cantidades de materia orgánica y sales, residuos de hidrocarburos, diferentes solventes provenientes de áreas industriales y de agricultura, así como lixiviados de depósitos de residuos, provocando diversas alteraciones en el ecosistema.



1.3 Ecosistemas Terrestres y Acuáticos

En los ecosistemas terrestres y acuáticos se realizan un sin número de funciones tanto ambientales como sociales, culturales y económicas. Los suelos tienen la función de filtro natural para las aguas subterráneas, además, es hábitat de una gran cantidad de organismos. Aguilar-Garavito & Ramírez, (2015) mencionan que los ecosistemas son recursos naturales frágiles y no renovables, además resulta difícil y costoso recuperarlos. Incluso es complicado mejorar o recuperar sus propiedades después de ser modificados por diferentes factores como el deterioro físico, el viento, el agua y la contaminación antropogénica. Los factores anteriormente mencionados realzan más de un proceso de degradación de los ecosistemas terrestres. Las funciones del suelo son afectadas también por otros factores, como la deficiencia y desbalance de nutrientes, toxicidad por agentes químicos, ataque de patógenos e insectos.

La Ciudad de México, debido al crecimiento demográfico, se ha transformado en una de las regiones densamente pobladas del país y del mundo, provocando el deterioro en la calidad del ambiente y de la vida. En la zona agrícola entre Xochimilco y Tláhuac, se encuentra el lago de Xochimilco, la reserva natural más grande de la Ciudad de México, que se encuentra integrada a la zona urbana. El lago abarca una superficie de 12,517 ha constituida por canales e islas artificiales o chinampas (Musacchio y Humberto, 2000). No obstante, se ha registrado un deterioro ambiental severo debido a la sobreexplotación de los mantos acuíferos y a su contaminación por sodio, sales y metales pesados. Actualmente los canales de Xochimilco son suministrados por aguas tratadas procedentes de tres plantas de tratamiento de agua residual (PTAR) cercanas a la región: Cerro de la Estrella (Iztapalapa), San Pedro Atocpan (Milpa Alta) y San Luis Tlaxialtemalco (Xochimilco).

Por otra parte, se tienen identificadas 1374 descargas de aguas domésticas, de actividades turísticas y de desechos de ganado que provocan contaminación química y con materia fecal (Valladares Rodríguez et al., 2019). Martínez et al., (2017) mencionan que en actividades agropecuarias de esta zona se usan aguas residuales para riego sin ningún tratamiento previo, provocando la infiltración de contaminantes a los canales a través de las chinampas, convirtiendo a esta actividad en la principal fuente de contaminación de los canales y los suelos por nutrientes y metales pesados.

La contaminación de los canales de Xochimilco ocasiona un desequilibrio que afecta a cada actor que interviene en el mismo ecosistema y en la propia cadena trófica. Esta alteración provoca la proliferación de algunos organismos como el lirio acuático (*E. crassipes*), ya que la alta concentración de nutrientes ha contribuido a la invasión de los canales por esta especie. Lo cual ha generado diversas problemáticas, tanto ecológicas como económicas, como son la alteración de las cadenas tróficas y complicaciones en las actividades turísticas que dependen del libre desplazamiento de las trajineras por los canales.



1.4 Contaminación de Ecosistemas Acuáticos por Malezas Invasoras

Las malezas invasoras son especies de plantas a las que se identifican cuando comienzan a aparecer y crecer de forma excesiva abarcando con su población el 35 % de una superficie como pastizales naturales, sistemas acuáticos, áreas de recreación o tránsito, etc., (Bonilla-Barbosa & Santamaría, 2013). También se considera así a cualquier vegetación que debido a su capacidad de crecimiento y reproducción causa desequilibrios en el ecosistema (Acosta & Agüedo, 2006). Este tipo de vegetación se puede encontrar en casi todas partes, su presencia conlleva una reducción en la productividad de los suelos y cuerpos de agua naturales, pérdidas en la cantidad y calidad de las cosechas, eutroficación en cuerpos de agua, ocasionando afectaciones a la salud de los seres vivos. En la categoría de malezas invasoras se encuentran especies exóticas, donde se incluyen semillas, esporas y cualquier material con la capacidad de propagarse en un ambiente del cual no es nativo, y posterior a su introducción se magnifican y se transportan a un nuevo territorio para su ocupación o invasión (Bentivegna & Fernández, 2010). Una de las razones principales para que se genere este fenómeno de invasión en un ecosistema natural está asociado con el transporte intencional o simplemente el traslado que realiza el ser humano de un lugar a otro.

Las afectaciones que se ocasionan con la presencia de las malezas invasoras se han ordenado en diferentes categorías, por ejemplo, la alteración de las estructuras de los ecosistemas, afectando principalmente la diversidad biológica del ecosistema huésped. Otra categoría es el descenso de la producción agropecuaria vegetal y ganadera. La categoría que se presenta frecuentemente es la reducción del equilibrio del suelo y agua, teniendo un incremento en la erosión, y la alteración de ciclos de nutrientes y disponibilidad de agua. La última categoría es el cambio en la incidencia de plagas y patógenos (Bentivegna & Fernández, 2010). Para controlar estas especies a menudo se usan herbicidas, pero estos tienden a contaminar el suelo y los cuerpos de agua.

La invasión de las malezas se divide en tres etapas; en la primera las especies introducidas enfrentan procesos como la resistencia física, biológica y de reproducción, además de competir por los recursos que en ese momento están siendo utilizados por las especies nativas. La supervivencia de la especie invasora está fuertemente relacionada con el éxito de la primera etapa que en ocasiones es un proceso que requiere varios años de duración (Bentivegna & Fernández, 2010). En cuanto a la segunda etapa, las especies invasoras acrecientan su propagación logrando así cubrir grandes territorios. Para que una especie sea considerada con el potencial de convertirse en maleza invasora debe presentar cierto punto de genotipo. Este genotipo es nombrado como “preadaptado”, Bentivegna & Fernández, (2010) argumentan que solo se podría denominar así cuando el organismo se está preparando para las condiciones ecológicas de la zona. La última etapa, también denominada fase de naturalización, la especie invasora en su nuevo ambiente alcanza un nivel en el que se encuentra en equilibrio con los factores externos, como son: la disponibilidad de recursos, que limitan su ritmo de aparición en cuanto a nuevos individuos y su ritmo de expansión.



La etapa más importante es la primera, donde se identifica la especie exótica que llega al nuevo ambiente. Este es el primer paso para poder evitar y predecir una posible invasión y con esto evitar costos futuros. En ocasiones la primera etapa, sabiendo de su importancia crítica, pasa desapercibida debido a su baja presencia y densidad o bien inadvertida por la irrelevancia de sus prejuicios.

En la segunda fase la especie tiene un crecimiento exponencial de su población. Esto genera que su erradicación sea improbable. Los costos para su manejo y control con la finalidad de disminuir el impacto ecológico sobre el sistema natural de igual manera se incrementan. En el último estadio de la propagación, la especie ya es capaz de formar nuevas poblaciones y que a menudo presenta una amplia dispersión territorial, para su erradicación es necesario un manejo integrado racional debido a que su control podría modificar aún más el ecosistema.

Una de las malezas invasoras que tiene un crecimiento exponencial, es el lirio acuático. Gunnarsson & Petersen, (2007) mencionan algunas estimaciones, donde la biomasa del lirio puede duplicarse en aproximadamente dos semanas en condiciones ideales de crecimiento. Además, Rodríguez-Lara et al., (2021) señalan que, con esa capacidad de desarrollo, diez plantas de lirio pueden generar 655.360 plantas en ocho meses, suficiente para cubrir media hectárea.

En este contexto el lirio acuático presente en los canales de Xochimilco es capaz de establecer nuevas poblaciones y de dispersarse a una tasa y velocidad alta por lo que provoca daños ambientales y económicos en la región. Siendo así necesario buscar estrategias sostenibles para su erradicación.

1.5 Lirio Acuático

El lirio acuático (*E. crassipes*) es una planta Neotropical de la familia Pontederiaceae. Su morfología está compuesta por extensas raíces colgantes, rizomas, estolones, hojas, inflorescencias y frutos. Una de sus características es la capacidad de flotar en la superficie del agua, esto gracias a que cuenta con sacos saturados de aire en las hojas y tallos (Gunnarsson & Petersen, 2007). Es nativa de América del sur, prolifera en agua dulce en regiones tropicales y subtropicales; destaca por su capacidad de crecimiento acelerado alcanzando densidades altas en intervalos de tiempos cortos. Amalina et al., (2022) mencionan que gracias a la capacidad de flotar esta planta acuática puede desarrollarse en diferentes ambientes como sedimentos húmedos, durante períodos de tiempo largos. Bajo condiciones climáticas adecuadas como temperatura y humedad, el lirio acuático florece durante todo el año y tiene la capacidad de aumentar su población y generar grandes bancos de lirio acuático a los 20 días (Omofunmi et al., 2016).



Esta planta se encuentra en ecosistemas ricos en nutrientes, y al no contar con depredadores naturales como *Neochetina eichhorniae* y *Neochetina bruchi* (Wilson et al., 2005), desarrolla espesas alfombras o bancos que abarcan grandes áreas en los cuerpos de agua. Al ser una planta frondosa que puede crecer hasta un metro por encima de la superficie de los cuerpos de agua, impide el paso de la luz solar para otros organismos e interrumpe la producción de oxígeno, recursos indispensables para su desarrollo (Ndimele & Ndimele, 2013). Su reproducción es sexual y puede comenzar por medio de semillas, que son capaces de sobrevivir en el agua durante seis años, lo que provoca que el lirio de agua sea difícil de controlar o erradicar (Su, 2018). Otro de los atributos biológicos que Mithöfer et al., (2004) mencionan es su capacidad de reproducirse de forma asexual, ya que después de dos semanas las plantas hijas de cada planta madre, se han desprendido de ella y dan lugar a una nueva planta.

Esta especie de maleza invasora originaria de la cuenca del Amazonas fue introducida a los países subtropicales y tropicales de América del Sur, invadiendo además África, Asia y América del Norte (Gao & Li, 2004). Es una especie clasificada dentro de las cien malezas con alta capacidad adaptativa y con alta capacidad reproductiva (Nesslage et al., 2016). Actualmente tiene gran relevancia en México debido a su presencia en diferentes lugares de la república, mayormente su esparcimiento ha sido provocado por los seres humanos y sus actividades antropogénicas. La presencia específicamente en Xochimilco es debido a la contaminación presente en sus lagos, canales y suelos, que son parte de la Cuenca Lacustre del Valle de México. Xochimilco cuenta con características propias en cuanto a su recurso hídrico debido a la modificación del entorno físico ocasionado por los asentamientos urbanos de sus alrededores, lo que ha provocado que hoy en día sea una zona con una alta densidad poblacional.

Estudios destacan grandes efectos negativos generados por el lirio acuático en los cuerpos de agua, relacionados con su calidad de agua, su capacidad de almacenamiento y su relación con el ambiente. Rathod et al., (2018) indican que son un peligro para la salud al proporcionar un lugar para la reproducción de larvas de mosquito; que los peces del ecosistema mueren por falta de oxígeno. Además, mencionan existe una diferencia en cuanto a la evotranspiración en los cuerpos de agua que tienen la presencia del lirio acuático, siendo 3.7 veces mayor que en agua abierta.

Se han empleado un sin número de métodos para su control, pero por lo general realizan la destrucción de la planta con diferentes cortes, dejando partes de esta en los canales, pero esto solo provoca que la planta se divida y propague días después de haberse aplicado el método de control. Otra de las prácticas que realizan es la extracción de la planta con ayuda de maquinaria para depositarla a un costado del canal esperando que con el tiempo la planta empiece a descomponerse. Este método es lento y provoca que el paisaje se modifique, rompiendo la continuidad de este.



1.5.1 Composición química del lirio acuático

La biomasa lignocelulósica es un tipo de biomasa constituida por materiales orgánicos procedentes de plantas y árboles, como residuos agrícolas, forestales o industriales (Jouvenson, 2020). Estos materiales contienen una gran cantidad de lignocelulosa, la cual es compuesta principalmente por celulosa, hemicelulosa y lignina.

Esta biomasa siendo un recurso renovable, se puede emplear tanto como fuente de energía como materia prima para la producción de biocombustibles y productos químicos. Lara-Serrano et al., (2013) mencionan que la celulosa y la hemicelulosa son los principales componentes de la biomasa que se pueden convertir en azúcares fermentables para producir biocombustibles, mientras que la lignina es una materia particulada de difícil degradación.

Su implementación como fuente de energía y materia prima puede contribuir a mitigar la dependencia de los combustibles fósiles y disminuir el cambio climático al reducir las emisiones de gases de efecto invernadero. Sin embargo, Jouvenson (2020) indica que la conversión eficiente de la biomasa lignocelulósica en productos útiles todavía presenta desafíos tecnológicos y económicos, por lo que la investigación y el desarrollo continúan en esta área.

- La celulosa es un polímero de glucosa que forma cadenas largas y rectas que se organizan en estructuras rígidas llamadas microfibrillas.
- La hemicelulosa, es un grupo de polímeros de azúcares más cortos y ramificados que se unen a la celulosa y ayudan a mantener la estructura de la pared celular.
- La lignina, por otro lado, es un polímero complejo de fenilpropanoides que se deposita en la pared celular para proporcionar rigidez y resistencia a la compresión. Además, la lignina desempeña una función crucial en la capacidad de las plantas a la degradación microbiana y la putrefacción.

En el caso específico del lirio acuático, está compuesto principalmente con altos contenidos de celulosa y hemicelulosa, con bajos contenidos de lignina (Nugraha et al., 2018). Sin embargo, la composición química puede fluctuar dependiendo de diferentes factores, como las condiciones nutricionales, el tipo de agua, la edad, la especie y las condiciones de crecimiento y otros factores ambientales. Estas variables afectan el proceso metabólico de la planta y por ende la composición química de las unidades estructurales tiende a variar. En la Tabla 1 se resumen los resultados de la caracterización química del lirio acuático con los componentes de interés que en este estudio son los carbohidratos (celulosa y hemicelulosa) y los inhibidores (lignina).



Tabla 1. Contenido de compuestos lignocelulósicos del lirio acuático (Jouvenson, 2020).

Referencias	Celulosa (%)*	Hemicelulosa (%)*	Lignina (%)*	otros (%)*
(Kumar et al., 2009)	18.4	49.2	3.6	28.74
(Carlini et al., 2018)	18.2	48.7	3.5	29.6
(Nigam, 2002)	18.07	28.21	7.03	46.69
(Gunnarsson & Petersen, 2007)	19.5	33.4	9.3	37.8
(Sornvoraweat & Kongkiattikajorn, 2010)	19.0	32.7	4.4	43.9

* El porcentaje corresponde a los g de cada compuesto lignocelulósico por cada 100 g de materia seca de lirio acuático.

1.6 Métodos de Control de Malezas Invasoras

Como se ha mencionado, el lirio acuático es una maleza invasora que afecta negativamente el desarrollo y crecimiento de diferentes organismos en el ecosistema en el que se encuentra, disminuyendo su desarrollo y calidad de vida, ocasionando grandes pérdidas en la flora y fauna del lugar. El gran problema es que esta maleza aprovecha los nutrientes, el espacio vital, agua, luz, que se requieren en el ecosistema.

El control de esta maleza se complica cuando se tiene un gran número de individuos invasores y la probabilidad de encontrarse con una gran diversidad de especies que interactúan en el lugar. Por lo que se debe contar con una excelente planificación para su control. En el caso del lirio acuático, el control se define como la disminución a un nivel aceptable en cuanto a la densidad de su población. Existen varias técnicas que se emplean para el control o manejo de plantas acuáticas: las físicas o mecánicas, químicas, algunas relacionadas con la manipulación del hábitat y el control biológico.

El control mecánico es realizado mediante el uso de maquinaria, la implementación de mano de obra y de condiciones ambientales favorables para realizarlo. Se utilizan instrumentos físicos para la destrucción y/o extracción de la maleza de la zona donde ocasiona problemas para ser trasladadas a diferentes sitios de disposición. Gómez, (1995) señala que este control logra destruir hasta 20% de los brotes de la maleza. Sin embargo, requiere mano de obra calificada, lo que lo hace costoso y es el menos efectivo de los métodos de control.

El control químico se refiere al uso de herbicidas, es el método más usado para el manejo de esta maleza. Si bien la implementación de este método ha sido exitosa de manera general, los productos químicos no solo afectan a las plantas, llegan a dañar organismos no objetivo. Los químicos aplicados son absorbidos por las plantas generando la alteración en sus procesos metabólicos, lo que conduce a la muerte de la planta posteriormente su hundimiento. Esto puede ocasionar problemas si los químicos usados tienen una larga vida.



Otro de los métodos de control es la manipulación del hábitat, la técnica más sencilla consiste en el cambio del nivel del agua. El método está sujeto a los usos del agua que tienen ciertos sistemas, las políticas que se tienen sobre su operación y disminución del nivel debido a cambios estacionales. En el momento que se logra reducir el nivel del agua los bancos de lirio acuático se aferran al límite del canal y se facilita su extracción. Mora-Olivo et al., (2008) menciona que, si la maleza no es retirada de las orillas, logra recuperarse cuando el nivel del agua llega a su posición habitual. Además, estas plantas contienen semillas en grandes cantidades, que en épocas de lluvias pueden germinar y volver a formarse los grandes bancos de lirio.

El último método de control es el biológico, este es definido por Mora-Olivo et al., (2008) como la introducción, uso o implementación de un organismo para el control de otro. Existen muchos agentes controladores como por ejemplo hongos, bacterias o virus que inducen una enfermedad en la maleza capaz de ser fatal, modificar sus procesos fisiológicos, o bien ocasionar la anulación de diferentes capacidades del organismo hasta un punto que se vuelve susceptible a otros factores.

En ciertos casos no generará grandes costos de equipo o personal y los residuos que logran dejar no afectarán al ambiente. Pero el agente de control debe tener ciertas características, que en ocasiones son difíciles de cumplir como solo atacar a la maleza, debe ser capaz de sobrevivir al nuevo ambiente al que es introducido y además debe reducir la cantidad de maleza a niveles deseados de no ser así no se podría considerar para el control.

Por otra parte, numerosos estudios han aprovechado al lirio acuático en fitorremediación, por las características ya mencionadas (Salamanca et al., 2015), aplicado para la remoción de organofosforados (Anudechakul et al., 2015), estos estudios han demostrado que esta planta invasora puede ser beneficiosa para ecosistemas contaminados. Además, el lirio acuático puede ser materia prima para la producción de etanol, abono verde o composta (debido a su alta concentración de nutrientes como P, Mg, N, K y Ca), y en la extracción de ácidos grasos volátiles (Uday et al., 2016). Además, se ha descrito su uso en la producción de biogás, esto debido a su alto contenido de celulosa y hemicelulosa. Nugraha et al., (2018) mencionan que esta biomasa lignocelulósica puede degradarse por digestión anaerobia y consecutivamente producir una mezcla de compuestos, metano y dióxido de carbono principalmente, normalmente conocida como biogás (Nugraha et al., 2018).

1.7 Procesos de Biodigestión de Malezas Acuáticas

Diversos estudios han demostrado el potencial energético de las malezas invasoras acuáticas, las cuales son aprovechadas de manera sostenible, como fuente primaria de biomasa para el proceso de biodigestión (REMBIO, 2011). En este contexto, si el principal producto resultante de la digestión anaerobia es el biogás, producido a partir del lirio acuático, representa una alternativa al uso de los combustibles fósiles. Revalorizando a esta planta, principalmente buscando la descontaminación de los cuerpos de agua y el control de esta maleza invasora.



1.8 Digestión Anaerobia

La digestión anaeróbica es un proceso biológico de degradación, en el que participan microorganismos responsables de una ruta catabólica que se apoya en la descomposición de compuestos orgánicos para producir sustancias simples y de energía. Este proceso se genera a partir de la ruptura de enlaces de moléculas de gran tamaño. Este proceso sucede comúnmente en ecosistemas en los que el oxígeno disuelto está agotado, como sedimentos de agua dulce, agua marina, aguas subterráneas y zonas más profundas de sedimentos marinos (Thauer et al., 2008).

Este proceso es una fermentación microbiana en ausencia de oxígeno que genera una mezcla de gases principalmente dióxido de carbono, metano, hidrógeno y sulfuro de hidrógeno y la producción de una suspensión acuosa formada por microorganismos encargados de la degradación de la materia orgánica, llamada “lodos” (Lorenzo & Obaya, 2005). Para la aplicación de este proceso la materia prima a emplear debe tener materia biodegradable, poseer un alto contenido en humedad, algunos ejemplos son: restos vegetales, residuos ganaderos, lodos de PTAR y malezas invasoras. La composición de la mezcla depende de la cantidad de materia orgánica y del proceso. La energía calorífica del biogás producido de la materia prima podría implementarse en diferentes actividades como: fuente de calor, combustible para calderas de vapor o motores que al estar en funcionamiento con otros instrumentos logran generar energía eléctrica.

1.8.1 Etapas de la digestión

En este complejo proceso, intervienen varios subprocesos incluyendo la hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis, donde:

- **Hidrólisis:** En esta etapa, las moléculas de materia orgánica complejas se descomponen en moléculas más simples mediante enzimas producidas por bacterias hidrolíticas. Estas moléculas incluyen carbohidratos, lípidos y proteínas.
- **Acidogénesis:** Los productos resultantes de la hidrólisis, como ácidos orgánicos, son convertidos por bacterias acidogénicas en ácidos grasos de cadena corta, como el ácido acético, ácido propiónico y el ácido butírico, junto con otros compuestos.
- **Acetogénesis:** En esta etapa, las bacterias acetogénicas transforman los ácidos grasos de cadena corta en acetato, dióxido de carbono e hidrógeno.
- **Metanogénesis:** Es la etapa final del proceso, las bacterias metanogénicas convierten los productos de la acetogénesis en metano y dióxido de carbono.

Estas etapas son realizadas por diferentes grupos de bacterias, cada una esencial para el éxito de la digestión anaerobia. Estas colonias de bacterias actúan de acuerdo a su función catabólica sobre el carbono (Lorenzo & Obaya, 2005):



- Bacterias hidrolíticas: Las bacterias hidrolíticas son filogenéticamente diversas; sin embargo, *Bacteroidetes* y *Firmicutes*, son los filos que incluyen la mayoría de las especies conocidas (Vasudevan et al., 2010).
- Bacterias acidogénicas y acetogénicas: En la acidogénesis los filos *Bacteroidetes*, *Chloroflexi*, *Firmicutes*, y *Proteobacteria* son la mayoría de las especies identificadas de bacterias (Venkiteshwaran et al., 2015).
- Microorganismos metanogénicos: En la última etapa de la producción de biometano, la metanogénesis, interviene un grupo de microorganismos pertenecientes al dominio *Archaea*, llamados metanógenos. Existen tres tipos de metanógenos conocidos: *acetoclásticos*, *hidrogenotróficos*, y *metilotróficos* (Venkiteshwaran et al., 2015).

Estos grupos de bacterias trabajan en conjunto para degradar y transformar la materia orgánica en biogás y biosólidos estabilizados durante el proceso de digestión anaerobia. En la Figura 1 se presenta un esquema de las etapas del proceso de la digestión anaerobia.

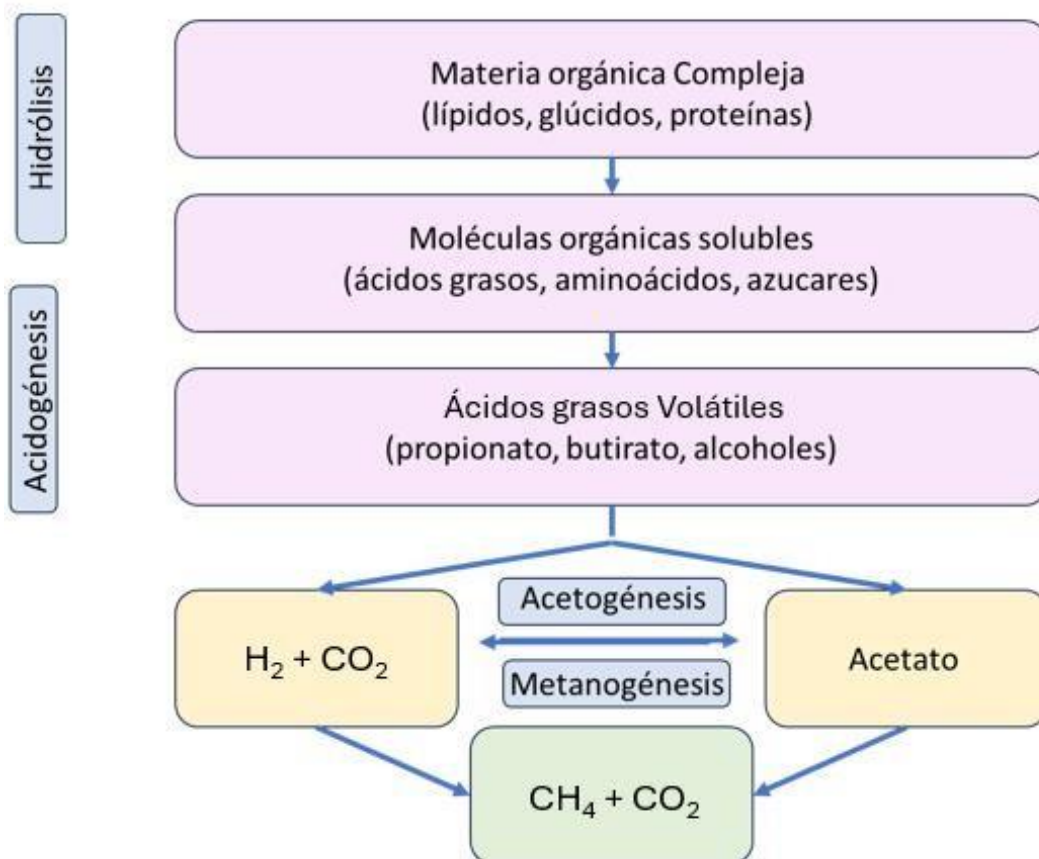


Figura 1. Diagrama de las fases de la digestión anaerobia.



1.9 Factores que afectan la biodigestión de lirio acuático

1.9.1 Materia orgánica

El proceso para la obtención de biogás a partir del lirio acuático (materia orgánica) está sujeto a diferentes factores como la existencia de algún tratamiento previo, enzimas requeridas por carga, consumo de la materia orgánica y los inhibidores (Uday et al., 2016). Esta maleza invasora implementada dentro del proceso tiene un papel importante, ya que es la alimentación para las bacterias y microorganismos involucrados en el proceso. Las principales características de esta materia orgánica que pueden influir en cuanto a eficiencia y estabilidad de la biodigestión son:

- Cantidad de materia orgánica: La biodigestión requiere una cantidad adecuada de materia orgánica para apoyar la actividad y el crecimiento de las comunidades bacterianas y microorganismos responsables de la destrucción. Si la cantidad de materia orgánica es insuficiente, el proceso de biodigestión puede ser lento o detenerse por completo.
- Relación Carbono/Nitrógeno (C/N): Es un factor crítico en la biodigestión. Una relación C/N equilibrada para el crecimiento de microorganismos regularmente está entre 20:1 y 30:1 (Alkalay, 1997). Rajagopal et al., (2013) indican que con valores bajos de C/N se forman altas concentraciones de amoníaco, proceso que resultara en un obstáculo para el crecimiento microbiano. De igual modo, en la etapa fermentativa, una relación C/N por encima de la óptima generará altas cantidades de ácidos grasos volátiles. Por otra parte, la relación C/N interviene en el contenido de nitrógeno amoniacal total. Si la cantidad se encuentra por debajo del nivel óptimo, se deben tomar medidas con prontitud antes de que se produzca la inhibición del proceso.
- Composición de la materia orgánica: La composición de la materia orgánica implementada, incluidos los tipos de compuestos presentes, como carbohidratos, proteínas y grasas, pueden influir en la velocidad y eficiencia de la biodigestión. Algunos compuestos, como grasas y aceites, pueden ser más difíciles de descomponer y pueden requerir condiciones específicas o tratamientos previos para facilitar su deterioro.
- Contaminantes e inhibidores: La presencia de contaminantes e inhibidores en la materia orgánica a degradar, como metales pesados, compuestos tóxicos o detergentes, pueden afectar negativamente la actividad de los microorganismos y la estabilidad del proceso de biodigestión. Estos contaminantes pueden reducir la eficiencia del proceso y causar problemas operativos.



Por lo tanto, con base en estos factores, es importante que antes de aplicar un proceso de digestión anaerobia, a residuos con biomasa lignocelulósica, se verifique que la materia orgánica se encuentre en una relación C/N en un rango de 20 a 30 (Yang, Xu, et al., 2015). Además, es importante verificar la ausencia de contaminantes nocivos o inhibidores como el pH, temperatura, altas concentraciones de lignina, esta última reportada como el principal inhibidor del proceso (Haghighi Mood et al., 2013), para garantizar una biodigestión óptima del lirio acuático.

1.9.2 Concentración de sólidos totales y sólidos volátiles

Las concentraciones de sólidos totales (TS) y sólidos volátiles (SV) son parámetros que aportan información valiosa en la evaluación de la calidad de los residuos orgánicos y aguas residuales, además es importante para el análisis de la eficiencia de la digestión. La concentración de ST representa la cantidad total de materia sólida presente en una muestra, incluida la materia orgánica e inorgánica. Brinda información sobre la carga total de sólidos en una muestra y puede usarse para evaluar la cantidad de contaminantes y la capacidad del sistema para realizar los procesos. La determinación de la concentración de SV proporciona información sobre la fracción orgánica de los sólidos presentes en una muestra y son especialmente relevantes en la evaluación de la calidad y biodegradabilidad de los residuos orgánicos (Peces et al., 2014).

La relación entre las concentraciones de ST y SV, expresada como SV/ST , es un indicador de la cantidad de materia orgánica en relación con la cantidad de materia inorgánica. Una relación SV/ST alta indica una mayor proporción de materia orgánica en la muestra, lo que puede ser útil para evaluar la biodegradabilidad y la eficiencia de la generación de biogás en la digestión anaerobia.

El porcentaje de sólidos totales en la mezcla que es introducida en un digestor es un factor crucial a tener en cuenta, ya que garantiza la efectividad del proceso. A medida que aumenta el contenido de sólidos la capacidad de movilidad de las bacterias metanogénicas dentro del sustrato se ve limitada, lo que puede afectar la eficiencia y la producción de gas. Este factor constituye uno de los criterios determinantes para seleccionar el tipo de reactor anaerobio a utilizar.

1.9.3 Temperatura

Un componente importante que afecta significativamente la digestión anaeróbica es la temperatura. Dicha temperatura está íntimamente relacionada con la eficiencia de la actividad metabólica de los procesos biológicos y con la tasa de velocidad de crecimiento de los microorganismos. Guevara, (1996), mencionan que este parámetro también logra afectar a las constantes de equilibrio químico, generando fluctuaciones en los parámetros de alcalinidad, precipitación, pH y provocando cambios en la composición del gas por el efecto de la solubilidad.



Otro de los efectos en los que interviene la temperatura es la velocidad de reacción, a medida que la temperatura se incrementa, la velocidad a la que se descompone el material orgánico aumenta y se disminuye el tiempo en total de la producción de biogás. Esto se debe a que a temperaturas altas se aceleran las reacciones bioquímicas y aumenta la actividad enzimática microbiana. Por lo tanto, a temperaturas más altas, la digestión anaeróbica tiende a ser más rápida y eficaz.

Existen rangos de temperatura donde pueden trabajar los microorganismos anaeróbicos. Este rango varía según el tipo de bacteria que esté presente en el sistema. El rango de temperatura ideal para para gran parte de los sistemas de digestión anaerobia suele estar entre 35 °C y 55 °C, pero también se cuenta con los psicrófilos (por debajo de 25 °C). A continuación, en la Figura 2 se presentan los rangos posibles de operación de estos sistemas (Lagrange, 1979).

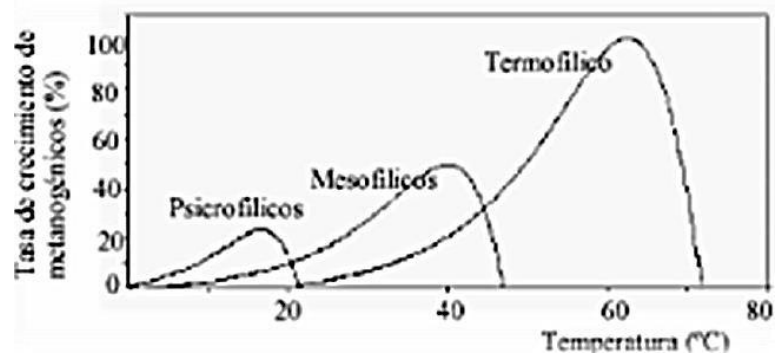


Figura 2. Tasa de crecimiento de microorganismos a diferentes temperaturas. Fuente: recuperado de “crecimiento microbiano” (Lagrange 1979).

El rango psicrófilico, es el de menor eficiencia para el proceso de digestión anaeróbica debido a su baja tasa de crecimiento de organismos metanogénicos. Además, se distinguen dos rangos fundamentalmente viables, el rango mesofílico (entre 25 y 45 °C) y termofílico (entre 45 y 65 °C). El rango más utilizado es el mesofílico, pero está aumentando la implementación del rango termófilo con la finalidad de alcanzar una velocidad eficiente en el proceso y una mejor eliminación de organismos patógenos. Sin embargo, este rango tiende a ser inestable cuando se presenta algún cambio en las condiciones de operación.

Es crucial mantener la temperatura dentro del rango ideal para garantizar el mejor rendimiento posible del proceso de digestión anaeróbica. Los cambios extremos de temperatura, ya sea por encima o por debajo del rango ideal, pueden dañar la actividad microbiana y dificultar la producción de biogás. Werner, (1996) menciona que las bacterias metanogénicas son sensibles a variaciones de temperaturas.



1.9.4 Valor de pH y alcalinidad

El pH y la alcalinidad son factores significativos que afectan la digestión anaeróbica. Para mantener la actividad microbiana, el equilibrio metabólico y la generación de biogás durante el proceso de digestión anaerobia, es necesario un pH correcto y una alcalinidad adecuada. El rango de pH ideal para la digestión anaeróbica suele estar entre 6.5 y 8.5. Los microbios metanogénicos y acidogénicos pueden prosperar y descomponer eficazmente la materia orgánica en este rango. Sin embargo, puede haber impactos negativos en la actividad microbiana y la producción de metano si el pH se desvía fuera de este rango; por ejemplo, si el pH se encuentra por debajo de 6.6, el crecimiento de los microorganismos metanogénicos se reduce considerablemente (Mosey & Fernandes, 1989). Por otra parte, un pH por encima de 8.5 provoca la descomposición de los gránulos microbianos y la inhibición del proceso (Sandberg & Ahring, 1992). La actividad microbiana se puede inhibir cuando el pH es demasiado bajo (acidificación) o demasiado alto (alcalinización). Si bien la alcalinización puede influir en la actividad de las bacterias metanogénicas, la acidificación excesiva puede causar una acumulación de ácidos volátiles y reducir la síntesis de metano. La alcalinidad actúa como un amortiguador para equilibrar los niveles de acidez y pH durante la digestión anaeróbica, manteniéndolos dentro del rango ideal. Esta capacidad es crucial para soportar las fluctuaciones bruscas de pH que se producen debido a la fermentación de la materia orgánica, la cual genera ácidos volátiles.

Cuando se añaden carbonatos a un sistema de digestión anaerobia, la principal reacción es con los protones libres (H^+), reduciendo así la acidez de acuerdo con la reacción: $CO_2 + H_2O \leftrightarrow H_2CO_3 \leftrightarrow HCO_3^- + H^+ \leftrightarrow CO_3^{2-} + 2H^+$. Esto es diferente de la adición de otras bases fuertes, como el óxido de calcio (CaO), que reaccionan directamente con el dióxido de carbono para formar carbonato de calcio ($CaCO_3$) según: $CaO + H_2O + CO_2 \rightarrow CaCO_3 + H_2O$, sin embargo, es muy común la adición directa de bicarbonato con la finalidad de amortiguar los cambios bruscos de pH, aunque es un proceso lento (Guwy et al., 1997).

1.9.5 Agitación

En sistemas de digestión totalmente mezclados o agitados mecánicamente, la agitación es un componente crucial de la digestión anaeróbica. Se pueden obtener varias consecuencias y ventajas de la agitación a lo largo del proceso de digestión anaerobia. El movimiento de la materia dentro del reactor incrementa la interacción de las bacterias con los sustratos, alcanzando una eficiencia en la degradación del material. Además, evita que los sustratos se sedimenten en el fondo o que se adhieran en las superficies laterales del reactor, también favorece al mezclado del sustrato con la población bacteriana (inóculo), evitando la formación de espacios muertos. Una de las desventajas de la agitación es que acelera la pérdida de calor de los sustratos lo que desacelera en cierta medida la fermentación. Es fundamental tener en cuenta que el grado y la intensidad de la agitación deben gestionarse correctamente para evitar efectos secundarios como la cavitación excesiva o el exceso de oxigenación, que podrían dañar a las bacterias anaeróbicas y reducir la producción de biogás.



1.9.6 Tipos de inóculo

La inoculación en la digestión anaerobia se refiere a la adición de una población de microorganismos degradadores (inóculo) provenientes de un tratamiento anaerobio estabilizado, al sustrato contenido en el digestor. Cuando se realiza la implementación de diversos inoculantes (lodos) microbianos en el proceso de digestión anaerobia, se busca la optimización del proceso como incrementar la producción de metano o reducir el tiempo de digestión para la producción de este gas (Varnero et al., 2014). Las aplicaciones microbiológicas de producción de energía a partir de un sustrato biológico degradable, lirio acuático, representan una alternativa para la sustitución de combustibles fósiles no renovables. Jewell, (1987) indica que su desarrollo e implementación en diferentes áreas puede cubrir necesidades energéticas a partir de los propios desechos.

Al introducir una población eficaz y activa de microorganismos anaeróbicos en un sistema, estos microbios descomponen la materia orgánica de los desechos. Y debido a que afecta la eficiencia del sistema y la actividad microbiana, la elección del inóculo es importante para el proceso de digestión anaerobia. Con el tiempo, la velocidad de arranque del proceso y su estabilidad operativa pueden mejorar con un inóculo que se adapte específicamente al tipo de residuo a tratar y a las condiciones del sistema.

Algunos ejemplos de inóculos que se pueden implementar son, lodos activados (provenientes de instalaciones de tratamiento de aguas residuales), lodos anaeróbicos (provenientes de digestores ya existentes compartiendo una fuente de inóculo común), excreta animal (excreta de vaca, cerdo o caballo son fuentes ricas de microorganismos anaerobios), cultivos puros de microorganismos (estos cultivos pueden incluir cepas de bacterias y arqueas específicas en la degradación de ciertos sustratos) y material vegetal en descomposición (este ya cuenta con microorganismos adaptados a la descomposición de material vegetal). Jewell, (1987) menciona que es importante tener en cuenta que el inóculo seleccionado debe ser compatible con las características del sustrato que se quiere tratar.

Otro punto importante en cuestión a la inoculación es que en la digestión anaerobia la generación de lodos es menor en comparación al proceso aerobio, cualidad favorable ya que se reducen los costos de tratamiento. Esto último es ventajoso en un contexto de tratamiento de altas cargas de materia orgánica (Wang et al., 2021).



1.9.7 Carga Orgánica

La carga orgánica se refiere a la cantidad de sustrato orgánico que ingresa y está presente en el sistema de tratamiento. Este factor es determinante en la digestión anaeróbica ya que puede alterar el sistema dependiendo de la cantidad de sustrato empleado (Latif et al., 2015; Liu et al., 2020; Zhai et al., 2015). Algunas formas en que la carga orgánica puede afectar el proceso de digestión anaeróbica son; la velocidad de degradación, con una mayor carga orgánica se puede incrementar la velocidad de degradación de los sustratos orgánicos. Sin embargo, si la carga orgánica es demasiado alta, puede resultar en la inhibición del proceso debido a la acumulación de productos tóxicos, como ácidos grasos volátiles (Jewell, 1987).

Yang et al. (2015) menciona que al sobrecargar con materia orgánica generaría una caída de pH e inhibición de algunas etapas de la digestión, lo que se manifiesta en una obtención de biogás baja o nula. Además, Acosta & Abreu, (2005) mencionan que la tasa de carga orgánica de un sistema depende de factores como el tiempo de retención hidráulica (promedio en el que el volumen de la materia permanece en el sistema), la capacidad del inóculo empleado para degradar la materia, la composición de la materia orgánica y las condiciones específicas del sistema.

También la cantidad de carga orgánica tiene efectos significativos en la composición y producción del biogás alcanzado del sistema, un aumento en la carga generalmente conduce a un incremento en la producción de biogás. Sin embargo, esto último se encuentra sujeto a la eficiencia del proceso, que de igual manera es influenciado por la carga orgánica introducida. Por otra parte, Grimberg et al., (2015) sugiere que al establecerse condiciones de baja carga orgánica resulta en un aumento de bacterias consumidoras de ácidos del sistema, lo que conlleva un incremento en el pH, generando una subutilización del sistema.

También la cantidad de carga orgánica tiene efectos significativos, en la composición y producción del biogás alcanzado del sistema. Generalmente, es deseable un valor alto, ya que esto representa una mayor capacidad para el tratamiento de residuos orgánicos y un mayor potencial de producción de metano (Song et al. 2020). Sin embargo, Xiao et al. (2018), en un sistema de digestión anaerobia de una sola etapa, obtuvieron un menor rendimiento en la producción de metano, utilizando una cantidad de carga orgánica variable y observaron un aumento en la producción de AGV, que puede llegar a inhibir el proceso. Simultáneamente, observaron que el rendimiento de metano obtenido en un sistema de digestión de dos etapas fue mucho mayor. Sin embargo, aunque esto muestra la posibilidad de una mayor producción de metano cuando la cantidad de carga orgánica aumenta.



En este sentido, no se tiene un límite fijo universal para la cantidad de carga orgánica que los sistemas pueden tratar, ya que depende de múltiples factores. La carga orgánica es importante en el proceso de digestión anaerobia, para que el sistema funcione de manera eficaz y sostenible, la carga orgánica debe gestionarse adecuadamente para maximizar la generación de biogás y reducir cualquier posible inconveniente derivado de la implementación de altas cargas de materia orgánica. De acuerdo con lo anterior, este estudio evaluó la influencia de la configuración de una sola etapa sobre la digestión anaerobia del lirio acuático, considerando el aumento de la carga orgánica como un factor determinante en la producción de metano y la dinámica de la transformación del sustrato presente.

1.10 Pretratamiento mecánico y físico del lirio acuático

Este pretratamiento es una técnica utilizada para descomponer y modificar la estructura de la biomasa de la planta con el fin de hacerla más accesible y fácilmente convertible en productos útiles (Ferrer et al., 2010). Existen diferentes métodos para disminuir las dimensiones de las partículas sólidas, para aumentar el área superficial de contacto en el proceso de la hidrólisis.

El pretratamiento mecánico implica el uso de fuerzas mecánicas, como trituración, molienda, corte y desintegración, para disminuir el tamaño de la biomasa e incrementar la superficie de contacto. Además, Sun et al., (2016) indican que realizar el pretratamiento permite que la biomasa sea fácilmente accesible para los tratamientos químicos y biológicos posteriores. El pretratamiento físico, por otro lado, implica el uso de agentes físicos, como calor, frío, microondas, ultrasonido, radiación, etc., para descomponer la estructura de la biomasa y hacerla fácilmente digerible. El calor, por ejemplo, rompe las uniones entre la lignina y los polisacáridos, mientras que el ultrasonido puede causar micro cavitación y ruptura de las fibras de la biomasa (Behera et al., 2014).

Los pretratamientos biológicos y químicos y realizados a la materia antes de comenzar los procesos, permiten la reducción del tiempo en la degradación de la materia orgánica y que se genere una eficiencia en la cantidad y calidad de los productos obtenidos a partir de la biomasa lignocelulosa.



Capítulo 2. Antecedentes

ESTADO DEL ARTE DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA DEL LIRIO ACUÁTICO

Debido a la demanda mundial de energía ocasionada por el agotamiento de los combustibles fósiles y su aumento de huellas de carbono, se ha cambiado el enfoque de la investigación hacia el desarrollo de la producción de energía renovable verde y limpia. Teniendo esto en cuenta, la producción de bioenergía a partir del lirio acuático promete una ventaja de la recuperación de energía con la implementación de su biomasa en digestión anaerobia (Ferrer et al., 2010). En este contexto, la obtención de metano a partir de la biomasa del lirio acuático surge como una opción tecnológica para el sistema energético global renovable.

Como todo proceso biológico, la digestión anaerobia dependerá de las condiciones y del desarrollo de los microorganismos que intervienen sobre el sustrato (materia orgánica). Es importante entender y conocer los diferentes parámetros físicos y químicos que determinan los procesos anaerobios. Los factores operacionales de la digestión anaerobia son; la composición fisicoquímica del sustrato, los tiempos de retención hidráulica, las diferentes cargas orgánicas, la temperatura, el valor óptimo de pH, el contenido en sólidos, los nutrientes como nitrógeno (N) y carbono (C) y sus concentraciones (Carlini et al., 2018). Pero los principales factores que rigen el proceso son la temperatura, el pH y la carga orgánica (González-Sánchez et al., 2015).

El estado actual de la digestión anaerobia del lirio acuático se caracteriza por una diversidad de enfoques, descubrimientos y variedad de metodologías que han marcado una pauta en la comprensión de la digestión anaerobia del lirio acuático. A medida que se ha desarrollado su investigación, se han encontrado tendencias significativas que influyen en las perspectivas y metodologías empleadas. Por lo que, examinar el estado del arte se vuelve crucial para poner en contexto la importancia y el alcance de la investigación actual.

Algunos estudios han reportado avances sustanciales en el campo de la digestión anaerobia de lirio acuático. Por ejemplo, Kumar et al. (2009), realizaron la fermentación del hidrolizado ácido del lirio acuático para producir etanol. Utilizaron *Pichia stipitis* y obtuvieron una remoción del 72.83% de xilosa, que se transformó en etanol. Además, reportaron un rendimiento de 0.425 g_p/g_s, con una productividad de 0.176 g_p/L·h. Chuang et al. (2011) reportaron rendimientos de entre 93.0 a 229.9 mL CH₄ / g SV de biomasa seca, implementando lodo activado tratado térmicamente y Ferrer et al. (2010) rendimientos de entre 150–190 L CH₄/ kg SV. O'Sullivan et al. (2010), señalan que estas diferencias son generadas por varios factores. El primero está relacionado a la naturaleza de la biomasa del lirio acuático y la carga orgánica, es posible que la digestión de mayores rendimientos cuando son alimentados con tallos, hojas y brotes que cuando son utilizadas las raíces. El otro factor que menciona son el impacto de los cambios de temperatura y carga orgánica, este último también relacionado con la biomasa implementada.



2.1 Efecto de la Temperatura en la digestión anaerobia del lirio acuático

En la digestión anaerobia la temperatura en el sistema es importante, debido a que los microorganismos son sensibles a cambios en esta variable de operación. Además, estos cambios de temperatura intervienen con la eficiencia en cuanto a la implementación del sustrato, la actividad enzimática, la distribución de productos metabólicos solubles y la comunidad microbiana (Ramírez & Wiliam 1988). En los estudios mencionados anteriormente algunos indican que, al hacer cambios en la temperatura mesofílica a termofílica (30 °C a 45 °C), se podría aumentar la producción de hidrógeno para las bacterias anaerobias productoras de hidrógeno, pero una temperatura demasiado alta las inhibiría. Chuang et al., (2011), consiguió un rendimiento alto en cuanto a la producción de metano, 229.9 ml CH₄/ g SV asociando este incremento a que su experimentación fue desarrollada bajo condiciones termofílicas, a una temperatura óptima de 52.5 °C, implementando lodo activado tratado térmicamente.

Por otra parte, Ferrer et al., (2010) menciona que solo se obtuvo mayor producción de metano cuando comenzó el tratamiento termofílico, mediante pruebas por lotes de 35 C a 45 °C. Obteniendo la producción máxima de metano 150–190 L CH₄/ kg SV a los 30 días bajo condiciones termofílicas (45 °C).

2.2 Efecto de la Carga orgánica del lirio acuático en la digestión anaerobia

Al igual que la temperatura, la producción de hidrógeno y metano está relacionada con la carga orgánica, Chuang et al., (2011) señalan que la cantidad total de biogás que obtuvieron varió de 123 a 93 mL CH₄/ g SV después de 11 días de digestión. Esta producción disminuyó cuando incrementó la concentración de sustrato de 40 g/L a 80 g/L. Ferrer et al. (2010) implementaron una mezcla de 50 mL de inóculo y de sustrato, la concentración del inóculo fue de 5–10 g de sólidos suspendidos volátiles (SSV)/L y la de sustrato fue de 5–10 g DQO/L, obteniendo una producción máxima de metano 150–190 L CH₄/ kg SV Shankar et al., (2013) realizaron la digestión anaerobia del lirio acuático durante un periodo de 60 días bajo condiciones mesofílicas. Mezclaron diferentes cantidades de sustrato e inóculo (lodos anaerobios) obteniendo cinco suspensiones de fermentación diferentes. Las mezclas se establecieron con el contenido de sólidos totales del 3%, 5%, 7%, 9% y 11% para el sustrato en digestores de 250 ml. Indican que la cinética con un comportamiento óptimo fue a una contracción de 7% (7 g de lirio acuático) de sustrato, con una máxima producción de 289 L/ Kg SV. Además, ajustaron los parámetros cinéticos con el modelo de Gompertz modificado, obteniendo un rendimiento en la producción de biogás de 0.309 l (g VS)⁻¹, una tasa de producción diaria de 0.0157 l (g VS)⁻¹d⁻¹.



2.3 Efecto de los pretratamientos en la digestión anaerobia

Los pretratamientos realizados a los actores del sistema son un factor que podría influir en la digestión anaerobia. Por ejemplo, Ferrer et al., (2010) indican que parte del sustrato (lirio acuático) empleado se sometió a pretratamiento térmico a 80 °C. Menciona que este pretratamiento se realizó para promover su hidrólisis con el fin de aumentar la concentración de constituyentes solubles y mejorar la degradación anaeróbica. Sin embargo, no reportó diferencias significativas entre tratamientos, los rendimientos de metano, con y sin pretratamiento oscilaron entre 150 y 190 L CH₄/kg VS. Liu et al., (2020) realizaron diferentes cinéticas de PBM a temperatura ambiente (25 ° C – 30 °C) con la misma relación de carga (1:1) implementando lirio acuático en dos reactores (UASB y MIC), obteniendo 0.21 y 0.15 m³ CH₄/kg DQO, respectivamente. Indican que el biogás producido obtuvo una composición de 78 y 72% de contenido de metano para ambos casos.

2.4 Co-digestión anaerobia

La co-digestión anaerobia se refiere a la implementación de dos o más sustratos de diferente composición química y origen dentro del proceso de digestión, teniendo como objetivo el mejorar el proceso. Flotats & Sarquella, (2008) mencionan que, al mezclar las diferentes características de los sustratos, se subsana la escases de componentes de cada uno por separado y se podrá aumentar la producción de biogás. Además, indica que la co-digestión anaerobia es un procedimiento en el que se aplica el tratamiento simultáneo de diferentes residuos orgánicos (líquidos y sólidos). Su implementación contribuye a un uso eficiente de los reactores y de los residuos. Además, forma una distribución eficiente de los costos mediante el procesamiento de múltiples flujos de residuos en una sola instalación (Dareioti et al., 2009). La aplicación de esta digestión genera un proceso económico rentable mediante el incremento del rendimiento de biogás y equilibrando la cantidad de nutrientes.

2.5 Co-digestión anaerobia a partir de estiércol animal con lirio acuático

La co-digestión anaerobia con estiércol animal es un método implementado para la producción de biogás. Los desechos de los animales al estar formados de materiales orgánicos, que incluyen restos de alimentos, y al contener un alto valor de carbono tienen un potencial significativo para producir biogás en la digestión anaerobia. La composición del biogás obtenido (CH₄/ CO₂) dependerá principalmente de la nutrición del animal y otras circunstancias que tienden a cambiar debido al desarrollo de los organismos (Velmurugan & Jayaraj, 2014). Sin embargo, Sindhu et al. (2017) mencionan que su uso como sustrato requiere de pretratamientos para aumentar su eficacia, existen diferentes técnicas de pretratamiento que incluyen la separación de sólidos gruesos, la desintegración de partículas y, si es necesario, el ajuste de la relación carbono: nitrógeno (C/N).



Al igual que en otros sistemas en la co-digestión anaerobia es importante tener en cuenta la carga orgánica, la temperatura, el pH, la relación C/N y la alcalinidad. En algunos estudios como por ejemplo el realizado por O'Sullivan et al., (2010), en pruebas de PBM en frascos de 200 ml, a la que agregaron un aproximado de 1 g ST de lirio acuático y 2 g SV de excreta bovina a una temperatura de 38 °C, obtuvieron una producción máxima de metano de $292 \pm 43 \text{ L CH}_4 \text{ Kg}^{-1} \text{ SV}$. Además de esos ensayos, implementaron un reactor a escala piloto con 1.79 kg SV de lirio acuático y 0.25 kg SV de excreta bovina manteniendo la misma temperatura, obtuvieron un volumen acumulado de biogás de 500 L, con un rendimiento total de metano de $140 \text{ L CH}_4 \text{ Kg SV}^{-1}$ con un porcentaje aproximado de 50% de metano.

Otro estudio desarrollado por Chanathaworn (2017) donde implementaron en un reactor discontinuo con humus de lombriz y lirio acuático en una botella de 1L con 700 mL de volumen de trabajo, a temperatura mesofílica (28 – 32 °C), obtuvieron un rendimiento específico de metano de $0.12 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{Kg DQO}$. En otro estudio, realizado por Kurniawan et al. (2014) alimentaron un digestor anaerobio con lirio acuático pretratado hidrotérmicamente, utilizando excreta de búfalo como inóculo, en dos relaciones de carga: 1:2 y 2:2. Obtuvieron una producción máxima de biogás de 7889 mL con la carga 2:2, con una producción óptima de metano de 2856 mL/día. Sin embargo, el biogás obtenido tenía una composición de metano de 52.8%.

Además, se tiene documentada la aplicación de la digestión anaerobia utilizando estiércol de vaca, un ejemplo es el reportado por Omondi et al. (2023) quienes realizaron una codigestión discontinua de 150 g en base seca de sustrato, el cual tenía una composición a base de lirio acuático mezclado con 0, 10, 20 y 30 % de excreta de vaca; los ensayos se llevaron a cabo a una temperatura de 32 °C. Los resultados indican que la codigestión de lirio acuático con una proporción del 30 % de excreta de vaca, alcanzó un rendimiento de $40.85 \text{ ml CH}_4/\text{g SV}$ en un periodo de 50 días. Además, mencionan que ajustaron los datos de la cinética al modelo de Gompertz modificado, el cual describió un potencial de rendimiento de biogás de $43.2 \text{ ml CH}_4/\text{g SV}$.

En conclusión, la co-digestión anaerobia con estiércol animal ha demostrado ser un método efectivo para la producción de biogás, aprovechando los altos contenidos de carbono y otros nutrientes presentes en los desechos animales. La eficiencia de este proceso depende de diversos factores, como la nutrición del animal, la relación C/N, la temperatura, el pH y la carga orgánica. Los estudios revisados indican que, con los pretratamientos adecuados y el ajuste preciso de las condiciones operativas, se pueden alcanzar rendimientos significativos de metano. Por ejemplo, investigaciones como las de O'Sullivan et al. (2010) y Omondi et al. (2023) muestran que la combinación de diferentes sustratos, como el lirio acuático con excreta bovina, y la optimización de las condiciones de operación pueden maximizar la producción de biogás y metano. Estos resultados destacan la necesidad de continuar explorando y optimizando las técnicas de pretratamiento y las condiciones de digestión para aumentar la eficiencia y la viabilidad de la co-digestión anaerobia para producir una fuente sostenible de energía renovable.



2.6 Contenido de Carbono y Nitrógeno

El contenido de carbono y nitrógeno presente en los materiales está representado por la relación C/N. El carbono (carbohidratos) y el nitrógeno (en forma de proteínas y nitrógeno amoniacal), son elementos indispensables para el desarrollo, la actividad de las bacterias anaeróbicas y la producción CH_4 (Velmurugan & Jayaraj, 2014). En diferentes estudios reportan que la relación C/N que contiene tanto el estiércol de caballo y el lirio acuático, dependerá de las condiciones en la que los organismos se encuentran o se desarrollaron.

Por ejemplo, Ali et al., (2022) mencionan que en la caracterización de esta relación para el lirio acuático obtuvieron de carbono 442.21 g COT/Kg SV y de nitrógeno 32.6 ± 0.5 g NTK/Kg SV teniendo una relación C/N de 13.5. El lirio ocupado en este estudio fue recolectado en una rama del río Nilo, de la ciudad de Desouk en Egipto. Además, en este estudio se determinó la relación C/N del estiércol de ganado vacuno (24.7) a partir del carbono y nitrógeno obtenidos, 457.2 ± 4.2 g COT/Kg ST y 17.7 ± 0.2 g NTK/Kg ST, respectivamente. Con las relaciones C/N de ambos materiales, este estudio alcanzó su producción máxima de CH_4 en el 13° día con 3.8 L/Kg.

Otro estudio realizado por Hao et al., (2022) indicaron que la co-digestión de rastrojo de maíz con estiércol de ganado presentó una producción máxima de metano de 4.95 mL/g SV en el día 15, donde la relación C/N que obtuvieron para el estiércol vacuno fue de 12.44 (348.47 ± 3.09 g COT/Kg SV y de 5.15 ± 0.66 g NTK/Kg SV). Velmurugan & Jayaraj, (2014) realizaron una revisión bibliográfica del contenido de Nitrógeno y de la relación C/N de diferentes desechos animales (vaca, búfalo, oveja, cerdo y caballo). Indican que el intervalo de la relación C/N de estos materiales es de 15 – 40, con un porcentaje de nitrógeno de entre 1.4 -3.8%. Velmurugan & Jayaraj, (2014) mencionan que con un alto contenido de C/N existe la posibilidad de alimentar biodigestores con excretas de ganado. Permite balancear las cantidades con respecto al contenido de los materiales y así incrementar la eficiencia del proceso de producción de biogás. Los estudios descritos exponen que la digestión anaerobia es adaptable, obteniendo diferentes rendimientos e implementando alternativas de inóculos para la degradación de materia orgánica, de acuerdo con los ciclos de operación establecidos.



2.7 Modelos cinéticos en la digestión anaerobia

Finalmente, es importante indicar que existen modelos cinéticos que se desarrollan y modifican con objetivos específicos como el establecer parámetros del proceso, simulaciones, optimizaciones y el control de procesos (Kim et al., 2018). En este contexto, los modelos se utilizan para observar, predecir, simular y optimizar el experimento bajo diferentes condiciones de operación (Pramanik et al., 2019). Asimismo, se ha reportado el uso de estos modelos con la finalidad de simular la degradación del sustrato y la producción de biogás (Wang et al., 2022). Actualmente el desarrollo y monitoreo de la digestión anaerobia considera principalmente parámetros como tasa de crecimiento microbiano, tasa de utilización del sustrato, los coeficientes biocinéticos y las constantes de crecimiento (Hadiyanto et al., 2023). Ajustar los datos experimentales con estos modelos ayuda a estimar los parámetros del proceso, como condiciones iniciales y los parámetros cinéticos.

El modelo cinético de primer orden se ha utilizado para modelar la tasa de hidrólisis (Pramanik et al., 2019), pero no es adecuado para describir el proceso de aclimatación, que se traduce a un retraso en la producción de biogás (Hassan et al., 2022). Sin embargo, para describir la producción de biogás ligado al consumo de sustrato en la digestión anaerobia el modelo más utilizado es el de Gompertz modificado. Nguyen et al., (2016) identificó que el modelo correlacionaba estrechamente la producción de biogás con tres parámetros de reacción bioquímica; Tasa máxima específica de producción de metano ($L / Kg SV_{adicionado} \cdot día$), Potencial de producción de biogás o metano ($L / Kg SV_{adicionado}$) y λ El tiempo de la fase de retraso (días). Los estudios citados en este apartado contienen datos relevantes que ayudaron en el contexto práctico de la presente tesis.



Capítulo 3. Planteamiento del problema

3.1 JUSTIFICACIÓN

El sistema lacustre de Xochimilco está conformado por canales, apantles, lagunas permanentes y de temporal, desempeñando un papel crucial en la historia y biodiversidad de la región. Los canales más importantes son: Cuemanco, Nacional, Chalco, Toltenco, Del Bordo, Apatlaco, Zacapa, Caltongo, Santa Cruz y Japón (Puentes & Maynard, 1988). Actualmente, su sistema hídrico es alimentado de manera artificial con aguas tratadas provenientes de las PTAR Cerro de la Estrella, San Luis Tlaxiátemalco y San Lorenzo Tezonco (Gaceta Oficial del DF, 2006). Sin embargo, la zona enfrenta desafíos significativos derivados de la contaminación de sus aguas, ya que las aguas tratadas en su camino de regreso a los canales son contaminadas por 1374 descargas de aguas residuales de las áreas urbanas circundantes. Aportando un exceso de nutrientes al ecosistema, que son aprovechados por malezas invasoras como el lirio acuático, lo que provoca su desarrollo y proliferación descontrolada (Omofunmi et al., 2016). Este fenómeno no solo afecta negativamente al equilibrio ecológico del ecosistema acuático, sino que también genera efectos negativos en la salud humana, socioeconómicos y culturales en la comunidad local.

Los principales métodos de control se clasifican como mecánicos, químicos y biológicos. De los cuales, el método de control mecánico con cosechadora o manual se ha aplicado en Xochimilco. Para el caso particular del lirio acuático, este se realiza recolectando la maleza directamente de los canales y disponiéndola en tiraderos a cielo abierto. Sin embargo, se requieren grandes superficies para su disposición y genera problemas de contaminación por la descomposición del lirio.

Recientemente se ha aplicado la digestión anaerobia como método de aprovechamiento, este método biológico permite mitigar los impactos del lirio acuático recolectado al mismo tiempo que se genera un biocombustible (metano). Existen estudios previos enfocados en la digestión anaerobia del lirio acuático en condiciones mesofílicas (35 °C) (Kumar et al., 2009; Chuang et al., 2011), pero son escasos los estudios acerca de la digestión anaerobia a mayores temperaturas, entre 40 – 55 °C (Ferrer et al., 2010). Además, la mayoría de los estudios reportados han realizado la digestión anaerobia del lirio utilizando lodos anaerobios, un inóculo convencional, sin embargo, existen lugares donde no es posible obtener este tipo de inóculos, por lo que, se propone el uso de un inóculo alternativo, como lo es la excreta de caballo (elemento considerado desecho). Este tipo de inóculo puede tener dos funciones dentro del proceso de digestión; por un lado, es una fuente de microorganismos anaerobios para lograr la degradación del lirio, y por el otro lado, su contenido de celulosa y hemicelulosa permite incrementar el rendimiento de metano (Velmurugan & Jayaraj, 2014).



Por lo tanto, en esta investigación se propone por primera vez abordar el estudio de la digestión anaerobia termofílica de lirio acuático, utilizando estiércol de caballo como inóculo; donde se propone modificar las condiciones de operación con la finalidad de, tratar un mayor contenido de sustrato, aumentar el rendimiento de producción de metano y reducir el tiempo de degradación del lirio acuático (Velmurugan & Jayaraj, 2014). Proporcionando con esto una solución sostenible flexible y que provea de un biocombustible, ya que, si se recolectara y tratara el lirio presente en los canales de Xochimilco, se producirían 454.12m^3 de CH_4/d .

3.2 PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN

Dado los antecedentes presentados ¿será posible reducir el tiempo de degradación del lirio acuático incrementado la temperatura a 45°C , a un periodo de tiempo menor al de reproducción de la planta?

3.3 HIPÓTESIS

La DA del lirio acuático a 45°C reducirá el tiempo de degradación y de producción de metano. El uso de un inóculo alternativo como la excreta de caballo para este proceso, reducirá el tiempo de degradación, aportará nutrientes, e incrementará la cantidad de metano producido. Además, proveerá un inóculo en zonas donde no es posible obtener lodos anaerobios.

3.4 OBJETIVOS

Objetivo General

Evaluar y comparar el tiempo de degradación anaerobia a 45°C del lirio acuático, así como la producción de metano, inoculando con lodo anaerobio de una PTAR municipal y utilizando como inóculo alternativo excreta de caballo.

Específicos

- Evaluar el impacto de la relación de carga sustrato/microorganismo (S/X_0) sobre el tiempo de degradación y la producción de metano.
- Evaluar el efecto de un lodo anaerobio alimentado previamente con jugo de lirio sobre el tiempo de degradación y la producción de metano.
- Evaluar la influencia del contenido de materia orgánica de la excreta de caballo sobre el tiempo de degradación y la producción de metano de lirio acuático.



Capítulo 4. Metodología

MATERIALES Y MÉTODOS

4.1 Diseño experimental

Se estudió la digestión anaerobia del lirio acuático bajo condiciones termofílicas, en reactores discontinuos por lote, para determinar la carga específica que permita incrementar la producción de biogás. Para realizar esto se incrementaron los gramos de SV de lirio por cada gramo de biomasa anaerobia, para los dos inóculos utilizados: lodos anaerobios y excreta equina. Inicialmente, se realizó el muestreo de lirio acuático en los canales de Xochimilco, lodos anaerobios de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de la UAM unidad Iztapalapa y excreta de caballo de la Hacienda Los Laureles en Tláhuac. Posteriormente, se realizó la determinación de las características fisicoquímicas del lirio y de los inóculos empleados, y se realizó un pretratamiento al lirio acuático para mejorar el proceso de digestión. En una primera etapa del estudio, se realizaron cinéticas de potencial bioquímico de metano (PBM) en reactores discontinuos, utilizando lodos anaerobios no adaptados como inóculo y con cargas bajas de sustrato (0.5 a 1.0 g SV_{LA}/g SV_{Inóculo}). Con base a los resultados obtenidos en esta primera etapa, se efectuaron cinéticas de PBM a mayores cargas (de 1.0 a 3 g SV_{LA}/g SV_{Inóculo}), utilizando lodos anaerobios adaptados al lirio y excreta de caballo. Todas las cinéticas se realizaron en condiciones termofílicas (45 °C) y con agitación constante (100 rpm). En la Figura 3 se muestra el diagrama de flujo experimental de esta investigación.



Figura 3. Diagrama de flujo de la investigación.



4.2 Muestreo De Lirio

Se realizaron muestreos en diferentes fechas, octubre 2022, noviembre 2022 y marzo 2023, en donde, se colectaron directamente de los canales de Xochimilco (Mapa 1) aproximadamente 4 kg de lirio acuático fresco. Estas muestras obtenidas tuvieron como finalidad tener lirio acuático fresco antes de iniciar una nueva cinética de PBM. Todas las muestras se llevaron al Laboratorio W-106 de Tratamiento de Aguas Residuales y Microbiología Ambiental, el cual se encuentra ubicado en edificio W dentro de la Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa, Ciudad de México.



Mapa 1. Alcaldía Xochimilco. Área de muestreo de lirio acuático.

4.3 Caracterización Físicoquímicas del Lirio Acuático

Para la caracterización física del lirio acuático se realizó el denominado análisis clásico o análisis de crecimiento vegetal. Este es un análisis a nivel planta aislada, el cual, se realiza en su forma más simple, permitiendo estimar las dimensiones de la planta que se estudia. Este tipo de análisis pretende, por medio de técnicas precisas y observaciones detalladas, examinar el aspecto morfológico, comparar y explorar aspectos macroscópicos como estructura y reproducción, factores que ayudan a comprender semejanzas y diferencias entre ellas (Pérez-García & Mendoza, 2002). La morfología del lirio acuático encontrado en los canales de Xochimilco fue de plantas jóvenes, maduras y de mediana edad, que crecían en las orillas de los canales. Con el uso de una cinta métrica y un calibrador se determinó el tamaño y la forma (longitud y diámetro) de hojas, tallos y pecíolos.



4.4 Disminución del Tamaño de la Partícula de Lirio Acuático

El lirio después de haber sido recolectado fue seccionado en cuatro partes: raíz, hojas, pecíolos y tallos. Para todas las cinéticas de PBM se desechó la raíz utilizando solo los tallos, pecíolos y hojas. Debido a que las hojas y tallos del lirio acuático tienen una mayor cantidad de celulosa y hemicelulosa (fáciles de fermentar por bacterias anaeróbicas para producir biogás) y la menor cantidad de lignina y otros materiales como la ceniza. Por otra parte, las raíces de esta planta contienen una mayor cantidad de lignina y cenizas, incluidos metales pesados, y la menor cantidad de celulosa y hemicelulosa, por lo que son las más difíciles de degradar y utilizar como materia prima energética y convertir en biogás. Cada sección fue cortada en pedazos de 3 cm aproximadamente para que al ingresar al molino la biomasa del lirio no ejerciera resistencia. El molino utilizado fue de tipo tornillo sin fin, con una criba perforada con agujeros de 5.0 mm de diámetro, denominada "grado fino". La muestra final (hojas, pecíolos y tallos) ya procesada fue almacenada, y dividida para realizar las cinéticas, la determinación de sus características fisicoquímicas y su relación C/N, siendo etiquetadas y almacenadas en un refrigerador. En la Figura 4 se muestra el procedimiento y proceso para la disminución del tamaño de partícula de lirio acuático.

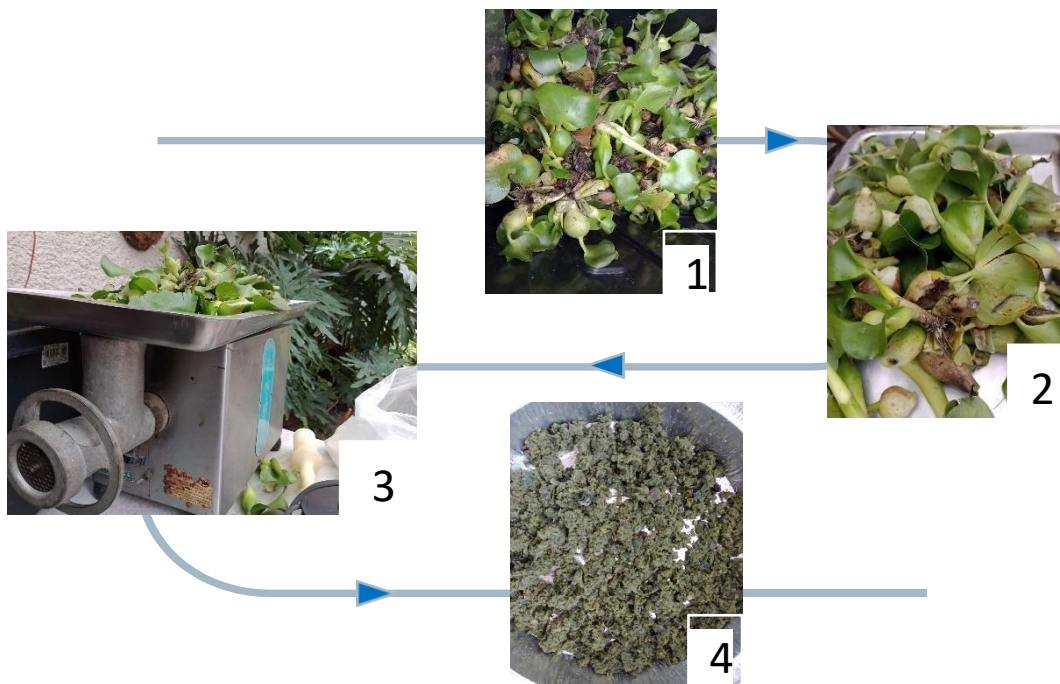


Figura 4. Procedimiento y proceso para la disminución del tamaño de la partícula de lirio acuático. 1: selección de planta, 2: corte de la planta en secciones (tallos, hojas y pecíolos), 3: trituración del lirio acuático con molino de tornillo sin fin y 4: lirio acuático molido.



4.5 Inóculos

4.5.1 Lodos Anaerobios

El muestreo de los lodos anaerobios granulares se realizó en la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de la Universidad Autónoma Metropolitana. Se recolectaron aproximadamente seis litros de lodos anaerobios. De igual manera se trabajó con estos en el laboratorio W-106, realizando diferentes técnicas y pretratamientos antes de comenzar con la experimentación.

4.5.2 Lodos Anaerobios Adaptados al Lirio Acuático

Con la finalidad de adaptar los lodos anaerobios que tratan aguas residuales municipales a el lirio acuático, durante el pretratamiento del lirio se recuperaba el jugo que se generaba durante la molienda, el cual fue alimentado a los lodos durante dos meses, aproximadamente 10 g DQO/L por semana, a una carga de 1.66 Kg DQO/m³-día. Después de este periodo se realizaron cinéticas de PBM con este inóculo y se compararon los resultados con los obtenidos como el inóculo no adaptado, para observar los cambios que se presentaron en la producción máxima de metano y el tiempo de degradación del lirio acuático. En la Figura 5 se muestra el reactor donde se realizó el pretratamiento a los lodos anaerobios utilizando extracto de lirio como fuente de alimentación.



Figura 5. Reactor implementado para la adaptación de los lodos anaerobios con lirio acuático como fuente de alimentación.



4.5.3 Excreta de Caballo

El muestreo de la excreta de caballo se realizó en la Hacienda los Laureles, en San Francisco Tlaltenco, Tláhuac, Ciudad de México (Mapa 2). Se recolectaron aproximadamente cuatro kilogramos y se trabajó con este inóculo en el laboratorio W-106, de igual manera se analizó con diferentes técnicas antes de su implementación en la experimentación.



Mapa 2. Alcaldía Tláhuac-área de muestreo de excreta equina.

4.6 Caracterización Físicoquímica De Los Componentes

El análisis de los elementos químicos del sustrato y de los inóculos (lirio acuático y excreta de caballo), se realizó en el Laboratorio de Bromatología del Departamento de Producción Agrícola y Animal, ubicado en edificio F, de la Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Xochimilco, Ciudad de México. Para la determinación de sus componentes químicos se empleó y adaptó el método de Van Soest (Soest & Wine, 1967).



4.7 Relación Carbono/Nitrógeno

Para analizar el contenido de carbono y nitrógeno y determinar la relación C/N, se tomó una muestra del lirio acuático y una de excreta de caballo, se secaron y molieron hasta obtener una muestra homogénea y representativa. Esto se logró utilizando el método de análisis Hach para carbono total y el método de digestión Kjeldahl para nitrógeno. El análisis del carbono orgánico total en las muestras se realizó siguiendo el método 5310, el cual está descrito en el Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (American Public Health Association, American Water Works Association, & Water Environment Federation (2017). Para la determinación del contenido total de nitrógeno en la materia orgánica se realizó siguiendo el método de Kjeldahl, J. (1883) descrito en Zeitschrift für Analytische Chemie, 22, 366-382.

4.8 Sólidos totales y sólidos volátiles

La determinación de ST y SV se realizó utilizando el método gravimétrico, de acuerdo al Standard Método 2540-B. (Rice et al., 2012).

4.9 Pruebas de potencial bioquímico de metano del Lirio acuático

La evaluación del potencial bioquímico de metano (PBM) del lirio acuático, recolectado directamente de los canales de Xochimilco, se realizó bajo las siguientes condiciones:

- Volumen de trabajo, 120 mL.
- Volumen del espacio de cabeza, 100 mL.
- Temperatura 45 °C (termofilia).

Se realizaron cuatro series de cinéticas de PBM, con lirio acuático a diferentes cargas sustrato/inóculo en gramos de sólidos volátiles, cada condición se realizó por triplicado, usando lodos anaerobios y excreta de equino como inóculos. En la Tabla 2 se muestran las cinéticas de PBM para cada condición empleada. La primera serie utilizó relaciones de carga menores a 1.0 g SV sustrato /g SV inóculo para determinar si la digestión anaerobia del lirio acuático con lodos anaerobios en condiciones termofílicas era viable. En la segunda serie, se emplearon lodos anaerobios adaptados al lirio, y, basándose en los resultados de la primera serie, se incrementaron las relaciones de carga hasta 3.0 g SV sustrato /g SV inóculo. La tercera serie repitieron las cargas de 0.75 y 1.0 g SV sustrato /g SV inóculo de la primera para corroborar los resultados y compararlos con las series anteriores. Finalmente, la cuarta serie empleó excreta de caballo como inóculo, utilizando las mismas relaciones de carga que en la segunda serie, permitiendo así comparar el comportamiento de ambos inóculos. Además, se realizó a la par el control negativo, el cual se mezcló el Inóculo con agua.



Tabla 2. Cinéticas de PBM realizadas en esta investigación	
Relaciones sustrato (Lirio) /concentración de inóculo (Lodos anaerobios) (S/X ₀)	
Serie 1	0.5 g SV sustrato /g SV inóculo
	0.75 g SV sustrato /g SV inóculo
	0.8 g SV sustrato /g SV inóculo
	1.0 g SV sustrato /g SV inóculo
Relaciones sustrato (Lirio) /concentración de inóculo (Lodos anaerobios adaptados) (S/X ₀)	
Serie 2	1.0 g SV sustrato /g SV inóculo
	2.0 g SV sustrato /g SV inóculo
	3.0 g SV sustrato /g SV inóculo
Relaciones sustrato (Lirio) /concentración de inóculo (Lodos anaerobios) (S/X ₀)	
Serie 3	0.75 g SV sustrato /g SV inóculo
	1.0 g SV sustrato /g SV inóculo
Relaciones sustrato (Lirio) /concentración de inóculo (Excreta de caballo) (S/X ₀)	
Serie 4	1.0 g SV sustrato /g SV inóculo
	2.0 g SV sustrato /g SV inóculo
	3.0 g SV sustrato /g SV inóculo

4.10 Reactores en lote

La Figura 6 muestra los reactores discontinuos utilizados en las cinéticas de PBM, los cuales tuvieron las siguientes características: volumen total y de trabajo 120 mL y 100 mL, respectivamente, altura y diámetro interno de 17 cm y 8.8 cm, respectivamente, lo que resultó en una relación altura/diámetro (H/Ø) ≈ 1.93 cm. Los reactores consistieron en frascos de vidrio, sellados a presión por tapones neopreno y anillos de aluminio. Todas las salidas fueron selladas para preservar las condiciones anaerobias. En la parte superior, mediante el tapón de neopreno, se permitió la extracción de gases producidos durante el proceso de digestión anaerobia para su cuantificación.

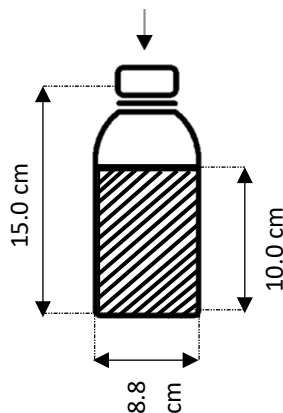


Figura 6. Reactor implementado para las cinéticas de potencial bioquímico de metano (PBM)



4.10.1 Arranque y operación de los reactores discontinuos

Para conocer la cantidad de SV a adicionar en cada una de las cargas a probar, al sustrato y al inóculo se le realizó la caracterización de su biomasa. Una vez agregado cada uno de los componentes (sustrato, inóculo y agua) la botella se selló para alcanzar las condiciones anaerobias deseadas en el estudio. La descarga o salida del biogás fue a través de un tapón de neopreno colocado en la boquilla de la botella, al cual se conectó una aguja. Su extracción fue programada cada 24 horas.

Para conocer la cantidad de SV a adicionar en cada una de cinéticas de PBM, al sustrato y a los inóculos se les realizó la caracterización de su biomasa. A partir de esta caracterización se realizó un análisis de mezcla para cada serie, tomando en cuenta las diferentes fracciones de sólidos presentes en cada componente. En todas las cinéticas se adicionó la misma cantidad de masa de inóculo: 3.0 g SV. En cuanto a la cantidad de lirio acuático (sustrato) adicionado, vario dependiendo a las condiciones de relación de carga, donde para las cinéticas con relación de carga $1.0 \text{ g SV}_{\text{sustrato}} / \text{g SV}_{\text{inóculo}}$ se adicionaron 3.0 g SV, para $2.0 \text{ g SV}_{\text{sustrato}} / \text{g SV}_{\text{inóculo}}$: 6.0 g SV y para $3.0 \text{ g SV}_{\text{sustrato}} / \text{g SV}_{\text{inóculo}}$: 9.0 g SV. Para todos los casos se agregó agua por varias razones; a) Ayuda a diluir el sustrato y el inóculo, asegurando una distribución homogénea de los microorganismos y nutrientes en el reactor. b) La digestión anaerobia requiere de un ambiente húmedo, para que los microorganismos puedan sobrevivir y metabolizar el material orgánico. c) Facilita la mezcla del contenido del reactor, manteniendo un proceso uniforme y evita zonas secas o compactas. d) Su adición al reactor ayuda a regular el pH (Acosta & Abreu, 2005).

4.10.2 Condiciones de operación

Los reactores discontinuos se operaron bajo condiciones para favorecer la degradación del sustrato, induciendo esto a partir de una temperatura seleccionada y agitación adecuada. Los tiempos de digestión variaron de acuerdo con el inóculo empleado; las series de experimentos con lodos anaerobio-adaptados y sin adaptar tuvieron una duración total de 744 horas equivalentes a 31 días. Las series en las que se empleó excreta equina como inóculo se mantuvieron por un total de 1536 horas (64 días). El tiempo en cada una de las series fue de acuerdo con su relación con la generación de biogás. Además, se estableció medir el pH al inicio y al final de cada una de las pruebas. Esto con el fin de saber si se debía estabilizar o si este factor estaba involucrado en la inhibición del proceso.

Todos los reactores fueron incubados a una temperatura seleccionada durante las condiciones de operación establecidos. El equipo donde se realizó la experimentación fue una incubadora/agitadora hermética conformada por dos módulos, el primero es una placa de agitación constante la cual se ajustó a 100 rpm. Esta placa tiene la capacidad de albergar 40 reactores. El segundo módulo es el de temperatura, el cual se calibró y se mantuvo a 45 °C. Este equipo se mantuvo controlado de manera manual durante toda la experimentación Figura 7.



Figura 7. Incubadora implementada en las condiciones de operación.

4.10.3 Producción volumétrica de gas

La producción volumétrica de gas de cada uno de los reactores se cuantificó por el método de desplazamiento. El volumen de biogás producido se midió utilizando una botella con solución salina saturada, para conocer la cantidad en mililitros de la solución desplazada de una botella a otra, esta se recibió en una probeta graduada. En la Figura 8 se muestra el proceso de extracción y cuantificación del biogás.

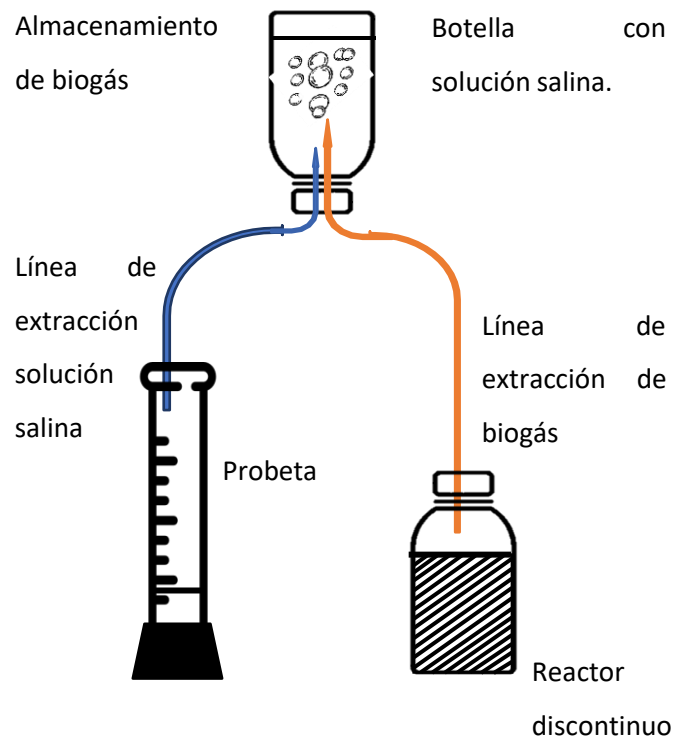


Figura 8. Sistema de cuantificación de biogás por desplazamiento.

El biogás obtenido fue almacenado y posteriormente fue determinada su composición (CH_4 , CO_2 y H_2) mediante un cromatógrafo de gases GOW-MAC (Texas Instruments Inc.), con detector de conductividad térmica (TCD). Para



tener un seguimiento del proceso metanogénico en cada uno de los reactores, diariamente se cuantificó la producción de biogás en los reactores.

4.10.4 Normalización de la producción de metano

Dado que el biogás producido en la digestión anaerobia es un fluido compresible, factores como la temperatura y la presión influyen con la magnitud del gas producido y registrado. Además, es fundamental el monitoreo continuo de la presión del biogás, para registrar datos precisos del flujo gaseoso, lo que permitiría obtener un perfil dinámico exacto para la producción del biogás y su volumen acumulado. Normalmente, la ley de los gases ideales se utiliza para ajustar el volumen obtenido a condiciones estándar de temperatura y presión. No obstante, existen diferentes condiciones estándar que son aceptadas. Sin embargo, se pueden observar discrepancias de hasta un 10 % del volumen registrado. (Walker et al., 2009). Por lo que, para la normalización de la producción de metano de cada una de las cinéticas de PBM se utilizó la Ecuación 1, donde se especifica cómo llevar a cabo el ajuste de volumen de gas a las condiciones estándar de temperatura y presión, según la ley de los gases ideales.

$$V_{STP} = \frac{P_{Gas}}{P_{STP}} \times \frac{T_{STP}}{T_{Gas}} (V_{Gas})$$

Ecuación 1. Ajuste para el volumen del gas a las condiciones estándar de temperatura y presión.

Donde:

V_{STP}	Volumen ajustado a condiciones de temperatura y presión estándar
P_{STP}	Presión estándar
P_{gas}	Presión del gas registrado
T_{gas}	Temperatura del gas registrado (K)
T_{STP}	Temperatura estándar en (K)
V_{gas}	Volumen del gas registrado

4.10.5 Modelos de ajuste de resultados de PBM

Para ajuste de los datos obtenidos de la normalización de la producción de metano, se utilizaron los modelos cinéticos de Gompertz y de primer orden. Los modelos fueron ejecutados utilizando, Matlab. En código o script se implementó un enfoque de ajuste de mínimos cuadrados para minimizar las discrepancias entre los datos experimentales y los valores predichos por el modelo. Además, se implementó, como modelo de función de costo el error mínimo cuadrático en los parámetros del modelo para minimizaran la discrepancia entre los valores predichos y experimentales permitiendo una mayor concordancia entre los datos modelados. Este enfoque



proporcione una representación aproximada del comportamiento cinético del proceso de digestión anaerobia del lirio acuático, proporcionando resultados para su análisis y evaluación. En el apartado anexos se muestra el script utilizado y las gráficas obtenidas del modelado.

a) Ajuste de Gompertz

Para el ajuste de los valores obtenidos de la producción de metano de las cinéticas de PBM se empleó la Ecuación 2:

$$H(t) : Hmax \exp \left\{ -\exp \left[\frac{(2.71828) Rmax}{Hmax} (\lambda - t) + 1 \right] \right\}$$

Ecuación 2. Ecuación de Gompertz para el ajuste de la producción de biogás.

Donde:

H(t)	Producción de metano en un reactor en un momento dado (t)
H	Producción máxima de metano alcanzada por el reactor
T	Valor constante relacionado con la tasa de crecimiento de la producción de metano
λ	Valor constante relacionado con el tiempo en el que se comienza la producción de metano

b) Ajuste de Primer orden

Otro de los modelos empleados para el ajuste de comportamiento de las producciones de metano en las cinéticas de PBM de este estudio se muestra en la Ecuación 3:

$$C(t) : C_0 (1 - e^{-k \cdot t})$$

Ecuación (3). Ecuación de Primer orden para el ajuste de la producción de biogás.

Donde:

C(t)	Concentración de metano en el reactor en un momento dado (t)
C ₀	Producción inicial de metano en el reactor
K	Constante de velocidad de la reacción de producción de metano <i>(Esta constante determina la velocidad en la que se produce el metano, un valor alto en k indica una tasa de producción rápida)</i>
T	Valor constante relacionado con la tasa de crecimiento de la producción de metano



4.11 Técnicas Analíticas

Tanto el sustrato como los inóculos fueron caracterizados al inicio y al final de las pruebas de PBM. Las técnicas analíticas que se realizaron se resumen en la Tabla 3.

Tabla 3. Técnicas analíticas y tipos de análisis.

Parámetro	Técnica analítica
Sólidos totales (ST), sólidos volátiles (SV) y sólidos fijos (SF)	Gravimetría
Caracterización de la morfología del lirio acuático	Análisis de crecimiento vegetal clásico
Determinación de lignina (cenizas), celulosa (detergente ácido) y hemicelulosa (detergente neutro)	Técnica modificada de forrajes (Van Soest)
pH	Potenciometría
Producción volumétrica de gas	Método de desplazamiento con solución salina saturada y pH 2
Carbono y nitrógeno Total	Método Hach y Kjeldahl
Cantidad de metano y composición del biogás	Cromatografía de gases CG-TCD



Capítulo 5. Resultados y discusión

En este capítulo se exponen los resultados generados en esta investigación. Se muestran los datos puntuales obtenidos de la caracterización morfológica del lirio acuático, seguido de la caracterización fisicoquímica de la biomasa del lirio y de la excreta de caballo, donde se mencionan sus contenidos de celulosa, hemicelulosa, sólidos totales, sólidos volátiles. En las siguientes secciones se manifiestan los datos de pH, la cantidad de metano producido diariamente y su acumulación durante los periodos de operación de los reactores, para cada una de las cinéticas de PBM. Además, se realizó el cálculo del rendimiento máximo normalizado de metano, utilizando los datos de la producción de biogás y la composición del biogás caracterizado mediante el análisis cromatográfico al final de las cinéticas. Finalmente, se presenta un resumen de resultados obtenidos para evidenciar los cambios en la digestión anaerobia al usar dos tipos de inóculo distintos.

5.1 Caracterización morfológica del lirio acuático

Para la caracterización de la morfología del lirio acuático implementado en este estudio se utilizó una cinta métrica y se registraron diferentes medidas de la planta. Las medidas se tomaron de la base hasta el punto más alto de cada órgano (hojas, tallos y pecíolos). En la Tabla 4 se describe el tamaño promedio de las secciones de las plantas de lirio acuático colectadas en los canales de Xochimilco.

Tabla 4. Tamaño promedio de cada sección de las plantas de lirio acuático colectadas

Muestra	Hojas (cm)	Tallos (cm)	Pecíolos (cm)
(1) 27/10/2022	15 – 19	65 – 70	6 – 8
(2) 23/11/2022	9 – 14	40 – 55	6 – 8
(3) 20/03/2023	5 – 8	5 – 10	4 – 8
(4) 20/03/2023	5 – 8	5 - 10	4 – 8

Cada muestra se clasificó dependiendo del tamaño de las plantas, de la siguiente manera:

- Muestra (1) 27/10/2022: Lirio acuático maduro donde los tallos eran delgados y de un largo de entre 15 - 19 cm con hojas color verde oscuro y un tamaño de 15 - 19 cm.
- Muestra (2) 23/11/2022: Lirio acuático mediano, sus tallos se encontraron más gruesos con una longitud de alrededor de 40 - 55 cm sus hojas con un verde intenso de entre 9 - 14 cm.
- Muestras (3 y 4) 20/03/2023: Lirio acuático joven, donde los tallos eran pequeños de entre 5 - 10 cm de longitud, con hojas de un color verde claro de 5 – 8 cm de longitud.



Para las cinéticas de PBM del lirio, se emplearon muestras específicas de acuerdo con la serie de pruebas correspondiente. Para la serie 1, se utilizaron muestras de lirio obtenidas de la muestra 1. Posteriormente, en la serie 2, se implementaron muestras procedentes de la muestra 2 de lirio. En cuanto a las series 3 y 4, se emplearon muestras de lirio obtenidas de la muestra 3. Esta metodología aseguró que cada serie de pruebas se llevara a cabo con muestras frescas, permitiendo así una comparación coherente de los resultados de las cinéticas de degradación de los contaminantes presentes en el lirio.

5.2 Contenido de celulosa, hemicelulosa y lignina

5.2.1 Lirio acuático

En la Tabla 5 se resumen los resultados de la caracterización fisicoquímica de la materia seca de lirio acuático de las muestras 3 y 4 descritas en la Tabla 4. Se puede observar que los porcentajes de celulosa difieren de los reportados por otros autores, quienes obtuvieron un promedio de 18 -19% (Kumar et al., 2009; Carlini et al., 2018; Gunnarsson & Petersen, 2007; Nigam, 2002; Sorvoraweat & Kongkiattikajorn, 2010) y en este estudio se caracterizó un contenido promedio de celulosa de 22 - 24%. Además, también contiene cantidades más pequeñas de otros componentes minoritarios proteínas (3-10%), lípidos (1.5%), azúcares solubles, denominados extractivos y minerales (10.5%), que en los análisis químicos se estiman como cenizas (Morales de la Rosa, 2015).

Tabla 5. Caracterización fisicoquímica de materia seca de lirio acuático reportado en literatura y obtenido en este estudio.

Referencia	Reportadas por otros autores			
	Celulosa (%)	Hemicelulosa (%)	Lignina (%)	Otros (%)
(Kumar et al., 2009)	18.4	49.2	3.6	28.74
(Carlini et al., 2018)	18.2	48.7	3.5	29.6
(Nigam, 2002)	18.07	28.21	7.03	46.69
(Gunnarsson & Petersen, 2007)	19.5	33.4	9.3	37.8
(Sorvoraweat & Kongkiattikajorn, 2010)	19.0	32.7	4.4	43.9



Reportado en este estudio				
Muestra	Celulosa (%)	Hemicelulosa (%)	Lignina (%)	otros (%)
(1) 27/10/2022	24.8	18.02	3.3	53.88
(2) 23/11/2022	22.7	16.6	5.8	54.9
(3) 20/03/2323	26.7	26.4	6.7	59.8

En cuanto al contenido de hemicelulosa en esta investigación el promedio fue entre 16.6 – 26.4% el cual es menor a lo reportado previamente (Kumar et al., 2009; Carlini et al., 2018; Gunnarsson & Petersen, 2007; Nigam, 2002; Sornvoraweat & Kongkiattikajorn, 2010) donde obtuvieron un porcentaje de 49.2 %, 48.7%, 28.21%, 33.4% y 32.7% respectivamente. Por otra parte, el porcentaje de lignina encontrado en este estudio fue de 3.3 - 6.7%, contenido que se encuentra dentro de lo reportado en otras investigaciones (Carlini et al., 2018; Gunnarsson & Petersen, 2007; Kumar et al., 2009; Nigam, 2002; Sornvoraweat & Kongkiattikajorn, 2010) que está en el orden de los 3.6 - 9.3%. Las diferencias en cuanto a la composición fisicoquímica reportada se deben a las condiciones en las que el lirio acuático se desarrolló como el hábitat donde se recolectó, las condiciones nutricionales, su edad y morfología. Estos factores intervienen con los procesos metabólicos de las plantas y con esto su composición química estructural.

5.2.2 Excreta de Caballo

La caracterización fisicoquímica de la excreta de caballo se resume en la Tabla 6. Los componentes de interés al igual que con el lirio acuático, son los carbohidratos (celulosa y hemicelulosa). Se puede observar que los resultados muestran un mayor contenido de celulosa y hemicelulosa, 31.6% y 17.8 %, respectivamente, en comparación con los porcentajes del lirio acuático en este estudio. Esto indica que la excreta de caballo al implementarse en la digestión anaerobia puede aportar una gran cantidad de carbohidratos (celulosa y hemicelulosa) que son materia prima para la generación de biogás.

Tabla 6. Caracterización fisicoquímica de materia seca de excreta equina en este estudio.

Reportado en este estudio				
Muestra	Celulosa (%)	Hemicelulosa (%)	Lignina (%)	otros (%)
(1) 20/03/2323	31.6	17.8	5.5	54.9



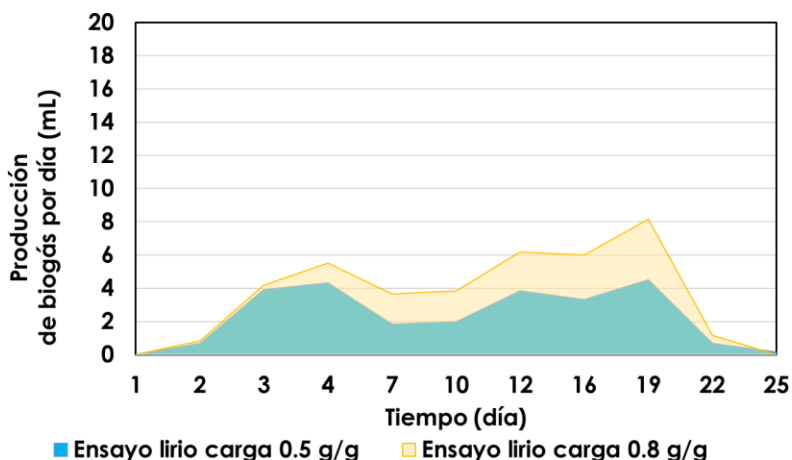
5.3 Cinéticas de potencial bioquímico de metano

5.3.1 Lodos anaerobios

En las cinéticas de potencial bioquímico de metano (PBM) con lodos anaerobios y lirio acuático, se estableció un rango de cargas: 0.5, 0.75, 0.8, 1.0, 2.0 y 3.0 g SV Lirio / g SV Inóculo, con la finalidad de identificar la carga óptima para la producción de biogás, la remoción de la materia orgánica de la biomasa de esta maleza y establecer cual relación de carga podría generar una inhibición. La experimentación se dividió en 4 series, para la serie 1, se realizaron cinéticas con las cargas de: 0.5, 0.75, 0.8 g y 1.0 g SV Lirio / g SV Inóculo con los lodos anaerobios sin adaptar.

En la segunda serie experimental se realizaron pruebas con lodos anaerobios adaptados y aplicando cargas de: 1.0, 2.0 g y 3.0 g SV Lirio / g SV Inóculo. En la tercera serie de cinéticas se implementaron lodos anaerobios sin adaptar con cargas de: 0.75 y 1.0 g SV Lirio / g SV Inóculo, esto para corroborar los resultados conseguidos en la serie 1. Todas las series de experimentación donde se utilizaron lodos anaerobios tuvieron una duración de entre 25 y 27 días.

En la Figura 9 se muestra el comportamiento de la producción de biogás por día con lodos anaerobios sin adaptar (Serie 1). Como se observa de forma general para las cuatro cargas, los microorganismos en los primeros días comienzan a consumir el lirio acuático (sustrato), esta fase transcurrió entre 1 - 4 días, obteniendo el primer pico de producción de biogás. En los días 6 – 10, donde se observa una caída o reducción en la generación de biogás, se podría atribuir a una alta producción de ácidos grasos volátiles (AGV), ocasionando que la digestión anaerobia disminuya. También se observó que en los días 14 – 18 comenzó una etapa de recuperación de la producción de biogás. Finalmente, en los días 18-20 la producción terminó y se adjudica a que la mayoría del lirio acuático se degradó y consumió.



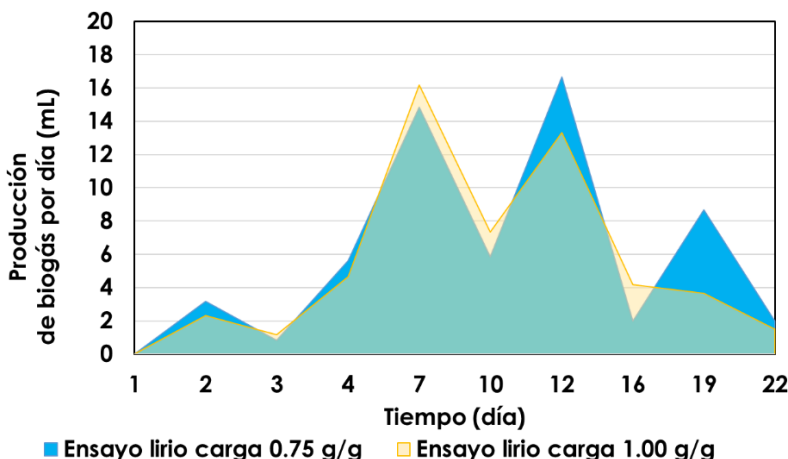


Figura 9. Producción de biogás por día de la serie 1: Inóculo sin adaptar

En la serie 3 con lodos anaerobios sin adaptar, repitiendo las cargas de 0.75 y 1.0 g SV_{Lirio} /g SV_{Inóculo}, al igual que en la primera serie, el inicio de la producción de biogás para ambas cargas fue durante los primeros 4 días (Figura 10). Los días en los que se presentaron los picos de producción máxima fueron el 8 y 11. También, se puede observar que las caídas de producción fueron de manera gradual comenzando para ambas cinéticas en el día 12, atribuido a que la cantidad de sustrato se redujo al ser transformado en biogás.

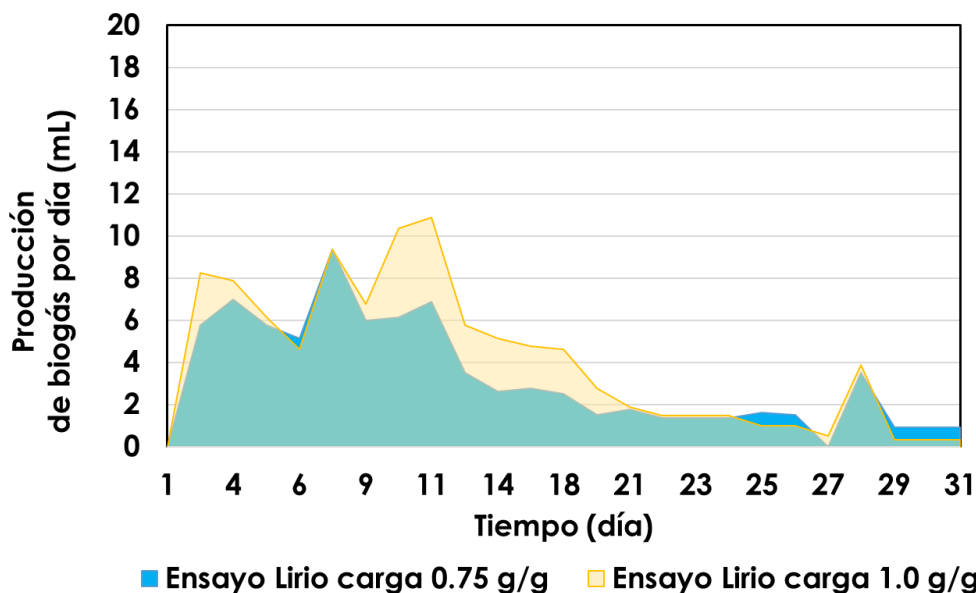
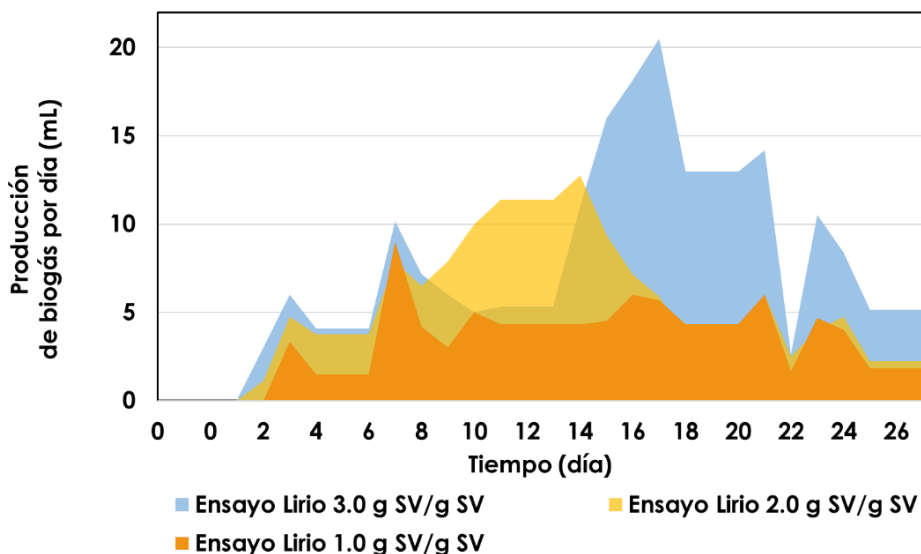


Figura 10. Producción de biogás por día en la serie 3: Lodos sin adaptar.

En la segunda serie, lodos anaerobios adaptados (Figura 11), se puede observar que en las tres cargas la fase de arranque de producción de biogás comenzó entre los días 2 - 4. Para la carga más baja 1.0 g SV_{Lirio} /g SV_{Inóculo}, el día en que se alcanzó la máxima producción de biogás fue el día 7. El pico máximo en la carga de 2.0 g SV_{Lirio} /g SV_{Inóculo} se generó el día 14. Finalmente, con la carga de 3.0 g SV_{Lirio} /g SV_{Inóculo} esto ocurrió el día 17. Por el contrario, en las cargas 1.0 y 2.0 g SV_{Lirio} /g SV_{Inóculo} en los días 8 – 14, se observa una reducción en la generación de biogás. En cuanto a la mayor carga la caída de producción se presenta en el día 21.



En la Tabla 7 se describen los resultados de la producción máxima acumulada de biogás de las series 1, 2 y 3. En la serie 1, la cinética con mayor producción acumulada fue en una carga de 0.75 g SV_{Lirio} / g SV_{Inóculo} con 59.6 mL. En la segunda serie la máxima producción de biogás se alcanzó con la cinética con carga 2.0 g SV_{Lirio} / g SV_{Inóculo} con 153.6 mL. En la tercera serie, se obtuvieron 100.9 mL con una carga de 1.0 g SV_{Lirio} / g SV_{Inóculo}.

Tabla 7. Resultados de la producción de biogás de las series 1, 2 y 3.

Producción Acumulada	Serie								
	1			2			3		
	Lodos anaerobios sin adaptar			Lodos anaerobios adaptados			Lodos anaerobios sin adaptar		
	0.5	0.75	0.8	1.0	1.0	2.0	3.0	0.75	1.0
mL	29.3	59.6	43.8	54.3	97.3	153.6	221.3	80.1	100.9

5.3.2 Producción de metano normalizado para las cinéticas de PBM con lodos anaerobios

En la Tabla 8 se resumen las producciones máximas de metano normalizadas expresadas por cantidad de sustrato alimentado (L CH₄ / Kg SV), de todas las series realizadas con lodos anaerobios como inóculo. Como se puede observar de la serie 1 la menor producción de metano fue de 25.5 L CH₄ / Kg SV, con la carga de 0.5 g SV_{Lirio}/g SV_{Inóculo}. Por otra parte, la mayor producción de metano fue de 53.6 L CH₄ / Kg SV, alcanzado a una carga de 0.75 g SV_{Lirio}/g SV_{Inóculo}. En la serie 2, lodos anaerobios adaptados, la menor producción de metano fue de 64.4 L CH₄ / Kg SV con la carga 1.0 g SV_{Lirio}/g SV_{Inóculo}, seguido de la carga 2.0 g SV_{Lirio} / g SV_{Inóculo} con 101.7 L CH₄ / Kg SV. La mayor producción de metano, en esta serie, fue de 146.5 L CH₄ / Kg SV, obtenido con la carga de 1.0 g SV_{Lirio} / g SV_{Inóculo}. Este resultado coincide con lo reportado en el estudio previo realizado por Ferrer et al. (2010) con rendimientos de entre 150–190 L CH₄/ kg SV.



Por otra parte, los resultados de la serie 2, con lodos anaerobios adaptados, se encuentran por debajo de lo reportado por Castro & Agblevor, (2020) donde analizaron el comportamiento de la digestión anaerobia de lirio acuático alcanzando una producción máxima de metano de 399.2 ± 32.2 N. L CH₄/Kg SV bajo condiciones mesofílicas. Para la serie 3, la cinética con relación de carga 0.75 no presento diferencias significativas en comparación con la serie 1, su producción normalizada de metano fue de 53.0 L CH₄ / Kg SV. Sin embargo, en la cinética con relación de carga 1.0 se presentó un aumento en la producción de metano con 66.7 L CH₄ / Kg SV. En el apartado de anexos se muestran las gráficas de las producciones máximas y mínimas esperadas (normalizadas) de metano para las series 1,2 y 3. En este estudio, los términos “máximos y mínimos” hacen referencia a los límites superior e inferior de la producción de metano bajo condiciones ideales y controladas. Estos valores se determinaron a partir de consideraciones teóricas, como factores externos afectan la producción de metano en un rango aproximado del 15%.

Tabla 8. Resultados de la producción normalizada de metano de las series 1, 2 y 3.

Normalización L CH ₄ / Kg SV	Serie								
	1				2			3	
	Lodos anaerobios sin adaptar				Lodos anaerobios adaptados			Lodos anaerobios sin adaptar	
$g\ SV_{Lirio} / g\ SV_{Inóculo}$	0.5	0.75	0.8	1.0	1.0	2.0	3.0	0.75	1.0
Producción L CH ₄ / Kg SV	25.5	53.6	37.6	48.8	64.4	101.7	146.5	53.0	66.7

Cinéticas de potencial bioquímico de metano de lirio acuático y excreta equina

A diferencia de las series experimentales con lodos anaerobios, para la serie 4 se utilizó excreta de caballo, donde se establecieron distintas cargas con el fin de identificar la carga óptima en la producción de biogás con lirio acuático y la remoción del material orgánico de su biomasa en digestión anaerobia. Las cargas ensayadas fueron: 1.0, 2.0 y 3.0 g SV_{Lirio} / g SV_{Inóculo} con una duración de 64 días. En la Tabla 9 se muestran los resultados de la producción máxima acumulada de biogás de esta serie.

Tabla 9. Resultados de la producción máxima acumulada de metano de la serie 4.

Producción acumulada	Serie		
	4		
	Excreta equina - lirio acuático		
$g\ SV_{Lirio} / g\ SV_{Inóculo}$	1.0	2.0	3.0
mL	342.4	446.5	100.3



En la Figura 12 se muestra la producción de biogás diaria con las diferentes cargas y excreta de caballo. Como se puede observar la producción en las tres cargas comenzó en los primeros 3 días. Para la carga de 1.0 g SV_{Lirio} / g SV_{Inóculo}, la producción de biogás a partir de día 12 tuvo un aumento, donde el pico más alto fue en el día 20. A partir de este día la producción cayó observando una inhibición del proceso entre los días 28 y 32, esto se podría atribuir a la presencia de amoniaco en alta concentración. Después de esta inhibición se presentó un periodo de producción de biogás oscilatorio, con una producción promedio de 7 mL hasta el final de la digestión, además, se generó otro pico de producción en el día 34.

Para la carga 2.0 g SV_{Lirio} / g SV_{Inóculo}, se observó una producción ascendente a partir del día 5. Al igual que en carga de 1.0 g SV_{Lirio} / g SV_{Inóculo}, se generó una caída en la producción de metano en el día 28, sin embargo, esto no llevo a inhibir el proceso completamente, solo provocó una disminución en un lapso de 4 días. A partir de este periodo, se recuperó la producción llegando a tener otro pico máximo el día 46. En la última carga implementada (3.0 g SV_{Lirio} / g SV_{Inóculo}) la producción de biogás tuvo un comportamiento distinto. A diferencia de las dos cargas anteriores, esta cinética obtuvo una mayor producción de biogás en los primeros días. Sin embargo, a partir del día 10 su producción fue descendente hasta llegar al día 29 donde se registró un pico de producción que duró alrededor de 3 días. Después de estos días la producción entró en un periodo de inhibición que duro 14 días. Esta inhibición se atribuye a la cantidad de carbohidratos que el sustrato(lirio acuático) contiene y fue utilizado en la cinética, que no se degradaron completamente.

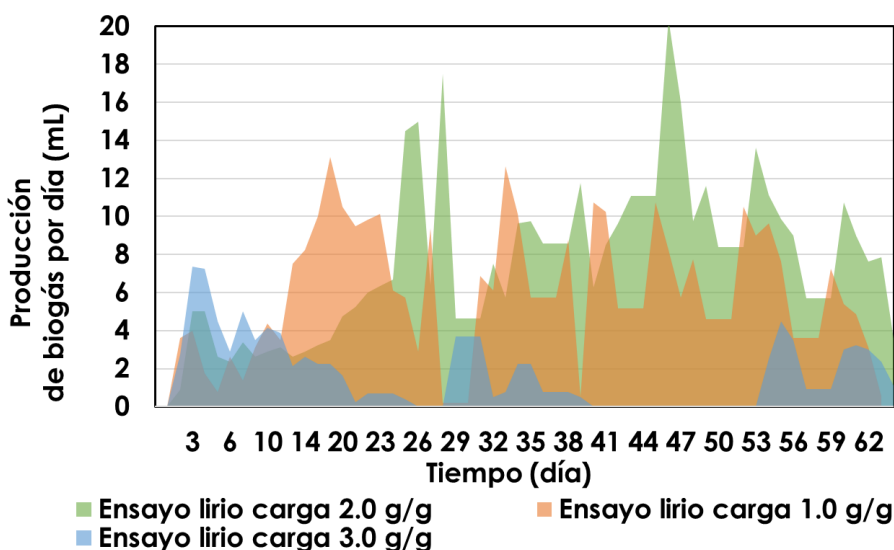


Figura 12. Producción de biogás por día de la serie 4: Excreta de caballo.



5.3.3 Producción normalizada de metano acumulada para las cinéticas con excreta equina

La Tabla 10 presenta las producciones máximas de metano normalizadas de la serie de experimentos llevados a cabo con lirio acuático y excreta de caballo. La cinética con relación de carga 1.0 g SV_{Lirio}/g SV_{Inóculo} registro una producción máxima normalizada de 233.5 L CH₄/ Kg SV. Por otra parte, la máxima producción normalizada de metano registrada en este estudio fue de 306.0 L CH₄/g SV, alcanzada con la cinética con una relación de carga de 2.0 g SV_{Lirio}/g SV_{Inóculo}. Sin embargo, al aumentar la carga con una relación de 3.0 g SV_{Lirio}/g SV_{Inóculo} la producción máxima normalizada de metano disminuyo a 72.1 L CH₄/ Kg SV. Lo que sugiere que esta disminución en la producción de metano podría atribuirse a una posible sobrecarga orgánica del reactor.

Es importante señalar que los valores normalizados de metano de las cargas 1.0 y 2.0 g SV_{Lirio}/g SV_{Inóculo} obtenidos en este estudio son similares a lo informado en la literatura, especialmente en investigaciones que emplearon desechos animales como inóculo. Un ejemplo es el estudio de O’Sullivan et al., (2010), en pruebas de PBM en frascos de 200 ml, a la que agregaron un aproximado de 1 g ST de lirio acuático y 2 g SV de excreta bovina a una temperatura de 38 °C, obtuvieron un rendimiento de metano de 292 ± 43 L CH₄ Kg⁻¹ SV. Por otra parte, los resultados obtenidos en este estudio se encuentran por encima de lo reportado por Omondi et al. (2023) donde alcanzaron un rendimiento de 40.85 ml CH₄/g SV con la co-digestión de lirio acuático con una proporción del 30 % de excreta de vaca. Además, con el modelo de Gompertz modificado, describieron un rendimiento de biogás de 43.2 ml CH₄/g SV. Estas diferencias se atribuyen principalmente a las condiciones termofílicas probadas en el presente estudio y al lirio acuático utilizado en las distintas investigaciones. Además, en la sección de anexos se muestran gráficas de las producciones máximas normalizadas de metano experimentales, máximas y mínimas esperadas para esta serie.

Tabla 10. Producción normalizada máxima de metano de la serie 4.

Normalización L CH ₄ / Kg SV	Serie		
	4		
	Excreta equina- lirio acuático		
g SV _{Lirio} / g SV _{Inóculo}	1.0	2.0	3.0
Producción	233.5	306.0	72.1
L CH ₄ / Kg SV			



5.3.4 Modelos cinéticos para las cinéticas de PBM

a) Ajuste de Gompertz con lodos anaerobios

Para modelar y ajustar datos se utilizó una curva logística de crecimiento con la técnica estadística de ajuste de Gompertz. Después de obtener los valores de las producciones de biogás de todas las cinéticas de PBM, se implementó esta función para obtener valores estimados y comprender más sobre la tasa de producción diaria y máxima a lo largo del tiempo en que transcurrió de la cinética.

En la Tabla 11 se recopilan los resultados del ajuste de Gompertz de las series 2 y 3 donde se utilizó lodos anaerobios. En la serie 2, el ajuste indica que la máxima producción de metano fue obtenida con la cinética con la carga de 3.0 g SV_{Lirio} / g SV_{Inóculo}, con 208.3 L CH₄/Kg SV, con una producción diaria de 8.0 L CH₄ / Kg SV* día. Por otra parte, la cinética con relación de 2.0 g SV_{Lirio} / g SV_{Inóculo} con el ajuste del modelo presentó una producción máxima de 106.0 L CH₄/Kg SV, con una producción diaria de 6.9 L CH₄ / Kg SV* día. Finalmente, la cinética con relación de carga de 1.0 g SV_{Lirio} / g SV_{Inóculo} el modelo indica que la producción máxima de metano fue de 78.9 L CH₄ / Kg SV. Sin embargo, la producción diaria disminuyó a 3.4 L CH₄ / Kg SV* día. Para todas las cinéticas de esta serie (3), el cambio en la producción de metano comenzó en el día a partir del día 4. Para la serie 3, con lodos anaerobios no adaptados al sustrato, el ajuste indica que la cinética con la máxima producción de metano fue obtenida con la cinética con relación de carga de 1.0 g SV_{Lirio} / g SV_{Inóculo}, con 66.4 L CH₄ /Kg SV y una producción diaria de 5.8 L CH₄ / Kg SV* día. Por otro lado, la cinética con relación de carga de 0.75 g SV_{Lirio} / g SV_{Inóculo}, el ajuste muestra que se registró una producción máxima de 50.9 L CH₄/Kg SV, con una producción diaria de 4.4 L CH₄ / Kg SV* día.

Tabla 11. Resultados del ajuste de Gompertz de las series 3 y 4 donde se utilizó lodos anaerobios.

Cinéticas de potencial bioquímico de metano	Lodos anaerobios		Lodos anaerobios adaptados			
	g SV _{Lirio} / g SV _{Inóculo}	0.75	1.0	1.0	2.0	3.0
(HMax)						
Producción máxima (L CH ₄ / Kg SV)		50.9	66.4	78.9	106.3	208.3
(RMax)						
Producción diaria (L CH ₄ / Kg SV * día)		4.4	5.8	3.4	6.9	8.0
(λ)		1.3	1.8	6.9	6.9	8.5
(día)						
R ²		0.99	0.99	0.99	0.99	0.99



b) Ajuste de Gompertz con excreta de caballo

Después de implementar la función de Gompertz, en la Tabla 12 se muestran los valores estimados de la producción máxima, la producción diaria y el tiempo en que se genera el cambio en la producción de metano para cada una de las cargas. La carga con mayor producción de metano, 435.4 L CH₄ / Kg SV, fue la de 2.0 g SV_{Lirio} / g SV_{Inóculo}, con una producción diaria de 6.9 L CH₄ / Kg SV*d alcanzando esta producción diaria dentro de los primeros 7 días. La carga 1.0 g SV_{Lirio}/g SV_{Inóculo} obtuvo una la producción máxima de 290.6 L CH₄ / Kg SV, además de una producción diaria de 5.0 L CH₄ / Kg SV*día con un cambio en la producción de metano en el día 7. Por otra parte, la cinética con carga de 3.0 g SV_{Lirio}/g SV_{Inóculo}, alcanzó una producción máxima de 63.8 L CH₄ / Kg SV, con una producción acumulada de 1.3 L CH₄ / Kg SV*día.

Tabla 12. Resultados del ajuste Gompertz de la serie 4.

Serie			
L CH ₄ / Kg SV	4		
	Excreta equina – Lirio acuático		
g SV _{Lirio} /g SV _{Inóculo}	1.0	2.0	3.0
(HMax)			
Producción máxima (L CH ₄ / Kg SV)	290.6	435.4	63.8
(RMax)			
Producción diaria (L CH ₄ / Kg SV * día)	5.0	6.9	1.3
(λ)			
Tiempo en comenzar la producción (día)	7.5	12.9	0.0
R ²	0.998	0.997	0.949

c) Ajuste de primer orden

En este estudio, para ampliar la comprensión sobre la degradación del lirio acuático, además del modelo de Gompertz se utilizó el ajuste de primer orden. El uso de este modelo proporciona datos importantes en la optimización del proceso de la digestión anaerobia del lirio acuático como: a) Describir el comportamiento de la velocidad de degradación del lirio acuático, con la constante de reacción (k) y su influencia con la relación de carga S/X₀ en el reactor. Cuando la constante de reacción se acerca a la unidad (k>0) significa que la velocidad de reacción es alta lo que implica una degradación rápida del sustrato. Bajo este contexto, en términos prácticos, esto se interpreta como una alta eficiencia en la conversión del sustrato en productos finales como el biogás. b) Determinar estrategias en el diseño experimental en cuanto a la relación de sustrato/inóculo en la digestión anaerobia al identificar posibles inhibiciones del proceso.



En la Tabla 13 se muestran los resultados del ajuste del modelo de primer orden de las cinéticas de PBM realizadas en este estudio con lodos anaerobios, con y sin adaptación y con excreta de caballo como inóculos. Los resultados destacan que variar la relación de carga sustrato-inóculo, influye significativamente en el proceso, modificando la constante de reacción k , y por lo tanto su velocidad de degradación. Por ejemplo, en las cinéticas realizadas con lodos anaerobios adaptados, al aumentar la relación de carga de 1.0 a 3.0 g SV_{Lirio} / g SV_{Inóculo}, se presentó un aumento de 21.741 % en la constante k de 0.069 a 0.084, respectivamente.

Además, se observa en la figura 13 que la cinética con relación de carga de 2.0 g SV_{Lirio} / g SV_{Inóculo} se registró una constante de reacción de $k = 0.127$ al utilizar excreta de caballo lo que indica una alta tasa de degradación de lirio acuático y excreta de caballo que se convierte en biogás durante la fermentación anaerobia del sistema. Por otra parte, con la cinética con una relación de carga de 3.0 g SV_{Lirio} / g SV_{Inóculo}, alcanzó una constante de reacción de $k = 0.012$ lo que se traduce en una disminución en la velocidad de un 90.55% de degradación en comparación con la cinética con relación de carga de 2.0.

Es posible que esta disminución de la constante de reacción se deba a una mayor cantidad presente de lirio acuático en la mezcla con excreta de caballo en la cinética. Estos materiales, al contener una gran variedad de compuestos orgánicos y al aumentar la carga orgánica, pueden influir en los microorganismos debido a la complejidad y dificultad de degradación de dichos compuestos. En contraste, los lodos anaerobios, al tener una comunidad microbiana adaptada específicamente al lirio acuático, presentan una mayor eficiencia en la degradación, resultando en una constante de reacción más alta. Estos valores resaltan la importancia de optimizar la relación de carga sustrato-inóculo (relación S/X_0) para maximizar la eficiencia del proceso de degradación y sugieren la implementación de estrategias en el diseño experimental del proceso.

Tabla 13 se muestran los resultados del ajuste del modelo de primer orden de las cinéticas de PBM.

Cinéticas de potencial bioquímico de metano	Lodos anaerobios		Lodos anaerobios adaptados			Excreta de caballo		
	0.75	1.0	1.0	2.0	3.0	1.0	2.0	3.0
Relación S/X_0 (g SV _{Lirio} / g SV _{Inóculo})								
K (días ⁻¹)	0.019	0.015	0.069	0.034	0.084	0.049	0.127	0.012

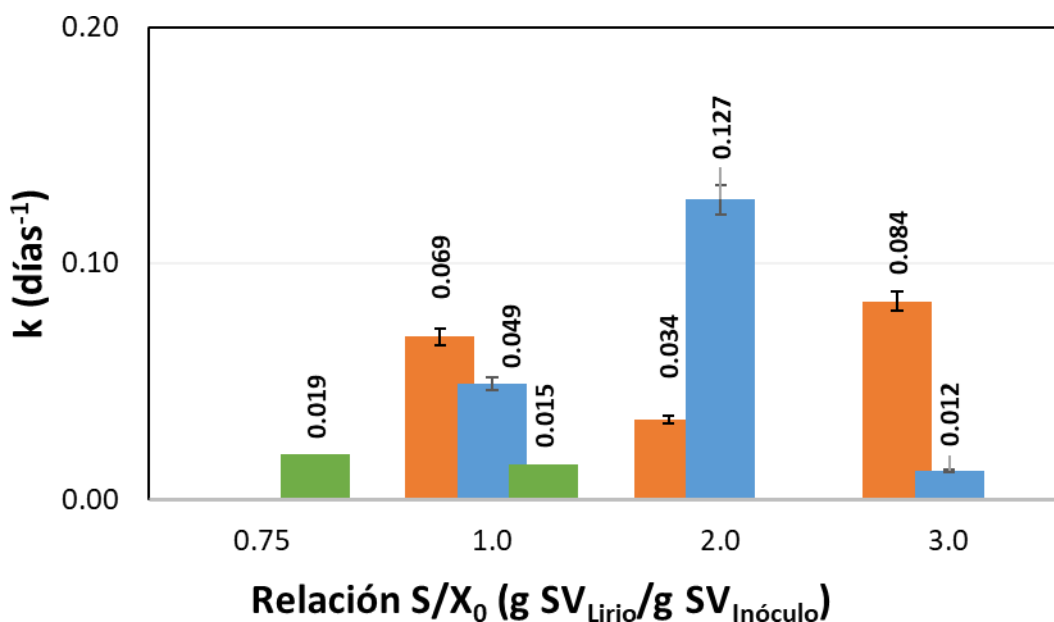


Figura 13. Resultados del ajuste del modelo de primer orden de las cinéticas de PBM (serie 3, azul: 0.75 y 1.0; serie 2, naranja: 1.0, 2.0 y 3.0; y serie 4, azul: 1.0, 2.0 y 3.0 g SV Lirio / g SV Inóculo) con lodos anaerobios y con excreta de caballo como inóculos.

5.4 Perfil de los parámetros en las cinéticas de PBM

5.4.1 pH

Para obtener un buen funcionamiento del proceso de digestión anaerobia, el pH debe encontrarse en la neutralidad, cerca de 6.5 a 7.5 ± 0.5 . O'Sullivan et al., (2010) mencionan que niveles por debajo de 6.0 o por encima de 8.3 , afectan en el proceso llegando a ocasionar la inactividad de la población microbiana. En la Tabla 14 se exponen los valores registrados de pH de todas las cinéticas de esta investigación. Como se puede observar en las cinéticas de PBM con lodos anaerobios, al iniciar su valor de pH se encontraba en un promedio 7.2 , valor que coincide en el rango reportado por Chuang et al., (2011) el cual utilizó lodos anaerobios como inóculo con un pH inicial de 7.0 . Por otra parte, para las cinéticas con excreta de caballo como inóculo se obtuvo un valor de pH promedio de 8.2 al iniciar y finalizar.

Tabla 14. PH inicial y final de cada serie

Serie													
		1				2			3		4		
		Lodos anaerobios sin adaptar				Lodos anaerobios adaptados			Lodos anaerobios sin adaptar		Excreta equina		
g SV/ g SV		0.5	0.75	0.8	1.0	1.0	2.0	3.0	0.75	1.0	1.0	2.0	3.0
pH inicial		7.2	7.1	7.3	7.5	7.4	7.0	6.7	7.2	7.6	8.7	8.2	7.3
pH final		7.2	7.1	7.1	7.2	7.2	7.0	7.0	7.2	7.1	8.5	8.3	7.9



5.4.2 Remoción de sólidos volátiles y sólidos totales

Para que la digestión anaerobia se efectúe de manera exitosa es importante tomar en cuenta el porcentaje de sólidos totales (ST), sólidos volátiles (SV) y sólidos fijos (SF) presentes en la mezcla y en cada uno de los componentes con los que se carga el digester. Este valor proporciona información valiosa para comprender y optimizar la digestión anaerobia, tanto para la composición de la materia orgánica como para la eficiencia del proceso. En la Tabla 15 se exponen los resultados de la caracterización de sólidos totales antes y después de la experimentación, así como los porcentajes de remoción de ST, de los inóculos y del sustrato (lodos anaerobios, excreta caballo y lirio acuático) y de cada uno de los materiales implementados en esta investigación. En estudios anteriores, se ha demostrado que cuando se alcanza un valor de remoción del 60% de ST en digestores discontinuos, el sistema se encuentra en un correcto funcionamiento (Zhang et al., 2014). En este estudio, el valor máximo de sólidos removidos que se obtuvo fue de 87.8 % para las cargas con lodos anaerobios sin adaptar, 86.2% con lodos anaerobios adaptados y 63.8% para las cargas con excreta equina.

Tabla 15. Caracterización de ST antes y después de la experimentación, porcentajes de remoción de ST de los inóculos y del sustrato (lodos anaerobios, excreta caballo y lirio acuático)

Cinéticas de PBM g SV _{lirio} / g SV _{sustrato}		Lodos anaerobios sin adaptar		Lodos anaerobios adaptados			Excreta equina		
		0.75	1.0	1.0	2.0	3.0	1.0	2.0	3.0
(1/8w)	ST Iniciales	5.25	6.00	6.00	9.00	12.00	6.00	9.00	12.00
	ST Finales	0.64	0.93	0.94	1.24	1.67	2.17	3.47	7.83
	Remoción	87.8	84.5	84.3	86.2	86.1	63.8	61.4	34.8
Parámetros (mg/L)	Lodos anaerobios sin adaptar	Lodos anaerobios adaptados	Excreta equina		Lirio acuático				
Sólidos Totales	101	72.3	246.3		65.5				
Sólidos Volátiles	57.8	41.4	217.4		53.5				
Sólidos Fijos	7.81	7.8	7.81		7.8				

El monitoreo de los sólidos volátiles es un valor relevante porque nos indica la cantidad de materia orgánica presente que puede ser degradada para ser convertida en biogás. En la Tabla 15 se presenta el contenido de SV al iniciar y terminar la operación de cada una de las cinéticas de potencial bioquímico de metano realizadas en este estudio. Al finalizar, la remoción máxima de SV para las cinéticas con lodos anaerobios fue de 87 % para la cinética con relación de carga de 0.75 g SV_{Lirio} / g SV_{Inóculo} con lodos anaerobios sin adaptar y de 86 % con las cinéticas con relación de carga de 2.0 y 3.0 g SV_{Lirio} / g SV_{Inóculo} con lodos adaptados.



En cuanto a la remoción de SV en las cinéticas con excreta de caballo como inóculo, se alcanzó una remoción máxima del 63% con la cinética con relación de carga de 1.0 g SV_{Lirio} / g SV_{Inóculo}. Esta diferencia en cuanto a la remoción de SV en comparación con los lodos anaerobios se debe a que la excreta de caballo contenía y aportaba una mayor cantidad de SV. Sin embargo, al contener mayor presencia de materiales orgánicos degradables, se traduce en una mayor producción de biogás.

5.4.3 Remoción de celulosa y hemicelulosa

Para el análisis de la remoción de celulosa y hemicelulosa de la digestión anaerobia del lirio acuático en este estudio, en la Tabla 16 se muestran los resultados de la caracterización de estos carbohidratos al inicio y al final de las cinéticas de PBM. Se observaron variaciones notables en la remoción de celulosa y hemicelulosa en relación con las diferentes cargas de lirio acuático (sustrato). Aunque la cinética con relación de carga 0.8 g SV_{lirio} / g SV_{Inóculo} de la serie 1 destacó por haber degradado la mayor cantidad de ambos. En la serie 2, la adaptación de los lodos anaerobios sugiere tener un impacto significativo en la remoción de la celulosa (91-95%). La reiteración de las cinéticas de PBM con carga 0.75 g SV_{lirio} / g SV_{Inóculo} y 1.0 g SV_{lirio} / g SV_{Inóculo} en la serie 3 con lodos anaerobios obtuvieron diferencias sutiles en las remociones en comparación con las cinéticas de la serie 2. Para la última serie con excreta de caballo, las cinéticas de PBM con carga de 1.0 g SV_{lirio} / g SV_{sustrato} y 2.0 g SV_{lirio} / g SV_{Inóculo} alcanzaron mayor remoción de celulosa (86 % y 83 %) y hemicelulosa (83 % y 75 %) de lirio acuático, valores que están relacionados con su eficiencia en la producción de biogás. Para la cinética con carga de 3.0 g SV_{lirio} / g SV_{Inóculo} la remoción de celulosa y hemicelulosa de lirio acuático (66 % y 31%), difiere de las dos cinéticas anteriores, indicando que, al aumentar la carga de sustrato, su porcentaje de remoción y de producción de biogás se redujo, debido a una sobrecarga y consecutivamente se inhibió.

Tabla 16. Porcentaje de remoción de celulosa y hemicelulosa de cada cinética de PBM

Caracterización físicoquímica		Serie											
		1				2			3		4		
		Lodos anaerobios sin adaptar				Lodos anaerobios adaptados			Lodos anaerobios sin adaptar		Excreta equina		
g SV _{lirio} / g SV _{Inóculo}		0.5	0.75	0.8	1.0	1.0	2.0	3.0	0.75	1.0	1.0	2.0	3.0
Remoción (%)	Celulosa	85	80	84	80	92	95	91	95	93	86	83	66
	Hemicelulosa	81	77	83	75	72	85	84	80	79	83	75	31



Estos resultados reflejan la capacidad de los microorganismos del sistema para descomponer polisacáridos, compuestos complejos que influyen en la eficiencia de la generación de biogás. Además, no solo proporcionan una comprensión más profunda de la eficiencia del proceso, sino que también muestra posibles estrategias para mejorar la degradación de estos componentes clave.

5.4.4 Relación carbono/nitrógeno

En la Tabla 17 se encuentran los resultados de la caracterización de carbono y nitrógeno en este estudio y los reportados en literatura para lirio acuático y para los desechos animales (excreta vacuna y de caballo). En este estudio el contenido de carbono y nitrógeno fue de 325 g COT/ Kg SV y 15.3 g NTK/Kg SV para el lirio acuático. Estos valores difieren en cuanto a la proporción de ambos elementos, con lo reportado por Ali et al., (2022), donde se indicó que el contenido de carbono en el lirio acuático es de 442.3 ± 3.1 g COT/ Kg SV y de nitrógeno de 32.6 g NTK/Kg SV. Por otra parte, estudios han reportado que para los desechos animales como la excreta vacuna la cantidad de carbono es de 38.47 ± 30.9 % y para nitrógeno de 51.5 % (Hao et al., 2022). También, Velmurugan & Jayaraj, (2014) reportan que la cantidad de nitrógeno para la excreta de diferentes animales (vaca, búfalo, oveja, cerdo y caballo) se encuentra entre 14-38 g NTK/ Kg SV. Por otra parte, la cantidad de carbono y nitrógeno de desecho animal alcanzado en este estudio difieren con los reportados en literatura, con 242.5 g COT/ Kg SV para carbono y 27.9 g NTK/Kg SV de nitrógeno. Estos datos demuestran que la implementación de desechos animales en la digestión anaerobia aporta gran cantidad de carbono que llega a transformarse en biogás.

Tabla 17. Resultados de la caracterización de carbono orgánico total y de nitrógeno total de lirio acuático y de algunos desechos animales.

Reportado por otros autores		
Muestra	Parámetros	
	Carbono (g COT/ Kg SV)	Nitrógeno (g NTK/ Kg SV)
Lirio Acuático (Ali et al., 2022)	442.3±3.1	32.6
Excreta vacuna (Hao et al., 2022)	38.47±30 (%)	51.5 (%)
Excreta vaca, búfalo, oveja, cerdo y caballo (Velmurugan & Jayaraj, 2014)	---	14-38
Reportado en este estudio		
Muestra	Parámetros	
	Carbono (g COT/ Kg SV)	Nitrógeno (g NTK/ Kg SV)
Lirio acuático	325	15.35
Excreta de caballo	242.5	27.9



5.4.5 Cantidad de metano CH₄ en el biogás

La calidad del biogás proveniente de la digestión anaerobia de la degradación de lirio acuático está establecida en una composición de CH₄ mayor que de CO₂. En la Tabla 18 se muestra la composición del biogás de las cinéticas de PBM realizadas en este estudio, para las cargas con lodos anaerobios se registró un promedio de 71.17% de CH₄ en el biogás. Este resultado coincide con lo reportado en otros estudios, por ejemplo, Liu et al., (2020) mencionan que a temperatura ambiente (25 °C – 30 °C) implementando lirio acuático fresco y lirio acuático con pretratamiento (secado), y lodos anaerobios, alcanzan 75% y 80% de contenido de CH₄ en el biogás.

Actualmente no se tiene documentada la aplicación de la digestión anaerobia con estiércol de caballo como sustrato. Sin embargo, el estudio realizado por O’Sullivan et al., (2010), alcanzaron un porcentaje aproximado de 50% de metano con un reactor a escala piloto con 1.79 kg SV de lirio acuático y 0.25 kg SV de excreta bovina. También, Kurniawan et al., (2014) con un digester de lirio acuático, pretratado hidrotérmicamente, mezclado con excreta de búfalo registraron una composición de metano máxima de 52.8% con una relación de carga de 2:2. Estos datos, reportados por otros autores, coinciden con las cargas 1.0 y 3.0 g SV Lirio / g SV Inóculo, donde la concentración de metano fue de 57.2% y 55.2% respectivamente. Sin embargo, difieren con los de alcanzados en la carga 2.0 g SV Lirio / g SV Inóculo en donde la concentración de CH₄ fue 65.4%.

Tabla 18. Porcentaje de metano en el biogás en las diferentes cargas e inóculos implementados en este estudio.

		Serie											
		1				2			3		4		
		Lodos anaerobios sin adaptar				Lodos anaerobios adaptados			Lodos anaerobios sin adaptar		Excerta equina		
g SV _{sustrato} / g SV _{inóculo}		0.5	0.75	0.8	1.0	1.0	2.0	3.0	0.75	1.0	1.0	2.0	3.0
	CH ₄ (%)	69.5	70.8	72.2	71.6	69.9	71.4	71.9	71.4	71.9	57.2	65.4	55.2



5.5 Evaluación comparativa de los inóculos

La presente discusión se centra en la evaluación de los resultados de esta investigación, y el análisis de la carga e inóculos utilizados con mayor eficiencia en el proceso. La experimentación permitió identificar que la digestión anaerobia termofílica es una alternativa viable para controlar el lirio acuático utilizando como inóculo lodos anaerobios y excreta de caballo, a una relación de carga óptima de 3.0 g SV_{Lirio}/g SV_{Inóculo}, con la cual se alcanzaron los mayores rendimientos en cuanto a producción de metano (146.5 L CH₄/kg SV) y tasas de degradación de celulosa y hemicelulosa 91% y 84 % respectivamente. De los resultados registrados con lodos anaerobios, se destaca que la producción de biogás comenzó en los primeros 4 días, finalizando en el día 21. Este comportamiento indica que la degradación de lirio acuático con lodos anaerobios, se encuentran dentro del periodo de tiempo en el cual el lirio acuático se reproduce. En la cinética donde se utilizó excreta de caballo como inóculo, se alcanzó una mayor producción de biogás con la relación de carga de 2.0 g SV_{Lirio}/g SV_{Inóculo} con 306 L CH₄/kg SV, sin embargo, la digestión del lirio se llevó a cabo en 27 días. No obstante, la excreta de caballo podría ser un inóculo más viable para la producción de metano a partir de la degradación anaerobia del lirio acuático, ya que presenta ciertas ventajas como son: (a) se puede tratar una mayor cantidad de LA, (b) el sistema es capaz de soportar una relación de carga de hasta 2.0 g SV_{Lirio}/g SV_{Inóculo} y (c) es un inóculo de fácil acceso en zonas pecuarias y agropecuarias al cual finalmente también hay que darle un uso para su valorización.

5.5.1 Estimación del potencial de metano a partir del lirio acuático presente en Xochimilco

Para la estimación del potencial de metano a partir del lirio acuático, se tomó en cuenta la superficie total de los cuerpos de agua en los canales de Xochimilco según el sitio web de la Alcaldía Xochimilco (GOB CDMX), estima que es de aproximadamente 184 kilómetros lineales de canales, tomando en cuenta un promedio de ancho de los canales de 5 m, se obtiene una superficie de alrededor de 920,000 metros cuadrados (92 Ha) de cuerpos de agua.

Primero, Para calcular la biomasa total en m² y tomando el valor mínimo de la densidad de cobertura y crecimiento del lirio acuático de (Gómez Gutiérrez,1997), donde determinaron una densidad promedio de 36 - 10.74 Kg/m², con un valor máximo en las zonas compactadas de 51 Kg/m² y un mínimo de 11 kg/m².

$$Biomasa\ total = 920,000\ m^2 \times 11\ kg/m^2$$

$$Biomasa\ total = 10,120,000\ kg$$

Para obtener la biomasa total a SV:

Los SV utilizados son los determinados en este estudio, con 53.53 g SV/L para el lirio acuático

$$Biomasa\ SV = 10,120,000\ kg \times \left(\frac{53.53\ g\ SV}{1\ L} \times \frac{1\ L}{1\ kg} \times \frac{1\ kg}{1,000\ g} \right)$$

$$Biomasa\ SV = 10,120,000\ kg \times 0.05353\ SV$$



$$\text{Biomasa SV} = 541,723.6 \text{ kg SV}$$

Para calcular la producción de metano:

El rendimiento utilizado en este paso es el obtenido con la cinética con relación de 2.0 g SV Lirio / g SV Inóculo con excreta de caballo como inóculo, que registro la máxima producción de metano con 306 L CH₄ / kg SV.

$$\text{Producción de metano} = 541,723.6 \text{ kg SV} \times 0.306 \text{ m}^3 \text{ CH}_4 / \text{kg SV}$$

$$\text{Producción de metano} = 165,757.4 \text{ m}^3 \text{ CH}_4$$

Por lo tanto, la producción estimada de metano del lirio acuático en los canales de Xochimilco en un año sería aproximadamente 165,757.4m³ de CH₄ o 454.12m³ de CH₄/d.



6. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

6.1 Conclusiones

Las principales conclusiones fueron las siguientes:

- Las cinéticas de PBM a 45 °C y con lirio molido indicaron que el sistema podría manejar relaciones de carga de 1.0 a 3.0 g SV Lirio / g SV Inóculo, con ambos inóculos.
- La adaptación de los lodos anaerobios al jugo de lirio redujo el tiempo de degradación del lirio acuático a 15 días y con una remoción de 95 % de celulosa y 85 % de hemicelulosa; sin embargo, la producción máxima fue de 102 L CH₄/Kg SV para la cinética con carga de 2.0 g SV Lirio / g SV Inóculo. Por otra parte, la cinética con excreta de caballo como inóculo, el tiempo de degradación fue mayor, aunque se alcanzó una producción máxima de 306 L CH₄/Kg SV, y remociones del 87 % y 75 % de celulosa y hemicelulosa.
- Los ajustes a los modelos cinéticos de Gompertz y primer orden, indican que a una temperatura de 45 °C y con la relación de carga de 2.0 se logró degradar el lirio acuático en un tiempo menor a 25 días.
- La DA del lirio a 45 °C y utilizando excreta de caballo como inóculo es viable, ya que el rendimiento de metano es similar y el tiempo de degradación es menor que el obtenido en condiciones mesofílicas.
- La implementación de la DA a 45°C como método complementario proveería de un servicio ambiental, valorizando al lirio acuático y a la excreta de caballo, mediante digestores descentralizados que permitan obtener un biocombustible.
- Este sistema es una alternativa sostenible, ya que, si se aplicará en el control de esta maleza invasora en los cuerpos de agua de Xochimilco, se obtendría energía renovable (454 m³ CH₄/día).



6.2 Recomendaciones

- Realizar cinéticas de potencial bioquímico de metano de lirio acuático con excreta de caballo con una relación de carga de 3.0 g SV Lirio/g SV Inóculo con la finalidad de evaluar detalladamente los factores que no permitieron la mecanización del sustrato con este inóculo.
- Analizar los cambios de la degradación de lirio acuático en cinéticas de PBM con un tamaño de partícula mayor que el obtenido por trituración o molido.
- Evaluar la digestión anaerobia de lirio acuático incluyendo las raíces y su influencia en la eficiencia de degradación y la producción de metano.
- Implementar este sistema a nivel piloto como una propuesta descentralizada para el tratamiento biológico del lirio acuático.
- Implementar un sistema de co-digestión con otros residuos orgánicos producidos en Xochimilco.

7 REFERENCIAS

- Acosta, Y. L., & Abreu, M. C. O. (2005). La digestión anaerobia. Aspectos teóricos. Parte I. *ICIDCA. Sobre Los Derivados de La Caña de Azúcar*, 39(1), 35–48.
- Aguilar-Garavito, M., & Ramírez, W. (2015). Monitoreo a procesos de restauración ecológica. *Alexander von Humboldt, Primera edición* (Bogotá D.C., Colombia).
- Alcaldía Xochimilco. (n.d.). Los embarcaderos. Recuperado de <http://www.xochimilco.cdmx.gob.mx/los-embarcaderos/#:~:text=En%20la%20d%C3%A9cada%20de%201930,kil%C3%B3metros%20de%20caminos%20de%20agua>
- Ali, S. S., Elsamahy, T., Abdelfattah, A., Mustafa, A. M., Khalil, M. A., Giannis Mastropetros, S., Kornaros, M., Sun, J., & Azab, M. (2022). Exploring the potential of anaerobic co-digestion of water hyacinth and cattle dung for enhanced biomethanation and techno-economic feasibility. *Fuel*, 329. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2022.125397>
- Alkalay, D. (1997). *Aprovechamiento de desechos agropecuarios para la producción de energía*.
- Amalina, F., Razak, A. S. A., Krishnan, S., Zularisam, A. W., & Nasrullah, M. (2022). Water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) for organic contaminants removal in water – A review. In *Journal of Hazardous Materials Advances* (Vol. 7). <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2022.100092>
- American Public Health Association, American Water Works Association, & Water Environment Federation. (2017). 5310 Total Organic Carbon. In *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (23rd ed.). <https://doi.org/10.2105/SMWW.2882.104>
- Anudechakul, C., Vangnai, A. S., & Ariyakanon, N. (2015). Removal of Chlorpyrifos by Water Hyacinth (*Eichhornia crassipes*) and the Role of a Plant-Associated Bacterium. *International Journal of Phytoremediation*, 17(7). <https://doi.org/10.1080/15226514.2014.964838>



- Behera, S., Arora, R., Nandhagopal, N., & Kumar, S. (2014). Importance of chemical pretreatment for bioconversion of lignocellulosic biomass. In *Renewable and Sustainable Energy Reviews* (Vol. 36). <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.04.047>
- Bentivegna, D. J., & Fernandez, O. A. (2010). Malezas invasoras: Estrategias para una determinacion y manejo apropiados. *AgroUNS*, 13.
- Bonilla-Barbosa, J. R., & Santamaría, B. (2013). Plantas acuáticas exóticas y traslocadas invasoras. R. Mendoza y P. Koleff (Coords.), *Especies Acuáticas Invasoras En México. Comisión Nacional Para El Conocimiento y Uso de La Biodiversidad, México*, 223–247.
- Carlini, M., Castellucci, S., & Mennuni, A. (2018). Water hyacinth biomass: Chemical and thermal pre-treatment for energetic utilization in anaerobic digestion process. *Energy Procedia*, 148. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2018.08.106>
- Castro, Y. A., & Agblevor, F. A. (2020). Biomethanation of invasive water hyacinth from eutrophic waters as a post weed management practice in the Dominican Republic: a developing country. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(12). <https://doi.org/10.1007/s11356-020-07927-w>
- Chanathaworn, J. (2017). Operating condition optimization of water hyacinth and earthworm bedding wastewater for biogas production. *Energy Procedia*, 138. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2017.10.049>
- Chuang, Y. S., Lay, C. H., Sen, B., Chen, C. C., Gopalakrishnan, K., Wu, J. H., Lin, C. S., & Lin, C. Y. (2011). Biohydrogen and biomethane from water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) fermentation: Effects of substrate concentration and incubation temperature. *International Journal of Hydrogen Energy*, 36(21). <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2011.04.188>
- Dareioti, M. A., Dokianakis, S. N., Stamatelatou, K., Zafiri, C., & Kornaros, M. (2009). Biogas production from anaerobic co-digestion of agroindustrial wastewaters under mesophilic conditions in a two-stage process. *Desalination*, 248(1–3). <https://doi.org/10.1016/j.desal.2008.10.010>
- Ferrer, I., Palatsi, J., Campos, E., & Flotats, X. (2010). Mesophilic and thermophilic anaerobic biodegradability of water hyacinth pre-treated at 80°C. *Waste Management*, 30(10). <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.09.020>
- Flotats, X., & Sarquella, L. (2008). Producció de biogàs per codigestió anaeròbia (Col·lecció Quadern Pràctic, Número 1). Institut Català d'Energia, Generalitat de Catalunya. <https://upcommons.upc.edu/handle/2117/2265>
- Gao, L., & Li, B. (2004). The study of a specious invasive plant, water hyacinth (*Eichhornia crassipes*): achievements and challenges. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 28(6), 735.
- Gaurav, G. K., Mehmood, T., Cheng, L., Klemeš, J. J., & Shrivastava, D. K. (2020). Water hyacinth as a biomass: A review. *Journal of Cleaner Production*, 277. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122214>
- Gómez Gutiérrez, O. A. (noviembre de 1997). Control de malezas acuáticas en proyectos hidroeléctricos en CFE. Recuperado de <http://148.206.53.231/tesiuami/UAM4169.pdf>
- Gómez, J. (1995). Control de malezas. En: CENICAÑA. El cultivo de la caña en la zona azucarera de Colombia. *Cenicaña*.



- González-Sánchez, M. E., Pérez-Fabiel, S., Wong-Villarreal, A., Bello-Mendoza, R., & Yáñez-Ocampo, G. (2015). Residuos agroindustriales con potencial para la producción de metano mediante la digestión anaerobia. *Revista Argentina de Microbiología*, 47(3). <https://doi.org/10.1016/j.ram.2015.05.003>
- Grimberg, S. J., Hilderbrandt, D., Kinnunen, M., & Rogers, S. (2015). Anaerobic digestion of food waste through the operation of a mesophilic two-phase pilot scale digester - Assessment of variable loadings on system performance. *Bioresource Technology*, 178. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.09.001>
- Guevara, A. (1996). Fundamentos básicos para el diseño de biodigestores anaeróbicos rurales. *Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Del Ambiente, OPS/CEPIS, Lima, Perú*, 1–80.
- Gunnarsson, C. C., & Petersen, C. M. (2007). Water hyacinths as a resource in agriculture and energy production: A literature review. *Waste Management*, 27(1). <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2005.12.011>
- Guwy, A. J., Hawkes, F. R., Wilcox, S. J., & Hawkes, D. L. (1997). Neural network and on-off control of bicarbonate alkalinity in a fluidised-bed anaerobic digester. *Water Research*, 31(8). [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00016-X](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00016-X)
- Hadiyanto, H., Octafalahanda, F. M., Nabila, J., Jati, A. K., Christwardana, M., Kusmiyati, K., & Khoironi, A. (2023). Preliminary Observation of Biogas Production from a Mixture of Cattle Manure and Bagasse Residue in Different Composition Variations. *International Journal of Renewable Energy Development*, 12(2). <https://doi.org/10.14710/ijred.2023.52446>
- Haghighi Mood, S., Hossein Golfeshan, A., Tabatabaei, M., Salehi Jouzani, G., Najafi, G. H., Gholami, M., & Ardjmand, M. (2013). Lignocellulosic biomass to bioethanol, a comprehensive review with a focus on pretreatment. In *Renewable and Sustainable Energy Reviews* (Vol. 27). <https://doi.org/10.1016/j.rser.2013.06.033>
- Hao, J., Jia, S., Sun, H., Chen, G., Zhang, J., Zhao, Y., Song, Y., Zhao, J., Wang, Y., & Liu, S. (2022). Effects of cow manure ratios on methane production and microbial community evolution in anaerobic co-digestion with different crop wastes. *International Journal of Agricultural and Biological Engineering*, 15(5). <https://doi.org/10.25165/j.ijabe.20221505.7148>
- Hassan, S. R., Hung, Y.-T., Dahlan, I., & Abdul Aziz, H. (2022). Kinetic Study of the Anaerobic Digestion of Recycled Paper Mill Effluent (RPME) by Using a Novel Modified Anaerobic Hybrid Baffled (MAHB) Reactor. *Water*, 14(3). <https://doi.org/10.3390/w14030390>
- Jewell, W. J. (1987). Anaerobic sewage treatment. *Environmental Science and Technology*, 21(1). <https://doi.org/10.1021/es00155a002>
- Jun Cheng; Binfei Xie; Junhu Zhou; Wenlu Song; Kefa Cen (2010). Cogeneration of H₂ and CH₄ from water hyacinth by two-step anaerobic fermentation. , 35(7), 3029–3035. doi:10.1016/j.ijhydene.2009.07.012
- Kim, O. D., Rocha, M., & Maia, P. (2018). A Review of Dynamic Modeling Approaches and Their Application in Computational Strain Optimization for Metabolic Engineering. In *Frontiers in Microbiology* (Vol. 9). <https://doi.org/10.3389/fmicb.2018.01690>
- Kumar, A., Singh, L. K., & Ghosh, S. (2009). Bioconversion of lignocellulosic fraction of water-hyacinth (*Eichhornia crassipes*) hemicellulose acid hydrolysate to ethanol by *Pichia stipitis*. *Bioresource Technology*, 100(13). <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.02.023>



- Kurniawan, T., Putra, Y., & Murni, D. (2014). Study of Biogas Production Rate from Water Hyacinth by Hydrothermal Pretreatment with Buffalo Dung as a Starter. *Waste Technology*, 2(2). <https://doi.org/10.12777/wastech.2.2.26-30>
- Kjeldahl, J. (1883) A New Method for the Determination of Nitrogen in Organic Matter. *Zeitschrift für Analytische Chemie*, 22, 366-382. <http://dx.doi.org/10.1007/BF01338151>
- Lara-Serrano, J. S., Fileto-Pérez, H. A., López-Miranda, J., Rutiaga-Quiñones, O. M., & Rutiaga-Quiñones, J. G. (2013). Composición química básica del lirio acuático.
- Latif, M. A., Mehta, C. M., & Batstone, D. J. (2015). Low pH anaerobic digestion of waste activated sludge for enhanced phosphorous release. *Water Research*, 81. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.05.062>
- Liu, J., Wang, C., Wu, K., Tang, Z., Peng, S., Huang, J., Li, F., Zhao, X., Yin, F., Yang, B., Liu, J., Yang, H., & Zhang, W. (2020). Comparison of long-term energy efficiency and microbial community dynamics of different reactors in response to increased loadings of water hyacinth juice. *Science of the Total Environment*, 744. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140812>
- Lorenzo, Y., & Obaya, C. (2005). La digestión anaerobia. Aspectos teóricos. Parte I. *ICIDCA. Sobre Los Derivados de La Caña de Azúcar*, 39(1).
- Martínez, M., Mora Olivo, A., & Daniel, T. F. (2008). *Hygrophila polysperma* (Acanthaceae), una maleza acuática registrada por primera vez para la flora mexicana. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 79(001). <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2008.001.500>
- Martínez, R. R., Castro, J. L. B., Magallón, F. A., Herrera, A. E., Cervera, J. L., & Castor, R. S. (2017). Contaminación química y biológica en la zona lacustre de Xochimilco. In *Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Xochimilco, División de Ciencias Biológicas y de la Salud: Vol. 1a. edición*. Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Xochimilco, División de Ciencias
- Mithöfer, A., Schulze, B., & Boland, W. (2004). Biotic and heavy metal stress response in plants: Evidence for common signals. *FEBS Letters*, 566(1-3). <https://doi.org/10.1016/j.febslet.2004.04.011>
- Morales de la Rosa, S. (2015). Hidrólisis ácida de celulosa y biomasa lignocelulósica asistida con líquidos iónicos. Tesis doctoral, Universidad Autónoma de Madrid, Departamento de Química- Física aplicada, Madrid. Recuperado el 2 de mayo de 2018, de [http://digital.csic.es/bitstream/10261/132717/1/morales_de_la_rosa_silvia.p df](http://digital.csic.es/bitstream/10261/132717/1/morales_de_la_rosa_silvia.pdf)
- Mosey, F. E., & Fernandes, X. A. (1989). Patterns of hydrogen in biogas from the anaerobic digestion of milk-sugars. *Water Science and Technology*, 21(4-5-5 pt 1). <https://doi.org/10.2166/wst.1989.0222>
- Ndimele, P. E., & Ndimele, C. C. (2013). Comparative effects of biostimulation and phytoremediation on crude oil degradation and absorption by water hyacinth (*Eichhornia crassipes* [Mart.] Solms). *International Journal of Environmental Studies*, 70(2). <https://doi.org/10.1080/00207233.2013.771503>
- Nesslage, G. M., Wainger, L. A., Harms, N. E., & Cofrancesco, A. F. (2016). Quantifying the population response of invasive water hyacinth, *Eichhornia crassipes*, to biological control and winter weather in Louisiana, USA. *Biological Invasions*, 18(7). <https://doi.org/10.1007/s10530-016-1155-9>
- Nguyen, D. D., Chang, S. W., Jeong, S. Y., Jeong, J., Kim, S., Guo, W., & Ngo, H. H. (2016). Dry thermophilic semi-continuous anaerobic digestion of food waste: Performance evaluation, modified Gompertz model analysis, and energy balance. *Energy Conversion and Management*, 128. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2016.09.066>



- Nigam, J. N. (2002). Bioconversion of water-hyacinth (*Eichhornia crassipes*) hemicellulose acid hydrolysate to motor fuel ethanol by xylose-fermenting yeast. *Journal of Biotechnology*, 97(2). [https://doi.org/10.1016/S0168-1656\(02\)00013-5](https://doi.org/10.1016/S0168-1656(02)00013-5)
- Nugraha, W. D., Syafrudin, Pradita, L. L., Matin, H. H. A., & Budiyo. (2018). Biogas Production from Water Hyacinth (*Eichhornia Crassipes*): The Effect of F/M Ratio. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 150(1). <https://doi.org/10.1088/1755-1315/150/1/012019>
- Omofunmi, O., Ebifemi, S., & Eweina, A. (2016). Design of Water Hyacinth (*Eichhornia crassipes*) Harvester. *Journal of Scientific Research and Reports*, 10(5), 1–10.
- Omondi, E. A., Ndiba, P. K., Chepkoech, G. K., & Kegode, A. A. (2023). Modeling anaerobic co-digestion of water hyacinth with ruminal slaughterhouse waste for first order, modified gompertz and logistic kinetic models. *International Journal of Renewable Energy Development*, 12(3). <https://doi.org/10.14710/ijred.2023.52775>
- O'Sullivan, C., Rounsefell, B., Grinham, A., Clarke, W., & Udy, J. (2010). Anaerobic digestion of harvested aquatic weeds: Water hyacinth (*Eichhornia crassipes*), cabomba (*Cabomba Caroliniana*) and salvinia (*Salvinia molesta*). *Ecological Engineering*, 36(10). <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.06.027>
- Peces, M., Astals, S., & Mata-Alvarez, J. (2014). Assessing total and volatile solids in municipal solid waste samples. *Environmental Technology (United Kingdom)*, 35(24). <https://doi.org/10.1080/09593330.2014.929182>
- Pérez-García, B., & Mendoza, A. (2002). Morfología vegetal neotropical. *Revista de Biología Tropical*, 50(3–4), 893–902.
- Pramanik, S. K., Suja, F. B., Porhemmat, M., & Pramanik, B. K. (2019). Performance and kinetic model of a single-stage anaerobic digestion system operated at different successive operating stages for the treatment of food waste. *Processes*, 7(9). <https://doi.org/10.3390/pr7090600>
- Rajagopal, R., Massé, D. I., & Singh, G. (2013). A critical review on inhibition of anaerobic digestion process by excess ammonia. In *Bioresource Technology* (Vol. 143). <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.06.030>
- Rapport, D. J., & Whitford, W. G. (1999). How ecosystems respond to stress: Common properties of arid and aquatic systems. *BioScience*, 49(3). <https://doi.org/10.2307/1313509>
- Rathod, V. P., Bhale, P. V., Mehta, R. S., Harmani, K., Bilimoria, S., Mahida, A., & Champaneri, H. (2018). Biogas Production from Water Hyacinth in the Batch type Anaerobic Digester. *Materials Today: Proceedings*, 5(11). <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2018.11.072>
- Rice, E. W., Bridgewater, L., & Association, A. P. H. (2012). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (Vol. 10). American public health association Washington, DC.
- Rodríguez-Lara, J. W., Cervantes-Ortiz, F., Arambula-Villa, G., Mariscal-Amaro, L. A., Aguirre- Mancilla, C. L., & Andrio-Enríquez, E. (2021). Lirio acuático (*Eichhornia crassipes*): una revisión. *Agronomía Mesoamericana*. <https://doi.org/10.15517/am.v33i1.44201>
- Sandberg, M., & Ahring, B. K. (1992). Anaerobic treatment of fish meal process waste-water in a UASB reactor at high pH. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 36(6). <https://doi.org/10.1007/BF00172198>



- Shankar, B. B., Patil, J. H., Muralidhara, P. L., Ramya, M. C., & Ramya, R. (2013). Effect of substrate concentration on biomethanation of water hyacinth. *International Journal of Chemical, Environmental & Biological Sciences*, 1(1), 2320–4087.
- Sindhu, R., Binod, P., Pandey, A., Madhavan, A., Alphonsa, J. A., Vivek, N., Gnansounou, E., Castro, E., & Faraco, V. (2017). Water hyacinth a potential source for value addition: An overview. In *Bioresource Technology* (Vol. 230). <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.01.035>
- Soest, P. J. Van, & Wine, R. H. (1967). Use of Detergents in the Analysis of Fibrous Feeds. IV. Determination of Plant Cell-Wall Constituents. *Journal of AOAC INTERNATIONAL*, 50(1). <https://doi.org/10.1093/jaoac/50.1.50>
- Song, H., Zhang, Y., Kusch-Brandt, S., & Banks, C. J. (2020). Comparison of variable and constant loading for mesophilic food waste digestion in a long-term experiment. *Energies*, 13(5), 1279.
- Sornvoraweat, B., & Kongkiattikajorn, J. (2010). Separated hydrolysis and fermentation of water hyacinth leaves for ethanol production. *KKU Research Journal*, 15(9).
- Sun, S., Sun, S., Cao, X., & Sun, R. (2016). The role of pretreatment in improving the enzymatic hydrolysis of lignocellulosic materials. In *Bioresource Technology* (Vol. 199). <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.08.061>
- Thauer, R. K., Kaster, A. K., Seedorf, H., Buckel, W., & Hedderich, R. (2008). Methanogenic archaea: Ecologically relevant differences in energy conservation. In *Nature Reviews Microbiology* (Vol. 6, Issue 8). <https://doi.org/10.1038/nrmicro1931>
- Uday, U. S. P., Choudhury, P., Bandyopadhyay, T. K., & Bhunia, B. (2016). Classification, mode of action and production strategy of xylanase and its application for biofuel production from water hyacinth. In *International Journal of Biological Macromolecules* (Vol. 82). <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2015.10.086>
- Valladares Rodríguez, M. R., Juárez Sedano, N., & Flores Valverde, E. (2019). Tratamiento biológico combinado anaerobio-humedal en aguas residuales. https://Revistatediq. Azc. Uam. Mx/Docs/Revista_tendencias_2019. Pdf.
- Varnero, M. T., Galleguillos, K., Guerrero, D., & Suárez, J. (2014). Producción de biogás y enmiendas orgánicas a partir del residuo olivícola (alperujo). *Informacion Tecnologica*, 25(5). <https://doi.org/10.4067/S0718-07642014000500011>
- Vasudevan, P. T., Gagnon, M. D., & Briggs, M. S. (2010). Sustainable Biotechnology: Sources of Renewable Energy. *Environmentally Sustainable Biofuels-The Case for Biodiesel, Biobutanol, and Cellulosic Ethanol*, 2, 102–115.
- Vega, E., & Peters, E. (1995). Conceptos generales sobre el disturbio y sus efectos en los ecosistemas. *Integration of Climate Protection and Cultural Heritage: Aspects in Policy and Development Plans. Free and Hanseatic City of Hamburg*, 2(4).
- Velmurugan, S., & Jayaraj, S. (2014). Biogas Generation through Anaerobic Digestion Process. In *Research Journal of Chemistry and Environment* (Vol. 18, Issue 5).
- Venkiteswaran, K., Bocher, B., Maki, J., & Zitomer, D. (2015). Relating Anaerobic Digestion Microbial Community and Process Function : Supplementary Issue: Water Microbiology. *Microbiology Insights*, 8s2. <https://doi.org/10.4137/mbi.s33593>
- Walker, M., Zhang, Y., Heaven, S., Banks, C., 2009. Potential errors in the quantitative evaluation of biogas production in anaerobic digestion process. *Bioresource Technol.* 100, 6339–6346.



- Wang, J., Liu, B., Sun, M., Chen, F., Terashima, M., & Yasui, H. (2022). A Kinetic Model for Anaerobic Digestion and Biogas Production of Plant Biomass under High Salinity. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19(11). <https://doi.org/10.3390/ijerph19116943>
- Wang, S., Wang, J., Li, J., Hou, Y., Shi, L., Lian, C., Shen, Z., & Chen, Y. (2021). Evaluation of biogas production potential of trace element-contaminated plants via anaerobic digestion. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 208. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111598>
- Wilson, J. R., Holst, N., & Rees, M. (2005). Determinants and patterns of population growth in water hyacinth. *Aquatic Botany*, 81(1). <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2004.11.002>
- Xiao, B., Qin, Y., Wu, J., Chen, H., Yu, P., Liu, J., & Li, Y. Y. (2018). Comparison of single-stage and two-stage thermophilic anaerobic digestion of food waste: performance, energy balance and reaction process. *Energy Conversion and Management*, 156, 215–223.
- Yang, L., Huang, Y., Zhao, M., Huang, Z., Miao, H., Xu, Z., & Ruan, W. (2015a). Enhancing biogas generation performance from food wastes by high-solids thermophilic anaerobic digestion: Effect of pH adjustment. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 105. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2015.09.005>
- Yang, L., Xu, F., Ge, X., & Li, Y. (2015b). Challenges and strategies for solid-state anaerobic digestion of lignocellulosic biomass. In *Renewable and Sustainable Energy Reviews* (Vol. 44). <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.01.002>
- Zhai, N., Zhang, T., Yin, D., Yang, G., Wang, X., Ren, G., & Feng, Y. (2015). Effect of initial pH on anaerobic co-digestion of kitchen waste and cow manure. *Waste Management*, 38(1). <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.12.027>
- Zhang, C., Su, H., Baeyens, J., & Tan, T. (2014). Reviewing the anaerobic digestion of food waste for biogas production. In *Renewable and Sustainable Energy Reviews* (Vol. 38). <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.05.038>
- Zurrita, A., Badii, M., Guillen, A., Lugo Serrato, O., & Aguilar Garnica, J. (2015). Factores Causantes de Degradación Ambiental. *Daena: International Journal of Good Conscience*, 10(3).



8 Anexos

Procedimiento De La Prueba De Sólidos Totales, Volátiles Y Fijos

(Método 2540-B. Sólidos Totales rango de secado 103°C – 105°C)

1. Caliéntese un crisol limpio a $100 \pm 5^\circ\text{C}$, durante 12 horas.
2. Consérvese el crisol en un desecador aproximadamente por 30 minutos.
3. Elija un volumen de muestra que proporcione un residuo entre 2.5 y 5.0 g.
4. Transfírase un volumen medido de muestra, bien mezclado a el crisol previamente pesado y evapórese en un horno de secado.
5. Si la evaporación se lleva a cabo en un horno de secado, reducir la temperatura hasta 2°C aproximadamente, por debajo del punto de ebullición (100°C), a fin de evitar salpicaduras.
6. Secar la muestra evaporada al menos durante una hora en un horno a $100 \pm 5^\circ\text{C}$.
7. Enfriar el crisol en un desecador para equilibrar la temperatura y pesar en una balanza analítica.
8. Posteriormente, en una mufla a 550°C por 30 minutos introducir los crisoles, al finalizar transferir los crisoles a una estufa a 100°C y después de 20 minutos a un desecador por 30 minutos hasta que su temperatura se encuentre equilibrada.
9. Finalmente efectuar los cálculos necesarios y registre los mismos en la hoja de trabajo.

Materia Seca y húmeda

Método

Procedimiento

1. Si la muestra está en grano molerla, si es forraje cortar en pedazos pequeños (3-4 cm).
2. Identificar la charola con un marcador y masking tape en la parte inferior por fuera.
3. Pesar la charola vacía y anota el peso, Si el-alimento está molido, pesar en balanza analítica y si son forrajes (muestras no molidas) pesar en balanza granataria.
4. A) Pesar aproximadamente 200 g de alimento húmedo.
B) Pesar aproximadamente 50 g de alimento seco. <Anotar el peso exacto>
5. Poner a deshidratar la muestra en la estufa a 60°C , durante 24 horas.
6. Sacar la muestra de la estufa y ponerla a enfriar dentro de un desecador aproximadamente por 20 minutos.
7. Pesar con la balanza implementada inicialmente.
8. Moler la muestra si es necesario.
9. Guardar la muestra en bolsa de plástico, cerrarla y etiquetarla.



Determinación de Fibra detergente neutro (FDN)

Procedimiento

1. Pesar 0.5g. de muestra molida a través de malla de 1 mm.
2. Colocar la muestra en un tubo de digestión (\varnothing vaso Berzelius).
3. Añadir 50ml de la solución detergente T. ambiente.
4. Calentar 1 hora a partir de la ebullición.
5. Pesar papel filtro que este a peso constante)
6. Al término del tiempo. filtrar por vacío utilizando un embudo Buchner y un Kitasato.
7. Lavar muy bien la muestra filtrada. recuperando todos los residuos del tubo de digestión o vaso Berzelius, utilizando para ello agua caliente 90 - 100°C, hasta un punto donde no se produzca espuma por el filtrado.
8. Retirar el papel con la muestra y colocarla en la estufa dejándola toda la noche.
9. Sacar la muestra de la estufa, colocándola en un desecador y esperar 20 minutos para que alcance un equilibrio en su temperatura y proceder a pesar.
10. Después de pesada la muestra, esta se desecha.

Determinación De Fibra Detergente Ácido (FDA).

1. Pesar 0.3g de muestra molida a través de una malla de 1mm.
2. Colocar la muestra en un tubo de digestión 10 vaso Berzelius.
3. Añadir 30ml.de solución detergente ácido frio a temperatura ambiente.
4. Calentar una hora a partir de la ebullición.
5. Pesar un crisol Goch (que este a peso constante).
6. Filtrar la muestra después de cumplir el tiempo (1 hora utilizando el crisol Goch, un anillo de Jebe y un Kitasato.
7. Lavar con agua caliente 90-100°C.
8. Colocar el crisol Goch con la fibra en la estufa (100°C) y dejar toda la noche.
9. Sacar el crisol Goch (no tocar con la mano) utilizando pinzas y colocarlo en un desecador para que alcance temperatura ambiente.
10. Después, de 25 minutos pesar.



Determinación de Celulosa

(Se implementa la muestra proveniente del proceso anterior (determinación de FDA).

1. Al crisol con la muestra se le adiciona ácido sulfúrico a 172% en cantidad
2. suficiente para cubrir completamente la muestra. Y colocarlo en un
3. recipiente que contenga agua y que esta no toque el borde del filo del
4. crisol.
5. Si existen gramos de la muestra deshacerlos con una varilla de vidrio.
6. Agitar cada hora, adicionando el reactivo para mantener el nivel constante y cubrir la muestra.
7. Después de 3 horas del proceso. se procede a filtrar y lavar la muestra utilizando agua caliente 90 - 100 °C.
8. Después de filtrar, el crisol Goch se coloca en la estufa (100 °C) y se deja toda la noche.
9. Se saca el crisol (utilizando pinzas) de la estufa y se coloca en un desecador para que alcance una temperatura ambiente por 25 minutos.
10. Se pesa el crisol.

Determinación de Lignina.

(Se utiliza la muestra obtenida de la determinación de celulosa).

1. El crisol con muestra se coloca en la mufla a 550°C durante 2:30 horas.
2. Se retira el crisol de la mufla (esta se apaga para poder sacar el crisol) utilizando pinzas y se coloca en un desecador por 35 minutos.
3. Una vez que el crisol se encuentra a temperatura ambiente, se pesa. Utilizando pinzas
4. Después de pesar, constante.



Gráficas producción de metano normalizado para las cinéticas con lodos anaerobios

En este estudio, los términos “máximos y mínimos” hacen referencia a los límites superior e inferior de la producción de metano bajo condiciones ideales y controladas. Estos valores se determinaron a partir de consideraciones teóricas, como factores externos afectan la producción de metano en un rango aproximado del 15%.

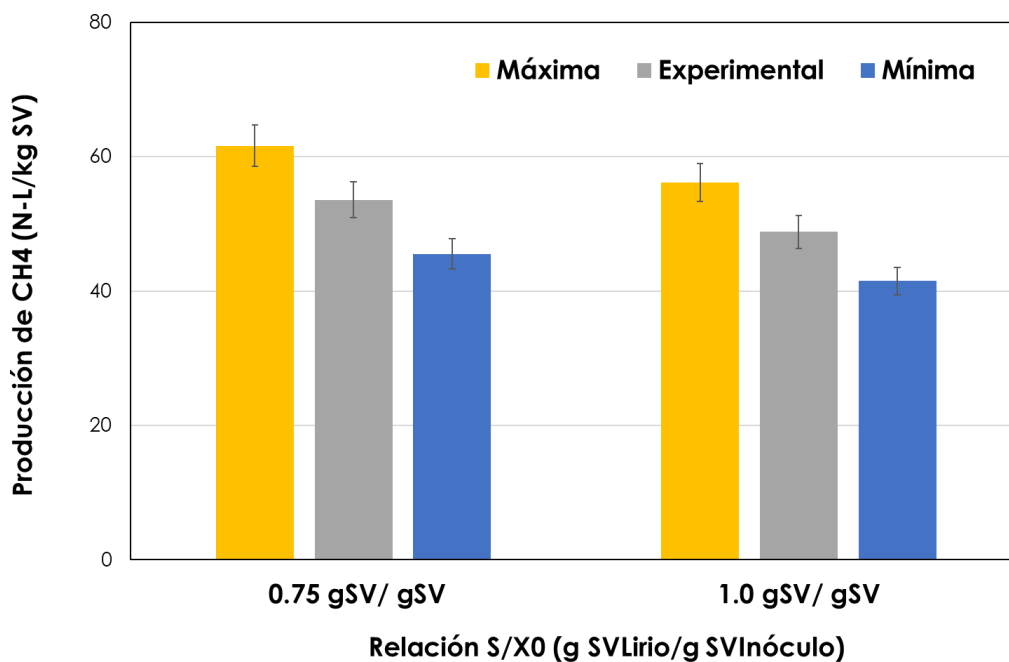


Figura 14. Producción máxima de metano normalizada (CH4 N – L / Kg SV) de la serie 1.

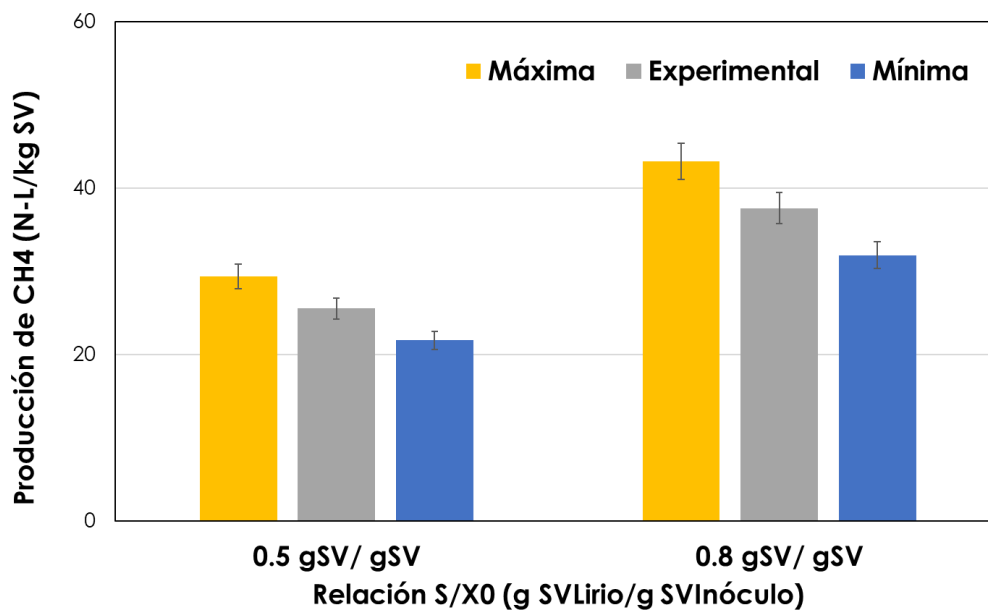


Figura 15. Producción máxima de metano normalizada (CH4 N – L / Kg SV) de la serie 1.

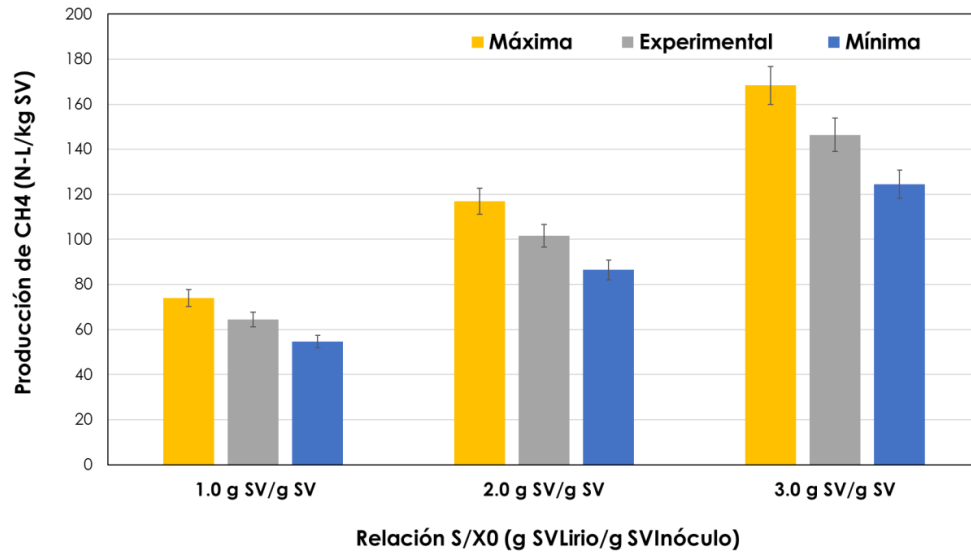


Figura 16. Producción máxima de metano normalizada (CH4 N – L / Kg SV) de la serie 2.

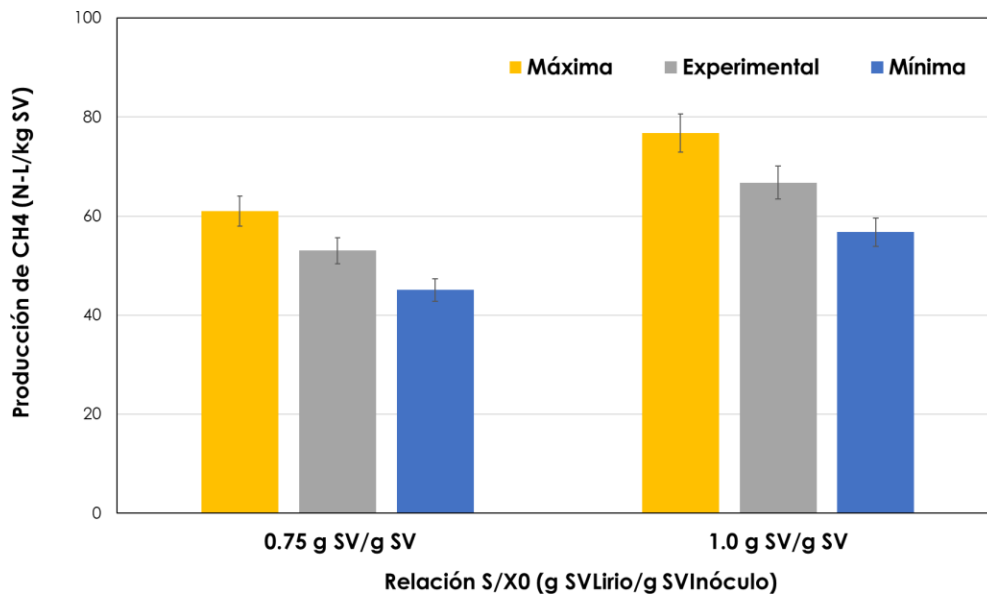


Figura 17. Producción máxima de metano normalizada (CH4 N – L / Kg SV) de la serie 3.



Ajuste Gompertz de la serie 2 y 3 con lodos anaerobios

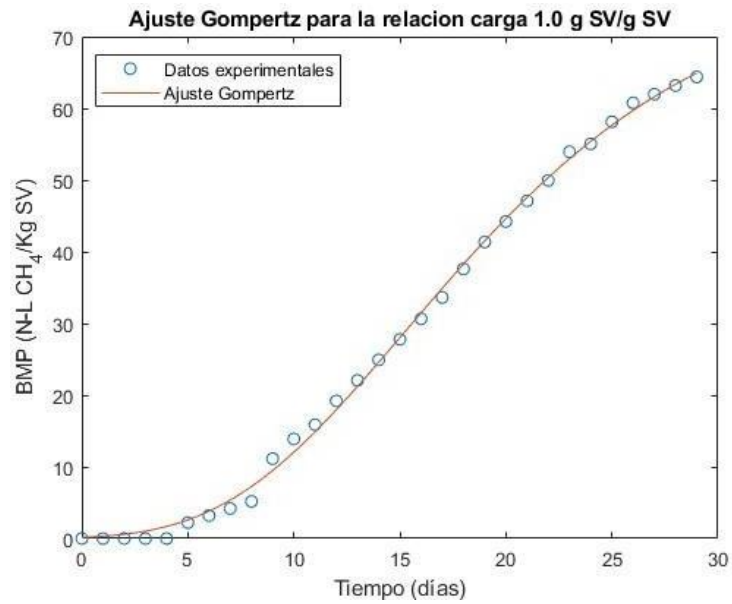


Figura 22. Ajuste de Gompertz para la producción de metano (CH₄ N – L / Kg SV) de la serie 2.

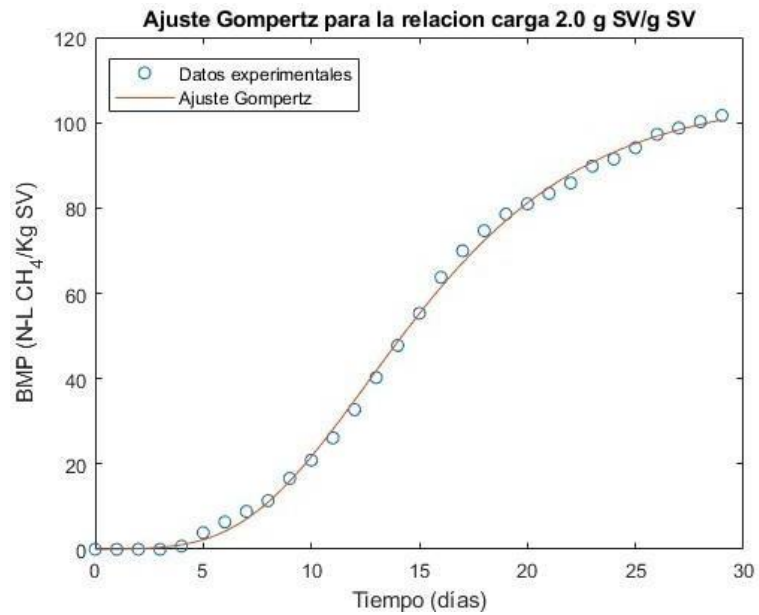


Figura 23. Ajuste de Gompertz para la producción de metano (CH₄ N – L / Kg SV) de la serie 2.

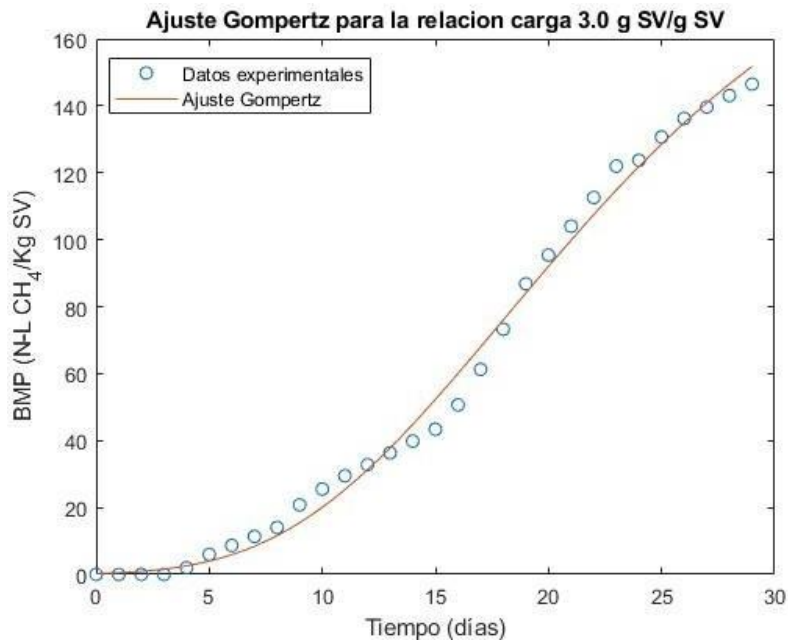


Figura 24. Ajuste de Gompertz para la producción de metano (CH₄ N-L / Kg SV) de la serie 2.

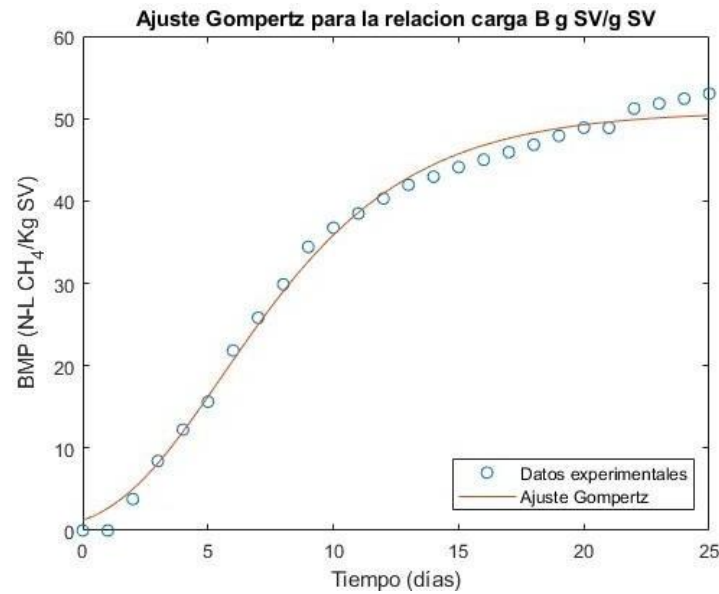


Figura 25. Ajuste de Gompertz para la producción de metano (CH₄ N-L / Kg SV) de la serie 3.

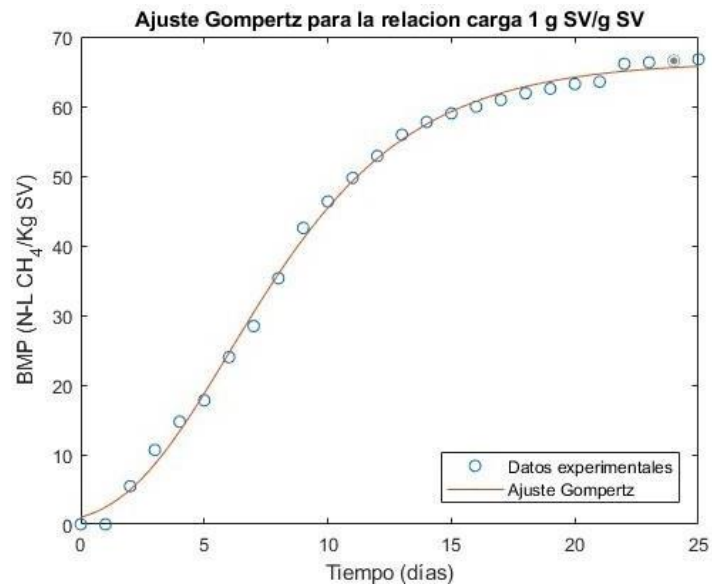


Figura 26. Ajuste de Gompertz para la producción de metano (CH₄ N –L / Kg SV) de la serie 3.

Ajuste primer orden de las cinéticas con lodos anaerobios

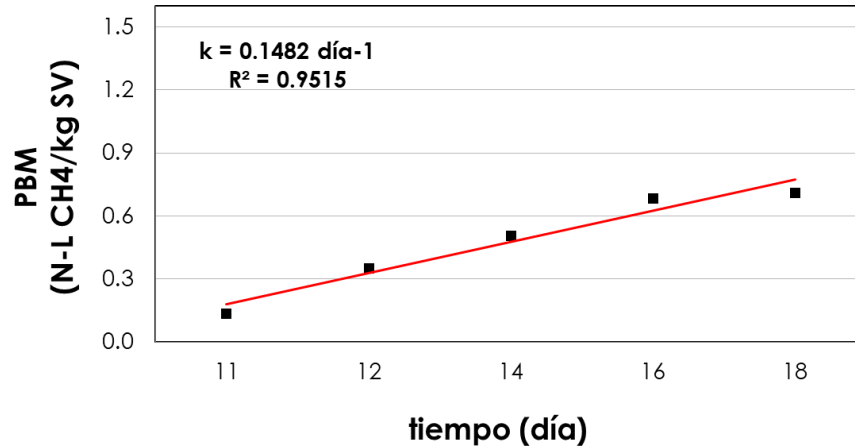


Figura 27. Ajuste de primer orden para la producción de metano con relación de carga 0.5 g SV /g SV (CH₄ N –L / Kg SV) de la serie 1.

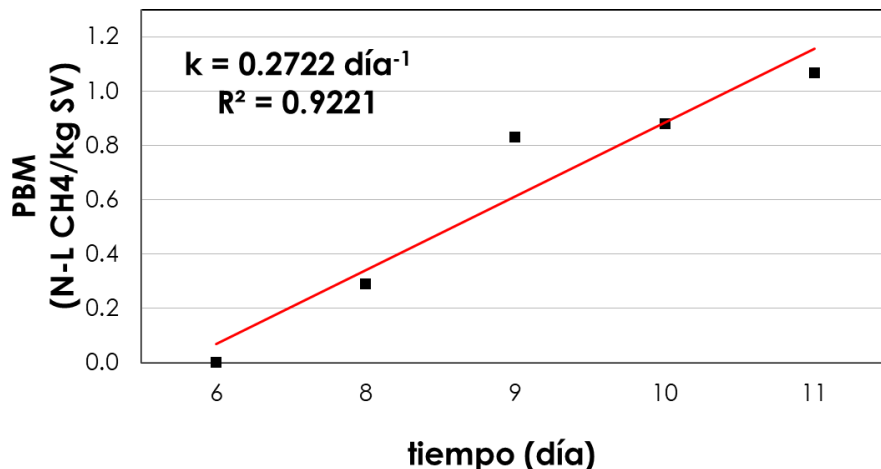


Figura 28. Ajuste de primer orden para la producción de metano con relación de carga 0.75 g SV /g SV (CH4 N –L / Kg SV) de la serie 1.

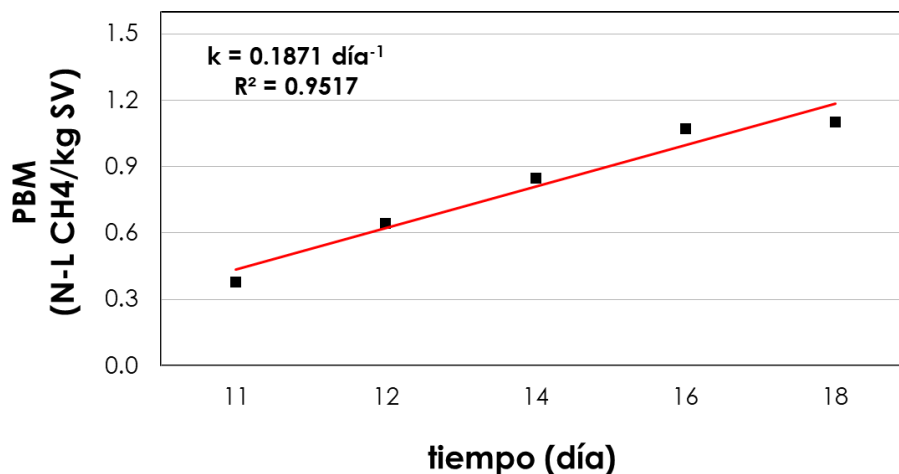


Figura 29. Ajuste de primer orden para la producción de metano con relación de carga 0.8 g SV /g SV (CH4 N –L / Kg SV) de la serie 1.

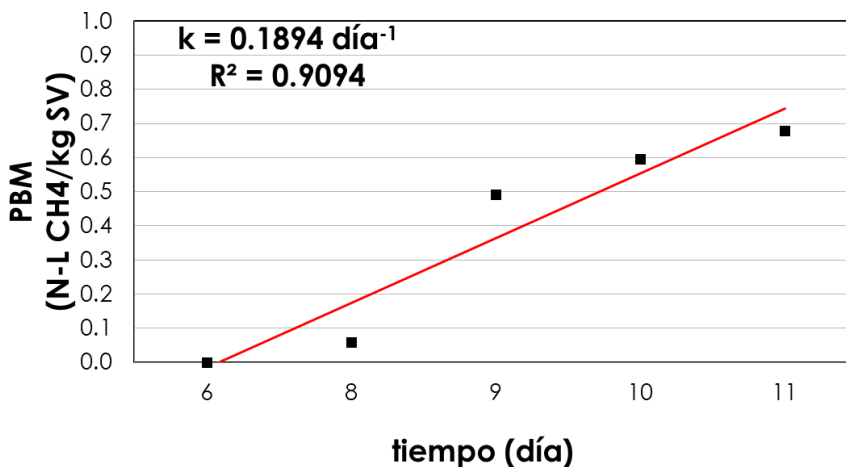




Figura 30. Ajuste de primer orden para la producción de metano con relación de carga 1.0 g SV /g SV (CH4 N –L / Kg SV) de la serie 1.

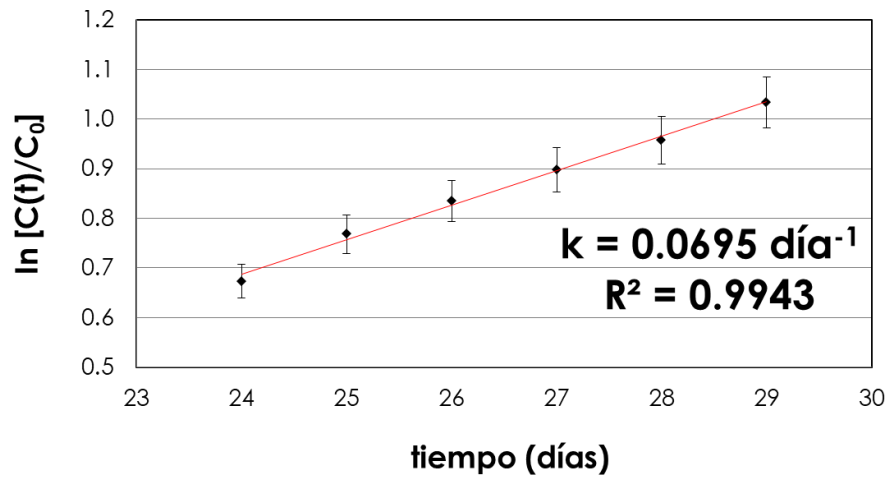


Figura 31. Ajuste de primer orden para la producción de metano con relación de carga 1.0 g SV /g SV (CH4 N –L / Kg SV) de la serie 2.

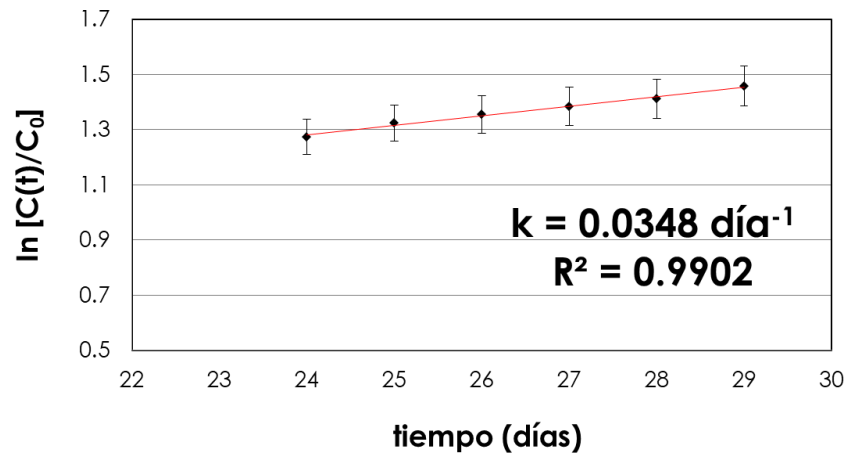


Figura 32. Ajuste de primer orden para la producción de metano con relación de carga 2.0 g SV /g SV (CH4 N –L / Kg SV) de la serie 2.

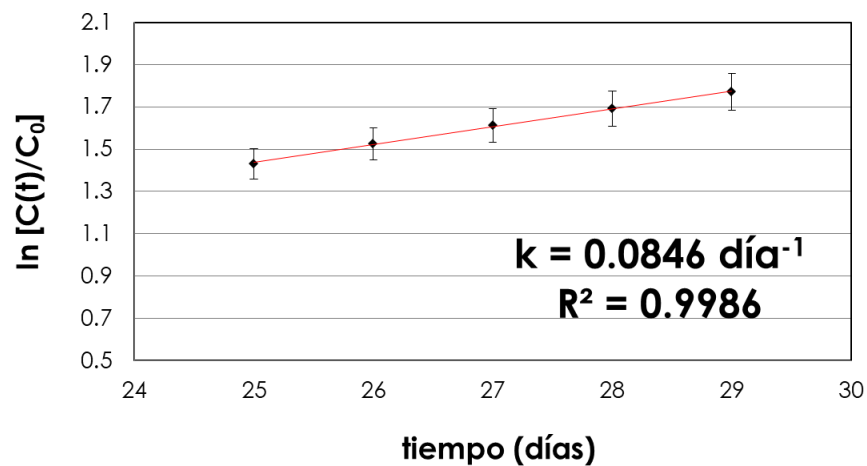




Figura 33. Ajuste de primer orden para la producción de metano con relación de carga 3.0 g SV /g SV (CH₄ N –L / Kg SV) de la serie 2.

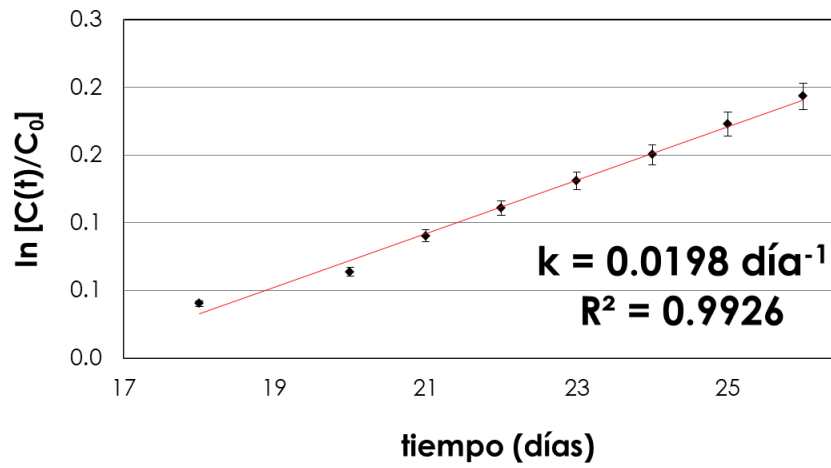


Figura 34. Ajuste de primer orden para la producción de metano con relación de carga 0.75 g SV /g SV (CH₄ N –L / Kg SV) de la serie 3.

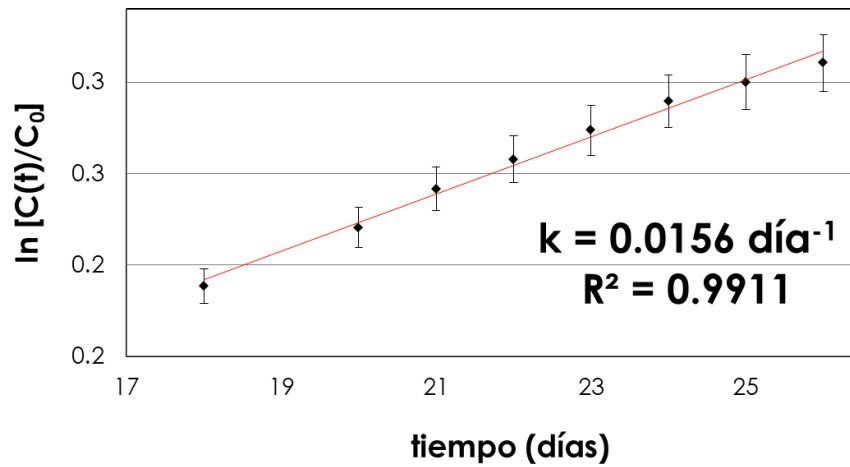


Figura 35. Ajuste de primer orden para la producción de metano con relación de carga 1.0 g SV /g SV (CH₄ N –L / Kg SV) de la serie 3.



Graficas producción de metano normalizado para las cinéticas con excreta equina

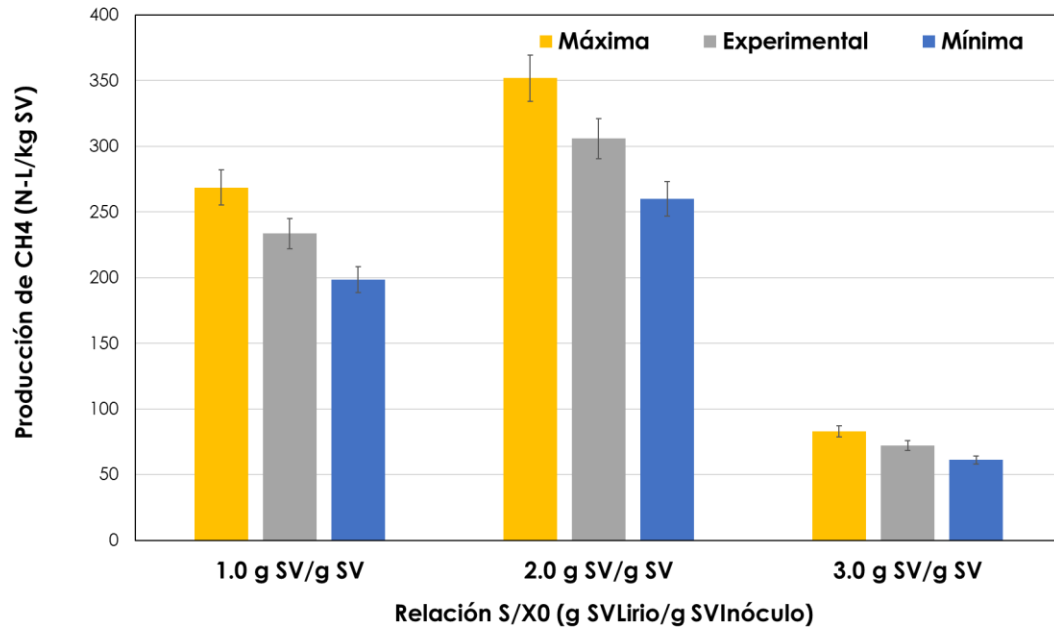


Figura 36. Producción máxima de metano normalizada (CH4 N – L / Kg SV) de la serie 4.

Ajuste de Gompertz de la serie 4

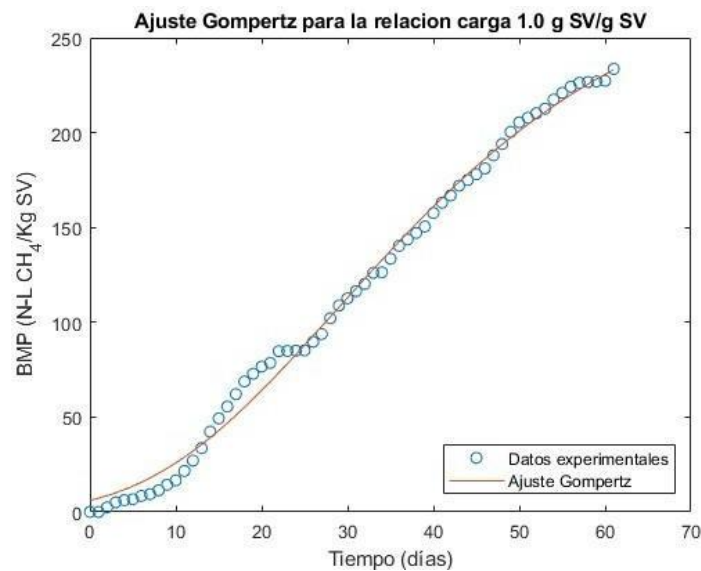


Figura 37. Ajuste de Gompertz para la producción de metano (CH4 N – L / Kg SV) de la serie 4.



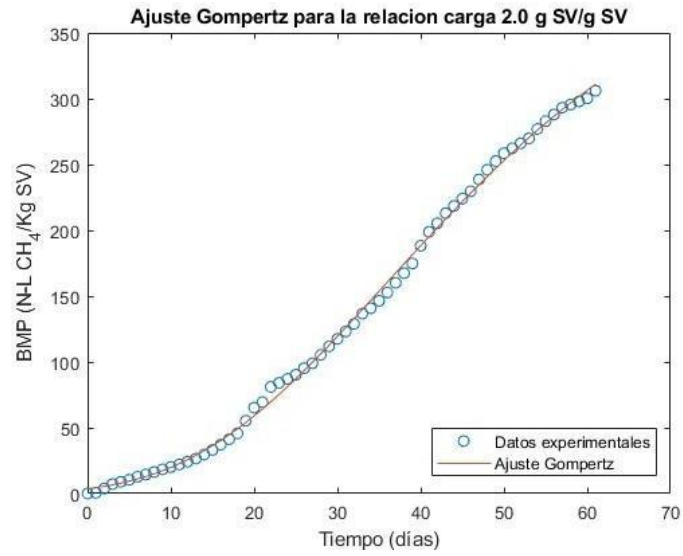


Figura 38. Ajuste de Gompertz para la producción de metano (CH₄ N –L / Kg SV) de la serie 4.

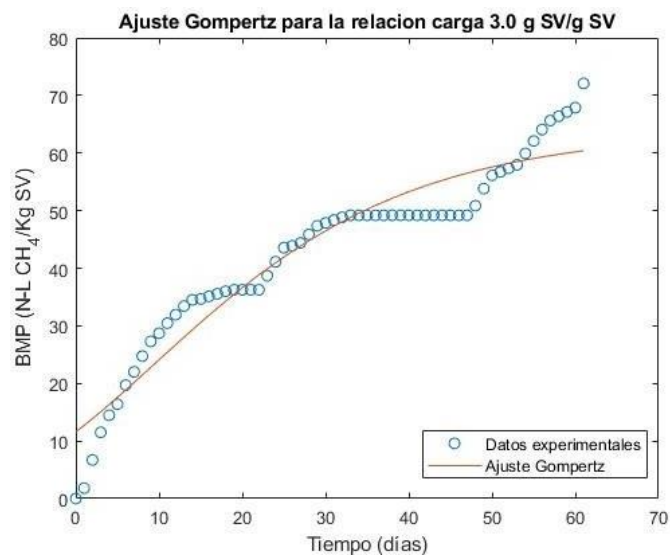


Figura 39. Ajuste de Gompertz para la producción de metano (CH₄ N –L / Kg SV) de la serie 4.



Ajuste primer orden de la serie 4 (excreta de caballo)

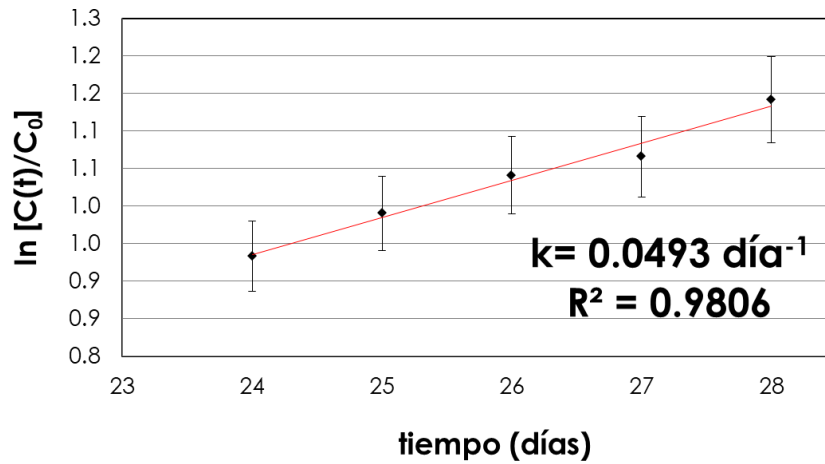


Figura 40. Ajuste de primer orden para la producción de metano con relación de carga 1.0 g SV /g SV (CH₄ N –L / Kg SV) de la serie 4.

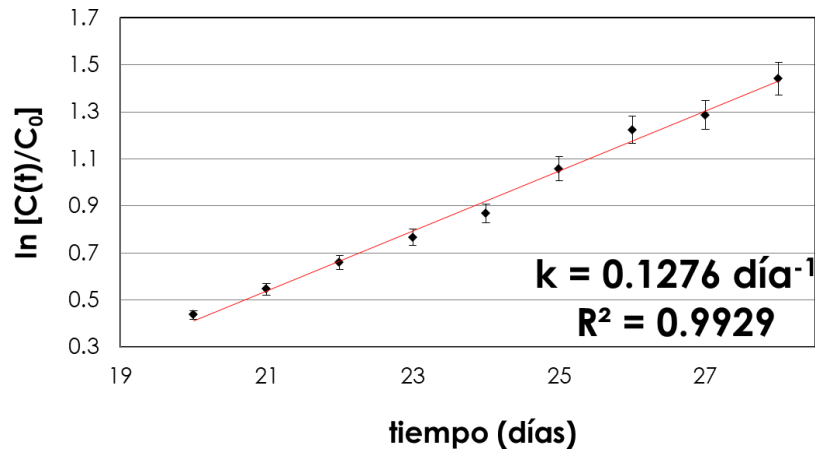


Figura 41. Ajuste de primer orden para la producción de metano con relación de carga 2.0 g SV /g SV (CH₄ N –L /Kg SV) de la serie 4.

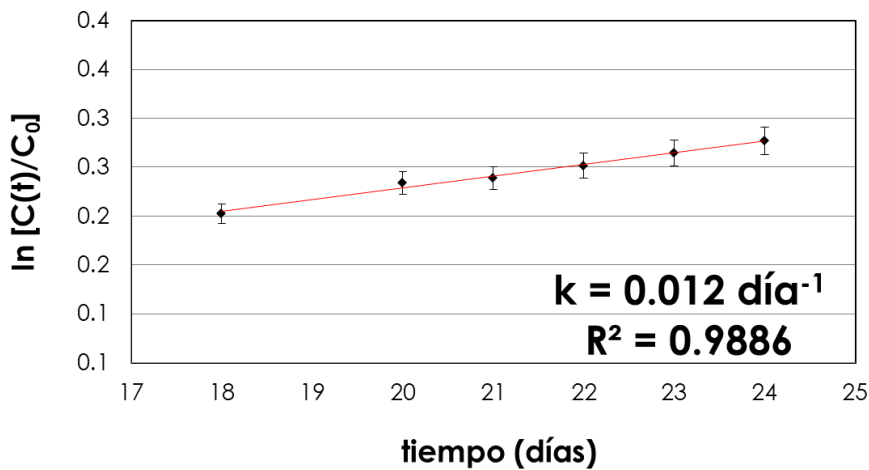


Figura 42. Ajuste de primer orden para la producción de metano con relación de carga 3.0 g SV /g SV (CH₄ N –L / Kg SV) de la serie 4.



Script del modelo de Gompertz con la función de costo, error mínimo cuadrático (MSE)

Para ajuste de los datos obtenidos de la normalización de la producción de metano, se utilizaron los modelos cinéticos de Gompertz y de primer orden. Los modelos fueron ejecutados utilizando, Matlab. En código o script se implementó un enfoque de ajuste de mínimos cuadrados para minimizar las discrepancias entre los datos experimentales y los valores predichos por el modelo. Además, se implementó, como modelo de función de costo el error mínimo cuadrático en los parámetros del modelo para minimizaran la discrepancia entre los valores predichos y experimentales permitiendo una mayor concordancia entre los datos modelados. Este enfoque proporciona una representación aproximada del comportamiento cinético del proceso de digestión anaerobia del lirio acuático, proporcionando resultados para su análisis y evaluación. A continuación, se muestra el script utilizado para modelar los datos.

```
close all; clc; clear;
% Definir la función de Gompertz modificada
gompertz = @(t, Pm, Rm, lam) Pm .* exp(-exp((Rm .* exp(1) ./ Pm) .* (lam - t) + 1));
% Definir la función de costo (MSE)
cost_function = @(params, t_data, P_data) mean((gompertz(t_data, params(1), params(2),
params(3)) - P_data) .^ 2);
% Direccion
downloads_path = 'D:\BETO\Miguel';
% Verificar si el archivo existe
file_path = fullfile(downloads_path, 'cineticas.xlsx');
if ~isfile(file_path)
error('El archivo %s no se encontró.', file_path);
end
% Leer datos desde la hoja 4 del archivo Excel
sheet_name = 'Hoja4'; % Cambia esto al nombre real de la hoja si es diferente
data = readtable(file_path, 'Sheet', sheet_name);
% Mostrar los nombres de las columnas para ver cómo se han leído
disp('Nombres de las columnas:');
disp(data.Properties.VariableNames);
% Asumiendo que las columnas A, B, C, D contienen los valores reales y la columna Tiempo
contiene el tiempo
t_column = 'Tiempo';
P_data_columns = {'A', 'B', 'C' };
if ~ismember(t_column, data.Properties.VariableNames)
error('La columna "%s" no se encontró en el archivo Excel.', t_column);
end
t_data = data.(t_column);
% Graficar datos y ajustes para cada columna de datos reales
for col = P_data_columns
```



```

col = char(col); % Convertir celda a string
if ~ismember(col, data.Properties.VariableNames)
error('La columna "%s" no se encontró en el archivo Excel.', col);
end
P_data = data.(col);
% Estimaciones iniciales
initial_params = [max(P_data), 0.1, 1];
% Minimizar la función de costo
options = optimset('Display', 'off', 'TolX', 1e-8, 'TolFun', 1e-8);
[params_fit, mse] = fminsearch(@(params) cost_function(params, t_data, P_data
initial_params, options);
% Obtener parámetros ajustados
Pm_fit = params_fit(1);
Rm_fit = params_fit(2);
lam_fit = params_fit(3);
% Generar datos ajustados
t_fit = linspace(min(t_data), max(t_data), 100);
P_fit = gompertz(t_fit, Pm_fit, Rm_fit, lam_fit);
% Calcular residuos
P_pred = gompertz(t_data, Pm_fit, Rm_fit, lam_fit);
residuos = P_data - P_pred;
% Graficar datos experimentales y ajuste figure;
plot(t_data, P_data, 'o', 'DisplayName', 'Datos experimentales');
hold on;
plot(t_fit, P_fit, '-', 'DisplayName', 'Ajuste Gompertz');
xlabel('Tiempo (días)');
ylabel('BMP (N-L CH_4/Kg SV)');
legend;
title(['Ajuste Gompertz para la relacion carga ', col, ' g SV/g SV']);
hold off;
% Graficar residuos
figure;
plot(t_data, residuos, 'o');
hold on;
yline(0, 'r--');
xlabel('Tiempo (días)');
ylabel('BMP');
title(['Residuos del Ajuste para la relacion carga ', col, ' g SV/g SV']);
hold off;
% Imprimir parámetros ajustados, MSE y método de optimización
fprintf('Columna %s - Método de optimización: fminsearch\n', col);
fprintf('Pm: %.3f, Rm: %.3f, λ : %.3f, MSE: %.3f\n', Pm_fit, Rm_fit, lam_fit, mse);
end

```




Casa abierta al tiempo

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA

ACTA DE EXAMEN DE GRADO

No. 00114

Matrícula: 2213800976

Producción sostenible de metano mediante digestión anaerobia termofílica de lirio acuático (*Eichhornia crassipes*).

En la Ciudad de México, se presentaron a las 9:00 horas del día 23 del mes de julio del año 2024 en la Unidad Iztapalapa de la Universidad Autónoma Metropolitana, los suscritos miembros del jurado:

DR. OSCAR ARMANDO MONROY HERMOSILLO
DR. DAVIDE ANTONIO POGGIO
DRA. PATRICIA CASTILLA HERNANDEZ



MIGUEL AGUSTIN DEL VALLE VEGA
ALUMNO

Bajo la Presidencia del primero y con carácter de Secretaria la última, se reunieron para proceder al Examen de Grado cuya denominación aparece al margen, para la obtención del grado de:

MAESTRO EN CIENCIAS (ENERGÍA Y MEDIO AMBIENTE)

DE: MIGUEL AGUSTIN DEL VALLE VEGA

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

APROBAR

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

REVISÓ

MTRA. ROSALIA SERRANO DE LA PAZ
DIRECTORA DE SISTEMAS ESCOLARES

DIRECTOR DE LA DIVISIÓN DE CBI

DR. ROMAN LINARES ROMERO

PRESIDENTE

DR. OSCAR ARMANDO MONROY
HERMOSILLO

VOCAL

DR. DAVIDE ANTONIO POGGIO

SECRETARIA

DRA. PATRICIA CASTILLA HERNANDEZ