

DIVISIÓN DE CIENCIAS BIOLÓGICAS Y DE LA SALUD
DEPARTAMENTO EL HOMBRE Y SU AMBIENTE
LICENCIATURA EN BIOLOGÍA

***Lemna spp. y Myriophyllum aquaticum* del Lago de Xochimilco:
Evaluación como materia prima para la producción de biogás**

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE LICENCIADO EN BIOLOGÍA
PRESENTA EL ALUMNO

BRANDON AVALOS RODRIGUEZ

2202042155

ASESORAS

Dra. Patricia Castilla Hernández
No. Económico 30606
UAM-X

Mtra. Hortencia Hernández Ruíz
No. Económico 43948
UAM-X

Ciudad de México

11/02/2026

Resumen

Este trabajo evaluó el potencial de *Lemna gibba* y *Myriophyllum aquaticum*, macrófitas acuáticas presentes en el Lago de Xochimilco, como materia prima para la producción de biogás mediante digestión anaerobia. Se caracterizaron las condiciones fisicoquímicas del hábitat de las plantas, y el contenido de sólidos totales, fijos y volátiles de las mismas y de los inóculos empleados (lodo anaerobio y sedimento de la zona). Los biodigestores experimentales se operaron durante 45 días bajo condiciones mesofílicas, registrando la producción acumulada de biogás y analizando el residual final (digestato) en términos de nutrientes (NH_4^+ y PO_4^{3-}). Los resultados mostraron que *M. aquaticum* presentó una mayor eficiencia energética, alcanzando una producción de hasta 305 L/kg SV de biogás, mientras que *L. gibba* liberó más nitrógeno amoniacal. El sedimento aportó fósforo soluble y minerales al sistema, mientras que el lodo anaerobio favoreció una mayor degradación orgánica. Se concluye que ambas especies son viables para la digestión anaerobia y que la fracción líquida del digestato representa un subproducto con potencial como biofertilizante, en el marco de una estrategia de bioeconomía circular para Xochimilco.

Palabras clave: digestión anaerobia, biogás, *Lemna gibba*, *Myriophyllum aquaticum*, Xochimilco.

Agradecimientos

Este proyecto no habría sido posible sin el apoyo y acompañamiento de múltiples personas e instituciones que, de diferentes maneras, contribuyeron a que este trabajo llegara a buen término.

En primer lugar, agradezco profundamente a mis asesoras, la Dra. Patricia Castilla Hernández y la Mtra. Hortencia Hernández Ruiz, por su guía, paciencia y dedicación. Sus enseñanzas no solo enriquecieron este proyecto, sino que fortalecieron mi formación académica junto con mi compromiso con la investigación científica.

Extiendo mi reconocimiento a la Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Xochimilco, por brindarme los espacios, materiales y herramientas necesarios para el desarrollo de esta investigación, así como al CIBAC y su personal, quienes con su disposición y buena voluntad hicieron más llevadera cada jornada de trabajo.

De manera especial, agradezco a mi familia. A mi madre Isabel, por ser ejemplo de esfuerzo, amor incondicional y apoyo constante; a mi abuelita Yolanda Saldaña, cuyo cariño y sabiduría han sido una guía silenciosa y fundamental en mi vida; a mis hermanas Thelma, Renata y demás seres queridos, por su compañía y palabras de aliento en los momentos de mayor desafío.

Finalmente, agradezco a mis amigos, en particular a la Biól. Fabiola Jiménez, más que una colega, ha sido una inspiración y un pilar constante, recordándome siempre el valor de la perseverancia y la confianza en uno mismo.

Gracias a todas las personas que sembraron en mí el gusto por la biología y la ciencia, les expreso mi admiración por todo lo que aprendí en aulas y laboratorios, y que, con un gesto, una conversación o una sonrisa, me recordaron que la ciencia se nutre de lo humano. Cada paso en este trayecto ha estado marcado por el aprendizaje, el afecto y la solidaridad de quienes me rodean.

A todos ustedes, gracias por creer en mí y en este proyecto.

1. Introducción

La necesidad de encontrar fuentes de energía renovables y sostenibles se ha vuelto cada vez más urgente, sobre todo ante la preocupación global por el agotamiento de combustibles fósiles y sus efectos sobre el medio ambiente. En este panorama, el uso de biomasa vegetal para generar biogás surge como una alternativa limpia y viable.

Este biocombustible se produce a través de la digestión anaerobia, un proceso biológico en el que diferentes comunidades microbianas descomponen la materia orgánica en ausencia de oxígeno. El proceso ocurre en cuatro etapas principales: hidrólisis, donde bacterias hidrolíticas fragmentan polímeros complejos como carbohidratos, proteínas y lípidos en compuestos más simples; acidogénesis, en la que bacterias fermentativas transforman estos productos en ácidos grasos volátiles, alcoholes, hidrógeno y dióxido de carbono; acetogénesis, donde bacterias acetogénicas convierten esos compuestos en acetato, H_2 y CO_2 ; finalmente metanogénesis, etapa en la que arqueas metanogénicas producen metano (CH_4) a partir de acetato, H_2 y CO_2 . El resultado es una mezcla gaseosa compuesta principalmente por metano y dióxido de carbono, conocida como biogás, con aplicaciones en la generación de electricidad, uso para calefacción e incluso como combustible vehicular (Weiland, 2010).

La digestión anaerobia presenta ventajas ambientales y energéticas al tratar desechos orgánicos: reduce la carga orgánica de los residuos y mitiga emisiones de gases de efecto invernadero, ya que el biogás generado puede capturarse y utilizarse como fuente de energía renovable; además, se obtiene un subproducto rico en nutrientes, el digestato, que puede emplearse como biofertilizante y reducir la necesidad de fertilizantes sintéticos, mejorando la estructura del

suelo y disminuyendo impactos ambientales asociados a su producción (Martín-Sanz-Garrido et al., 2025).

Dentro de los sustratos utilizados en digestión anaerobia se encuentran estiércoles, residuos agroindustriales y aguas residuales; sin embargo, en años recientes las plantas acuáticas han cobrado atención por su alta tasa de crecimiento, elevada acumulación de biomasa y disponibilidad en ecosistemas eutrofizados. Estas especies, al proliferar masivamente y convertirse en malezas invasoras, suelen generar problemas ambientales; no obstante, estas características también las convierten en una fuente abundante de biomasa lignocelulósica con potencial para la producción de biogás mediante digestión anaerobia (Koley et al., 2023).

Un ejemplo es *Lemna gibba* (lenteja de agua), una macrófita flotante perteneciente a la familia Lemnaceae. Se caracteriza por presentar frondes verdes de forma ovalada o elíptica, generalmente de 3 a 5 mm de longitud, que flotan en la superficie del agua gracias a cavidades aeríferas que les proporcionan flotabilidad. Posee una o pocas raíces filiformes que cuelgan libremente en el agua, lo que le permite absorber nutrientes directamente del medio. Su alta tasa de crecimiento y reproducción vegetativa por gemación la convierten en una especie eficiente para la captación de nutrientes y la producción de biomasa en ecosistemas acuáticos. Es común en ambientes eutrofizados, y su elevada tasa de crecimiento y fácil descomposición ha demostrado un buen desempeño en la producción de biogás (Ramírez Rodríguez & Rivera Cabrera, 2014).

Por su parte, *Myriophyllum aquaticum* (conocida como pluma de loro) pertenece a la familia Haloragaceae. Es una planta acuática perenne que puede crecer sumergida o emerger parcialmente en la superficie. Se distingue por sus tallos largos y flexibles, que pueden superar el metro de longitud, y por sus hojas finamente divididas en segmentos filiformes, dispuestas en

verticilos alrededor del tallo, lo que le da un aspecto plumoso característico. En condiciones emergentes desarrolla tallos erectos y hojas de color verde más intenso, capaces de realizar una alta tasa fotosintética. Esta morfología le permite colonizar rápidamente cuerpos de agua y formar densos manchones en canales y lagos. Aunque considerada invasora en muchos ecosistemas (Lot & Novelo, 2010), también ha mostrado potencial energético debido a su alto contenido de materia orgánica.

En particular, especies como *Lemna minor*, *L. gibba* y *M. aquaticum* destacan por su alto contenido de carbohidratos y baja proporción de lignina, lo que favorece la generación de metano (Baek et al., 2021). En ensayos previos, *L. gibba* ha demostrado ser un sustrato eficaz para la producción de biogás en sistemas de digestión anaerobia, alcanzando potenciales de producción de metano de hasta ~217–262 mL/g SV (sólidos volátiles) en condiciones termófilas, lo que respalda su viabilidad como materia prima renovable en biodigestores tipo UASB u otros reactores anaerobios (Lower et al., 2025), mientras que *M. aquaticum* alcanzó rendimientos de hasta 400 L CH₄/kg SV en condiciones controladas (Kobayashi et al., 2015).

El interés por las macrófitas acuáticas como recurso bioenergético también responde a su papel ecológico en cuerpos de agua como lagos, canales y presas. Su proliferación excesiva suele estar asociada a la eutrofización causada por descargas urbanas y agrícolas. Si bien esto representa un problema ambiental, también ofrece la oportunidad de aprovechar esta biomasa para la producción de energía renovable. Así, la extracción de macrófitas cumple una doble función: control de especies invasoras y obtención de materia prima para digestión anaerobia.

En México, diversos estudios han explorado el uso de plantas acuáticas como *L. gibba* y *M. aquaticum* en procesos de biorremediación de aguas contaminadas, donde estas especies actúan

como biofiltros capaces de eliminar nutrientes como amonio, ortofosfatos y nitritos de aguas residuales tratadas, con *M. aquaticum* demostrando alta eficiencia en estos procesos (Romero-Ortiz et al., 2011). Su aprovechamiento energético representa un paso adicional hacia esquemas de bioeconomía circular, donde el manejo de especies acuáticas problemáticas se vincula con la generación de energía limpia.

Un escenario de especial interés es el Lago de Xochimilco, ubicado al sur de la Ciudad de México. Este ecosistema, reconocido tanto por su riqueza biológica como por su valor cultural, forma parte del Patrimonio Mundial de la Humanidad. Sin embargo, enfrenta graves problemas ambientales, como contaminación del agua, pérdida de biodiversidad, descargas urbanas y expansión de especies invasoras que se convierten en maleza, lo que ha comprometido su equilibrio ecológico (UNESCO World Heritage Centre, 2025). La presencia de macrófitas acuáticas como *L. gibba* y *M. aquaticum* en sus canales no solo refleja el estado de eutrofización del sistema, sino que también constituye una oportunidad de aprovechamiento para la producción de biogás y la reducción de su impacto ambiental.

Frente a esta problemática, resulta relevante evaluar el potencial bioenergético de macrófitas acuáticas presentes en Xochimilco, ya que su uso podría simultáneamente contribuir al control ecológico y a la generación de energía renovable. De este modo, el presente estudio se inscribe en la búsqueda de alternativas sustentables que reduzcan la presión ambiental sobre este ecosistema y, al mismo tiempo, diversifiquen las fuentes de energía renovables en México.

2. Objetivos

2.1 Generales

Evaluar el potencial de *L. gibba* y *M. aquaticum* del Lago de Xochimilco, Ciudad de México, como materia prima para la producción de biogás mediante digestión anaerobia, analizando su eficiencia en la producción y su viabilidad como una alternativa sostenible para la generación de energía renovable.

2.2 Específicos

1. Analizar las condiciones fisicoquímicas del hábitat de *M. aquaticum* y *L. gibba*.
2. Determinar el contenido de sólidos totales y sólidos volátiles (materia orgánica) de *M. aquaticum* y *L. gibba* como materia prima para el proceso de producción de biogás.
3. Cuantificar el biogás generado a lo largo del proceso de digestión anaerobia de *M. aquaticum* y *L. gibba*, para conocer la eficiencia de la producción.
4. Caracterizar el contenido de nutrientes en la fracción líquida del digestato, así como los sólidos totales y sólidos volátiles.

3. Metodología

3.1 Sitios de muestreo y recolección de las muestras

En abril de 2025, se realizó el muestreo en cuatro puntos estratégicos del canal interno correspondiente al Centro de Investigaciones Biológicas y Acuícolas de Cuemanco (CIBAC), ubicado en la zona del Lago Xochimilco, Ciudad de México. Los sitios fueron seleccionados por

la presencia notable de vegetación acuática —principalmente de las plantas *M. aquaticum* y *L. gibba*—, por lo que los sitios se identificaron como M1 y M2 por proliferar la primera, y como L1 y L2 por la presencia de la segunda, así como por las diferencias en la profundidad y otras condiciones ambientales observadas en el sitio.

Durante la jornada para conocer el hábitat de las plantas se midieron parámetros fisicoquímicos clave: pH, oxígeno disuelto, temperatura del agua, temperatura ambiente y profundidad. El pH se determinó con un potenciómetro Conductronic previamente calibrado con soluciones buffer a pH 4 y 7. Para medir el oxígeno disuelto se utilizó un medidor multiparamétrico HACHQ40D, cuyo electrodo fue acondicionado en agua corriente durante 30 minutos antes de su uso, con el fin de asegurar lecturas precisas. La temperatura se midió con un termómetro convencional y la profundidad del canal se obtuvo sumergiendo cuerda graduada y con pesas de plomo. Entre cada medición, el electrodo del potenciómetro y del medidor multiparamétrico se limpiaron con agua destilada, evitando así contaminación cruzada entre puntos.

En los sitios M1 y M2 se detectaron manchones densos de *M. aquaticum*, especialmente en zonas sombreadas, mientras que *L. gibba* fue más abundante en áreas con mayor exposición a la luz solar. Por su parte, los puntos L1 y L2 presentaron menor profundidad, mayor proliferación de *L. gibba* y la presencia de larvas de mosquitos y de otros organismos acuáticos, lo que sugiere una dinámica ecológica particular en esa sección del canal.

Las muestras de agua se colectaron con una botella van Dorn y se almacenaron en frascos de polietileno debidamente etiquetados y se mantuvieron a 4 °C hasta su análisis posterior. Para conocer el potencial de degradación de los sedimentos del hábitat de las plantas, estos se recolectaron con una draga manual y se guardaron por separado. Las plantas acuáticas fueron

extraídas manualmente usando un biello y una red, recolectando entre 4 y 6 kg de *M. aquaticum*, y entre 2 y 3 kg de *L. gibba*. Todo el material vegetal se colocó en bolsas plásticas y se mantuvo en frío en una hielera, hasta su traslado al laboratorio para los análisis correspondientes.

3.2 Procesamiento de muestras

Las muestras de agua fueron filtradas utilizando papel filtro Whatman GF/F de poro 0.7 micrómetros (μm), y se mantuvieron refrigeradas hasta su análisis, enfocado en la determinación de nutrientes inorgánicos —amonio (NH_4^+), nitrato (NO_3^-) y ortofosfatos (PO_4^{3-})— mediante técnicas espectrofotométricas.

En el caso de los sedimentos, se tamizaron para retirar fragmentos de vegetación o partículas de tamaño mayor a 2 mm, para su posterior análisis gravimétrico, con el objetivo de cuantificar el contenido de sólidos totales (ST), sólidos fijos (SF) y sólidos volátiles (SV). Las muestras se almacenaron en frascos de polietileno bien cerrados y se mantuvieron en refrigeración para evitar cambios antes de su análisis.

La biomasa vegetal de *M. aquaticum* y *L. gibba* se limpió manualmente para retirar restos de sedimento u otras partículas y se lavó con agua del grifo. Después se realizó un pesaje preliminar, obteniéndose 5 kg de *M. aquaticum* y 2 kg de *L. gibba*. Finalmente, la biomasa se fragmentó en porciones de aproximadamente 1 cm. Estas muestras se conservaron en refrigeración, ya que se emplearían en las pruebas de producción de biogás por digestión anaerobia.

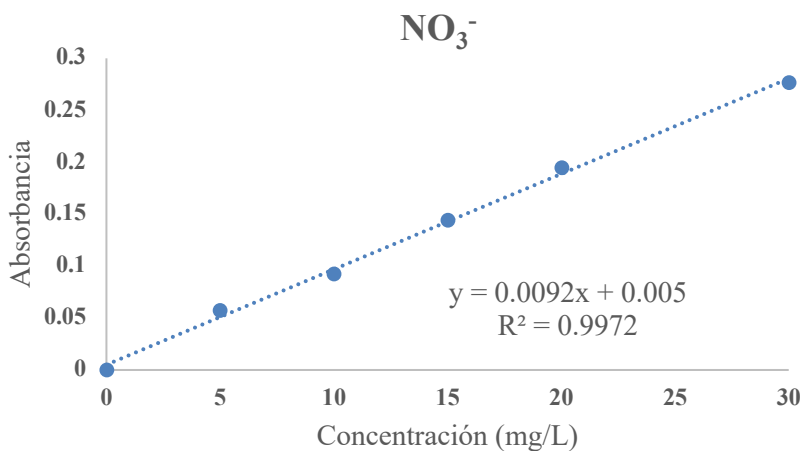
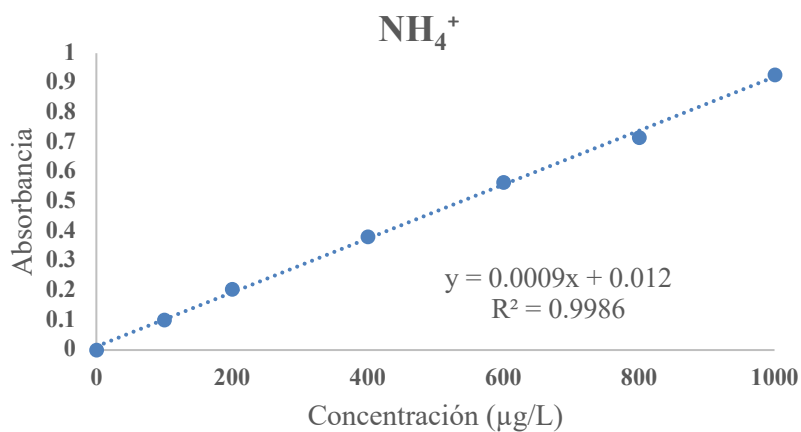
3.3 Análisis de nutrientes inorgánicos en agua

Para evaluar la calidad del agua en los puntos de muestreo, se determinaron las concentraciones de NH_4^+ , NO_3^- y PO_4^{3-} mediante espectrofotometría visible (Vis), siguiendo las metodologías descritas por Contreras (1994), el manual de operación de HANNA Instruments con algunas adaptaciones experimentales y el APHA (2017), respectivamente. La cuantificación de estos nutrientes inorgánicos se realizó a partir de curvas de calibración elaboradas específicamente para cada compuesto (**Figura 1**). Las absorbancias de los estándares se midieron en el espectrofotómetro Genesys 20 y las gráficas fueron elaboradas utilizando Microsoft Excel, herramienta empleada para el procesamiento y visualización de los datos obtenidos, así mismo se procesaron mediante análisis de regresión lineal.

La curva de calibración para el amonio se elaboró a partir de soluciones estándar de sulfato de amonio $[(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4]$ y presentó un ajuste lineal con un coeficiente de determinación (R^2) de 0.9986, lo que indica una alta precisión del método. En esta determinación se utilizaron reactivos como fenol, nitroprusiato de sodio y una solución oxidante alcalina. Para los nitratos, se empleó el procedimiento recomendado por HANNA pero se incluyó una curva de calibración externa, y con resultados precisos con un R^2 de 0.9972. En el caso de los ortofosfatos, se aplicó el método del ácido ascórbico, logrando un ajuste lineal con $R^2 = 0.9944$.

Las mediciones espectrofotométricas se realizaron utilizando longitudes de onda específicas para cada analito: 640 nm para amonio, 400 nm para nitratos y 880 nm para ortofosfatos. Para garantizar la confiabilidad de los resultados, los análisis se realizaron por duplicado en el caso de nitratos, y por triplicado en el caso de amonio y ortofosfatos.

Finalmente, los datos de absorbancia se procesaron estadísticamente en Microsoft Excel mediante modelos de regresión lineal, a partir de los cuales se obtuvieron las ecuaciones con los valores de la pendiente, intercepto y los correspondientes R^2 . Esto permitió calcular con precisión las concentraciones de nutrientes en las muestras ambientales y asegurar la fiabilidad de los resultados obtenidos.



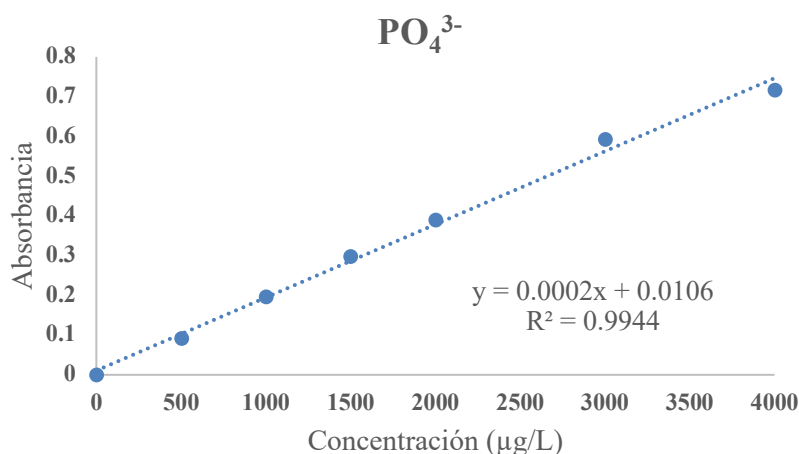


Figura 1. Curvas de calibración para el análisis de NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-}

3.4 Determinación de sólidos en inóculos y vegetación acuática

Como inóculo para las pruebas de producción de biogás se utilizó lodo anaerobio (La) que fue recolectado en la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de la Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAM-I). Una segunda fuente de inóculo fue el sedimento (Sx) recolectado previamente en el sitio de estudio. A ambos se les determinó el porcentaje de sólidos totales (ST), sólidos fijos (SF) y sólidos volátiles (SV) mediante técnicas gravimétricas estándar.

Antes del análisis, los crisoles de porcelana empleados fueron lavados, secados y llevados a peso constante. Este acondicionamiento incluyó un primer secado en estufa a $100\text{ }^\circ\text{C}$ durante 20 minutos, seguido de una calcinación en mufla a $550\text{ }^\circ\text{C}$ durante 30 minutos. Una vez enfriados en un desecador, se realizaron pesajes sucesivos hasta asegurar que el peso se mantuviera constante.

Para el procedimiento, se colocaron aproximadamente 5 gramos de lodo anaerobio o de sedimento en cada crisol previamente preparado. Las muestras se secaron en estufa a $100\text{ }^\circ\text{C}$

durante 48 horas para eliminar completamente la humedad y obtener así el peso seco, necesario para calcular el porcentaje de ST. Después, los residuos secos fueron calcinados a 550 °C en mufla durante 30 minutos, con lo cual se eliminó la fracción orgánica. El material restante correspondió a los SF, y los SV se obtuvieron por diferencia de peso entre los sólidos totales y los sólidos fijos.

A la biomasa de las plantas y de manera independiente se les cuantificó el contenido de ST, SV y SF siguiendo el mismo procedimiento que en los inóculos, pero sustituyendo el uso de crisoles por platos de aluminio. Este análisis permitió estimar el contenido de materia orgánica de las plantas, es decir, la fracción potencialmente degradable durante el proceso de digestión anaerobia.

3.5 Montaje de biodigestores para la producción de biogás

La producción de biogás a partir de biomasa de *L. gibba* y *M. aquaticum* se evaluó mediante un proceso de digestión anaerobia en condiciones controladas de laboratorio. Para ello, se diseñaron biodigestores experimentales utilizando botellas de vidrio de 60 mL, adaptadas como reactores cerrados. Los biodigestores se alimentaron con la biomasa de las plantas, para el inóculo lodo anaerobio (La) las cargas orgánicas utilizadas fueron 3 (0.5, 1.0 y 1.5 g SV_{biomasa}/g SV_{inóculo}), la cantidad pesada de biomasa húmeda de la planta correspondiente a cada carga fue de 9.29 g, 18.58 g, y 27.97 g para *L. gibba*, así mismo para *M. aquaticum* fue de 4.23 g, 8.47 g y 12.71 g. Para el inóculo sedimento (Sx) las cargas orgánicas ensayadas fueron 2 (0.5 y 1.0 g SV_{biomasa}/g SV_{inóculo}). Una vez introducidos el inóculo y los fragmentos de las plantas en los biodigestores se adicionó agua libre de cloro hasta alcanzar un volumen de 40 mL. Se implementaron controles a los que se adicionaron únicamente los inóculos correspondientes. Cada botella se selló herméticamente con tapones de goma y tapas de aluminio perforadas, en los que se colocaron

agujas metálicas conectadas a mangueras plásticas de unos 15 cm de largo. Estas mangueras canalizaban el biogás hacia tubos de ensayo invertidos conteniendo solución salina saturada de NaCl, lo que permitió medir el volumen de gas producido a través del desplazamiento de esta solución.

Todos los ensayos se realizaron por triplicado y se mantuvieron a una temperatura constante de 35 °C, correspondiente al rango mesofílico. La producción de gas se monitoreó cada 48 horas durante 45 días, registrando tanto el volumen diario como el acumulado. Al final del proceso de digestión anaerobia se determinó el contenido de ST, SV y SF para estimar la biodegradabilidad de las plantas en estudio.

Asimismo, se analizó la fracción líquida del digestato para conocer el contenido de nutrientes como NH_4^+ y PO_4^- . Las muestras se analizaron mediante espectrofotometría visible (Vis), aplicando factores de dilución necesarios para ajustar las absorbancias dentro del rango de las curvas de calibración. Los estándares mostraron coeficientes de determinación (R^2) mayores a 0.99.

Los métodos de análisis fueron los mismos que los utilizados previamente y las muestras se procesaron por duplicados o triplicados por tratamiento y diluciones controladas.

4. Actividades realizadas

El proyecto contempló trabajo de campo, laboratorio y experimentación en biodigestores. En abril de 2025 se realizó el muestreo en cuatro puntos del canal interno del CIBAC (Xochimilco), recolectando agua, sedimentos y biomasa de *L. gibba* y *M. aquaticum*. Se midieron parámetros físicoquímicos *in situ* (pH, oxígeno disuelto, temperatura y profundidad) y

posteriormente se procesaron las muestras en laboratorio para la determinación de nutrientes inorgánicos y análisis gravimétrico de sólidos totales, fijos y volátiles.

En la fase experimental, se montaron biodigestores anaerobios de 60 mL con diferentes cargas de biomasa y dos tipos de inóculo: lodo anaerobio (La) y sedimento (Sx). Los reactores se incubaron en condiciones mesofílicas (35 °C) durante 45 días, midiendo cada 48 horas el volumen de biogás producido. Al finalizar, se caracterizó la fracción líquida del digestato para determinar NH_4^+ y PO_4^{3-} , y se evaluaron los sólidos residuales, lo que permitió relacionar la degradación de la biomasa con la producción energética y la liberación de nutrientes.

5. Metas alcanzadas

Se cumplió con la caracterización del hábitat de ambas especies, confirmando condiciones eutrofizadas con alta disponibilidad de nutrientes. Asimismo, se determinó el contenido de sólidos de la biomasa, observándose un mayor porcentaje de sólidos volátiles en *M. aquaticum*, lo que respalda su mayor potencial energético. Durante la digestión anaerobia, esta especie mostró una eficiencia superior en la producción de biogás, mientras que *L. gibba* liberó más nitrógeno amoniacal, reflejando diferencias en su composición orgánica.

La reducción de sólidos volátiles y el perfil de nutrientes en el efluente demostraron que ambos sustratos son viables para biodigestión, aunque con limitaciones a cargas altas por sobrecarga e inhibición parcial. Estos resultados cumplieron con las metas planteadas al inicio del estudio: cuantificar la eficiencia de producción de biogás, la reducción de sólidos y la caracterización de nutrientes residuales, evidenciando el potencial de estas macrófitas como

recurso bioenergético en Xochimilco y para el aprovechamiento de su biomasa como medida de manejo.

6. Resultados y conclusiones

6.1 Condiciones fisicoquímicas del hábitat de *L. gibba*. y *M. aquaticum*

6.1.1 Parámetros fisicoquímicos

Durante el muestreo realizado se evaluaron cuatro sitios del canal interno del CIBAC, se registraron parámetros fisicoquímicos como pH, oxígeno disuelto, temperatura del agua, así como la profundidad. Los puntos M1 y M2 estuvieron dominados por *M. aquaticum*, mientras que en L1 y L2 predominó *L. gibba*.

Los parámetros fisicoquímicos obtenidos en el canal interno, un sistema léntico, evidencian la influencia de la vegetación acuática dominante en la calidad del agua. El pH registrado en los sitios dominados por *L. gibba* (7.38–7.45) fueron ligeramente superiores al de los sitios con *M. aquaticum* (7.12–7.16). Este comportamiento puede explicarse por la elevada fotosíntesis superficial de *L. gibba*, que consume CO₂ y desplaza el equilibrio hacia formas menos ácidas de carbono inorgánico disuelto, aumentando el pH. Estudios similares han reportado que mantos extensos de *Lemna* modifican la química del agua en sistemas eutrofizados, provocando oscilaciones diurnas del pH que afectan la disponibilidad de nutrientes (Gale et al., 1989).

En este estudio se observaron concentraciones de oxígeno disuelto mayores en sitios dominados por *M. aquaticum* (1.65–1.81 mg/L) comparadas con sitios dominados por *L. gibba* (1.01–1.11 mg/L), aunque en ambos casos las condiciones fueron hipóxicas. La literatura

señala que sistemas con plantas sumergidas tienden a mantener mayores concentraciones de oxígeno disuelto que aquellos con plantas flotantes, donde las capas densas reducen la penetración de oxígeno (Sewwandi et al., 2010).

La temperatura del agua fue más baja en los sitios con *L. gibba*. (13.3 °C), mientras que en las zonas con *M. aquaticum* se registraron temperaturas de 15.3 °C y 14.4 °C. Esto podría deberse a la mayor cobertura vegetal de *L. gibba*. La profundidad de igual forma fue mayor en los sitios con *M. aquaticum* (40 cm), comparado con 33 y 30 cm en los sitios dominados por *L. gibba*.

6.1.2 Nutrientes inorgánicos en el agua

Las concentraciones de nutrientes confirmaron un hábitat en estado eutrofizado. En los sitios dominados por *M. aquaticum* se detectaron niveles altos de amonio (560.0–612.2 µg/L) y de ortofosfatos (6151.7–6568.3 µg/L), mientras que en los sitios dominados por *L. gibba* se observaron concentraciones más elevadas de nitratos (2608.7–3206.5 µg/L). Este patrón refleja la coexistencia de procesos de amonificación bajo condiciones reductoras y nitrificación en ambientes con mayor oxigenación. Tales resultados son coherentes con lo reportado en lagos urbanos altamente impactados, donde la acumulación de amonio suele asociarse con degradación orgánica y anoxia parcial (Luo et al., 2020; Sayanthan et al., 2024).

Los resultados obtenidos revelaron diferencias notables entre los cuatro puntos analizados como se muestra en la **Figura 2**. Las concentraciones más elevadas de NH_4^+ se detectaron en M1 (560.0 µg/L) y M2 (612.2 µg/L), en contraste con los valores registrados en L1 (342.2 µg/L) y L2 (217.0 µg/L). Este patrón podría estar asociado a una mayor descomposición de materia orgánica en las zonas donde se observó una densa cobertura de vegetación acuática, particularmente *M.*

aquaticum, y refleja las condiciones hipóxicas detectadas en la columna de agua o incluso anaerobias en el sustrato, lo que favorece la generación de amonio como producto intermedio.

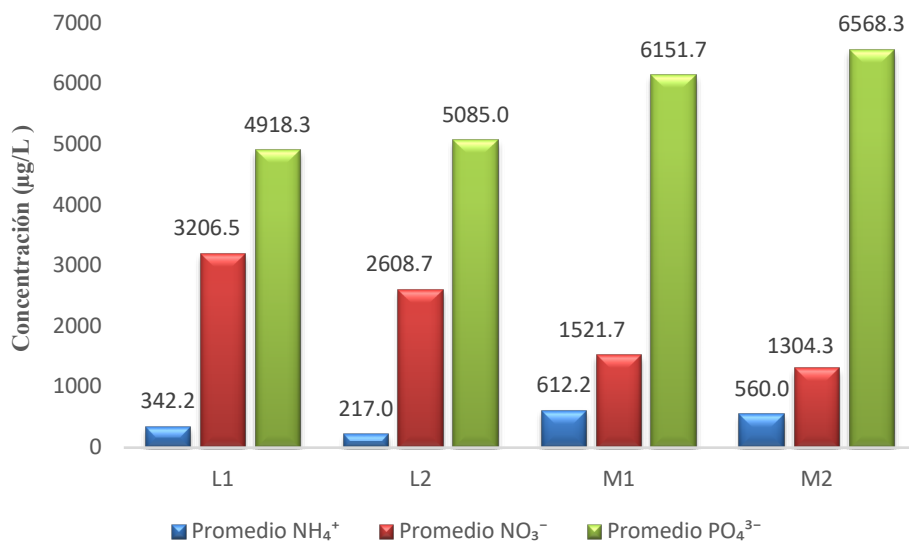


Figura 2. Concentración de NH_4^+ , NO_3^- y PO_4^{3-} en el hábitat de *L. gibba* (L1, L2), y *M. aquaticum* (M1, M2).

Por otro lado, el NO_3^- mostró una distribución inversa, con concentraciones más altas en L1 (3206.5 µg/L) y L2 (2608.7 µg/L), y niveles más bajos en M1 (1521.7 µg/L) y M2 (1304.3 µg/L). Esta distribución sugiere una posible utilización del oxígeno disuelto en los sitios L1 y L2 lo cual favorece la nitrificación, lo que explicaría la menor concentración de oxígeno detectado en estos sitios.

En cuanto a PO_4^{3-} , se registraron concentraciones más elevadas en M2 (6568.3 µg/L) y M1 (6151.7 µg/L), superando los valores obtenidos en L1 (4918.3 µg/L) y L2 (5085.0 µg/L). A pesar de ello, ambos sitios presentan una alta disponibilidad de fósforo tanto en los puntos dominados por vegetación sumergida como en aquellos con flotante, lo que podría estar vinculado al reciclaje

de nutrientes desde el sedimento y al bajo recambio hídrico que se observó. En particular, la abundancia de *L. gibba* en las márgenes del canal puede estar relacionada con esta elevada concentración de ortofosfatos, dada su conocida capacidad para absorber rápidamente el fósforo disuelto (Iqbal et al., 2019).

La elevada presencia de amonio y ortofosfatos en los sitios dominados por *M. aquaticum* refuerza la idea de que esta especie favorece la amonificación y el reciclaje de nutrientes desde el sedimento (Vymazal, 2011). En contraste, la mayor concentración de nitratos en los sitios dominados por *L. gibba* refleja un ambiente en el cual a pesar de la cobertura vegetal se benefició la nitrificación. Estos resultados son consistentes con lo descrito en sistemas eutrofizados, donde las macrófitas alteran los ciclos de nitrógeno y fósforo de forma diferencial (Deago et al., 2024).

6.2 Contenido de sólidos en inóculos y biomasa vegetal

6.2.1 Contenido en los inóculos

Para el inóculo lodo anaerobio (La), como se muestra en la **Tabla 1** y **Figura 3**, los resultados revelaron un contenido promedio de sólidos totales de 8.69%, con una fracción de sólidos volátiles de 5.07%. Los sólidos fijos representaron el 3.62% del total, correspondientes a la fracción inorgánica. La elevada proporción de sólidos volátiles en el lodo sugiere un potencial adecuado para su uso como inóculo en la digestión anaerobia, ya que aporta una carga microbiana suficiente capaz de beneficiar la generación de biogás en condiciones controladas. Estos valores reflejan un equilibrio típico en lodos utilizados como inóculo en procesos anaerobios.

Tabla 1. Porcentaje de sólidos totales (ST), sólidos fijos (SF) y sólidos volátiles (SV) en el inóculo lodo anaerobio (La).

Crisol	% ST	% SF	% SV
1	8.706	3.532	5.174
2	8.622	3.646	4.976
3	8.750	3.656	5.094

Nota: Diferencia entre los ST y SF, expresada como porcentaje de SV, que representan de forma indirecta el contenido de microorganismos del inóculo.

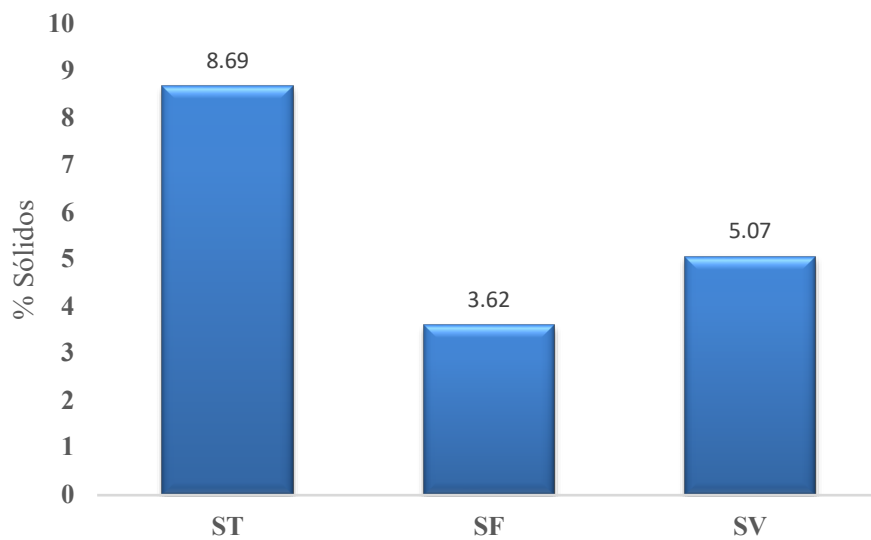


Figura 3. Muestra los porcentajes promedio de sólidos totales (ST), sólidos fijos (SF) y sólidos volátiles (SV) determinados en las muestras de lodo anaerobio (La).

La proporción de sólidos volátiles confirma que el lodo anaerobio utilizado es adecuado como inóculo, ya que proporciona un consorcio microbiano con características para la degradación de la materia orgánica. La utilización de lodos ricos en materia orgánica y con comunidades microbianas activas es una práctica común en plantas de biogás centralizadas para promover la eficiencia de la digestión anaerobia (Angelidaki & Ellegaard, 2003).

Respecto al sedimento (Sx) dispuesto como inóculo, el contenido de ST fue de 1.82%, de los cuales aproximadamente 1.01% corresponden a SF y 0.80% a SV (**Figura 4**). Estos valores indican que la fracción mineral (inorgánica) tiene una ligera predominancia sobre la fracción orgánica, lo que coincide con estudios sobre los sedimentos de cuerpos de agua como Xochimilco, donde materiales de origen geológico (arena, limo y arcillas) se combinan con aportes de materia orgánica derivada de vegetación y residuos (Sánchez-González et al., 2019).

El balance entre SF y SV refleja que, aunque existe una fracción orgánica disponible que podría contribuir como inóculo a procesos como la producción de biogás, el predominio mineral limita el potencial en comparación con lodos anaerobios de plantas de tratamiento (**Tabla 2**). En conjunto, los resultados evidencian un sedimento con bajo contenido de sólidos, característico de ambientes acuáticos con alta dilución y aporte constante de agua.

Tabla 2. Porcentaje de sólidos totales (ST), sólidos fijos (SF) y sólidos volátiles (SV) en el inóculo Sedimento (Sx).

Crisol	% ST	% SF	% SV
1	3.300	1.792	1.508

2	1.316	0.746	0.57
3	0.864	0.520	0.344

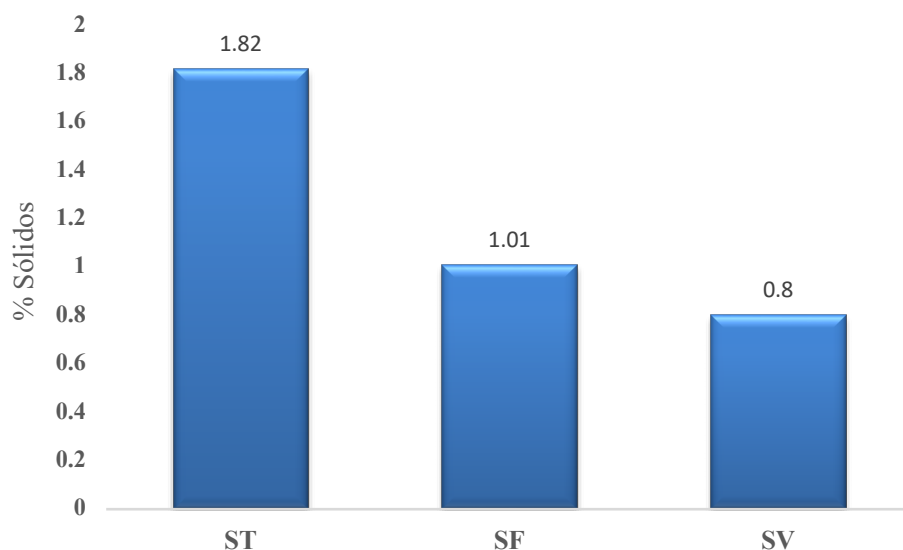


Figura 4. Muestra los porcentajes promedio de sólidos totales (ST), sólidos fijos (SF) y sólidos volátiles (SV) determinados en las muestras de sedimento (Sx).

6.2.2 Contenido en la biomasa vegetal

En las muestras de biomasa vegetal de *L. gibba* y *M. aquaticum* recolectadas se determinó el contenido de sólidos totales, fijos y volátiles. Estos parámetros son fundamentales para evaluar el potencial energético de las plantas como materia prima en procesos de digestión anaerobia, ya que los SV representan la fracción biodegradable. Para ello se determinaron los pesos secos y calcinados de acuerdo con el peso inicial de la biomasa que fue de 5 g. Se incineraron a 550 °C en mufla para eliminar la fracción orgánica volátil, y el residuo obtenido se utilizó para calcular los SF, mientras que los SV se estimaron por diferencia de peso entre los ST y SF.

En general, *M. aquaticum* presentó un mayor contenido de sólidos totales (7.65%) en comparación con *L. gibba* (3.65%), asimismo la primera mostró un porcentaje más elevado de sólidos volátiles (5.90%), lo cual sugiere una mayor proporción de materia orgánica susceptible a biodegradación, en contraste con el contenido en *L. gibba* (2.69%) (**Tabla 3**). La relación entre sólidos fijos y volátiles proporciona información sobre la composición mineral y orgánica de cada especie, y puede influir en la eficiencia del proceso de producción de biogás.

El mayor porcentaje de sólidos totales que *M. aquaticum* presentó en comparación con *L. gibba* puede estar relacionado con su estructura morfológica más fibrosa y robusta. No obstante, *L. gibba* mostró un menor porcentaje de sólidos volátiles a pesar de su morfología más delicada y menos lignificada, lo que facilitaría su degradación durante la digestión anaeróbica. La fracción de sólidos fijos fue ligeramente superior en *M. aquaticum*, lo cual es coherente con su estructura y refleja una buena capacidad para incorporar compuestos minerales.

Tabla 3. Porcentaje promedio de sólidos en la biomasa vegetal de ambas especies.

Especie	% ST	% SF	% SV
<i>M. aquaticum</i>	7.65	1.74	5.90
<i>L. gibba</i>	3.65	0.95	2.69

Nota: Porcentaje de sólidos totales (ST), sólidos fijos (SF) y sólidos volátiles (SV) determinados en muestras de *L. gibba*. y *M. aquaticum*. Los valores se calcularon a partir del peso seco a 100 °C y del residuo inorgánico obtenido tras la calcinación a 550 °C. Estos porcentajes permiten evaluar la proporción de materia orgánica y su potencial de biodegradación.

A pesar de que *L. gibba* mostró menor cantidad de sólidos volátiles, estudios previos destacan a *Lemna* como una biomasa con alto potencial de degradabilidad por su bajo contenido de lignina (Baek et al., 2021). Sin embargo, la estructura fibrosa de *M. aquaticum* explica su mayor cantidad de ST, lo que lo convierte en un sustrato más voluminoso, pero probablemente menos lábil (Figura 5).

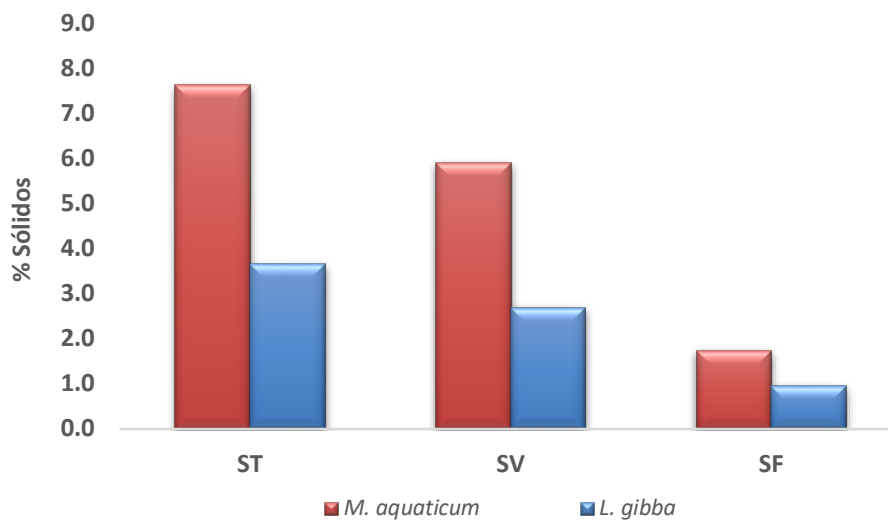


Figura 5. Muestra los porcentajes promedio de sólidos totales (ST), sólidos fijos (SF) y sólidos volátiles (SV) determinados en las muestras de biomasa vegetal.

6.3 Producción de biogás a partir de *L. gibba* y *M. aquaticum*

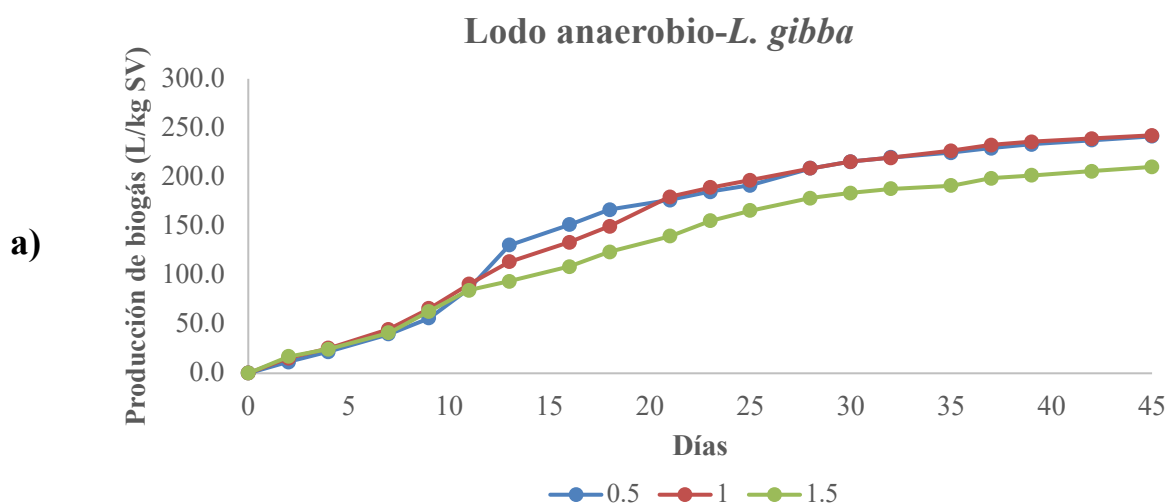
6.3.1 Producción acumulada de biogás

La producción de biogás proveniente de la degradación anaerobia de la biomasa de *L. gibba* y *M. aquaticum* se evaluó durante un periodo de 45 días, bajo condiciones mesofílicas (~35 °C), utilizando biodigestores experimentales de 60 mL, evaluando el inóculo lodo anaerobio (La) a tres cargas orgánicas y el inóculo sedimento (Sx) a dos cargas orgánicas utilizando como sustrato la

biomasa de las respectivas plantas acuáticas. Las mediciones para cuantificar el biogás se realizaron cada 48 horas, acumulando el volumen de biogás generado. La producción se expresa en litros de biogás por kilogramo de sólidos volátiles alimentados al biodigestor (L/kg SV).

Para el inóculo lodo anaerobio (La) y *L. gibba* (**Figura 6a**) la mayor producción se concentró entre los días 7 y 25, periodo en el cual se observó una rápida actividad metabólica por parte del consorcio microbiano del inóculo. La producción fue similar entre las cargas orgánicas 0.5 y 1.0 g SV_{biomasa}/g SV_{inóculo} (≈ 240 L/kg SV), y ligeramente menor (≈ 210 L/kg SV) cuando se aplicó la carga orgánica más alta.

Cuando se probó lodo anaerobio (La) con *M. aquaticum* y como se observa en la **Figura 6b** desde el día 2 y hasta el día 23 se presentó una rápida producción de biogás. La producción entre las tres cargas orgánicas ensayadas se diferenció, superando los 300 L/kg SV aquella de 0.5, seguida de 1.0 y 1.5 con una generación de biogás alrededor de 260 y 220 L/kg SV, respectivamente.



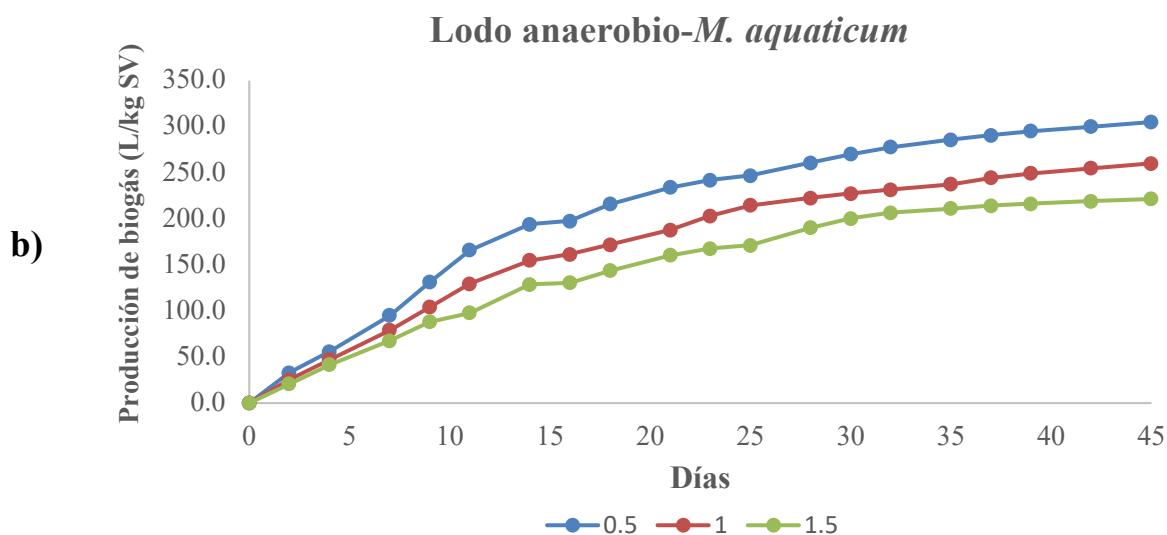


Figura 6. Producción de biogás a partir de *L. gibba* y *M. aquaticum* con lodo anaerobio (*La*) como inóculo y ensayando tres cargas orgánicas (0.5, 1.0 y 1.5 g $SV_{biomasa}/g\ SV_{inóculo}$).

Con sedimento (*Sx*) como inóculo y *L. gibba* como sustrato, la producción más alta de biogás igualmente se observó entre los días 2 y 25 de la digestión (**Figura 7a**), el tratamiento con carga orgánica de 0.5 presentó una mayor producción acumulada ($\approx 300\text{ L/kg SV}$) en comparación con aquel de 1.0 ($\approx 270\text{ L/kg SV}$). De manera similar, *M. aquaticum* presentó el perfil de producción más alto entre el día 2 y 25, y alcanzó valores máximos $\approx 290\text{ L/kg SV}$ en la carga orgánica más baja y $\approx 240\text{ L/kg SV}$ en 1.0 como se muestra en la **Figura 7b**. Esto indica que una menor carga orgánica relativa favoreció la estabilidad del proceso, posiblemente al evitar la acumulación de compuestos intermediarios como ácidos grasos volátiles que pueden inhibir la actividad metanogénica (Mao et al., 2015).

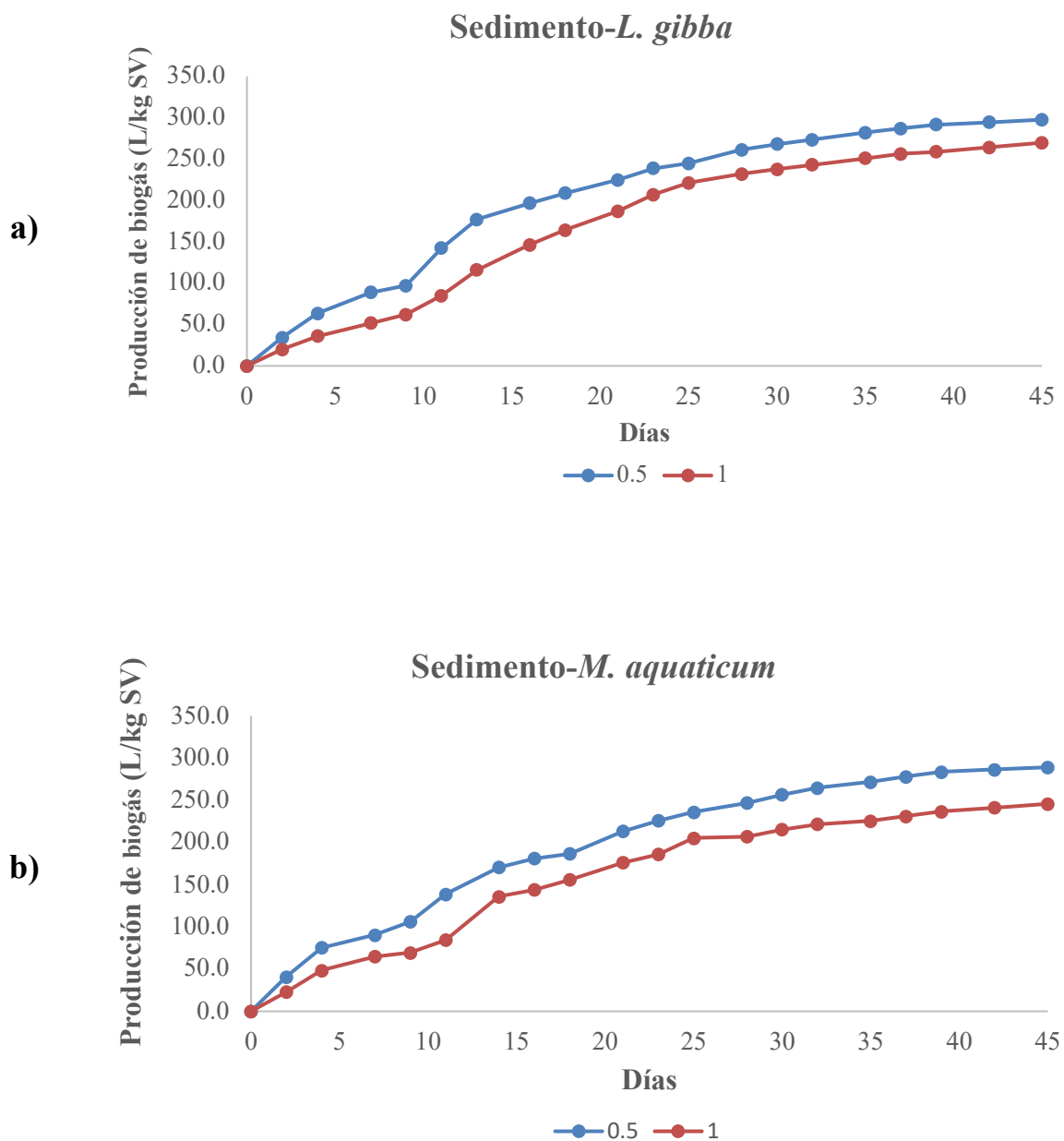


Figura 7. Producción de biogás a partir de *L. gibba* y *M. aquaticum* con sedimento (Sx) como inóculo y dos cargas orgánicas (0.5 y 1.0 g SV_{biomasa}/g SV_{inóculo}).

En la **Tabla 5** se resumen los valores de producción máxima acumulada de biogás para ambas plantas e inóculos a las distintas cargas orgánicas ensayadas. Con lodo anaerobio

comparando entre ambas plantas y cargas orgánicas se alcanzó la mayor producción con *M. aquaticum*, presentando la más alta a una carga de 0.5 con 305.1 L/kg SV, no obstante, la producción disminuyó conforme la carga orgánica incrementó (305.1 a 221.5 L/kg SV). Con *L. gibba* esta fue de 210.3 a 242.4 L/kg SV, con valores similares entre las dos primeras cargas. En términos generales, *M. aquaticum* mostró una mayor eficiencia en la producción de biogás con este inóculo. En contraste, *L. gibba* presentó una degradación más lenta y parcial, lo que limitó el aprovechamiento completo de su fracción orgánica, especialmente con las cargas mayores como la de 1.5 (**Figura 8**).

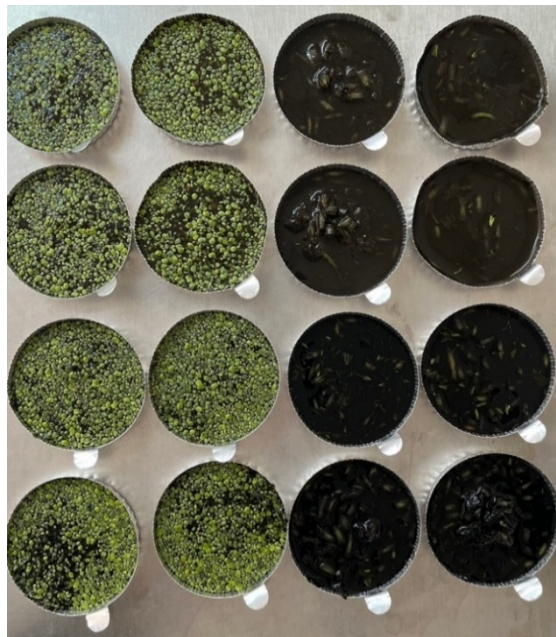


Figura 8. Biomasa de *L. gibba* (izquierda) y *M. aquaticum* (derecha) al iniciar el proceso de digestión anaerobia.

Al usar el sedimento (Sx) la mayor producción se obtuvo con *L. gibba* (297.7 L/kg) seguida de *M. aquaticum* (289.1 L kg/SV) a una carga de 0.5; para ambas plantas la producción fue menor

cuando la carga orgánica aumentó, siendo de 269.8 y 245.8 L/kg SV, respectivamente. El uso de sedimento local como inóculo y a baja carga mejoró los rendimientos de *L. gibba*, lo que refuerza la importancia de microbiotas adaptadas al sustrato (Mata-Alvarez et al., 2011).

Tabla 5. Producción máxima acumulada de biogás a partir de la biomasa vegetal con distintos inóculos y diferentes cargas orgánicas.

Carga orgánica (g SV _{biomasa} /g SV _{inóculo})	Lodo anaerobio (La)		Sedimento (Sx)	
	<i>L. gibba</i> (L/kg SV)	<i>M. aquaticum</i> (L/kg SV)	<i>L. gibba</i> (L/kg SV)	<i>M. aquaticum</i> (L/kg SV)
0.5	241.3	305.1	297.7	289.1
1.0	242.4	260.3	269.8	245.8
1.5	210.3	221.5	-	-

En la **Figura 9** se presentan fotografías de la biomasa vegetal con inóculo lodo anaerobio al finalizar la etapa del proceso de digestión anaerobia, donde se observa una diferencia evidente en la degradación de la biomasa entre ambas especies. En el caso de *M. aquaticum*, se muestra una notable ausencia de material vegetal, indicando una descomposición casi completa de la biomasa original. Por el contrario, en las muestras correspondientes a *L. gibba* (carga orgánica de 1.5) aún es posible distinguir la estructura de las plantas, lo que sugiere una degradación más lenta o una mayor resistencia de sus tejidos al proceso de digestión. Estas diferencias visuales reflejan el

comportamiento contrastante de ambas especies durante la fermentación y aportan información relevante sobre su potencial como sustratos para la producción de biogás.

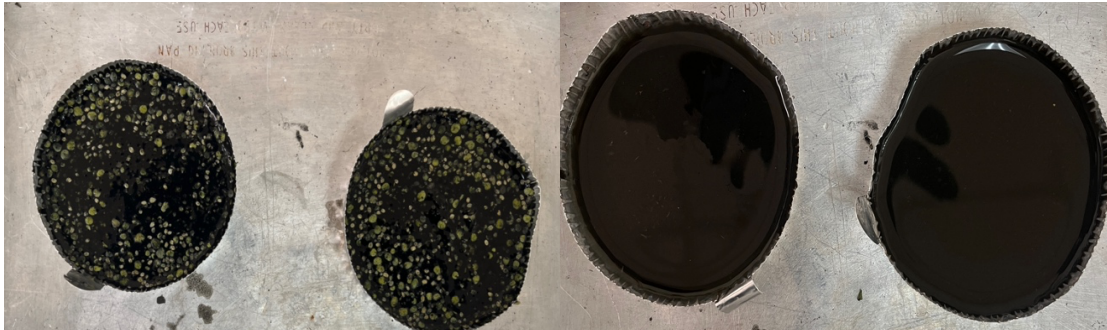


Figura 9. Biomasa vegetal de *L. gibba* (izquierda) y *M. aquaticum* (derecha) al finalizar el proceso de digestión anaerobia con lodo anaerobio a una carga de 1.5 g SV biomasa/ g SV inóculo.

Estos resultados se encuentran dentro del rango de lo observado en otros estudios de digestión anaerobia de macrófitas acuáticas. Por ejemplo, Kobayashi *et al.* (2015) reportó producciones de metano entre 200 y 400 L/kg SV para diferentes especies de plantas acuáticas, mientras que Singhal & Rai (2003) destacaron que el desempeño del proceso depende fuertemente de la relación C/N y de la presencia de compuestos recalcitrantes. En este sentido, los valores de producción de biogás obtenidos sugieren que tanto *L. gibba* como *M. aquaticum* son sustratos viables para la generación del energético, con mayor potencial en el caso de *L. gibba* cuando se emplean como inóculos microorganismos adaptados en el sitio, y para *M. aquaticum* cuando se utilizan microorganismos adaptados a condiciones más variables como las de las plantas de tratamiento.

Los resultados indican que la producción de biogás disminuyó ligeramente al aumentar la carga de biomasa en la mayoría de los tratamientos, posiblemente por una inhibición parcial derivada de acumulación de productos intermedios durante la digestión.

6.3.2 Concentración de nutrientes en la fracción líquida del digestato

Como parte de la evaluación del sistema de digestión anaerobia, se analizó la calidad del digestato, en su fracción líquida, generado al finalizar el proceso, considerando las concentraciones de amonio (NH_4^+) y ortofosfatos (PO_4^{3-}) como indicadores de la mineralización de nitrógeno y fósforo orgánico. Estos compuestos inorgánicos son productos típicos de la degradación anaerobia de biomasa vegetal y permiten evaluar la intensidad de los procesos de hidrólisis, acidogénesis y mineralización (Weiland, 2010; Möller & Müller, 2012).

Amonio (NH_4^+)

Las mayores concentraciones promedio de NH_4^+ se observaron en los tratamientos con *L. gibba* (Lm) y lodo anaerobio (La), particularmente en las cargas bajas e intermedias de acuerdo con la **Figura 10**. El tratamiento Lm/La 0.5 presentó el valor más alto (≈ 508 mg/L), seguido de Lm/La 1.0 (≈ 464 mg/L), superando a los tratamientos equivalentes con *M. aquaticum* (My) y a los inoculados con sedimento (Sx).

Este comportamiento indica una mayor mineralización del nitrógeno orgánico en *Lemna*, lo cual puede atribuirse a su alto contenido proteico y baja proporción de tejidos estructurales, características que favorecen la liberación de nitrógeno amoniacal durante la digestión anaerobia (Möller & Müller, 2012; Weiland, 2010). En contraste, *M. aquaticum* presentó concentraciones menores de NH_4^+ , con excepción de My/La 1.0 (≈ 386 mg/L), lo que sugiere una degradación más lenta del N orgánico debido a su mayor contenido lignocelulósico.

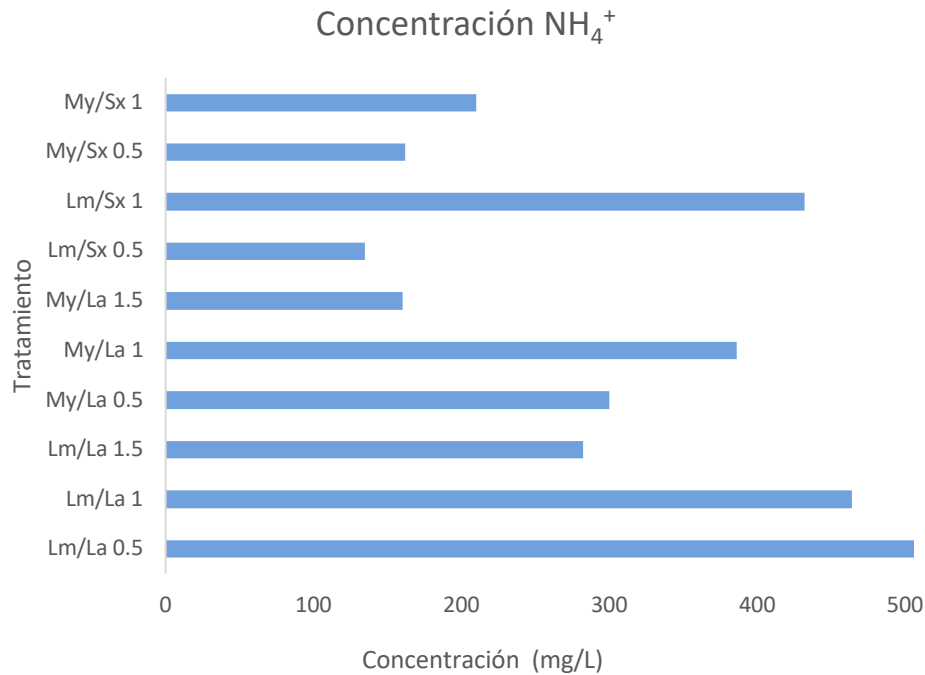


Figura 10. Concentración de amonio (NH_4^+) en la fracción líquida del digestato; las concentraciones incluyen el amonio que pudiera provenir de los inóculos. Lm: *L. gibba*., My: *M. aquaticum*. Sx: Sedimento. La: Lodo anaerobio.

Los tratamientos inoculados con lodo anaerobio mostraron, en general, concentraciones de NH_4^+ más elevadas que aquellos con sedimento (Sx) a igual carga de biomasa. Este patrón sugiere que el consorcio microbiano del lodo anaerobio favorece procesos más eficientes de amonificación y desaminación (Chen et al., 2008), mientras que el sedimento puede promover una liberación microbiana del N inorgánico más lenta, por tanto, menor acumulación en el líquido.

El incremento de la carga de biomasa no siempre condujo a un aumento del NH_4^+ disuelto. En el sistema Lm/La, el aumento de 0.5 a 1.5 g produjo una disminución del amonio (≈ 508 a ≈ 282 mg/L). Este comportamiento puede explicarse por la inhibición por amonio libre (NH_3), ya que altas concentraciones de amonio pueden afectar negativamente la digestión anaerobia y alterar la

dinámica de nitrógeno en el biodigestor, así como por la presencia de fracciones iniciales de nitrógeno inorgánico provenientes de los inóculos, que influyen en la cuantificación final de NH_4^+ . La literatura ha documentado que la inhibición por amonio y el incremento de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ en digestores pueden no traducirse directamente en aumentos netos de disponibilidad de nitrógeno para procesos posteriores (Chen et al., 2008; Möller & Müller, 2012).

Desde una perspectiva de aprovechamiento, los efluentes con alto contenido de NH_4^+ pueden utilizarse como fertilizante nitrogenado de liberación rápida, aunque requieren manejo para evitar fitotoxicidad y pérdidas por volatilización, especialmente bajo condiciones de pH elevado y temperaturas altas (Bonmatí & Flotats, 2003).

Ortofosfatos (PO_4^{3-})

Las concentraciones más elevadas de PO_4^{3-} se registraron principalmente en los tratamientos inoculados con sedimento (Sx), destacando My/Sx 0.5 (≈ 10 mg/L), Lm/Sx 1.0 y Lm/Sx 0.5 (≈ 9 mg/L) como se observa en la **Figura 11**. En contraste, los tratamientos con lodo anaerobio (La) presentaron concentraciones moderadas a bajas de fósforo soluble (≈ 8 a 5 mg/L).

La mayor liberación de PO_4^{3-} en presencia de sedimento se atribuye a la solubilización del fósforo previamente retenido en la matriz sedimentaria, favorecida por las condiciones reductoras del sistema anaerobio. La reducción de Fe(III) a Fe(II) y la ruptura de complejos Fe–P conducen a la liberación de fosfato al medio líquido, un mecanismo ampliamente documentado en ambientes anóxicos y sistemas lacustres someros (Søndergaard et al., 2003).

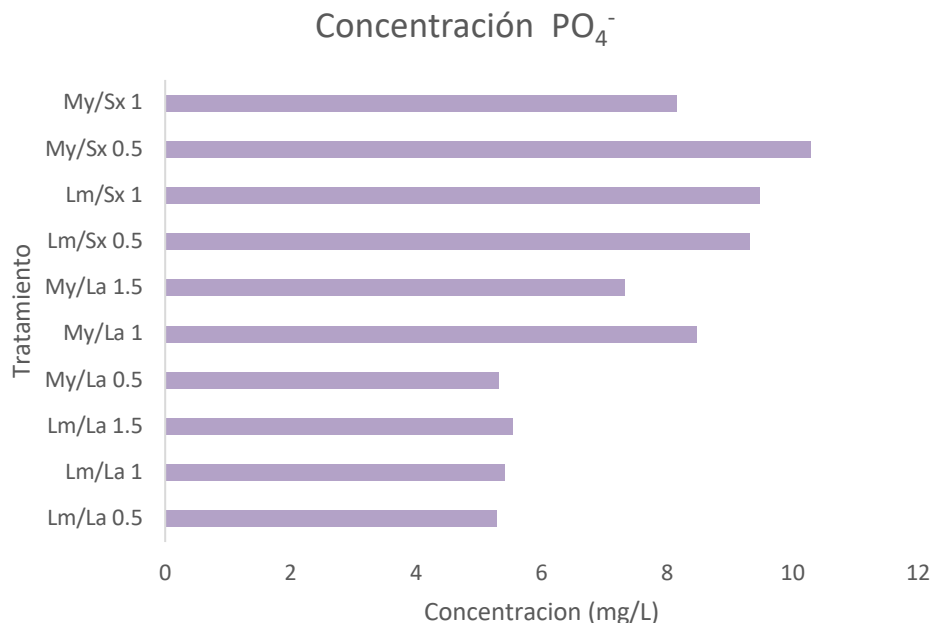


Figura 11. Concentración de ortofosfatos (PO_4^{3-}) en la fracción líquida del digestato; las concentraciones incluyen el ortofosfato que pudiera provenir de los inóculos. Lm: *L. gibba.*, My: *M. aquaticum*. Sx: Sedimento. La: Lodo anaerobio.

En los tratamientos con lodo anaerobio (La), particularmente en Lm/La, las concentraciones de PO_4^{3-} fueron relativamente bajas y homogéneas. Esto podría asociarse a la dinámica de nutrientes dentro del biodigestor y a la redistribución de compuestos durante la digestión anaerobia, donde parte del fósforo puede encontrarse en formas menos solubles o estabilizadas en el digestato, lo que podría limitar su incremento notable dentro de la fase líquida. En general, el digestato de sistemas de digestión anaerobia es reconocido como un fertilizante con mayor disponibilidad de nutrientes en comparación con la materia prima original, especialmente de nitrógeno, y puede utilizarse en aplicaciones agrícolas tras una adecuada gestión (Weiland, 2010).

En *M. aquaticum* con lodo anaerobio (My/La), la carga intermedia presentó un mayor contenido de PO_4^{3-} en comparación con *Lemna*, lo que podría estar relacionado con diferencias en la composición mineral del tejido vegetal y una mayor fracción de fósforo susceptible de mineralización bajo condiciones anaerobias (Möller & Müller, 2012).

Las concentraciones de NH_4^+ y PO_4^{3-} obtenidas post-digestión de la biomasa vegetal reflejan la acumulación de nutrientes derivada de la degradación anaerobia de la materia orgánica, ya que el digestato contiene concentraciones elevadas de nitrógeno mineral y fósforo comparado con los residuos no tratados, lo que evidencia su potencial como fertilizante orgánico (Czekala, 2022). Esta acumulación representa un riesgo potencial de eutrofización si el efluente se descarga sin el tratamiento o manejo adecuados; sin embargo, también constituye una oportunidad para su aprovechamiento como biofertilizante, contribuyendo al cierre de ciclos de nutrientes dentro de un esquema de economía circular.

El perfil elevado de NH_4^+ en tratamientos con *Lemna* y lodo anaerobio, junto con el alto contenido de PO_4^{3-} en sistemas con sedimento, sugiere que el digestato en su fracción líquida puede utilizarse en fertirriego o agricultura de precisión, ajustando la relación N:P al cultivo. Alternativamente, tecnologías como la cristalización de estruvita permiten recuperar y estabilizar simultáneamente nitrógeno y fósforo a partir del efluente, transformándolos en un fertilizante de liberación lenta y reduciendo los riesgos ambientales asociados a la descarga de nutrientes (Le Corre et al., 2009).

6.3.3 Contenido de sólidos post-digestión

Tras 45 días de digestión anaerobia, se analizaron los sólidos de los biodigestores, determinando las concentraciones de sólidos totales (ST), sólidos fijos (SF) y sólidos volátiles (SV), expresadas en mg/L (**Figura 12**). Las concentraciones de ST oscilaron aproximadamente entre 26.6 y 56.5 mg/L, observándose los valores más elevados en los tratamientos inoculados con sedimento (por ejemplo, Lm/Sx 1: 56.5 mg/L; My/Sx 0.5–1.0: 52.2–51.5 mg/L), mientras que los valores más bajos correspondieron a los tratamientos con lodo anaerobio y menor carga de biomasa (por ejemplo, Lm/La 0.5: 28.0 mg/L; My/La 0.5: 26.6 mg/L).

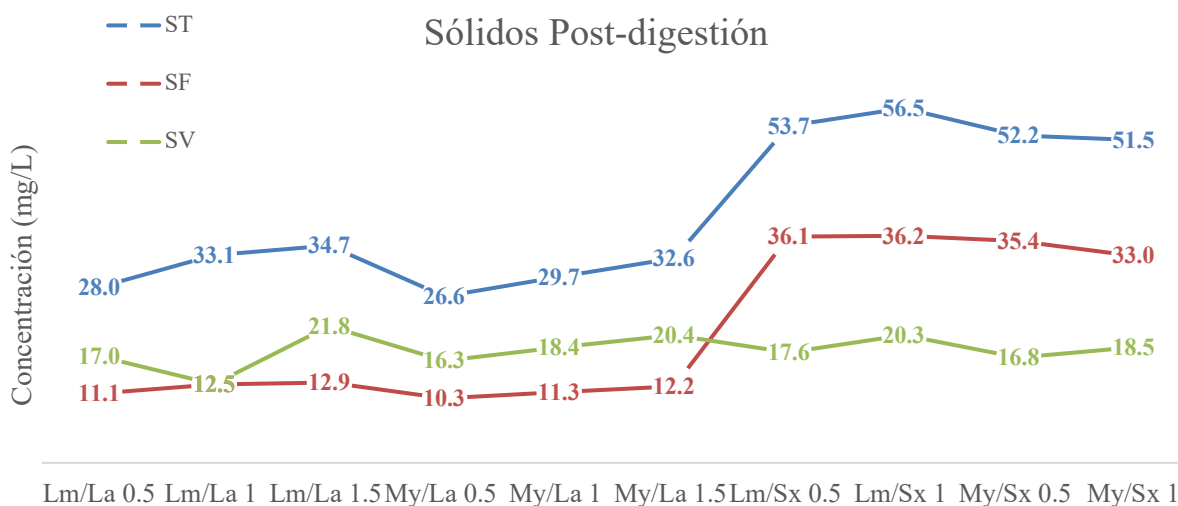


Figura 12. Concentración de sólidos totales (ST), sólidos fijos (SF) y sólidos volátiles (SV) en los biodigestores al final de la digestión anaerobia. Las concentraciones de sólidos comprenden los residuales de la digestión de la biomasa vegetal de las plantas, así como aquellos de los inóculos.

Las concentraciones de SV, representativas de la fracción orgánica biodegradable remanente, oscilaron entre 12.5 y 21.8 mg/L (**Figura 12**). Los valores más altos se observaron en

los tratamientos con *L. gibba* a mayor carga (Lm/La 1.5), seguidos por los tratamientos con *M. aquaticum*. En contraste, los valores más bajos de SV se registraron en los tratamientos con menor carga de biomasa, lo que indica una mayor estabilización de la materia orgánica.

Por su parte, las concentraciones de SF variaron entre 10.3 y 36.2 mg/L, alcanzando sus máximos en los tratamientos con sedimento, lo que refleja un mayor aporte de sólidos minerales al sistema. Los tratamientos con lodo anaerobio presentaron concentraciones de SF considerablemente menores, asociadas a una menor acumulación de fracción inerte y a una mayor proporción relativa de materia orgánica degradada.

La reducción de las concentraciones de SV respecto a los valores iniciales confirma la degradación de la fracción orgánica y su conversión en biogás. Los tratamientos con *L. gibba* a mayor carga mantuvieron concentraciones relativamente altas de SV, lo que sugiere la presencia de materia orgánica no degradada, posiblemente asociada a efectos de sobrecarga o a la presencia de compuestos de degradación lenta.

M. aquaticum presentó menores concentraciones de SV lo que sugiere una fracción efectivamente degradada, que permitió una mayor producción acumulada de biogás (305 L/kg SV), lo que indica una conversión más eficiente de su fracción biodegradable (Weiland, 2010). En el caso de *L. gibba*, las concentraciones relativamente altas de SV antes y después de la digestión sugieren que parte de su potencial energético no fue completamente aprovechado, especialmente a cargas altas, posiblemente debido a la presencia de metabolitos secundarios que pueden inhibir la hidrólisis (Kaur et al., 2018) y limitar el aprovechamiento total de la biomasa.

Los biodigestores con sedimento como inóculo mostraron mayores concentraciones finales de sólidos totales (ST) y sólidos fijos (SF), evidenciando el aporte mineral propio del sedimento, aunque con menor reducción de sólidos volátiles (SV). Estos sistemas pueden ser adecuados para su uso como acondicionadores de suelo. En contraste, los biodigestores con lodo anaerobio presentaron una biomasa residual más estabilizada con menor contenido mineral, lo que favorece su potencial aplicación agrícola. La caracterización post-digestión permite así definir el destino más adecuado del digestato dentro de esquemas de bioeconomía circular.

6.4 Conclusiones

Las condiciones ambientales registradas en los sitios de muestreo del Lago de Xochimilco evidencian un sistema somero con alta disponibilidad de nutrientes inorgánicos, caracterizado por concentraciones detectables de nitratos, amonio y ortofosfatos, así como por la presencia predominante de *L. gibba* y parches de *M. aquaticum*. Estos resultados confirman un estado trófico elevado del sistema y reflejan una marcada heterogeneidad espacial, particularmente en parámetros como profundidad, oxígeno disuelto y proliferación vegetal.

Dichas condiciones favorecen el crecimiento acelerado de macrófitas acuáticas, lo que sustenta su disponibilidad como biomasa potencial para procesos de digestión anaerobia. En conjunto, la información obtenida establece una línea base ambiental del sitio de estudio y respalda la viabilidad del aprovechamiento de *L. gibba* y *M. aquaticum* como materia prima para la producción de biogás.

Tanto *L. gibba* como *M. aquaticum* demostraron potencial como materia prima para la producción de biogás en condiciones mesofílicas. Mientras que *L. gibba* se caracterizó por una

mayor liberación de nitrógeno amoniacal, *M. aquaticum* destacó por su eficiencia energética al generar mayores volúmenes de biogás por unidad de sólidos volátiles adicionados.

El tipo de inóculo condicionó significativamente los resultados. El lodo anaerobio favoreció la acumulación de NH_4^+ y una reducción marcada de la fracción orgánica de la biomasa vegetal (%SV), lo que indica una comunidad microbiana más activa en la degradación de compuestos carbonados reflejándose en la producción de biogás. En cambio, el sedimento aportó una fracción mineral importante y actuó como fuente interna de fósforo soluble, reflejado en los altos niveles de PO_4^{3-} en la fracción líquida del digestato, además de proporcionar un consorcio microbiano con capacidad para la degradación de la biomasa vegetal de las plantas en estudio.

La reducción de sólidos volátiles confirmó la degradación de la materia orgánica, aunque a cargas más altas ($1.5 \text{ g biomasa/g SV}_{\text{inóculo}}$) persistieron fracciones no degradadas, lo que sugiere limitaciones por sobrecarga o inhibición parcial. Post-digestión, los biodigestores con sedimento presentaron mayor contenido de ST y SF, evidenciando una mayor proporción mineral, mientras que los obtenidos con lodo anaerobio mostraron una fracción líquida más estabilizada y con menor porción orgánica residual.

El digestato, en su fracción líquida, presentó concentraciones elevadas de NH_4^+ y PO_4^{3-} , lo que lo convierte en un subproducto con valor como fertilizante de liberación rápida de nutrientes. No obstante, estas características implican riesgos de fitotoxicidad y pérdidas por volatilización o lixiviación, por lo que se recomienda aplicar estrategias de manejo (aireación, dilución, stripping de amonio o recuperación de fósforo como estruvita) antes de su uso agrícola.

Los resultados confirman que el aprovechamiento de macrófitas acuáticas invasoras como *L. gibba* y *M. aquaticum* no solo contribuye a la producción de energía renovable en forma de biogás, sino también a la obtención de subproductos con potencial agronómico. De esta manera, su uso en digestión anaerobia representa una estrategia de bioeconomía circular aplicable en sistemas urbanos como Xochimilco, al mismo tiempo que se contribuye al control de especies vegetales invasoras y a la mejora de la calidad del agua.

7. Recomendaciones

Con base en los hallazgos, se recomienda incorporar la extracción sistemática de *L. gibba* y *M. aquaticum* en los canales de Xochimilco como materia prima para biodigestores. Este uso dual permite controlar especies invasoras y generar energía renovable. Para optimizar la producción de biogás, se sugiere explorar pretratamientos físicos o térmicos de la biomasa vegetal (por ejemplo, tratamiento a alta temperatura), ya que estudios recientes han mostrado que el pretratamiento de *Lemna* spp. acelera la hidrólisis y aumenta el rendimiento metanogénico. Asimismo, la co-digestión de estas plantas con otros residuos ricos en carbono o con estiércol podría mejorar el balance C/N y la producción de biogás.

La fracción líquida del digestato contiene altas concentraciones de amonio y fósforo, lo que sugiere su uso potencial como biofertilizante. Sin embargo, para prevenir fitotoxicidad y pérdidas de nutrientes, es necesario implementar estrategias de estabilización. Por ejemplo, la aireación seguida de la desnitrificación parcial del digestato pueden reducir el amonio libre antes de su aplicación (Möller & Müller, 2012), o bien precipitar el fósforo en forma de estruvita. En general, se recomienda procesar la fracción líquida del digestato para ajustarlo a estándares agronómicos antes de emplearlo en cultivos.

Es conveniente ampliar las pruebas a escala piloto, evaluando el sistema en condiciones semi-continuas o continuas para acercarlo a aplicaciones reales. También se propone investigar la co-digestión con otros sustratos disponibles en la región (p.ej. residuos agrícolas, de alimentos o lodos municipales) para maximizar la producción de biogás. De igual modo, conviene estudiar la presencia de posibles contaminantes (metales pesados, pesticidas) en las plantas y en el digestato, considerando que *L. gibba* y *M. aquaticum* pueden acumular nutrientes y compuestos tóxicos. Finalmente, el desarrollo de estrategias de biorremediación complementarias –por ejemplo, uso integrado en sistemas de fitorremediación en sistemas controlados y *a posteriori* la generación de biogás– fortalecería la sostenibilidad del proyecto.

8. Referencias

1. Angelidaki I, Ellegaard L. Codigestion of manure and organic wastes in centralized biogas plants: status and future trends. *Appl Biochem Biotechnol*. 2003;109(1-3):95-105. doi:10.1385/ABAB:109:1-3:95
2. APHA, AWWA, WEF. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 23rd ed. Washington (DC): American Public Health Association; 2017.
3. Baek G, Saeed M, Choi HK. Duckweeds: their utilization, metabolites and cultivation. *Appl Biol Chem*. 2021;64:73. doi:10.1186/s13765-021-00644-z
4. Bonmatí A, Flotats X. Air stripping of ammonia from pig slurry: characterisation and feasibility as a pre- or post-treatment to mesophilic anaerobic digestion. *Waste Manag*. 2003;23(3):261-272. doi:10.1016/S0956-053X(02)00144-7
5. Czekala W. Digestate as a source of nutrients: nitrogen and its fractions. *Water*. 2022;14(24):4067. doi:10.3390/w14244067
6. Chen Y, Cheng JJ, Creamer KS. Inhibition of anaerobic digestion process: a review. *Bioresour Technol*. 2008;99(10):4044-4064. doi:10.1016/j.biortech.2007.01.057
7. Contreras F. *Manual de técnicas hidrobiológicas*. México (DF): Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa; 1994.

8. Deago E, Chung K, Patiño S, Ramírez M, James A. Fitorremediación y biogás: un enfoque integral para la sostenibilidad del agua. *I+D Tecnológico*. 2024;20(2):43-53. doi:10.33412/idt.v20.2.4057
9. Gale J, Smernoff DT, Macler BA, MacElroy RD. Carbon balance and productivity of *Lemna gibba*, a candidate plant for CELSS. *Adv Space Res*. 1989;9(8):43-52. doi:10.1016/0273-1177(89)90027-6
10. Iqbal J, Javed A, Baig MA. Growth and nutrient removal efficiency of duckweed (*Lemna minor*) from synthetic and dumpsite leachate under artificial and natural conditions. *PLoS One*. 2019;14(8):e0221755. doi:10.1371/journal.pone.0221755
11. Kobayashi T, Fujimoto A, Mase T, Watanabe K. Characterization of anaerobic degradability and kinetics of harvested submerged aquatic weeds used for nutrient phytoremediation. *Energies*. 2015;8(1):304-318. doi:10.3390/en8010304
12. Koley A, Mukhopadhyay P, Gupta N, Singh A, Ghosh A, Show BK, et al. Biogas production potential of aquatic weeds as the next-generation feedstock for bioenergy production: a review. *Environ Sci Pollut Res*. 2023;30(52):111802-111832. doi:10.1007/s11356-023-30191-7
13. Le Corre KS, Valsami-Jones E, Hobbs P, Parsons SA. Phosphorus recovery from wastewater by struvite crystallization: a review. *Crit Rev Environ Sci Technol*. 2009;39(6):433-477. doi:10.1080/10643380701640573
14. Lower L, Qiu Y, Sartor RC, Sagues WJ, Cheng J. Kinetic modeling of thermophilic anaerobic digestion of Lemnaceae for biogas production. *Bioenerg Res*. 2025;18(1):23. doi:10.1007/s12155-025-10824-0
15. Luo P, Tong X, Liu F, Huang M, Xu J, Xiao R, Wu J. Nutrients release and greenhouse gas emission during decomposition of *Myriophyllum aquaticum* in a sediment-water system. *Environ Pollut*. 2020;260:114015. doi:10.1016/j.envpol.2020.114015
16. Martín-Sanz-Garrido C, Revuelta-Aramburu M, Santos-Montes AM, Morales-Polo C. A review on anaerobic digestate as a biofertilizer: characteristics, production, and environmental impacts from a life cycle assessment perspective. *Appl Sci*. 2025;15(15):8635. doi:10.3390/app15158635
17. Mata-Alvarez J, Dosta J, Macé S, Astals S. Co-digestion of solid wastes: a review. *Crit Rev Biotechnol*. 2011;31(2):99-111. doi:10.3109/07388551.2010.525496

18. Mao C, Feng Y, Wang X, Ren G. Review on research achievements of biogas from anaerobic digestion. *Renew Sustain Energy Rev.* 2015;45:540-555. doi:10.1016/j.rser.2015.02.032
19. Möller K, Müller T. Effects of anaerobic digestion on digestate nutrient availability and crop growth: a review. *Eng Life Sci.* 2012;12(3):242-257.
20. Ramírez Rodríguez HB, Rivera Cabrera O. Comparación de la producción de biogás a partir de lenteja de agua (*Lemna gibba*) como sustrato alternativo frente a la biomasa tradicional [tesis licenciatura]. Arequipa (PE): Universidad Católica de Santa María; 2014.
21. Sánchez-González A, Fuentes-García R, Pablo-Trujillo C, Hernández-Quiroz M, Ponce de León Hill CA. Sediment organic matter description from an urban wetland: multivariate analysis of FT-IR bands to determine its origin. *Wetlands Ecol Manag.* 2019;27(6):761-775. doi:10.1007/s11273-019-09693-3
22. Sayanthan S, Abu Hasan H, Abdullah SRS. Floating aquatic macrophytes in wastewater treatment: toward a circular economy. *Water.* 2024;16(6):870. doi:10.3390/w16060870
23. Sewwandi BGN, Weragoda SK, Mowjood MIM, Tanaka N, Sasikala S. Effect of submerged and floating plants on dissolved oxygen dynamics and nitrogen removal in constructed wetlands. *Trop Agric Res.* 2010;21(4):353-360. doi:10.4038/tar.v21i4.3311
24. Singhal V, Rai JPN. Biogas production from water hyacinth and channel grass used for phytoremediation of industrial effluents. *Bioresour Technol.* 2003;86(3):221-225. doi:10.1016/S0960-8524(02)00178-5
25. Søndergaard M, Jensen JP, Jeppesen E. Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia.* 2003;506-509:135-145. doi:10.1023/B:HYDR.0000008611.12704.dd
26. UNESCO World Heritage Centre. Centro histórico de México y Xochimilco [Internet]. 2025 [citado 11 feb 2026]. Disponible en: <https://whc.unesco.org/es/list/412/>
27. Vymazal J. Constructed wetlands for wastewater treatment: five decades of experience. *Environ Sci Technol.* 2011;45(1):61-69. doi:10.1021/es101403q
28. Weiland P. Biogas production: current state and perspectives. *Appl Microbiol Biotechnol.* 2010;85(4):849-860. doi:10.1007/s00253-009-2246-7